Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin

Étude d'un cortège avifaunistique représentatif des milieux ouverts sur les plaines agricoles du Marais poitevin entre 2008 et 2016

2017

Damien Chiron (GODS), Fabien Mercier (LPO) & Julien Sudraud (LPO)

Titre : Étude d'un cortège avifaunistique représentatif des milieux ouverts sur les plaines agricoles du Marais poitevin entre 2008 et 2016

Thème(s) : Faune, Oiseaux, Plaines céréalières

Mots-clés : Avifaune de plaine, Plaines céréalières, variables environnementales, tendances d'évolution, Marais poitevin, Vendée, Deux-Sèvres, Charente-Maritime, Nouvelle-Aquitaine, Pays de la Loire.

Espèce(s) concernée(s)

- Alouette des champs, *Alauda arvensis*
- Bergeronnette printanière, *Motacilla flava*
- Bruant jaune, *Emberiza citrinella* (intégré en 2012)
- Bruant proyer, *Emberiza calandra*
- Bruant zizi, *Emberiza cirlus*
- Busard cendré, *Circus pygargus*
- Busard des roseaux, *Circus aeruginosus*
- Busard Saint-Martin, *Circus cyaneus*
- Caille des blés, *Coturnix coturnix*
- Cochevis huppé, *Galerida cristata*
- Fauvette grisette, *Sylvia communis*
- Faucon crécerelle, *Falco tinnunculus* (intégré en 2012)
- Gorgebleue à miroir, *Luscinia svecica*
- Huppe fasciée, *Upupa epops*
- Hypolaïs polyglotte, *Hippolais polyglotta*
- Outarde canepetière, *Tetrax tetrax*
- Œdicnème criard, *Burhinus oedicnemus*
- Pie-grièche écorcheur, *Lanius collurio*
- Perdrix grise, *Perdix perdix*
- Perdrix rouge, *Alectoris rufa*
- Tarier pâtre, *Saxicola rubicola*
- Vanneau huppé, *Vanellus vanellus*

Type étude : suivi des populations, analyses de données.

Objectif(s) de l'étude :

- Réaliser un état des lieux de ces espèces de milieux ouverts en se basant sur 3 années de recensement à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin.
- Étudier la représentativité de 17 espèces qui composent ce cortège
- Evaluer leur tendance d'évolution au cours de ces 8 dernières années
- Evaluer quels sont les facteurs environnementaux qui affectent la présence de ces différentes espèces

Résumé :

L'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin a lancé dès 2008 un recensement d'un cortège de 22 espèces représentatives des milieux ouverts sur la base d'un protocole élaboré par le Centre d'études biologiques de Chizé ciblant particulièrement l'Outarde canepetière. Ce protocole s'est vu reconduire en 2012 puis 2016 à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin. Basée sur la reproductivité de 937 IPA au cours de 3 périodes de recensement, cette étude a pour objectif premier d'effectuer un état des lieux des populations de 17 espèces du cortège sur ces 8 dernières années. Elle a donc pour but d'évaluer leurs tendances d'évolution sur la base de leur présence/absence sur les IPA au cours des 3 périodes de recensements. Le calcul des indices de fréquence par année de recensement nous a permis de mettre en évidence la diminution de la distribution de 6 espèces des 17 espèces retenues et l'augmentation de 7 autres. Or la significativité de ces tendances d'évolution n'est prouvée que sur 3 espèces à savoir : une augmentation de la présence de l'Hypolaïs polyglotte et de l'Alouette des champs et une diminution significative de la Perdrix rouge.

Qui plus est, la présence de 12 espèces a été mise en relation avec des variables explicatives à partir de modèles statistiques dans l'objectif d'évaluer l'effet des variables environnementales sur ce cortège d'espèces.

Nous avons pu mettre en évidence des effets redondants sur la présence des espèces telles que la superficie en parcelles potentiellement irrigables, la diversité d'habitats, le linéaire de haies ou encore la surface en zone bâtie.

La prise en compte de certaines variables protocolaires au sein des analyses a également permis de détecter un effet de l'heure des prospections sur la détection de la majorité des espèces étudiés. Ces résultats permettent donc de préconiser une adaptation du protocole en veillant à prospecter les IPA peu de temps après le lever du soleil et donc à éviter les IPA réalisés en soirée. D'autres points d'améliorations seraient à prévoir dans cette présente étude que ce soit dans la réalisation du protocole en lui-même que dans l'analyse des résultats basés actuellement en termes de présence/absence et non d'abondances.

Période / Année de réalisation : 2008, 2012, 2016

Perspective(s) d'application : 2020

Nombre de pages : 95

Noms des partenaires : LPO Charente-Maritime, LPO Vendée, Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres

Noms des financeurs : DREAL Poitou-Charentes, DREAL Pays de la Loire

Lien bibliographique : Chiron, D., Mercier, F. et Sudraud, J. (2017). Étude d'un cortège avifaunistique représentatif des milieux ouverts sur les plaines agricoles du Marais poitevin entre 2008 et 2016. Rapport de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin. 95 p.

Crédits photographiques page de couverture

- Antoine Joris : Fauvette grisette, Bruant jaune
- Alexandre Villers : Busard cendré
- Damien Chiron : Pie-grièche écorcheur
- Fabrice Conort : Tarier pâtre, Outarde canepetière, Vanneau huppé, Gorgebleue à miroir blanc
- Jacques Pellerin : Cochevis huppé, Œdicnème criard,

I. INTRODUCTION 8

II. OBJECTIFS 10

III. PROTOCOLE : MATERIELS ET METHODES 12

1. Zone d'étude 12

a) Localisation et caractéristiques principales 12

b) Des enjeux avifaunistiques remarquables 15

2. Modèle d'étude 16

a) Un cortège représentatif des plaines agricoles 16

b) Espèces inscrites à l'Annexe I de la « Directive Oiseaux » 20

3. Méthodologie de recensement 23

4. Nature des données utilisées 26

a) Les données issues du recensement avifaunistique 26

b) Les variables dites « protocolaires » 26

c) Les variables environnementales 27

5. Mise en forme et traitement des données statistiques 31

a) Homogénéisation des données 31

b) Les indices d'évaluation utilisés 33

c) Analyses statistiques 34

IV. RESULTATS 36

1. Effort de prospection : 36

2. Résultats généraux 36

a) nombre moyen d'espèces du cortège détectées par IPA 36

b) Indice de Fréquence par espèce (IF) 39

3. Résultats par espèce 40

a) L'Alouette des champs – *Alauda arvensis* 40

b) Bruant proyer Emberiza calandra 44

c) Bergeronnette printanière – *Motacilla flava* 48

49

d) Fauvette grisette *Sylvia communis* 51
e) Hypolais polyglotte *Hippolais polyglotta* 54
f) Œdicnème criard *Burhinus oedicnemus* 56
g) Gorgebleue à miroir blanc *Luscinia svecica namnetum* 59
h) Caille des blés *Coturnix coturnix* 62
i) Huppe fasciée *Upupa epops* 64
j) Perdrix rouge *Alectoris rufa* 67
k) Bruant zizi *Emberiza cirlus* 69
l) Bruant jaune *Emberiza citrinella* 71
m) Tarier pâtre *Saxicola rubicola* 74
n) Cochevis huppé *Galerida cristata* 75
o) Perdrix grise *Perdix perdix* 76
p) Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* 77
q) Outarde canepetière *Tetrax tetrax* 78

V. DISCUSSIONS 79

VI. REMERCIEMENTS 85

VII. BIBLIOGRAPHIE 86

I. Introduction

Le XXème siècle a marqué un tournant majeur dans l'évolution de la biodiversité qui apparait se poursuivre en ce début de XXIème siècle (Stoate *et al*., 2009). Généralisé à de multiples taxons biologiques, le déclin des espèces est tel que certains auteurs parlent même d'une sixième extinction (Barnosky *et al.*, 2011, Wagler, 2011 ; Cafaro, 2015). On assiste alors à une dégradation, voir même à la disparition de certains écosystèmes (Keinath**,** 2017). Parmi les différentes causes du déclin de la biodiversité, la perte de l'habitat, résultant de l'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation (Haines-Young, 2009 ; Aronson *et al.*, 2014) toujours plus prégnante, est incontestablement citée comme la raison principale (Stephen *et al.*, 2003 ; Balmford et Bond, 2005).

Sous l'influence de la Politique Agricole Commune (PAC), la révolution agricole a profondément modifié les paysages. L'intensification et le changement des pratiques culturales sont le reflet d'une perte d'habitats naturels et semi-naturels sans précédent (Donald *et al*., 2001 ; Emmerson *et al*., 2016) qui affectent l'ensemble des écosystèmes terrestres. Le paysage devient de plus en plus monotone et homogène au profit de la production agricole. Les prairies naturelles sont alors progressivement remplacées par des monocultures annuelles. A titre d'exemple, la superficie en céréales en Europe a triplé entre 1960 et 2000 affectant alors près de 30% des oiseaux européens (Donald *et al.*, 2001). Ces pratiques agricoles actuelles conduisent également à la disparition des milieux bocagers (Robinson et Sutherland, 2002) suite aux remembrements des haies, laissant progressivement place à un milieu ouvert fortement anthropisé. Enfin, l'usage croissant de pesticides et d'herbicides engendre un effondrement des niveaux trophiques inférieurs aux conséquences considérables qui se répercutent sur le reste de la chaine alimentaire (Taylor *et al.*, 2006 ; Karp et Daily, 2012 ; Schütte *et al*., 2017).

Par une perte importante d'habitat naturels disponibles, l'extension de l'urbanisation participe également activement à l'effondrement de la biodiversité (McKinney, 2008 ; Goddard *et al*., 2009). Ce phénomène impacte essentiellement au niveau des paysages agricoles qui se voient alors attribuer une double peine. Lié à une explosion démographique, le développement des infrastructures au cœur de ces milieux entraine une artificialisation massive modifiant profondément leurs aspects. La construction d'axes routiers (autoroute, route), d'ouvrages de

production (i.e. parc éoliens) et l'augmentation de la surface bâtie sont tout autant des facteurs qui participent d'une part à la perte mais également à la fragmentation de l'habitat (Santos *et al*., 2013). Nous comprenons donc aisément que ces changements rapides ne sont pas sans conséquence sur les espèces sauvages qui peinent à s'adapter en subissant pleinement la modification de leur habitat. Le nombre d'individus et la diversité en espèce diminuent tandis que les enjeux de conservation se multiplient (Tscharntke et *al., 200*5 ; Green et *al.,* 2000 ; Doxa *et al.,* 2012).

Espace conquis par l'homme et aménagé pour l'agriculture, le Marais poitevin n'échappe pas à ce phénomène. A l'instar de l'ensemble des zones humides (Keddy *et al*., 2009 ; Nguyen *et al.,* 2017), ce vaste territoire subi l'intensification agricole et l'urbanisation (Godet et Thomas, 2013 ; Daniel et Torcheux, 2015 ; Pouzet *et al*., 2015**)**. Une modification importante de l'habitat s'opère alors aussi bien au cœur de la zone humide que sur ses plaines calcaires périphériques qui constituent son bassin versant. La superficie en parcelles irriguées et drainées se voit augmenter ce qui permet alors de favoriser une culture céréalière intensive en remplacement des prairies humides à tel point que le Marais poitevin, en 1997, perd son label de Parc Naturel Régional. Si en 2014, le Marais poitevin retrouve son label de PNR les conséquences sur les biodiversités se sont ressenties et les premiers inventaires montrent une fragilisation et une spécialisation des cortèges (Thomas et Godet, 2010 ; Texier, A. coord., 2014).

Afin d'évaluer les conséquences de ces changements sur la biodiversité occupant le territoire du Marais poitevin, un Observatoire du Patrimoine Naturel a alors été pensé dans les années 1990 pour être concrètement mis en place en 2003. Basé sur le suivi à long terme de différents groupes biologiques définis comme indicateurs pertinents de la qualité des habitats qui composent le Marais poitevin, l'objectif de cet observatoire est d'évaluer l'évolution de la biodiversité du territoire et de définir quels sont les facteurs qui l'affectent.

Les plaines céréalières du bassin versant de la zone humide constituent une vaste partie intégrante du Marais poitevin. Bien qu'affectées par l'intensification massive de l'agriculture, ces plaines hébergent encore des espèces avifaunistiques aux statuts de conservation très précaires et certaines d'entre elles sont d'ailleurs considérées d'intérêt communautaire en étant inscrites à l'Annexe I de la Directive Oiseaux (Directive 79/409/CEE). Or nous savons encore trop peu de choses sur ces espèces à l'échelle du Marais poitevin, ne serait que le représentativité respective, leur statut de conservation, leur évolution, leurs exigences écologiques en terme d'habitats…

Afin d'évaluer au mieux les effets potentiels des changements environnementaux sur la biodiversité de ces plaines céréalières, il a été décidé de travailler sur un cortège de 24 espèces d'oiseaux indicatrices des milieux ouverts. Placés au sommet de la chaîne alimentaire, les oiseaux sont révélateurs des perturbations qui s'opèrent sur les niveaux trophiques primaires. Ils sont reconnus comme de réels indicateurs des changements environnementaux et de l'état global des écosystèmes. En milieu agricole, de nombreuses études utilisent ces espèces comme indicateurs biologiques pour mettre en avant l'effet de l'intensification de l'agriculture sur la biodiversité (*e.g.* Chamberlain *et al.*, 2000 ; Morris et *al.*, 2005 ; Donald et *al.*, 2006 ; Jiguet *et al.*, 2012 ; Guerrero et *al.*, 2012 ; Jeliazkov *et al.*, 2016, Setchfield et Peach, 2016).

Ainsi, dès 2008, un premier recensement de ce cortège avifaunistique a été initié sur l'ensemble des plaines céréalières intégrées au Parc Naturel Régional du Marais poitevin (Fichet & Berthomé, 2008). Basé sur un protocole régional élaboré par le Centre d'Etudes biologiques, ce recensement a été reconduit en 2012 (Rose *et al.*, 2012) et 2016 (Lagrange *et al.*, 2016).

II. Objectifs

L'objectif premier de cette étude est donc de réaliser un état des lieux de ces espèces de milieux ouverts en se basant sur les 3 années de recensement à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin.

Pour ce faire nous allons dans un premier temps étudier la représentativité de 17 espèces qui composent ce cortège à partir d'indices de fréquence simples qui nous permettront également d'évaluer leur tendance d'évolution respective au cours de ces 8 dernières années

Nous nous efforcerons également d'évaluer quels sont les facteurs environnementaux qui affectent la présence de ces différentes espèces qui compose ce cortège. L'irrigation, la nature et la taille du parcellaire, l'hétérogénéité des cultures, la végétation arborée, la surface en bâtiment sont tout autant de paramètres qui peuvent influer sur la distribution de ces espèces.

III. Protocole : matériels et méthodes

1. Zone d'étude

a) Localisation et caractéristiques principales

Localisé sur le littoral atlantique, le Marais poitevin, d'une superficie de 179 954 ha, constitue la plus grande zone humide du littoral français et la seconde de France métropolitaine après la Camargue. Il s'étend sur 3 départements (Charente-Maritime, Deux-Sèvres et Vendée) et 2 régions (Pays-de-la-Loire et Nouvelle-Aquitaine).

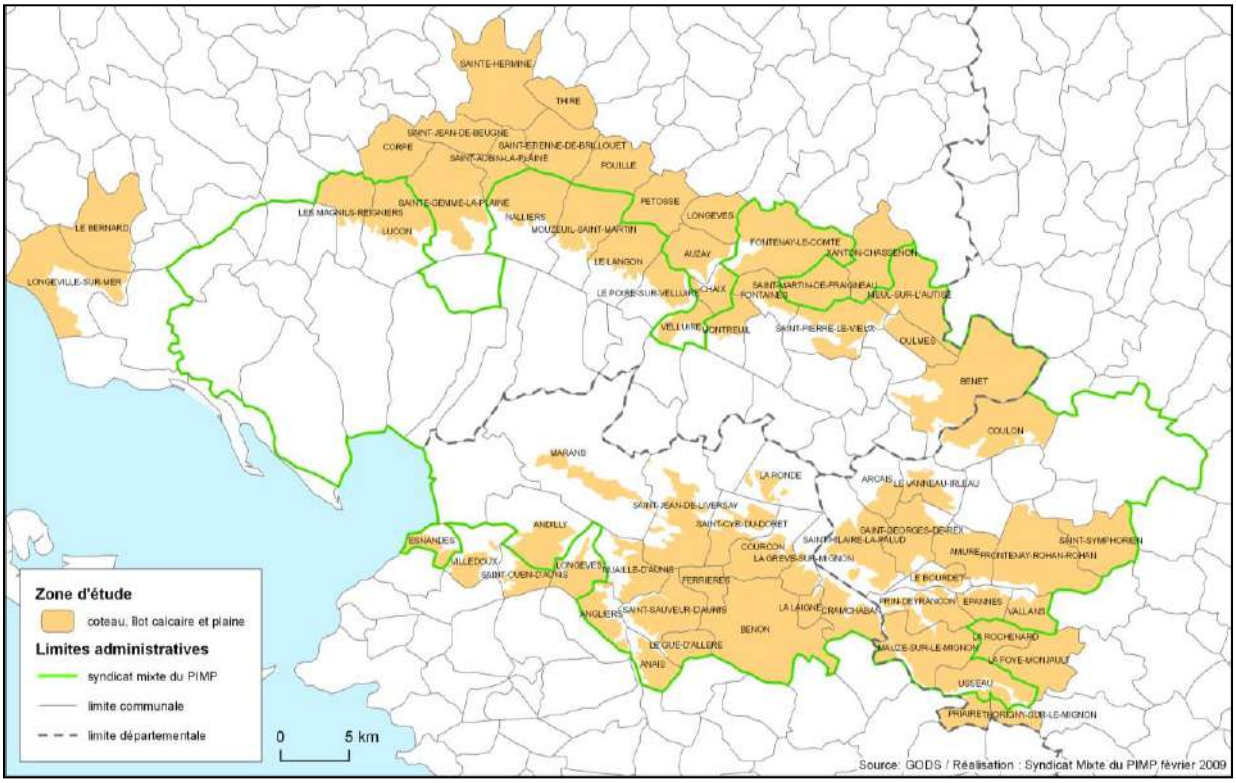

Figure 1 : localisation de la zone étude concernée par le recensement de l'avifaune de plaine du Marais poitevin

Comprise en grande partie dans l'enceinte du Parc Naturel Régional (PNR) du Marais poitevin, notre zone d'étude fait alors partie intégrante de cette vaste zone humide en constituant une part considérable de son bassin versant (***Figure 1***).

D'une superficie de 127 092 ha, elle se caractérise par de vastes plaines ouvertes alors susceptibles d'abriter les espèces avifaunistiques recherchées. L'ensemble des communes comprenant alors cette grande entité paysagère ont alors été retenues pour le recensement de ce cortège (***figure2***)

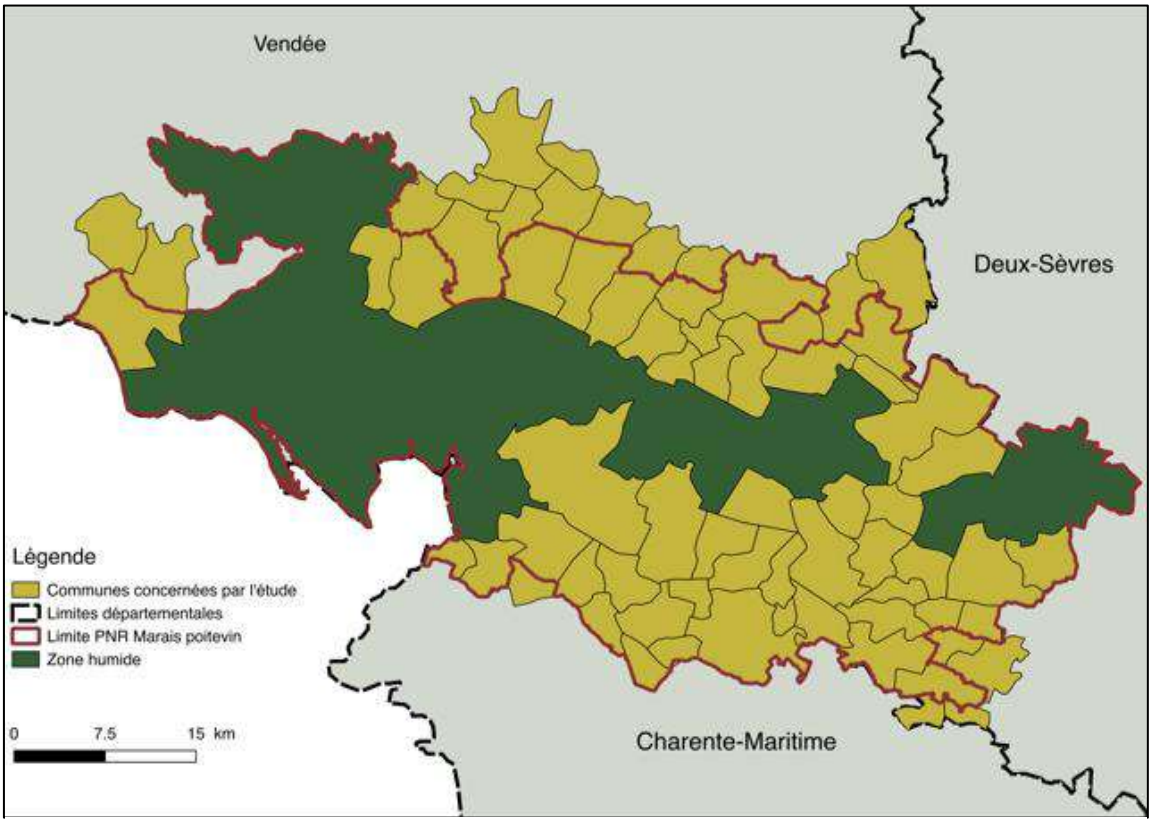

Figure 2 : localisation des communes retenues pour le recensement de l'avifaune de plaine du Marais poitevin

Ce paysage agricole au relief très peu marqué est largement dominé par la céréaliculture (***Figure 3***). Les grandes cultures (céréales, maïs et oléo-protéagineux) représentent environ 90% de la surface des plaines céréalières de ce territoire. Les cultures prairiales telles que les prairies temporaires et permanentes ou encore les jachères ne constituent quant à elles qu'environ 7% de la Surface Agricole Utile (***Figure 3***) en se concentrant essentiellement à l'est du territoire. Le reste de l'assolement est, quant à lui, dédié à l'horticulture, aux cultures fourragères, au maraichage, à l'arboriculture ainsi qu'à la viticulture (***Figure 3***).

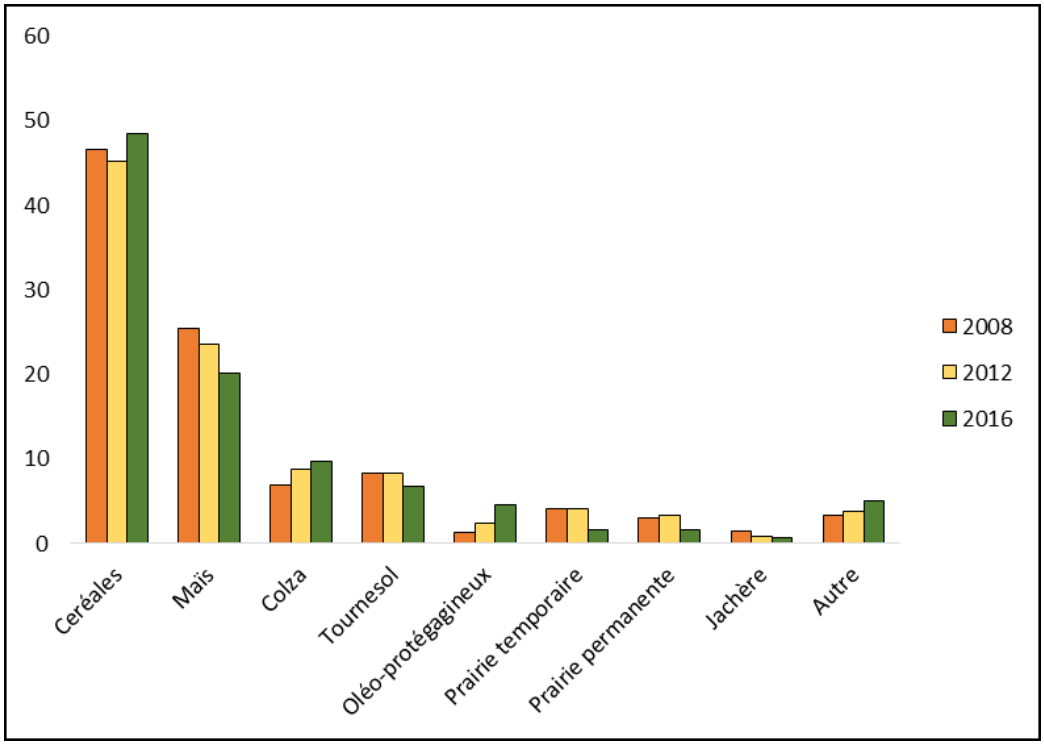

Figure 3 : pourcentage de culture sur les 3 années de recensement de l'avifaune de plaine (Source Registre Parcellaire Graphique)

Concernant les caractéristiques du parcellaire au sein de la zone d'étude (***Tableau 1***), nous pouvons noter que le nombre de parcelles diminue entre 2008 et 2016 en étant directement lié à une augmentation de la surface moyenne des parcelles sur ce même pas de temps. Les plus petites parcelles se situent en majorité à l'est du territoire, en bordure du marais mouillé, sur la partie deux-sévrienne.

	2008	**2012**	**2016**
Nombre de parcelles	34 834	29 540	29 692
Taille moyenne parcelle (ha)	3.8 ± 5.4	4 ± 5.69	3.88 ± 5.3

Tableau 1 : évolution des caractéristiques principales du parcellaire compris à l'intérieur de la zone d'étude entre 2008 et 2016.

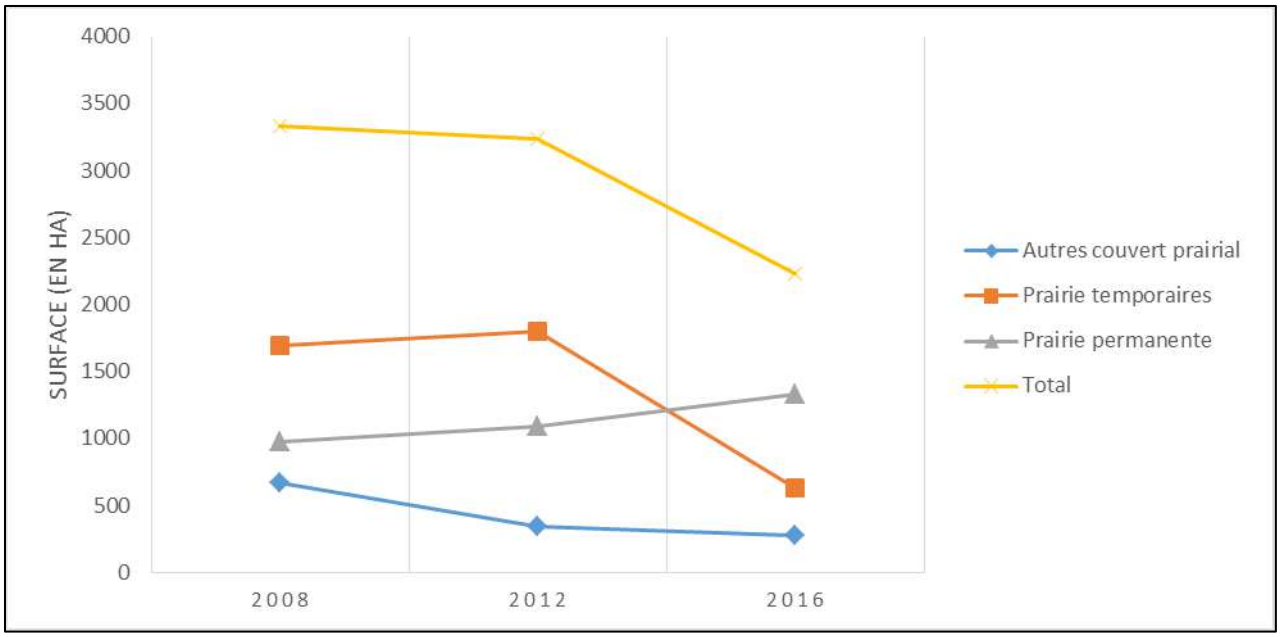

Figure 4 : évolution des différents types de couvert prairial au sein du périmètre de l'étude entre 2008 et 2016.

Nous pouvons également noter qu'au cours de ces 8 dernières années la surface globale en herbe présente au sein des plaines céréalières du Marais poitevin à diminuer, particulièrement de manière importante pour les prairies temporaires entre 202 et 2016 (***Figure 4***). Au contraire la surface en prairies permanentes a quant à elle légèrement augmenté.

b) Des enjeux avifaunistiques remarquables

Bien qu'il s'agisse d'un secteur fortement anthropisé et précaire où l'assolement est amené à évoluer annuellement, ce territoire abrite pourtant un cortège d'espèces avifaunistiques de plaine remarquable. Certaines des espèces qui le compose, de par leur statut de conservation précaire, sont d'ailleurs considérées d'intérêt communautaire en étant inscrites à l'Annexe I de la Directive Oiseaux (Directive Européenne 79/409/CEE).
Leur présence, caractérisée par des effectifs reproducteurs non négligeables sur certains secteurs de la zone d'étude a alors permis la désignation de plusieurs Zones de Protection Spéciale au sein de ces plaines agricoles.

Le périmètre présente donc un intérêt communautaire en intégrant tout ou partie de trois Zones de Protection Spéciale (ZPS) reconnus d'intérêt majeur pour la préservation des oiseaux de plaine :

La ZPS Plaine calcaire du Sud Vendée (FR5212011), située intégralement dans la moitié nord du site d'étude.

La ZPS Plaine de Niort Nord-Ouest (FR5412013) : partiellement comprise dans la zone d'étude, elle se situe en limite administrative entre les Deux-Sèvres et la Vendée, au nord-ouest du site.

La ZPS Plaine de Niort Sud-Est (FR5412007), dont une infime partie est intégrée au sud-est de la zone d'étude.

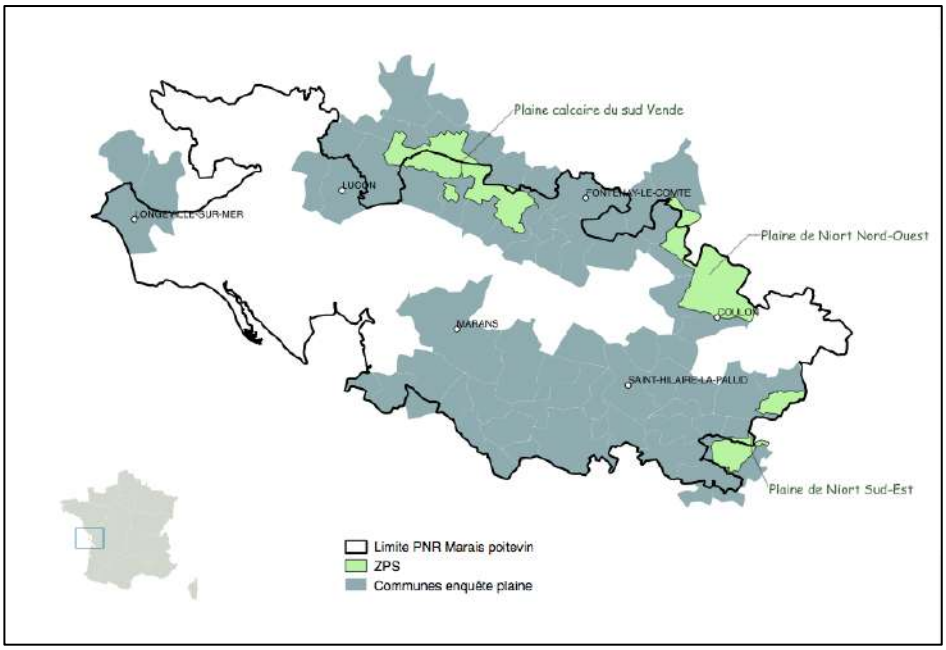

Figure 5 : localisation des 3 ZPS « avifaune de plaine » intégrées partiellement ou en totalité au périmètre du recensement de l'avifaune de plaine du Marais poitevin.

2. Modèle d'étude

a) Un cortège représentatif des plaines agricoles

Pour évaluer l'évolution et la distribution de l'avifaune des plaines céréalières du Marais poitevin, un cortège de 24 espèces d'oiseaux a été défini. Initialement centré sur le recensement des mâles chanteurs d'Outarde canepetière *Tetrax tetrax*, ce cortège cible 23 autres espèces associées, représentatives des plaines céréalières (***Tableau 2***). Si au préalable ce cortège regroupait 22 espèces, deux autres espèces ont été rajoutées à ce suivi depuis 2012

en raison de leur attrait pour les milieux ouverts, cumulé à leur tendance d'évolution supposée défavorable : le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* et le Bruant jaune *Emberiza citrinella.*

Parmi ces 24 espèces, deux n'ont initialement pas été prises en considération en raison de leur présence sur la zone uniquement en période internuptiale : le Courlis cendré *Numenius arquata* et le Bruant ortolan *Emberiza hortulana*.

Pour d'autres raisons, nous avons décidé de concentrer nos analyses statistiques sur une partie des espèces de ce cortège avifaunistique. Nous nous sommes en effet limitées aux espèces dont le protocole apparait adapté à leur détection et pour lesquelles les données recueillies dans le cadre de ce dernier répondent à notre problématique initiale. En effet, la prise en compte de certaines espèces détectées à partir de ce protocole ne répond pas à la question initiale que l'on se pose, à savoir quelles sont les variables environnementales qui affectent la présence de l'espèce considérée (***Tableau II***).

Nous retrouvons dans ce cas-là les 3 espèces de busard, suivies qui plus est de manière plus pertinentes dans le cadre d'un autre suivi mené par l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Parc Naturel Régional du Marais poitevin. Il en est de même pour le Vanneau huppé *Vanellus vanellus* où un suivi des limicoles nicheurs dans le cadre de l'OPN s'avère plus adapté au recensement de cette espèce. Le protocole s'avère également peu adapté au Faucon crécerelle et avons donc décidé de le retirer des analyses en lien avec les variables environnementales.

D'autre part, nous n'avons pas tenu compte dans les modèles statistiques des espèces très peu représentées sur les IPA, dont le nombre de données d'absence sur les points d'écoute est trop conséquent pour permettre aux modèles de converger. Ces espèces ont en effet moins de 30 données de présence par année de recensement. Cela concerne notamment l'Outarde canepetière, le Tarier pâtre, le Cochevis huppé, la Pie-grièche écorcheur et la Perdrix grise (***Tableau II***).

Nom vernaculaire	Nom latin	Statut régional		Statut national	Statut européen	
		Pays-de-la-Loire	Poitou-Charentes	Liste Rouge	Liste Rouge	Directive Oiseaux
Alouette des champs	*Alauda arvensis*	NT	NT	NT	LC	II/2
Bergeronnette printanière	*Motacilla flava*	LC	LV	LC	LC	-
Bruant jaune	*Emberiza citrinella*	VU	EN	VU	LC	I
Bruant ortolan	*Emberiza hortulana*	-	-	EN	LC	I
Bruant proyer	*Emberiza calandra*	NT	VU	LC	LC	-
Bruant zizi	*Emberiza cirlus*	LC	LC	LC	LC	-
Busard cendré	*Circus pygargus*	VU	VU	NT	LC	I
Busard des roseaux	*Circus aeruginosus*	VU	VU	NT	LC	I
Busard Saint-Martin	*Circus cyaneus*	NT	LC	LC	NT	I
Caille des blés	*Coturnix coturnix*	NT	LC	LC	LC	II/2
Cochevis huppé	*Galerida cristata*	VU	NT	LC	LC	-
Courlis cendré	*Numenius arquata*	-	-	VU	VU	II/2
Faucon crécerelle	*Falco tinnunculus*	NT	LC	NT	LC	-
Fauvette grisette	*Sylvia communis*	LC	LC	LC	LC	-
Gorgebleue à miroir	*Luscinia svecica*	LC	LC	LC	LC	I
Huppe fasciée	*Upupa epops*	LC	LC	LC	LC	-
Hypolaïs polyglotte	*Hippolais polyglotta*	LC	LC	LC	LC	-
Œdicnème criard	*Burhinus oedicnemus*	NT	LC	LC	LC	I
Outarde canepetière	*Tetrax tetrax*	EN	CR	EN	VU	I
Perdrix grise	*Perdix perdix*	NE	NE	LC	LC	II/1 & III/1
Perdrix rouge	*Alectoris rufa*	NE	NE	LC	LC	II/1 & III/2
Pie-grièche écorcheur	*Lanius collurio*	NT	LC	NT	LC	I
Tarier pâtre	*Saxicola torquata*	NT	NT	NT	LC	II
Vanneau huppé	*Vanellus vanellus*	NT	NT	NT	VU	II/2
	Espèces non considérées car présentes qu'en période internuptiale sur la zone d'étude					
	Espèces non retenues en raison d'un protocole peu adapté à leur recensement et pour lesquels des suivis spécifiques sont mis en œuvre par l'OPN.					
	Espèces non retenues pour les analyses statistiques en raison du faible nombre de données de présence disponibles.					

Tableau II : liste des espèces concernées par le recensement de l'avifaune des milieux ouverts sur les plaines céréalières du Marais poitevin.

Bien que toutes plus ou moins inféodées aux milieux ouverts caractérisant les plaines céréalières de la zone d'étude, les espèces qui composent ce cortège adoptent des exigences écologiques différentes tant en termes de ressources alimentaires, que de sites de nidification. La composition de ce cortège, par la nature des espèces qui le compose, constitue donc un indicateur pertinent des divers types d'habitats qui caractérisent les plaines céréalières du bassin versant du Marais poitevin.

Ainsi, si certaines espèces semblent plus inféodées aux milieux ouverts en nichant à même le sol dans les grandes cultures (ex. l'Alouette des champs…), d'autres en revanche privilégieront des sites de nidification plus hétérogènes en se montrant sensibles au linéaire de haies ou à la présence de buissons (ex. Pie-grièche écorcheur, Tarier pâtre).

b) Espèces inscrites à l'Annexe I de la « Directive Oiseaux »

Notons que parmi les 24 espèces de ce cortège, huit d'entre elles sont inscrites à l'Annexe I de la « Directive Oiseaux » en raison de leur statut de conservation précaire à l'échelle européenne. Le Bruant ortolan - *Emberiza hortulana* ne se reproduisant plus à l'échelle Marais poitevin, nous présenterons succinctement les traits écologiques et les différentes menaces qui pèsent sur ces 7 espèces d'intérêt communautaire qui constituent une part importante de ce cortège avifaunistique, et de fait, une partie charnière de notre modèle d'étude.

✓ *L'Outarde canepetière* Tetrax tetrax

Photo 1 : Outarde canepetière © Fabrice conort

L'Outarde canepetière est la dernière représentante des *Otididae* en France. Fortement en déclin, l'outarde a trouvé dans les plaines agricoles un habitat de substitution. La population française nicheuse a chuté de 80 % en 20 ans (1980-2000) (Jolivet et Bretagnolle, 2002) et est, en partie de ce faite, inscrite sur la liste de l'Annexe I de la « Directive Oiseaux ». A l'heure actuelle, la dernière population nicheuse migratrice est localisée dans les plaines céréalières du Centre-Ouest de la France. Les premiers individus arrivent dès le mois de mars, période à partir de laquelle l'on peut voir les mâles parader bien en vue, sous forme de leck (Jiguet *et al.*, 2000) pendant que les femelles se dissimulent dans les milieux prairiaux relativement dense et suffisamment hauts pour nicher et y élever leurs jeunes. Les principales menaces qui pèsent sur l'Outarde canepetière en période de nidification sont les fauches le manque de nourriture, deux facteurs étroitement liés à l'intensification des pratiques agricoles (Garcia *et al.*, 2007 ; Delgado et Moreira, 2010 ; Bretagnolle *et al.*, 2011).

✓ *Les busards*

Photo 2 : Busard Saint-Martin. ©Laurent Debordes

Photo 3 : Busard des roseaux. © Jean-Yves Piel

Photo 4: Busard cendré © Fabrice Conort

Les busards sont des rapaces diurnes de taille moyenne, au vol souple et proche du sol. A l'échelle des plaines du Marais poitevin, trois espèces de busards sont présentes en période de nidification : le Busard cendré - *Circus pygargus,* le Busard Saint-Martin - *Circus cyaenus* et le Busard des roseaux - *Circus aeruginosus*. Ces espèces nichent à même le sol, quasi-exclusivement au sein des parcelles de céréales (Blé et orge) qui constituent là encore un milieu de substitution (Arroyo *et al.*, 2002), à l'exception du Busard des roseaux que l'on retrouve plus fréquemment en milieu naturel (tourbières, prairies humides) (Blanc, 2012 ; Puissauve et Legros 2015). Elles sont toutes les trois inscrites à l'Annexe I de la « Directive Oiseaux ». Le déclin des busards est étroitement lié à l'évolution des pratiques agricoles (Koks *et a*l. 2007), notamment aux moissons qui, de plus en plus précoces, viennent à détruire les nichées avant même que les jeunes puissent s'envoler (Millon *et al.*, 2002). L'appauvrissement de la ressource alimentaire lié à l'utilisation de produits phytosanitaires (i.e. pesticides) est également cité comme une menace chez ce groupe d'espèces (Arroyo *et al.*, 1998, Salamolard *et al*. 2000).

✓ *L'Œdicnème criard Burhinus œdicnemus*

Photo 5 : Œdicnème criard. © Jacques Pellerin

L'Œdicnème criard est un limicole qui s'écarte des zones humides pour venir nicher, au printemps, dans les plaines cultivées régulièrement dénuées de toutes zones d'eau à proximité. Nichant à même le sol, l'œdicnème affectionne particulièrement les parcelles où la végétation est absente à rase, si possible sur une terre caillouteuse et drainée (Green et Griffiths, 1995). Au sein des plaines céréalières du Marais poitevin, il niche alors essentiellement dans les labours des cultures de printemps (Tournesol et Maïs) (Green *et al.*, 2000). Les nids sont particulièrement vulnérables face aux activités agricoles, notamment en raison de la répétition du travail des sols (i.e. destruction directe par les engins agricoles) au cours de la période de nidification. L'utilisation de produits phytosanitaires, qui entraine une raréfaction des proies, peut être également une menace importante pour l'espèce (Mac Donald *et al.*, 2012).

✓ *La Pie-grièche écorcheur* Lanius collurio

Photo 6 : Pie-grièche écorcheur. © Damien Chiron

Migratrice transsaharienne, la Pie-grièche écorcheur fréquente les zones agricoles bocagères pendant sa période de reproduction en étant clairement inféodée au linéaire de haies dans lesquelles elle confectionne son nid (Polak, 2016).

Le mâle de la Pie-grièche écorcheur se tient souvent perché au sommet d'un buisson épineux, tandis que la femelle est plus discrète. La disparition ou la raréfaction de l'espèce dans les plaines agricoles est principalement due aux changements brutaux des pratiques agricoles qui favorise les milieux ouverts homogènes et entraînent la disparition des haies (Brambilla *et al.*, 2007).

✓ *La Gorgebleue à miroir* Luscinia svecica

Photo 7 : Gorgebleue à miroir blanc. © Fabrice Conort

La Gorgebleue à miroir est un petit passereau à large répartition eurasiatique (Zink *et al.*, 2003). A l'échelle des plaines du Marais poitevin, on retrouve la sous-espèce *Luscinia svecica namnetum*, littéralement Gorgebleue à miroir de Nantes, endémique de la façade atlantique. Si l'espèce était il y a encore quelques années confinées à la côte, elle s'est progressivement mise à nicher à l'intérieur des terres, au cœur des cultures intensives (Joyeux *et al.*,2010, Chiron, 2017). Depuis la fin des années 1990, elle est alors devenue en période de nidification un hôte régulier des plaines céréalières du Marais poitevin en nichant au sein des parcelles de colza (Chiron, 2017). La gorgebleue est aujourd'hui considérée comme stable voire en augmentation. Toutefois, les effectifs de cette sous-espèce restent faibles ce qui lui vaut son statut de protection européen. L'espèce est également menacée par la disparition et la fragmentation de son habitat originel (Geslin *et al*., 2002).

3. Méthodologie de recensement

Afin d'évaluer l'abondance et suivre les tendances d'évolutions des espèces précédemment citées à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin, ce cortège avifaunistique a été recensé selon le même protocole que celui mis en œuvre à l'échelle du Poitou-Charentes par le Centre d'Etudes Biologiques de Chizé **(**Bretagnolle, CEBC-CNRS**).**

La méthodologie de recensement choisie a alors été celle des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) (Blondel *et al.*, 1970). Cette méthode standardisée et reproductible dans le temps est très utilisée pour évaluer la taille et la tendance des populations d'oiseaux nicheurs (Rosenstock *et al.*, 2002 ; Thompson, 2002). L'utilisation de cette méthode se voit conforter, d'autant plus, par le fait qu'une part important des oiseaux qui composent ce cortège sont des oiseaux chanteurs. En période de reproduction, le mâle, émet généralement des vocalisations pour défendre son territoire ou bien attirer sa partenaire. Ses chants sont détectables de façon auditive et offre qui plus est l'obtention directe d'indices sur son intention de reproduction Elle permet d'établir un lien direct entre l'espèce en période de nidification et son habitat, en réalisant un échantillonnage de la zone (Brotons *et al.*, 2005).

Dans notre cas, les IPA ont été répartis uniformément sur la zone d'étude (***Figure 6***). Distants les uns des autres de 750 m, ils ont par la suite été repositionnés sur les chemins carrossables pour faciliter leur accès et permettre ainsi de couvrir une surface plus conséquente en un temps donné.

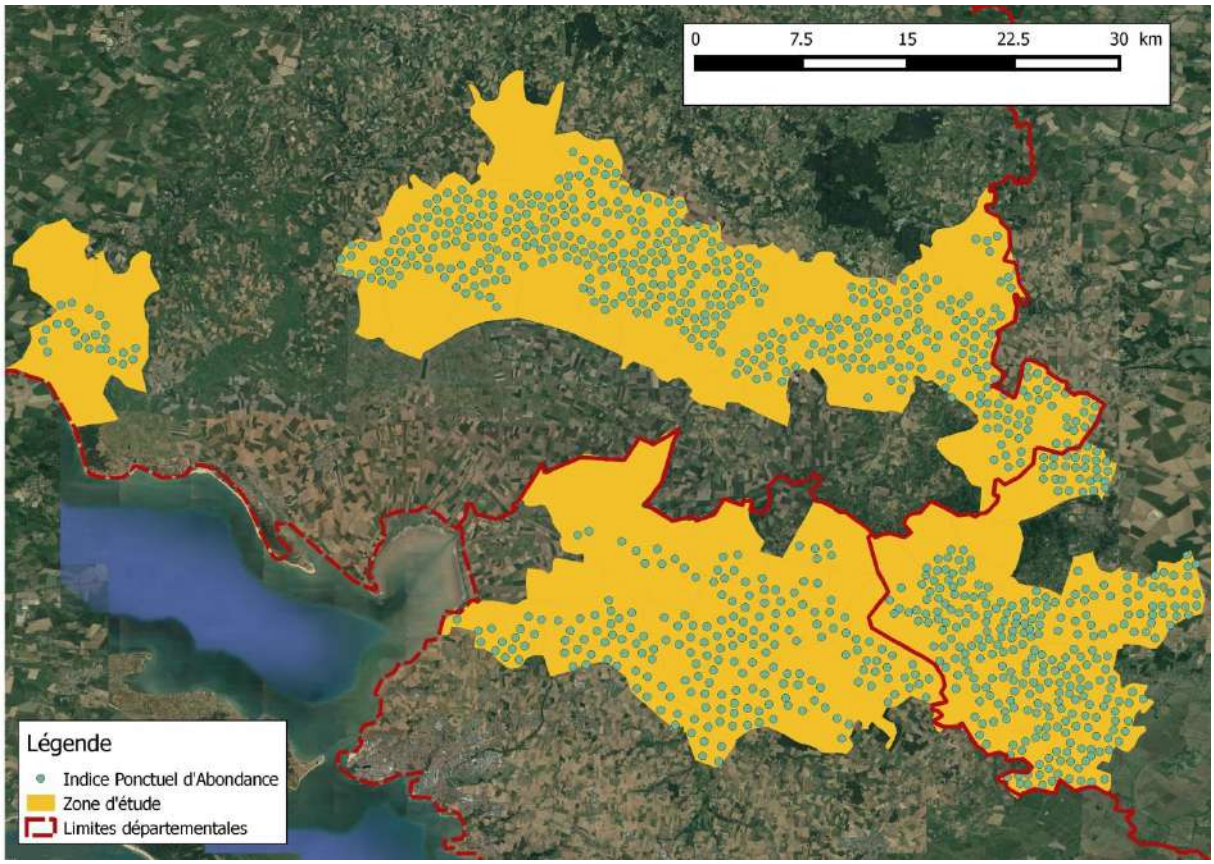

Figure 6 : localisation des Indices Ponctuels d'Abondance au sein de la zone d'étude.

Ce sont donc 1013 IPA qui ont été disposés à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin (*Figure 6 ; tableau III*). La surface couverte par ces Indices Ponctuels d'Abondance est répartie entre les 3 départements (28 % en Charente-Maritime, 51% en Vendée et 21% en Deux-Sèvres). La LPO 17 (Ligue de Protection des Oiseaux), la LPO 85 et le GODS (Groupe ornithologique des Deux-Sèvres) ont assuré le suivi dans chacun de leur département respectif.

	Charente-Maritime	Deux-Sèvres	Vendée	Total
Surface couverte par les points d'écoute	35 558 ha	27 257 ha	64 277 ha	**127 092 ha**
Nombre de communes	20	18	32	**70**
Nombre d'IPA	199	311	503	**1013**

Tableau III : répartition communale du plan d'échantillonnage à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin

Les contacts d'oiseaux vus et/ou entendus durant la durée d'écoute impartie sont relevés et reportés sur une fiche de terrain[1].

Suivant l'espèce étudiée, certaines périodes de l'année et/ou de la journée sont plus propices pour la détecter (Thomas et Cuthill, 2002). Cela est d'autant plus avéré lorsqu'il s'agit d'un cortège d'espèces où des divergences dans la phénologie de reproduction peuvent exister entre les différentes espèces qui composent ce cortège, nécessitant alors de définir une période de recensement optimale. La période de réalisation des IPA s'est alors vue adaptée à la période de nidification des espèces recherchées ciblant particulièrement l'Outarde canepetière. Les prospections doivent alors être réalisées entre le 1er mai et le 20 juin ; période durant laquelle un seul passage était à effectuer par IPA.

Les IPA sont à prospecter préférentiellement le matin, à partir du lever du soleil jusqu'à 10h maximum ; moment durant lequel les individus chanteurs sont les plus actifs. Cependant, du fait que ce protocole cible prioritairement l'Outarde canepetière, les prospections ont pu être poursuivies en soirée, à partir de 17h30 jusqu'au coucher du soleil, en évitant les pics de chaleurs. Les conditions météorologiques doivent être les plus favorables possible excluant ainsi les périodes de pluies et de vents forts (Rosenstock *et al.*, 2002).

[1] Dans le but de tenir compte de la détectabilité des espèces par les observateurs, il leurs étés demandés d'évaluer leur capacité à détecter les chants de chacune des espèces à recenser selon une note variable de 0 à 2. Il était demandé également de localiser sur la carte l'ensemble des contacts d'Outarde canepetière et d'Œdicnème criard.

La durée de l'Indice Ponctuel d'Abondance a son importance (Leu *et al.*, 2017, Thompson, 2002, Alldredge *et al.*, 2007). Le nombre d'espèces et d'individus détectés est en effet étroitement dépendant du temps passé sur le point d'écoute (i.e. IPA). Dans le cadre de ce protocole, la durée par IPA a été définie à 5 minutes ; laps de temps estimé suffisant pour déterminer la distribution de l'avifaune des plaines céréalières (Bonthoux et Grant, 2012).

4. Nature des données utilisées

a) Les données issues du recensement avifaunistique

Initié en 2008 à l'échelle des plaines du Marais poitevin, le recensement du cortège d'oiseaux de plaine a été reconduit en 2012 puis 2016 selon un protocole relativement similaire. Notre jeu de données repose donc sur la prospection théorique de 1 013 IPA prospectés au cours de 3 périodes de recensement suivant une périodicité de 4 ans entre chacune d'elles.

La prospection de ce nombre considérable d'Indices Ponctuels d'Abondance a pu être possible grâce à la participation active de 59 observateurs (salariés rémunérés pour l'étude et bénévoles) qui ont contribué au recueil de ces données. **Ce ne sont pas moins de 11 886 contacts auditifs et/ou visuels d'individus correspondant aux 22 espèces du cortège avifaunistique recherché qui ont alors été collectés**.

b) Les variables dites « protocolaires »

Afin de tenir compte des variables dites protocolaires pouvant influencer la détection de certaines espèces et évaluer leur effet, plusieurs variables explicatives ont été retenues **:**

- ✓ *L'année du recensement*
- ✓ *La date du recensement exprimée en jour julien*
- ✓ *L'heure du recensement exprimée en minutes écoulées après le lever du soleil.*
- ✓ *L'observateur ayant effectué le recensement*

c) Les variables environnementales

Dans le but d'étudier les relations entre certaines espèces recensées sur la zone d'étude et l'environnement dans lequel elles évoluent, plusieurs variables environnementales ont été récupérées à partir de différentes sources de données extérieures. Basée aussi bien sur des données d'habitat qui composent les plaines céréalières du Marais poitevin, l'étude de ces variables devrait nous permettre de déterminer quels sont les facteurs environnementaux qui affectent les espèces du cortège d'espèces avifaunistiques concernées et dans quelle mesure.
Qui plus est, afin de prendre en considération les modifications de l'habitat (i.e. rotation culturale, modification du linéaire de haies…) qui se sont opérées sur la zone d'étude entre les différentes années de recensement, nous avons cherché à recueillir ces différentes variables pour les 3 périodes de prospection.

Après avoir réalisé un travail d'inventaire des données environnementales souhaitables selon leurs effets pressentis sur le cortège avifaunistique étudié et leur année de recensement (i.e. 2008/2012/2016), diverses structures ont donc été sollicitées pour la recherche de ces informations, en particulier pour le recueil des données relatives aux variables d'habitat.

Nota bene : La zone d'étude étant répartie entre 3 départements et deux régions différentes, la récupération des données s'est vue largement complexifiée par des divergences administratives, donnant lieu à un travail considérable de recherches, de centralisation, puis d'homogénéisation des données issues de sources différentes.
Une autre difficulté rencontrée a résulté de la temporalité des données à recueillir. Ainsi, si certaines données anciennes d'habitats (i.e. 2008) ont été très laborieuses à obtenir en

raison de la mise à jour des bases de données, d'autres, encore trop récentes, ont été toutes aussi difficiles à obtenir[2].

- ✓ *La diversité d'habitat basée sur le Registre Parcellaire Graphique (RPG)*

Le Registre Parcellaire Graphique (RPG) est un système d'information géographique qui renseigne l'assolement des parcelles agricoles (échelle 1 : 5000) à l'échelle des ilots de cultures (jusqu'en 2014), puis des parcelles (depuis 2015).

Ces données spatialisées sont des données produites par l'Agence de Service de Paiement (ASP) suite à une déclaration annuelle des différents types de cultures implantées par les agriculteurs sur leur parcellaire.

Pour analyser l'effet de l'assolement sur la distribution de l'avifaune de plaine, les cultures déclarées ont été regroupées par type de cultures similaires au regard des exigences écologiques des espèces étudiées (***Tableau IV***). Cette catégorisation a donc été établie pour chacun des RPG correspondant aux années de recensement, à savoir 2008, 2012 et 2016.

Cultures	**Abréviation**
Céréales	CE
Maïs	MA
Oléo-protéagineux	OP
Colza	CO
Tournesol	TO
Légumineuses fourragères (ex. luzerne)	FO
Prairies temporaires	PT

[2] A titre d'exemple, l'accès au Registre Parcellaire Graphique (RPG) depuis 2015 est bloqué par l'ASP (Agence de services et de paiement) en raison d'une modification de la structuration interne (i.e. les RPG depuis 2015 s'exprime à l'échelle de la parcelle ; auparavant la déclaration se faisait à l'échelle des îlots, la transition demande donc un temps d'adaptation). Le RPG 2016 n'est donc pour le moment pas diffusé publiquement. Cependant, une version provisoire et « anonymisée » nous a été fournie pour nous permettre de caractériser l'assolement présent lors de la dernière année de recensement.

Prairies permanentes	PP
Jachères	GE
Autres utilisations (ex. maraichage, vergers, vignes, horticulture)	AU
Surface Non Agricole	SNA

Tableau IV : classification des différents types de couverts utilisés pour la catégorisation de l'assolement présent sur la zone d'étude lors des 3 périodes de recensement

A partir de cette catégorisation, nous avons pu évaluer à l'aide de l'indice de diversité de Shannon-Weaver, la diversité de l'habitat autour des Indices Ponctuels d'Abondance.

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} pi * \text{Ln } pi$$

Où pi est la proportion de surface en cultures i par rapport à la surface totale (S) autour de l'Indice Ponctuel d'Abondance.

$$pi = \frac{\text{Surface de la culture i dans le rayon de l'IPA}}{\text{Surface tottale des cultures dans le rayon de l'IPA}}$$

- ✓ *L'occupation du sol*

La BD Topo® IGN permet de géo-référencer et caractériser l'occupation du sol. Elle renseigne la surface couverte sur l'ensemble des entités administratives et les éléments du territoire national (échelle 1 : 5000). Cette source d'information spatialisée nous a alors été indispensable pour caractériser les éléments paysagers (autre que l'assolement) présents autour des Indices Ponctuels d'Abondance disposés sur la totalité de la zone d'étude. Trois variables paysagères supplémentaires ont alors été retenues pour analyser leurs effets éventuels sur le cortège d'espèces avifaunistiques :

- *Les zones bâties*
- *Le réseau routier (routes et chemins)*
- *La végétation arbustive et arborée (haies, boisements…)*

Note : la prise en compte d'autres variables d'habitats, relatives notamment aux infrastructures récentes (parc éolien, réserves de substitution, linéaire autoroutier), apparues au cours des périodes de recensement, aurait été souhaitable pour analyser leurs effets potentiels sur le cortège d'oiseaux de plaine. Néanmoins, du fait de leur très faible représentativité sur la zone, en ne concernant qu'une part infime des IPA disposés sur le territoire, celles-ci n'ont pas été retenues pour l'analyse.

Les données ont été récupérées à différentes périodes en veillant à correspondre au mieux aux années de l'enquête. L'actualisation de cette source d'information est fréquente. De ce fait, la récupération des données fut complexe pour trouver la structure ayant archivé la BD Topo aux périodes de l'enquête et à l'échelle de l'ensemble du Marais poitevin.
Parmi les structures que nous avons contactées, aucune d'entre elles ne possédaient la BD Topo de 2008 pour la partie vendéenne du Marais poitevin. A défaut, nous avons réussi à avoir accès à la BD Topo de 2009. Bien que des entités paysagères et des infrastructures aient pu s'opérer entre 2008 et 2009, nous supposons que celles-ci ont peu évolué d'une année à l'autre et avons donc décidé d'utiliser cette information pour la première année de recensement.

✓ *Le système d'exploitation cultural :*

Nous avons également fait le choix de prendre en considération dans les variables explicatives les parcelles irrigables. Bien que nous n'ayons à notre disposition que cette information pour 2009, nous l'avons tout de même prise en compte à défaut pour les 3 années de recensement. Nous sommes néanmoins conscients que cette variable ait pu évoluée entre les différentes périodes de recensement.

5. Mise en forme et traitement des données statistiques

a) Homogénéisation des données

Le protocole s'est vu évoluer au cours des trois années de l'enquête (2008, 2012, 2016). Outre l'ajout de deux nouvelles espèces à comptabiliser lors des recensements (i.e. Faucon crécerelle et Bruant zizi ; (***cf. § Un cortège représentatif des plaines agricole***) des modifications ont eu lieu quant au recueil de données sur le terrain.

Ainsi, lors des prospections des IPA réalisés en 2008, les effectifs des espèces contactées n'ont été recensés qu'en Charente-Maritime, alors qu'en Vendée et Deux-Sèvres ces données se sont focalisées uniquement sur de la présence/absence des espèces avec un dénombrement des effectifs pour seulement 17 des 22 espèces listées[3].

A partir de 2012, les structures partenaires se sont alors accordées pour renseigner les effectifs de chacune des espèces contactées sur les IPA.

Compte tenu de l'hétérogénéité des données avifaunistiques entre les différentes années de l'enquête, un travail d'uniformisation a donc dû être réalisé pour permettre l'analyse statistique des données.

Ce travail d'homogénéisation nous a alors permis de détecter qui quelques erreurs de saisies dans la base de données qui ont pu être corrigées en se réfèrent à l'ensemble des fiches et cartes de terrain d'origine.

Enfin, pour nous permettre d'analyser au mieux le jeu de données, des décisions ont dû être prises face à certains cas de figure spécifiques :

[3] L'effectif était donc manquant pour 5 espèces à savoir : l'Alouette des champs, la Fauvette grisette, le Tarier pâtre, l'Hypolaïs polyglotte et le Bruant zizi.

✓ *Cas des doubles prospections*

Souvent pour des raisons de localisation en limite admiratives, 21 IPA ont été prospectés à deux reprises aux cours d'une même année de prospections. Pour ces évènements particuliers, il nous a donc fallu conserver l'un des deux passages. Dans le cas, où ces points en question ont été prospectés en matinée et en soirée, il a été décidé de prioriser la prospection matinale ; période durant laquelle la majorité des IPA ont été prospectés et qui permet une meilleure détection de l'ensemble des espèces du cortège (i.e. meilleure représentativité) (Leopold et Eynon, 1961).
Dans le cas où les IPA étaient prospectés deux fois au cours d'une même période (n= 3 IPA), un tirage aléatoire a été réalisé à partir du logiciel R (fonction Sample) pour conserver l'un des deux passages en toute objectivité dans le but de ne pas biaiser l'échantillonnage.

✓ *Cas des IPA déplacés entre les différentes années de recensement*

Liés à la disparition de chemins ou de route, certains IPA sont devenus inaccessibles sur le terrain d'un recensement à l'autre et ont donc été déplacés. Il nous a donc fallu déterminer une distance à partir de laquelle un IPA déplacé devenait une station d'écoute différente.
Le rayon de prospection des points d'écoute étant de l'ordre de 250m (référence STOC), cette distance est définie comme la distance convenable pour détecter auditivement l'ensemble des espèces du cortège. De ce fait, lorsqu'un IPA était déplacé de plus de 250m, et donc qu'il couvrait moins de 50% environ de la surface de détection initiale, celui-ci était considéré comme un IPA différent (***Figure 7***).

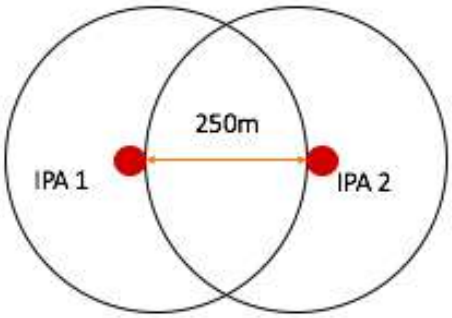

Figure 7 : Distance maximum entre deux points ayant le même identifiant

✓ *Cas des effectifs approximatifs*

Pour certaines espèces présentes en nombre sur les IPA et dont les individus sont parfois difficilement différenciables, certains observateurs ont renseigné un effectif minimum recensé sur le point d'échantillonnage (cas de l'Alouette des champs par exemple). Pour ces données d'individus révélant un effectif minimal précédé de la mention « supérieur à » (i.e. « > »), il a été décidé d'arrondir à la valeur supérieure. Ainsi, un effectif notifié « > 4 » était systématiquement remplacé par « 5 ».

b) Les indices d'évaluation utilisés

✓ *L'indice de fréquence (F)*

Au vu des différentes limites évoquées précédemment concernant le jeu de données global nous avons décidé de travailler uniquement en termes de Présence/Absence d'espèces par Indice Ponctuel d'Abondance (i.e. 0 ou 1).

En effet :

d'une part nous n'avons pas l'information d'abondance pour toutes les espèces en 2008 rendant impossible la prise en compte de ces données lors des comparaisons entre années de recensement (i .e. 2012 et 2016)

D'autre part, l'abondance (i.e. l'effectif) estimée pour des espèces bien représentées (ex : Alouette des champs) est nettement plus sensible au biais occasionné par la détection variable du nombre d'individus selon les observateurs, que la fréquence (i.e. présence ou absence de l'espèce sur le point) qui elle, y est moins soumise et donc moins susceptible d'occasionner des biais.

Ainsi pour chacune des 17 espèces « *i* », un indice de Fréquence simple a été calculé à partir des données recueillies. Le calcul de cet indice spécifique nous permettra d'analyser les différences d'occurrence (F) entre les espèces qui composent le cortège avifaunistique étudié. Cet indice a alors été calculé pour chacune des années de recensement.

$$\mathrm{Fi} = \frac{\text{Nb d'IPA avec contactde l'espèce en année x}}{\text{Nb total d'IPA prospectés en année x}}\ x\ 100$$

c) Analyses statistiques

Pour déterminer les effets potentiels des variables explicatives retenues sur la présence de chacune des 12 espèces prises en considération, des modèles additifs généralisés mixtes (GAMM, Wood, 2006) ont été réalisées à partir du logiciel R (R Core Team). Ces modèles permettent de modéliser des relations linéaires et non linéaires entre variable réponse (Présence) et des variables explicatives. L'identité de l'observateur a été prise en compte via un effet aléatoire afin de prendre en considération les biais de détection entre les différents observateurs.

Pour chacune des espèces, nous avons fait le choix de faire tourner avec un modèle complet comprenant la globalité des variables explicatives suivantes :

- ✓ *Variables protocolaires dépendante de la prospection de l'IPA :*
  - *l'année de recensement*[4]
  - *l'heure de prospection (définie par le nombre de minutes écoulées depuis le lever du soleil)*
  - *La date (exprimée en jour julien)*
  - *L'observateur (effet aléatoire)*

✓ [4] *la prise en compte de cette variable permettra d'évaluer les tendances d'évolution de la présence/absence de l'espèce étudiée au cours de différentes années de recensement pour notamment vérifier leur significativité.*

- ✓ *variables environnementales comprises dans un rayon de 375 mètres autour des IPA :*
    - *la diversité en habitat (exprimée par l'Indice de Shannon),*
    - *la surface bâtie,*
    - *le linéaire de haies*
    - *Le réseau routier (routes et chemins)*
    - *les surfaces en boisements et forêts*
    - *Les parcelles irrigables.*

De plus, chacune de ces variables ont été centrées-réduites afin de faciliter leur comparaison.

IV. Résultats

1. Effort de prospection :

	Charente-Maritime (17)	Deux-Sèvres (79)	Vendée (85)	Total prospectés	Pourcentage de réalisation
2008	199	303	473	975	96.24 %
2012	199	293	497	989	97.63 %
2016	199	304	485	988	97.53 %
Points d'écoute similaires prospectés	**199**	**285**	**453**	**937**	**92.49 %**

Tableau V : effort de prospection représenté par le nombre de points d'écoute prospectés par département et par période de recensement entre 2008 et 2016 à l'échelle du Marais poitevin

Bien que le nombre d'IPA réalisés varie selon les années en Deux-Sèvres et en Vendée, l'effort de prospection (défini par le rapport entre le nombre d'IPA prospectés sur le nombre d'IPA à réaliser par année de recensement) est relativement stable au cours du temps en variant de 96 % en 2008 à 98% en 2012 et 2016 (***tableau V***).

Notons qu'entre 2008 et 2016, ce sont 937 IPA identiques qui ont été prospectés lors des 3 années de recensement soit 92,5% des 1013 IPA disposés initialement sur le territoire (***tableau V***).

2. Résultats généraux

a) Nombre moyen d'espèces du cortège détectées par IPA

Parmi les 22 espèces avifaunistiques à recenser, ce sont en moyenne 2,51 espèces qui sont détectées par IPA. La médiane est quant à elle égale à 2 tandis que la moitié des IPA permettent de détecter en moyenne entre 1 et 3 espèces du cortège ciblé (*figure 8*).

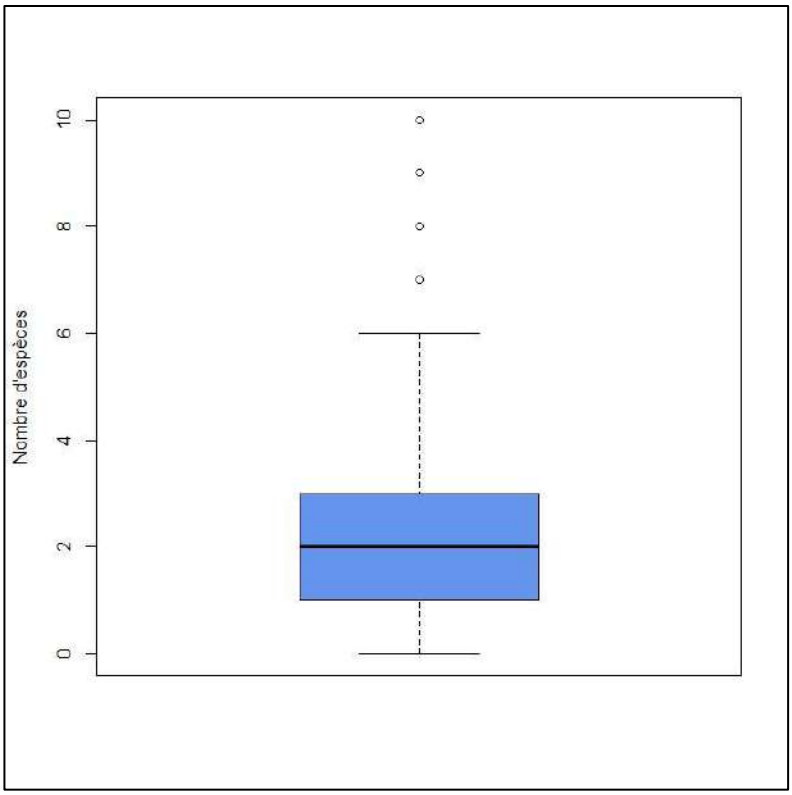

Figure 8 : boxplot des espèces concernées par le recensement et détectées par IPA comprenant les 3 périodes de recensement.

Ces valeurs peuvent être également représentées sous forme d'histogramme où l'on remarque que la quasi-totalité des IPA (*figures 8 et 9*) a permis la détection de 0 à 6 espèces du cortège recherché durant les 5 minutes d'écoute imparties. Au maximum, 10 espèces du cortège ont été détectées sur un seul IPA (*figure 9*).

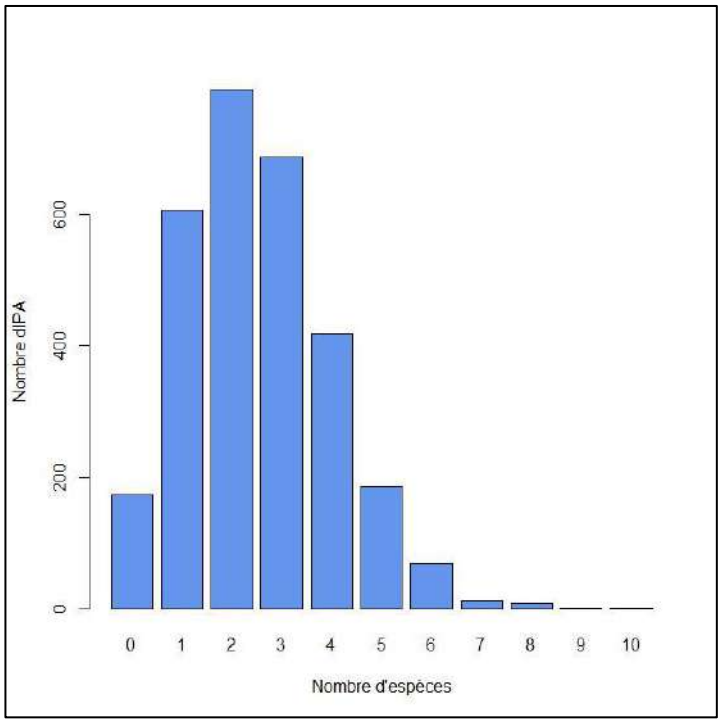

Figure 9 : nombre d'Indices Ponctuels d'abondance selon le nombre d'espèces détectées

Il est intéressant de noter que le nombre d'espèces détectées par IPA varie selon la période de la journée (*figure 10*) avec en moyenne plus d'espèces détectées le matin qu'en soirée, d'où la nécessité de tenir compte de cette variable dans nos modèles statistiques.

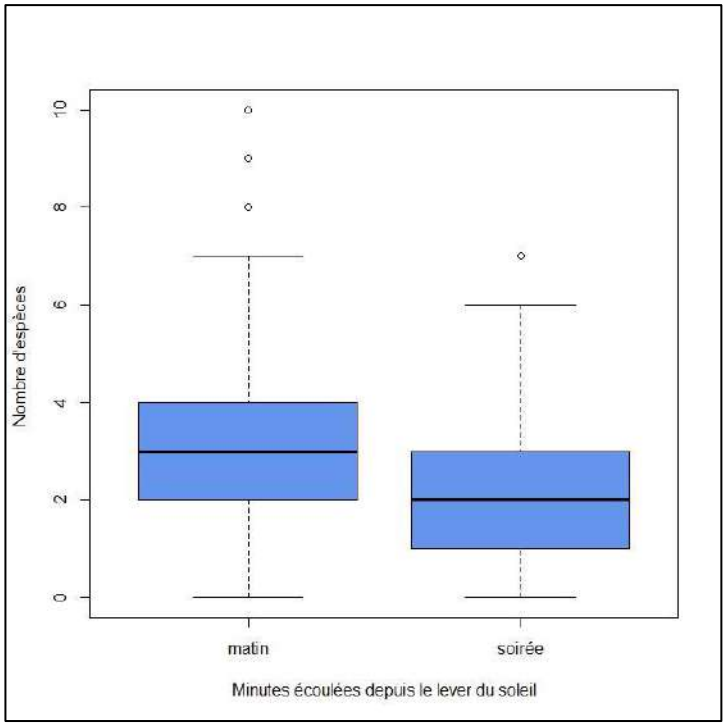

Figure 10 : nombre d'espèces détectées par IPA selon la période de la journée

b) Indice de Fréquence par espèce (IF)

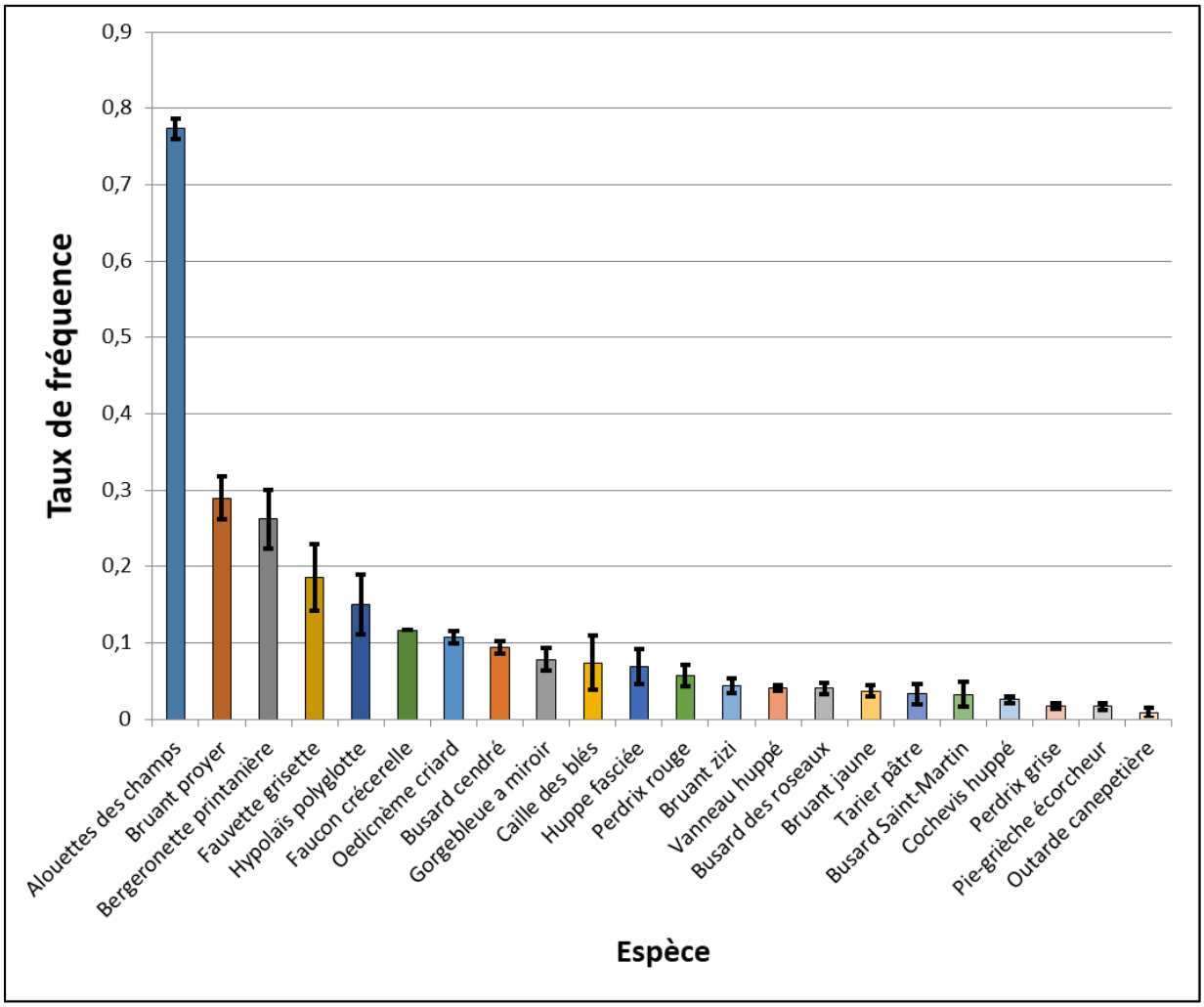

Figure 11 : indice de fréquence et écart-type associé pour chacune des22 espèces du cortège avifaunistique

Des différences importantes de représentativité entre chacune des espèces qui compose le cortège sont à noter avec qui plus est des écart-types respectifs pour la plupart très faibles soulignant la significativité des différences du taux d'occurrence entre espèces (***figure 11***).

Ainsi, l'Alouette des champs *Alauda arvensis* domine largement le peuplement d'espèces en terme de présence sur les IPA. Elle a été contactée en moyenne sur près de ¾ des IPA prospectés au cours des 3 années (taux de fréquence moyen = 0.77+/-0.01).

Le Bruant proyer *Emberiza calandra* (taux de fréquence moyen = 0.29+/-0.03) et la Bergeronnette printanière *Motacilla flava* (taux de fréquence moyen = 0.26+/-0.04) constituent quant à elles les deux autres espèces les mieux représentées avec un taux de fréquence sensiblement similaire (***figure 11***). La présence de ces deux espèces est alors assez

répandue avec un contact sur plus d'un quart des IPA prospectés au cours des 3 années. Le reste des espèces du cortège ont chacune un taux de fréquence inférieur à 0.25, avec néanmoins 4 espèces (la Fauvette grisette - *Sylvia communis*, l'Hypolaïs polyglotte - *Hippolais polyglotta*, le Faucon crécerelle – *Falco tinnunculus* et l'Œdicnème criard – *Burhinus oedicnemus*) qui ont un taux de fréquence supérieur à 0.1, signifiant que sur 100 IPA prospectés, ces espèces sont contactées en moyenne sur un minimum de 10 IPA. Notons que 10 espèces ont un taux de fréquence inférieur à 0.05 et peuvent donc être considérées comme des espèces rares voir très rares sur la base de ce protocole.
Il est intéressant de souligner, au vu des écart-types relativement faibles, que cette représentativité par espèce est sensiblement similaire d'une période de recensement à l'autre (*Figure 11*).

3. Résultats par espèce

Les résultats seront présentés par espèce, selon leur ordre de représentativité sur la zone d'étude.

a) L'Alouette des champs – *Alauda arvensis*

✓ *Taux de fréquence par année*

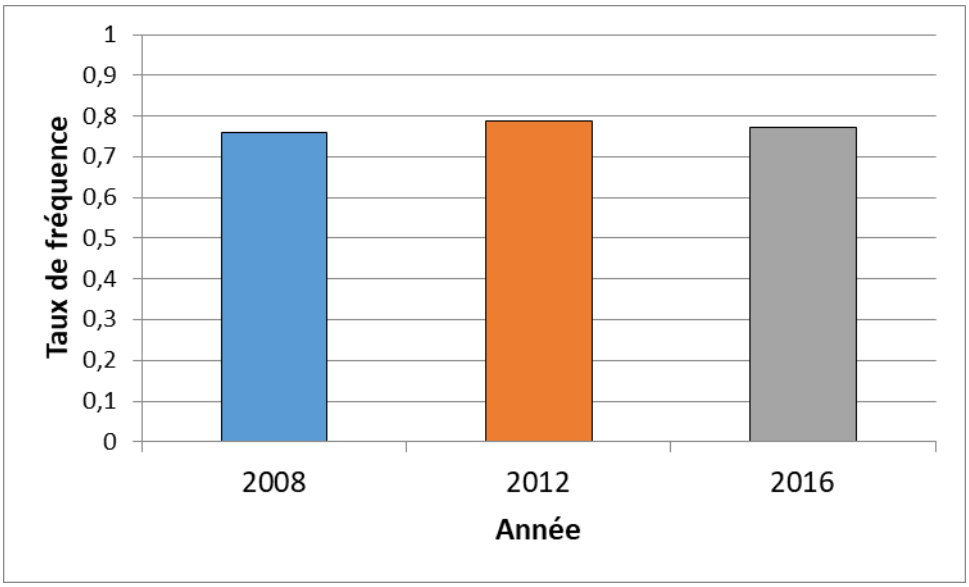

Figure 12 : Taux de fréquence de l'Alouette des champs au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Le taux de fréquence de l'Alouette des champs varie peu entre les 3 périodes de recensement (*figure 12*). L'espèce est alors détectée sur plus de 75% des points d'écoutes au cours des différentes années.

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**z**	**P value**
(Intercept)	0.49600	0.33557	1.478	0.13938	
as.factor(Annee)2012	1.00575	0.35459	2.836	0.00456	**
as.factor(Annee)2016	0.95750	0.35699	2.682	0.00731	**
jd	-0.06460	0.08481	-0.762	0.44622	
Minutes_ecoulee	-0.25999	0.08176	-3.180	0.00147	**
Diversite_hab	0.14281	0.06433	2.220	0.02643	*
Foret2	-0.10490	0.05311	-1.975	0.04825	*
Route	-0.09433	0.07648	-1.233	0.21745	
Irrigation	0.01663	0.07510	0.221	0.82477	
Effets non linéaires					
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(Haie2)	3.459	3.459	120.161	2E-16	***
s(Bati)	2.452	2.452	21.027	6.84e-05	***
s(Chemin)	2.758	2.758	7.693	0.0781	.
s(X_L93,Y_L93)	2.000	2.000	8.317	0.0156	*
Significativité : 0,001 :** / 0,01 : ** / 0,05 : * / 0,1 : .					
R^2 = 0.0973					

Figure 13 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de l'Alouette des champs durant les 3 années de recensements.

Les résultats issus du modèle complet font ressortir plusieurs variables aux effets significatifs. Certaines ont des effets linéaires, d'autres non linéaires (*figure 13*). Le R^2 reste relativement faible en expliquant pratiquement 10% de la variabilité de présence de l'Alouette des champs. Parmi les effets linéaires, le modèle permet tout d'abord de déceler une légère augmentation significative de la présence de l'espèce au cours du temps (*figure 13*). La diversité de l'habitat, autrement dit, en culture autour des IPA, a également un effet significativement positif sur la probabilité de présence de l'Alouette des champs. En revanche, la superficie des boisements et forêts à proximité des points d'écoute a quant à elle un effet négatif significatif, ce qui est tout à fait logique pour une espèce des milieux ouverts. Effet également logique, les minutes écoulées après le lever du soleil influent négativement et significativement sur la présence de l'espèce. Autrement dit plus l'heure du relevé est tardive moins l'espèce est

présente, ce qui est plus attribuable à la probabilité de détection qu'à la probabilité de présence.

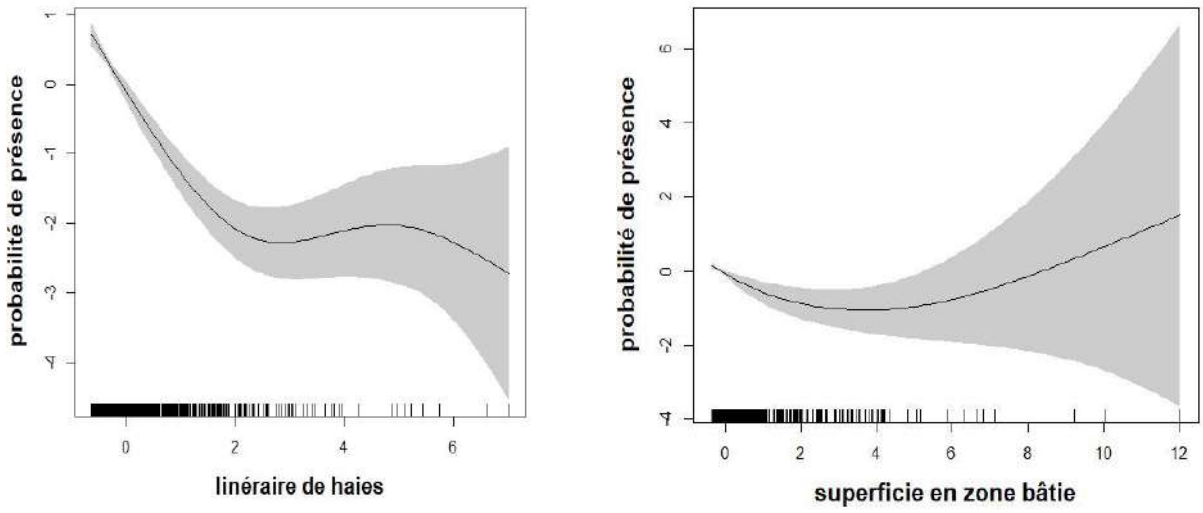

Figure 14 : effets non linéaires affectant la présence de l'Alouette des champs au cours des 3 périodes de recensements

Le modèle ne permet pas de déceler un effet de la superficie des parcelles irrigables.

Concernant les effets non linéaires, le linéaire de haies à un effet significativement négatif sur la présence de l'espèce ; la probabilité de présence de l'espèce est alors directement affectée dès qu'il y a de l'existence d'un linéaire de haies (*figure 14*). Cet effet semble s'atténuer lorsque le maillage devient plus conséquent mais il convient de rester prudent sur cette interprétation étant donné le peu de données disponibles sur cette gamme de valeurs (*figure 14*).

La superficie en zone bâtie semble quant à elle avoir un effet négatif sur la présence de l'espèce lorsque celle-ci augmente et reste peu conséquente. Etrangement, elle tend à augmenter lorsque cette surface augmente (*figure 14*) mais une nouvelle fois il faut rester prudent quant à cette interprétation au vu du nombre de données disponibles très faible pour des valeurs élevées en surface bâtie (*figure 14*).

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

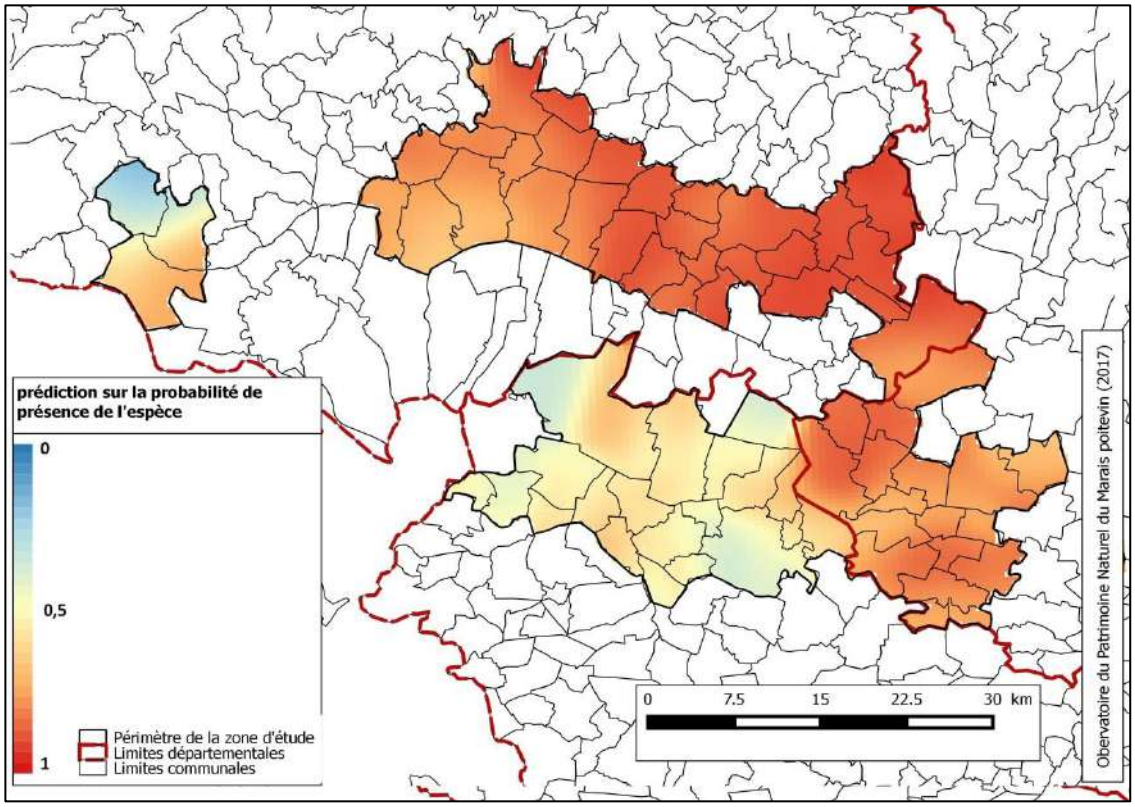

Figure 15 : prédiction de la probabilité de présence de l'Alouette des champs en 2016 issue du modèle complet

b) Bruant proyer Emberiza calandra

✓ *Taux de fréquence par année*

Le taux de fréquence du Bruant proyer apparait relativement stable au cours du temps voire en légère diminution en passant de 0.32 en 2008 à 0.28 en 2016.

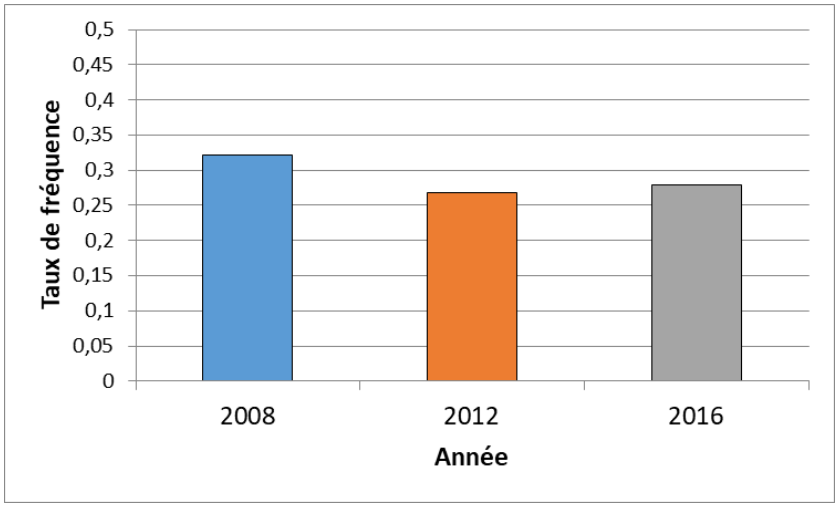

Figure 16 : Taux de fréquence du Bruant proyer au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P value**	
(Intercept)	-1.22403	0.27068	-4.522	6.12e-06	***
as.factor(Annee)2012	-0.04944	0.28266	-0.175	0.861161	
as.factor(Annee)2016	-0.30563	0.28543	-1.071	0.284261	
jd	0.06839	0.06966	0.982	0.326209	
Minutes_ecoulee	-0.21169	0.07155	-2.958	0.003092	**
Foret2	-0.35265	0.09901	-3.562	0.000368	***
Irrigation	-0.28141	0.06032	-4.665	3.08e-06	***
Route	0.01105	0.06750	0.164	0.870019	
Chemin	0.18513	0.07074	2.617	0.008865	**
Effets non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Diversite_hab)	2.045	2.045	13.518	0.00133	**
s(Haie2)	2.455	2.455	60.748	6.9e-13	***
s(Bati)	2.264	2.264	7.744	0.01941	*
R^2 = 0.0543					

Figure 17 : résultats issus du modèle additif généralisé mixte complet réalisé sur la présence du Bruant proyer durant les 3 années de recensements.

Les résultats issus du modèle ne mettent pas en évidence un effet de l'année soulignant donc que nous ne décelons aucune variabilité significative du taux de présence de l'espèce au cours des 3 périodes de recensements. La surface en forêt et boisements influe quant à elle de manière négative sur la présence de l'espèce tout comme le linéaire de haies (*figures 17 et 18*). Ainsi, les résultats du modèles semblent indiquer que l'espèce préfère les milieux ouverts avec un linéaire de zones arbustives à arborées peu représenté. Qui plus est, la présence du Bruant proyer est positivement corrélée à la diversité en habitats autour des IPA et cela de manière significative (*figure 18*).

Notons également que la présence de l'espèce est négativement corrélée à la surface en terres irrigables et ceci de manière significative. Cela signifie donc que plus il y a de terres irrigables à proximité des IPA, moins l'espèce est susceptible d'être présente (*figure 17*). Enfin, la présence de l'espèce apparait négativement corrélée à la surface bâtie lorsque celle-ci est restreinte (*figure 18*). Il existe cependant, quelques cas d'individus présents sur des IPA incluant une surface importante en zone bâtie, ce qui peut expliquer la tendance positive sur ces gammes de valeurs.

Parmi les variables dites « protocolaires » nous remarquons que comme pour l'Alouette des champs, les minutes écoulées depuis le lever du soleil influent négativement sur la détection de l'espèce. Le R^2 est relativement faible en expliquant qu'un peu plus de 5% de la variabilité de présence de l'espèce.

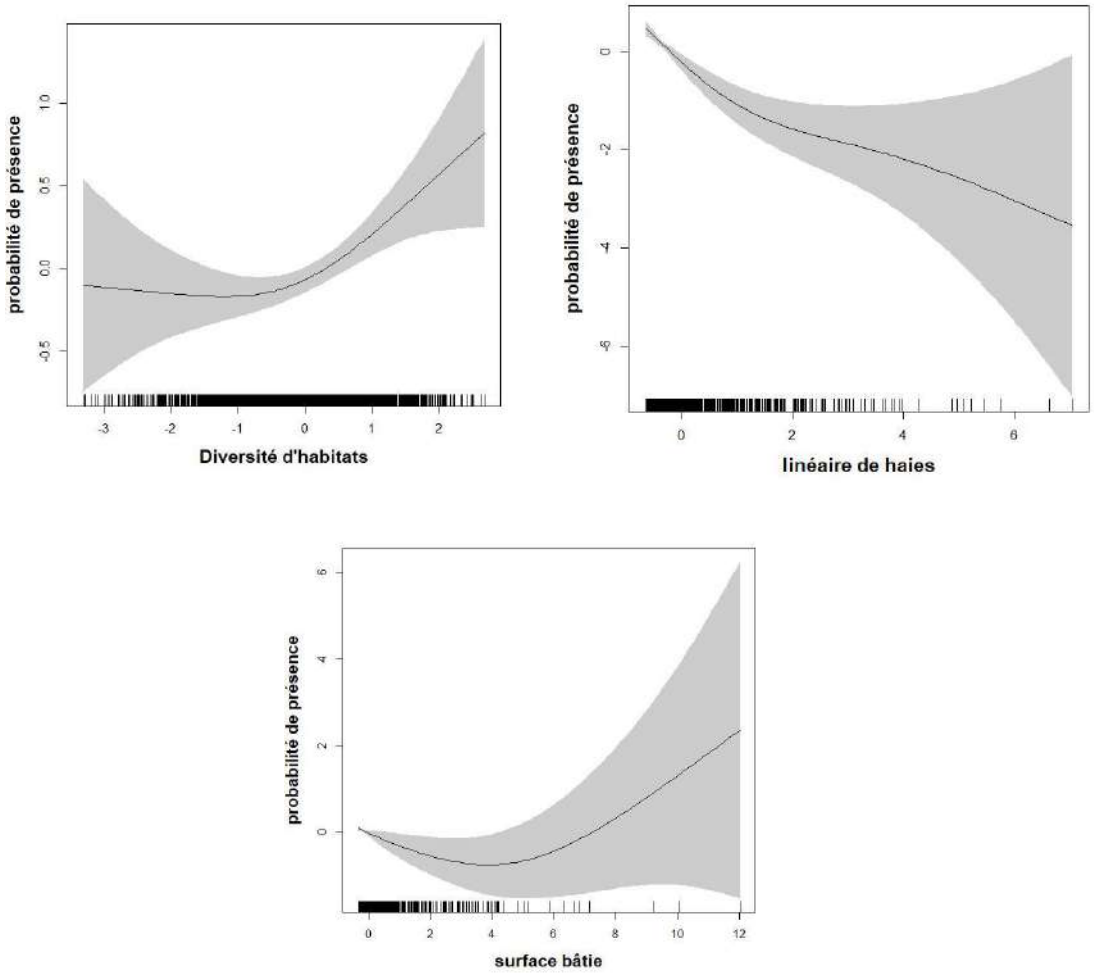

Figure 18 : effets non linéaires des variables explicatives affectant la probabilité de présence du Bruant proyer au cours des 3 périodes de recensements

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

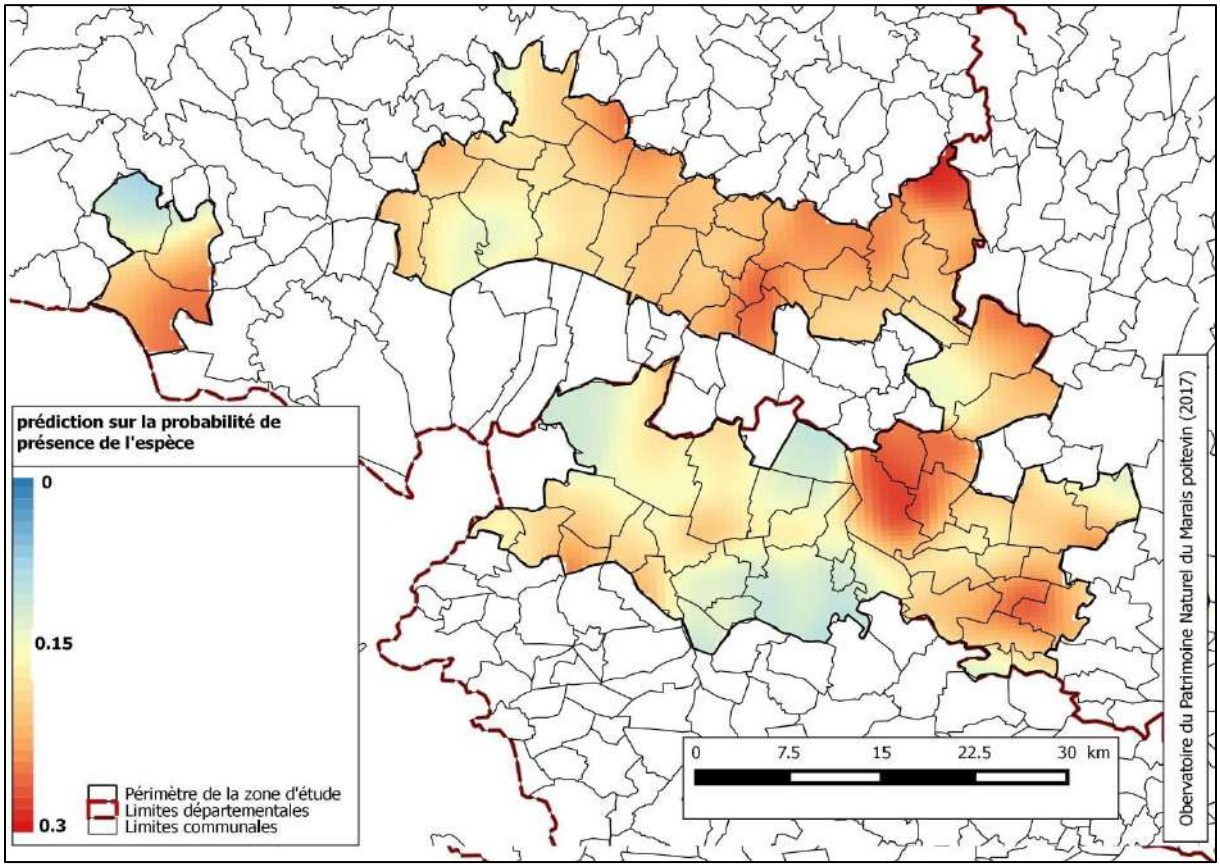

Figure 19 : prédiction de la probabilité de présence du Bruant proyer en 2016 issue du modèle complet.

c) Bergeronnette printanière – *Motacilla flava*

✓ *Taux de fréquence*

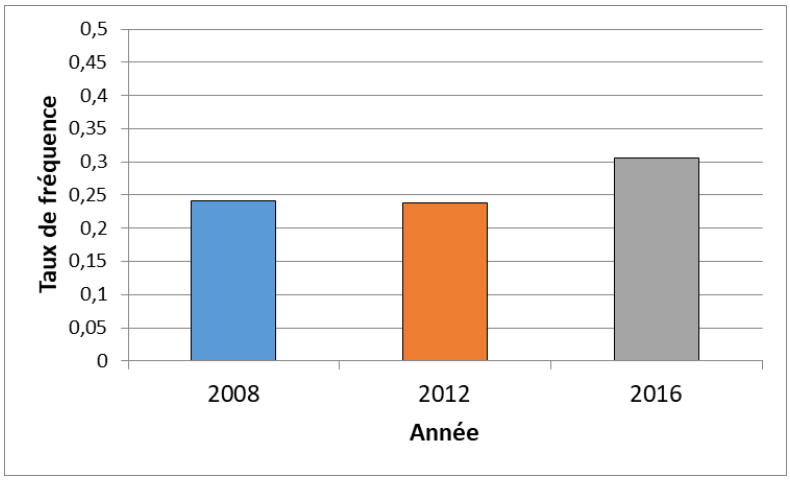

Figure 20 : Taux de fréquence de la Bergeronnette printanière au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Le taux de fréquence de la Bergeronnette printanière apparait sensiblement similaire entre 2008 (IF=0.242) et 2012 (IF=0.237). En revanche, nous constatons une hausse de 28.6 % entre 2012 et 2016.

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**z**	**P value**
(Intercept)	-1.35924	0.24072	-5.647	1.64e-08	***
as.factor(Annee)2012	-0.34866	0.25786	-1.352	0.176340	
as.factor(Annee)2016	0.01890	0.25991	0.073	0.942020	
jd	0.02711	0.07051	0.384	0.700637	
Minutes_ecoulee	-0.12505	0.06664	-1.877	0.060580	.
Diversite_hab	-0.12601	0.05534	-2.277	0.022790	*
Foret2	-0.22361	0.10429	-2.144	0.032012	*
Irrigation	0.18511	0.05519	3.354	0.000796	***
Route	-0.09514	0.06886	-1.382	0.167084	
Bati	-0.29440	0.10988	-2.679	0.007378	**
Chemin	-0.14062	0.07543	-1.864	0.062291	.
Effet non linéaire					
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(Haie2)	2.625	2.625	34.11	2.81e-07	***
R^2=0.0757					

Figure 21 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Bergeronnette printanière durant les 3 années de recensements.

Le modèle ne permet pas de déceler une augmentation significative de la présence de l'espèce au cours des différentes périodes de recensement (*figure 21*). Il met cependant en évidence un effet significativement négatif de la diversité d'habitat présent autour des IPA sur la présence de l'espèce, ainsi qu'un effet significativement positif de la surface en parcelles irrigables (*figure 21*). Il en effet pas rare de contacter des Bergeronnettes printanières sur des points d'écoute entourés de zone de maïs.

La présence de l'espèce est corrélée négativement à la superficie en boisement et forêt (*figure 21*) ainsi qu'au linéaire de haies (*figure 22*), ce qui apparait logique pour une espèce des milieux ouverts. Enfin soulignons un effet significativement négatif de la surface en bâtie sur la présence de l'espèce (*figure 21*) indiquant que plus la superficie en zone bâtie est élevée autour des IPA moins l'espèce sera présente. Soulignons que le R^2 est de 0.076 ce qui est relativement faible.

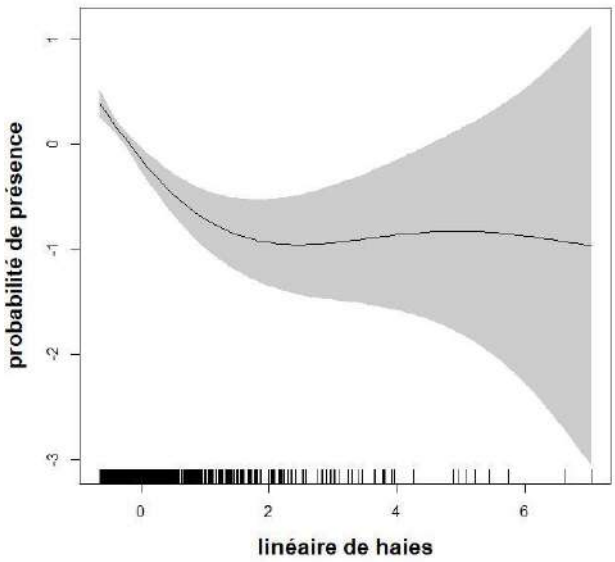

Figure 22 : effet du linéaire de haies sur la probabilité de présence de la Bergeronnette printanière

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

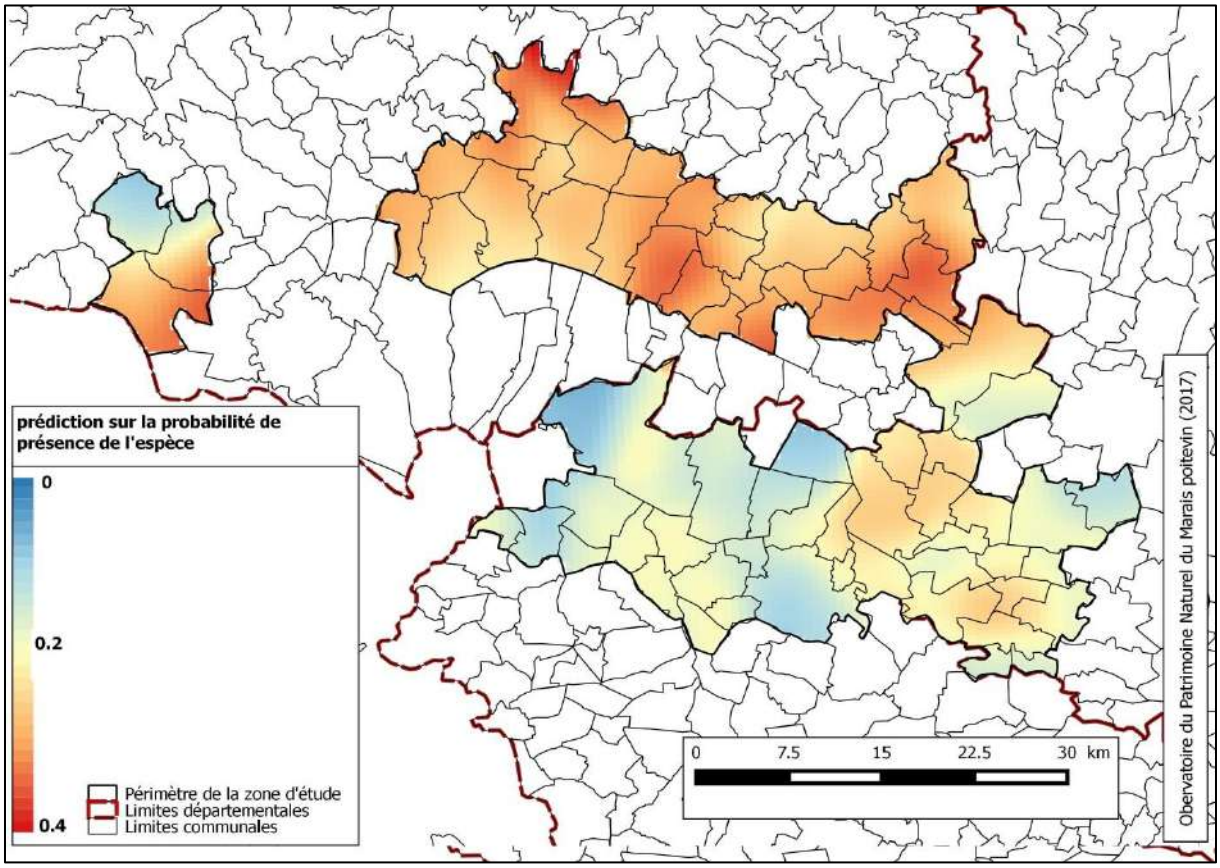

Figure 23 : prédiction de la probabilité de présence de la Bergeronnette printanière en 2016 issue du modèle complet

d) Fauvette grisette *Sylvia communis*

✓ *Taux de fréquence*

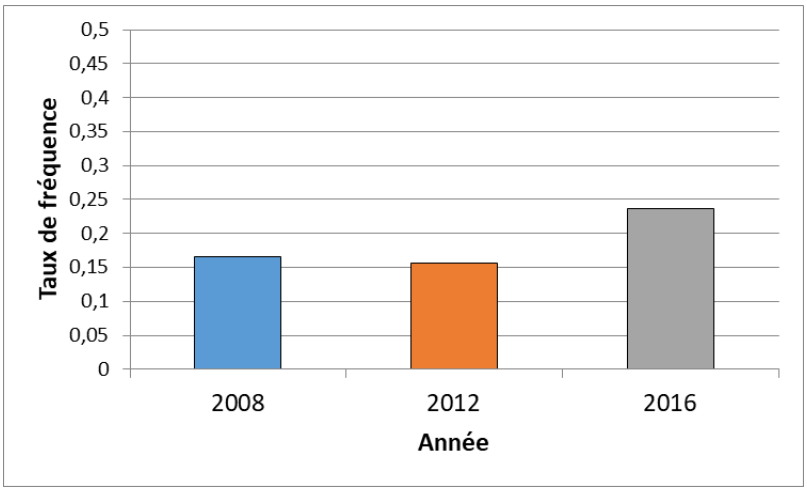

Figure 24 : Taux de fréquence de la Fauvette grisette au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Comme pour la Bergeronnette printanière, le taux de fréquence de la Fauvette grisette est sensiblement similaire entre 2008 et 2012 en oscillant de 0.17 à 0.16. A contrario, nous remarquons une augmentation de cet indice de 51% entre 2012 et 2016 (*figure 24*).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéraies	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P Value**	
(Intercept)	-2.50746	0.36779	-6.818	9.25e-12	***
as.factor(Annee)2012	0.32313	0.39674	0.814	0.415388	
as.factor(Annee)2016	0.74645	0.39231	1.903	0.057081	.
jd	-0.09609	0.07993	-1.202	0.229266	
Minutes_ecoulee	-0.28136	0.08823	-3.189	0.001427	**
Diversite_hab	0.08490	0.06108	1.390	0.164556	
Foret2	-0.10258	0.07391	-1.388	0.165188	
Route	0.06649	0.07268	0.915	0.360307	
Bati	-0.14403	0.07803	-1.846	0.064934	.
Irrigation	-0.26953	0.07256	-3.714	0.000204	***
Chemin	0.13278	0.08120	1.635	0.102014	
Effets non linéaires					
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(Haie2)	2.452	2.452	7.737	0.111	
s(X_L93,Y_L93)	6.910	6.910	7.746	0.343	
R^2 = 0.0492					

Figure 25 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Bergeronnette printanière durant les 3 années de recensements.

Les résultats mettent en avant une augmentation quasiment significative de la présence de la Fauvette grisette entre 2008 et 2016 (***figure 25***). Un effet pratiquement significatif de la surface en bâtie influe négativement sur la présence de l'espèce. Parmi les variables significatives, le modèle met évidence un effet négative de la surface en terres irrigables sur l'espèce indiquant que plus la surface irrigable autour des IPA est élevé moins il y a de chance de contacter l'espèce (***figures 25 et 26***). Comme pour de nombreux passereaux, nous constatons que l'heure du point d'écoute a un effet significatif sur la détectabilité de l'espèce, où plus l'heure avance moins l'espèce a de chance d'être détectée (***figure 25***).

Bien qu'attendu, le modèle ne permet pas de déceler un effet significativement positif du réseau de haies sur la présence de la Fauvette grisette. Le R^2 est quant à lui assez faible en expliquant moins de 5% de la variabilité de présence de l'espèce.

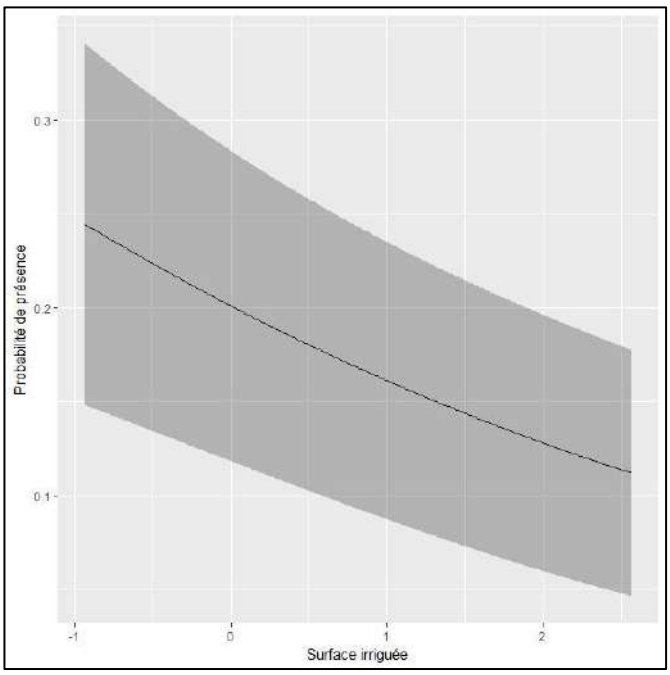

Figure 26 : effet de la surface en terre irrigable sur la probabilité de présence de la Fauvette grisette

✓ é

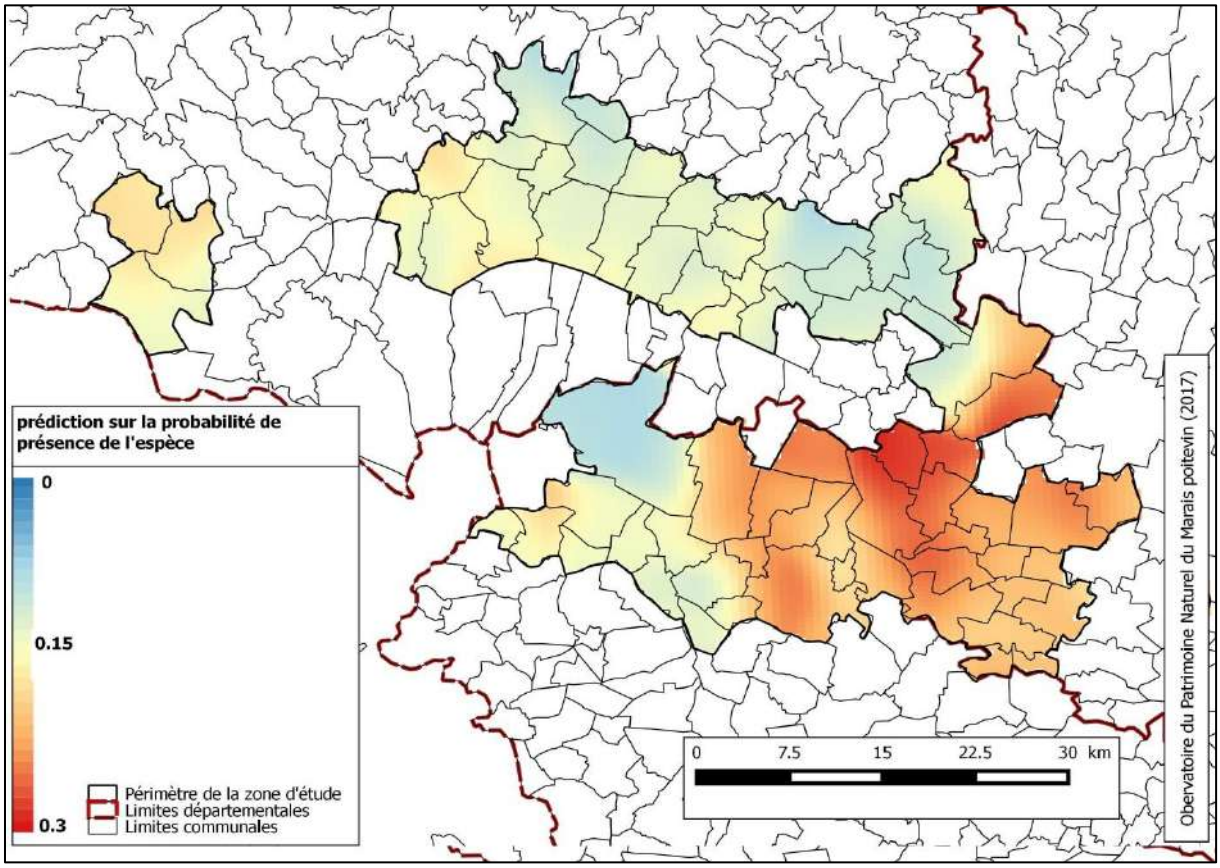

Figure 27: prédiction de la probabilité de présence de la Fauvette grisette en 2016 issue du modèle complet

e) Hypolais polyglotte *Hippolais polyglotta*

✓ *Taux de fréquence*

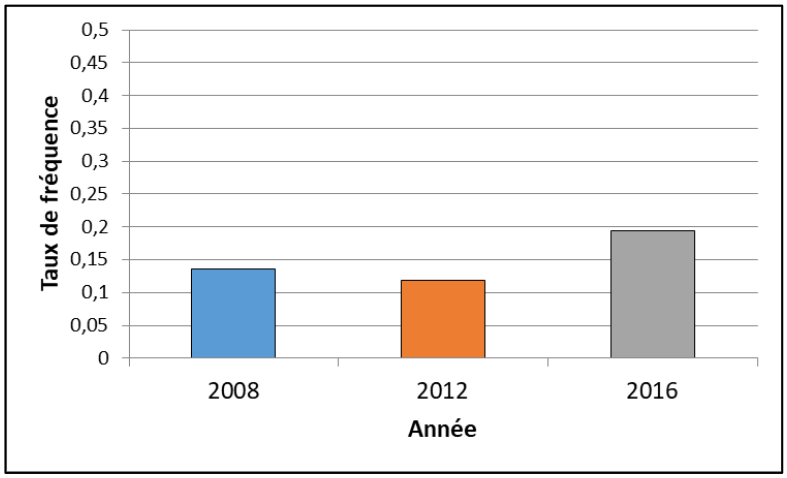

Figure 28 : Taux de fréquence de l'Hypolaïs polyglotte au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Si une légère diminution du taux de fréquence semble se dessiner entre 2008 et 2012 (-13%), une plus forte augmentation est notée entre 2012 et 2016 (+63%). En effet, sur 100 IPA prospectés lors des recensements de 2016, l'espèce a été détectée en moyenne sur 20 d'entre eux (***figure 28***).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéraies	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**z**	**P value**
(Intercept)	-3.89085	0.69701	-5.582	2.37e-08	***
as.factor(Annee)2012	1.32892	0.72120	1.843	0.06538	.
as.factor(Annee)2016	2.18753	0.71756	3.049	0.00230	**
jd	0.08960	0.09316	0.962	0.33615	
Minutes_ecoulee	-0.25537	0.10339	-2.470	0.01352	*
Diversite_hab	0.19531	0.07247	2.695	0.00704	**
Foret2	0.09515	0.06009	1.584	0.11329	
Route	-0.04630	0.08549	-0.542	0.58811	
Bati	-0.06542	0.08719	-0.750	0.45303	
Irrigation	-0.18266	0.08831	-2.068	0.03859	*
Chemin	-0.04549	0.09879	-0.461	0.64514	
Effets non linéaires					
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value	
s(Haie2)	3.328	3.328	51.491	1.08e-10	***
s(X_L93,Y_L93)	2.000	2.000	0.836	0.658	
R^2 = 0.0863					

Figure 29 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de l'Hypolaïs polyglotte durant les 3 années de recensements.

Les résultats du modèle mettent en évidence une augmentation significative de la présence de l'espèce entre 2008, l'année de référence, et 2016 (*figure 29*). Ils montrent également que la présence de l'Hypolaïs polyglotte est corrélée positivement et de manière significative à la diversité d'habitats (i.e. en culture) autour des IPA. La surface enterres irrigables a, là encore, un effet significativement négatif sur la présence de cette espèce. Enfin, un effet non linéaire des haies influent sur la présence de l'espèce (*figure 29*). Au vu de la figure 30, la présence de l'Hypolaïs polyglotte est positivement corrélée et de manière significative au linéaire de haies. La probabilité de présence de l'espèce est alors significativement plus importante lorsque qu'un linéaire de haies est présent mais tend à devenir plus faible quand le réseau de haies devient trop dense (*figure 30*).

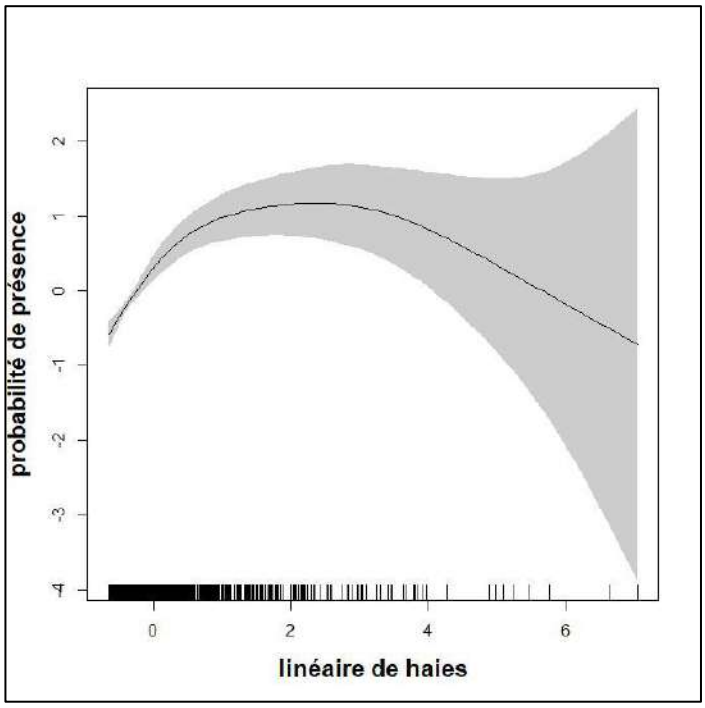

Figure 30 : effet du linéaire de haies sur la probabilité de présence de l'Hypolaïs polyglotte

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

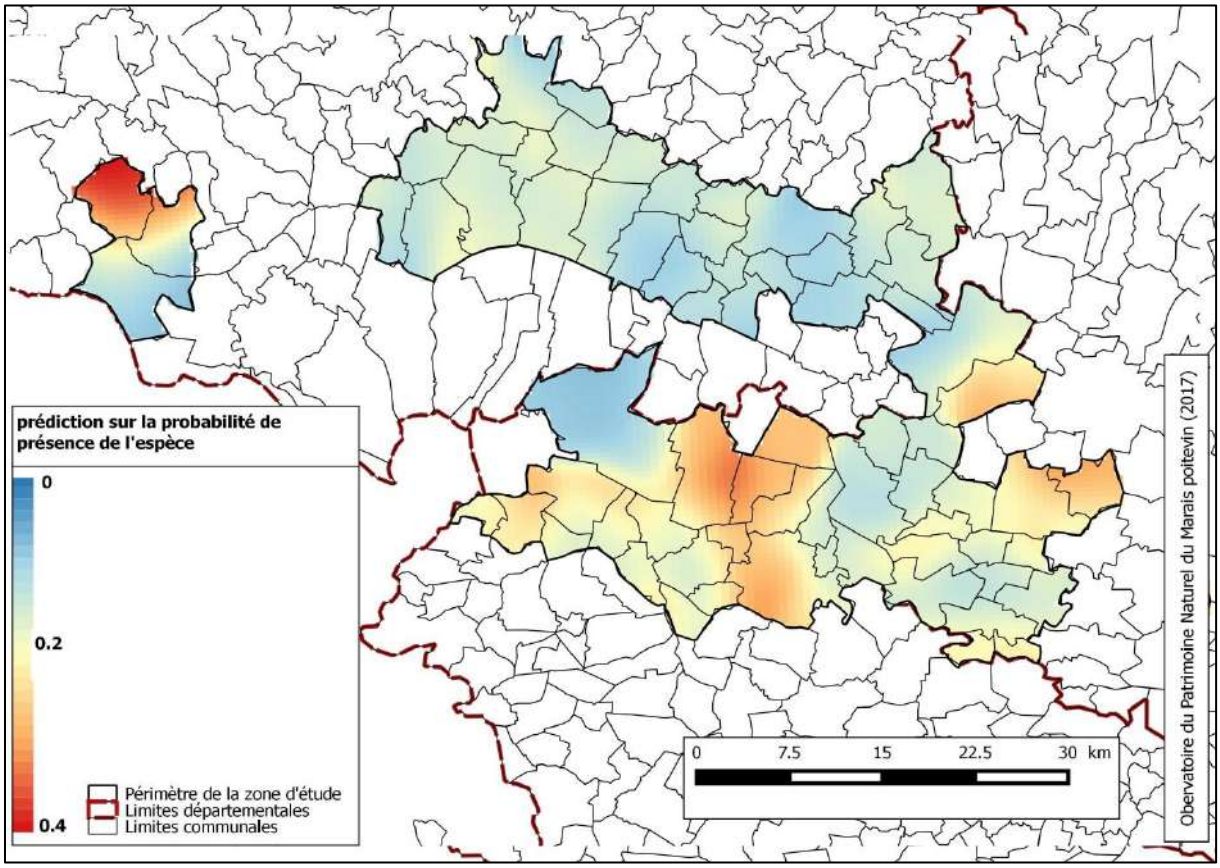

Figure 31 : prédiction de la probabilité de présence de l'Hypolaïs polyglotte en 2016 issue du modèle complet

f) Œdicnème criard *Burhinus oedicnemus*

✓ *taux de fréquence*

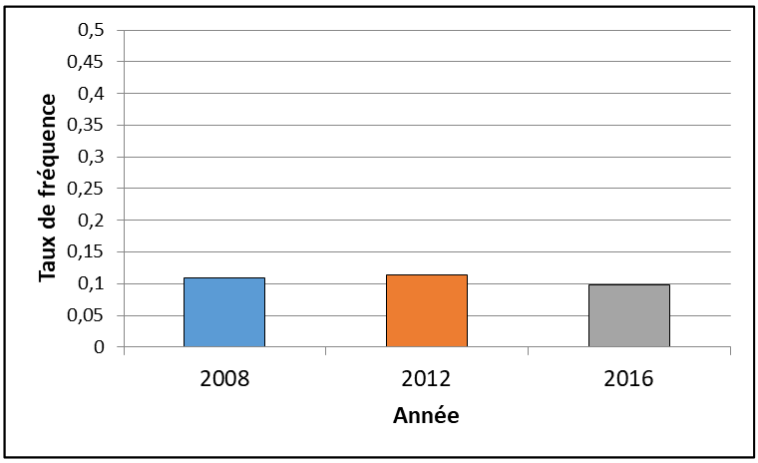

Figure 32: Taux de fréquence de l'Œdicnème criard au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Le taux de fréquence de l'Œdicnème criard basé sur ce protocole de recensement apparait sensiblement similaire au cours du temps (*figure 32*). L'espèce est détectée en moyenne sur pratiquement 11% des IPA prospectés.

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P value**	
(Intercept)	-2.69295	0.28633	-9.405	2E-16	***
as.factor(Annee)2012	0.30386	0.30461	0.998	0.318	
as.factor(Annee)2016	0.10985	0.31150	0.353	0.724	
jd	0.06124	0.08294	0.738	0.460	
Diversite_hab	0.12189	0.07871	1.548	0.122	
Haie2	-0.46938	0.11654	-4.028	5.63e-05	***
Foret2	-0.08302	0.10148	-0.818	0.413	
Route	0.06057	0.09431	0.642	0.521	
Bati	-0.08682	0.11270	-0.770	0.441	
Chemin	0.08828	0.09904	0.891	0.373	
Irrigation	0.09499	0.08471	1.121	0.262	
Effets non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Minutes_ecoulee)	3.045	3.045	16.37	0.00098	***
s(X_L93,Y_L93)	11.683	11.683	80.14	3.54e-12	***
R^2 = 0.0865					

Figure 33 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de l'Œdicnème criard durant les 3 années de recensements.

Parmi l'ensemble des variables explicatives inclues dans le modèle, seul un effet linéaire significatif ressort, celui du réseau de haies. Ainsi, la présence de l'espèce apparait négativement corrélée au linéaire de haies présent sur les IPA (***figure 33***). Ces résultats s'avèrent logique du fait des exigences écologiques de l'espèce qui recherche des milieux dégagés pour sa nidification, dénués le plus souvent de végétation. Le modèle ne permet pas de déceler des différences significatives de variations de présence de l'espèce au cours des différentes périodes de recensement.

Comme pour un certain nombre d'espèces du cortège, l'œdicnème est détecté essentiellement de bonheur le matin et voit ensuite sa détection diminuer significativement au cours de la matinée. Néanmoins, contrairement à certaines autres espèces, il est intéressant de souligner que sa détection ré-augmente fortement en soirée le rendant donc plus détectable à cette période (*figure 34*). Le R^2 du modèle explique un peu plus de 8% de la variabilité de présence de l'Œdicnème criard.

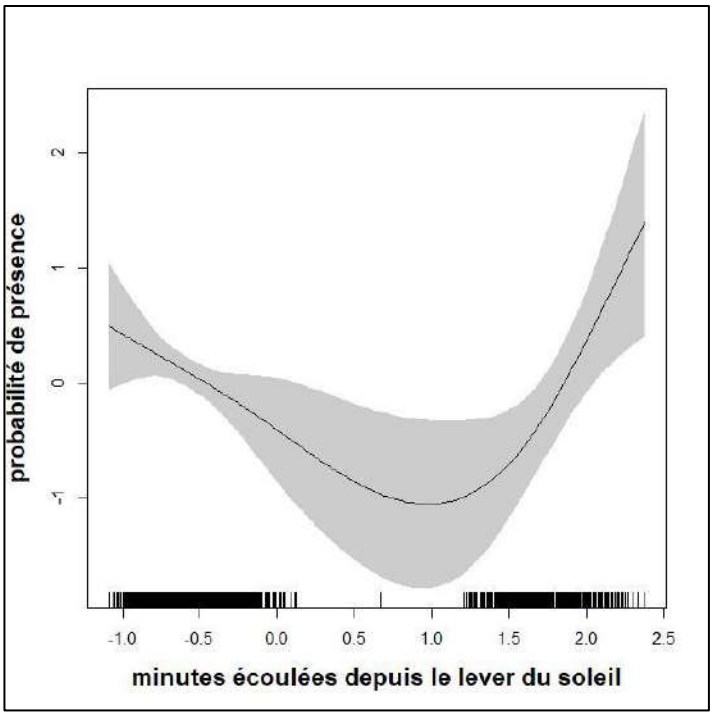

Figure 34 : effet de l'heure du recensement sur la probabilité de détection de l'Œdicnème criard

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

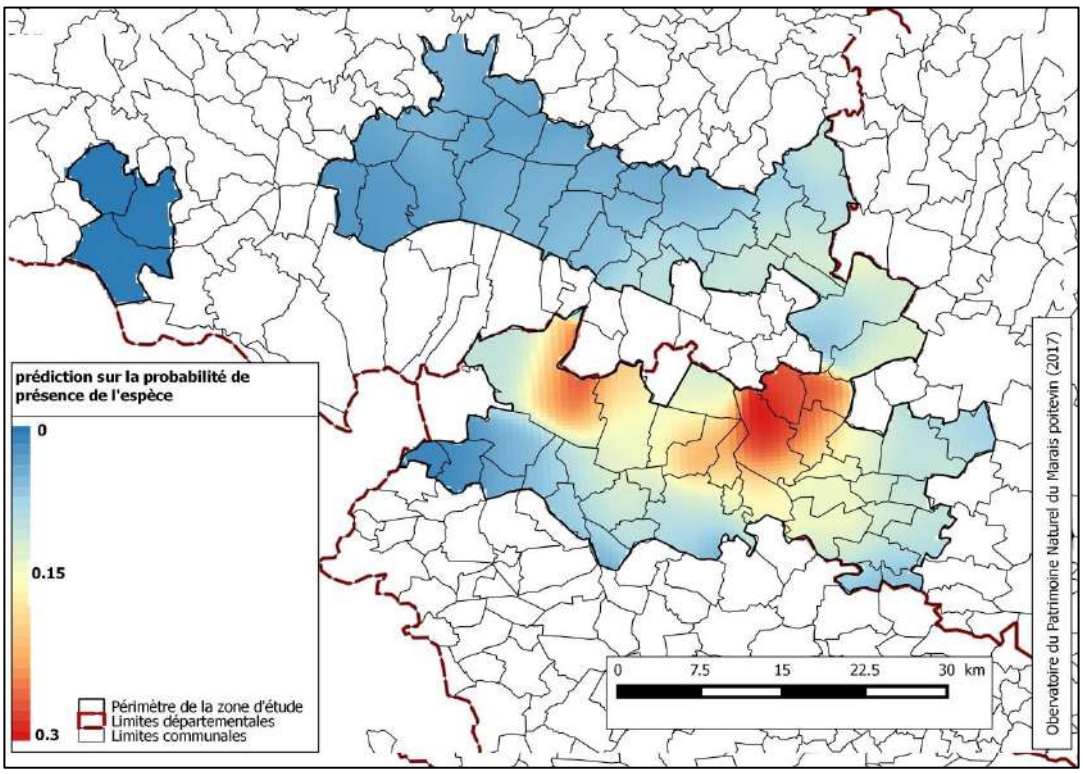

Figure 35 : prédiction de la probabilité de présence de l'Œdicnème criard en 2016 issue du modèle complet

g) Gorgebleue à miroir blanc *Luscinia svecica namnetum*

✓ *Taux de fréquence*

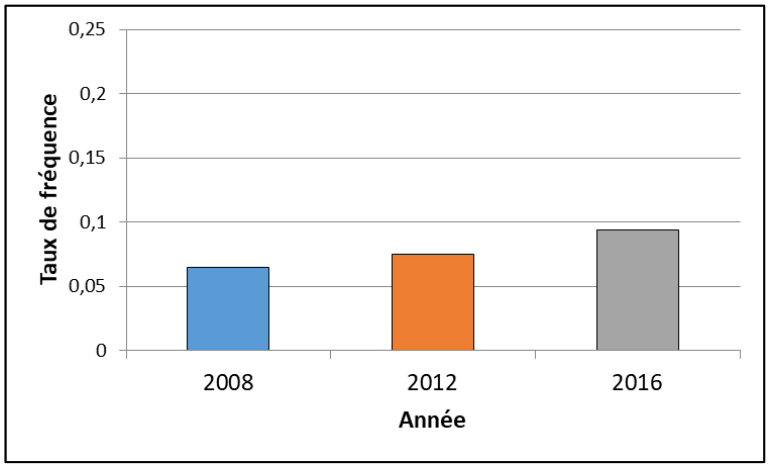

Figure 36: Taux de fréquence de la Gorgebleue à miroir au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine

Le calcul de taux de fréquence de la Gorgebleue à miroir blanc par année nous permet de constater une augmentation quasiment constante entre 2008 et 2012, puis de 2012 à 2016. Le taux de fréquence passe alors de 0.06 en 2008 à 0.09 en 2016. Cela signifie donc qu'en moyenne sur 100 IPA prospectés l'espèce a été contactée sur 3 IPA de plus en 2016 par rapport à 2008.

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	Estimate	Std.	Error	z	P value
(Intercept)	-2.846533	0.281798	-10.101	2,00E-16	***
as.factor(Annee)2012	-0.002788	0.298273	-0.009	0.99254	
as.factor(Annee)2016	0.197973	0.299280	0.661	0.50829	
jd	-0.017153	0.090819	-0.189	0.85020	
Minutes_ecoulee	-0.260015	0.096969	-2.681	0.00733	**
Haie2	-0.854446	0.184018	-4.643	3.43e-06	***
Foret2	-0.146788	0.124239	-1.182	0.23740	
Route	-0.136732	0.107992	-1.266	0.20546	
Irrigation	-0.367606	0.089743	-4.096	4.20e-05	***
Bati	-0.508537	0.231963	-2.192	0.02836	*
Chemin	-0.088657	0.114633	-0.773	0.43929	
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Diversite_hab)	2.02	2.02	10.02	0.00748	**
s(X_L93,Y_L93)	5.92	5.92	16.96	0.00896	**
R^2=0.0553					

Figure 37 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Gorgebleue à miroir blanc durant les 3 années de recensements.

Le modèle ne permet pas de déceler une augmentation significative de la présence de la Gorgebleue à miroir au cours du temps (*figure 37*). Cependant, il est fort à parier que cette augmentation soit réellement avérée au vu de l'augmentation du taux de fréquence entre les différentes années de recensement (*figure 36*). La présence de l'espèce est négativement corrélée de manière significative au linéaire de haie tout comme à la superficie de parcelles irrigables (*figure 37*).

La présence de la Gorgebleue à miroir est également impactée négativement par la superficie en zone bâtie autour des IPA. Autrement dit, plus il y a de surface en zone bâtie moins l'espèce a de chance d'être présente. Au contraire, la diversité en habitat autour des IPA a une influence significativement positive sur la présence de la Gorgebleue à miroir (*figures 37 et 38*).

Enfin, parmi les variables dites protocolaires et comme pour de nombreuses autres espèces de passereaux du cortège, la probabilité de présence, ou plutôt de détection, est négativement corrélée de manière significative aux minutes écoulées après le lever du soleil.

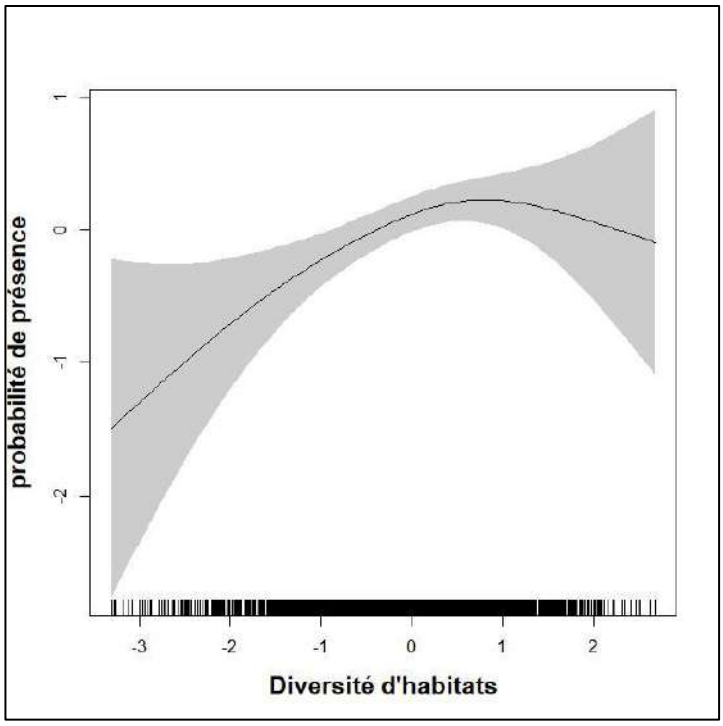

Figure 38 : effet de la diversité en cultures sur la probabilité de détection de la Gorgebleue à miroir

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

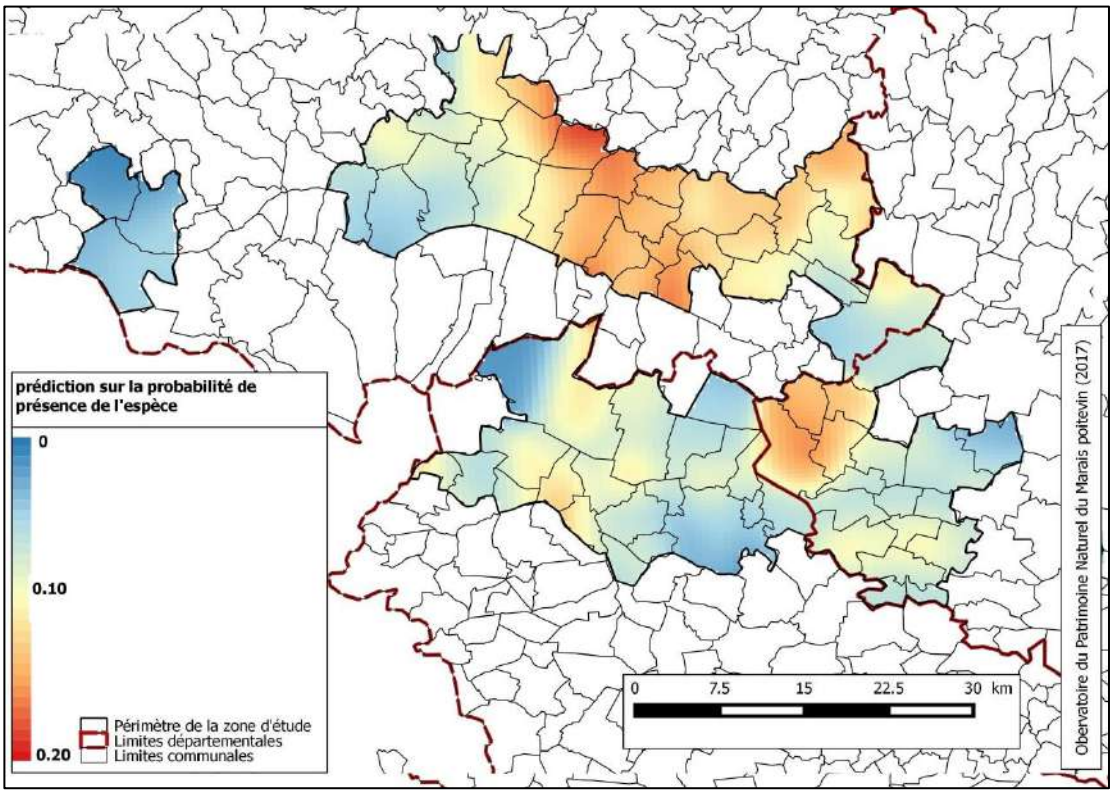

Figure 39 : prédiction de la probabilité de présence de la Gorgebleue à miroir blanc en 2016 issue du modèle complet

h) Caille des blés *Coturnix coturnix*

✓ *Taux de fréquence*

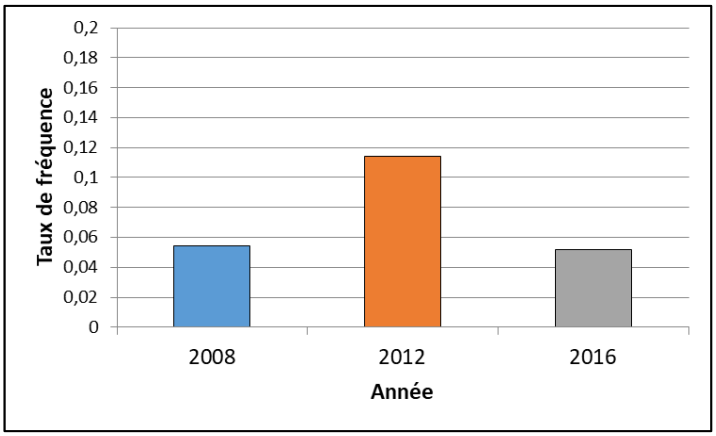

Figure 40 : Taux de fréquence de la Caille des blés au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Si les taux de fréquence calculés pour les années 2008 (IF = 0.054) et 2016 (IF = 0.052) sont sensiblement similaires, l'année 2012 révèle quant à elle un indice bien plus élevé (IF = 0.11), soulignant probablement une meilleure année pour la Caille des blés

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P value**	
(Intercept)	-3.13526	0.31737	-9.879	2E-16	***
as.factor(Annee)2012	0.80861	0.32967	2.453	0.01417	*
as.factor(Annee)2016	-0.34268	0.34893	-0.982	0.32605	
jd	0.12476	0.09581	1.302	0.19288	
Haie2	-0.57930	0.14582	-3.973	7.1e-05	***
Foret2	-0.80998	0.30081	-2.693	0.00709	**
Route	-0.33893	0.11799	-2.873	0.00407	**
Irrigation	-0.06406	0.09340	-0.686	0.49280	
Bati	0.04199	0.12415	0.338	0.73518	
Chemin	-0.02057	0.11126	-0.185	0.85335	
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Minutes_ecoulee)	3.280	3.280	24.508	3.94e-05	***
s(Diversite_hab)	2.417	2.417	8.494	0.01323	*
s(X_L93,Y_L93)	7.835	7.835	32.601	0.00011	***
R^2=0.0754					

Figure 41 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Caille des blés durant les 3 années de recensements.

Comme souligner avec l'évaluation du taux de présence de l'espèce, celui-ci a augmenté de manière significative entre 2008 et 2012 ; hausse qui ne se confirme par contre pas en 2016 (*figure 41*). Parmi les variables environnementales prises en compte, nous remarquons que la présence de l'espèce est de manière significative, négativement corrélée aussi bien au réseau de haies qu'à la superficie en forêt/boisements (*figure 41*). Le linéaire routier a également une influence significativement négative sur la présence de la Caille des blés (*figure 41*).

Concernant les effets non linéaires, la détection de l'espèce est influencée de manière significative par l'heure de réalisation des IPA (*figures 41 et 42*). Notons également que la présence de l'espèce diminue de manière significative lorsque l'habitat autour des IPA commence à se diversifier. Néanmoins cet effet devient quasiment nul lorsque que la diversité en culture devient conséquente (*figure 42*). Enfin, la détection de l'espèce, comme pour beaucoup d'autres, diminue au cours de la journée mais se voit pourtant augmenter en fin de matinée jusqu'en début de soirée pour de nouveau diminuer de façon importante plus tard en soirée (*figure 42*).

Le R^2 du modèle nous indique une prise en compte de la variabilité de présence de l'espèce à hauteur de 7.5 %

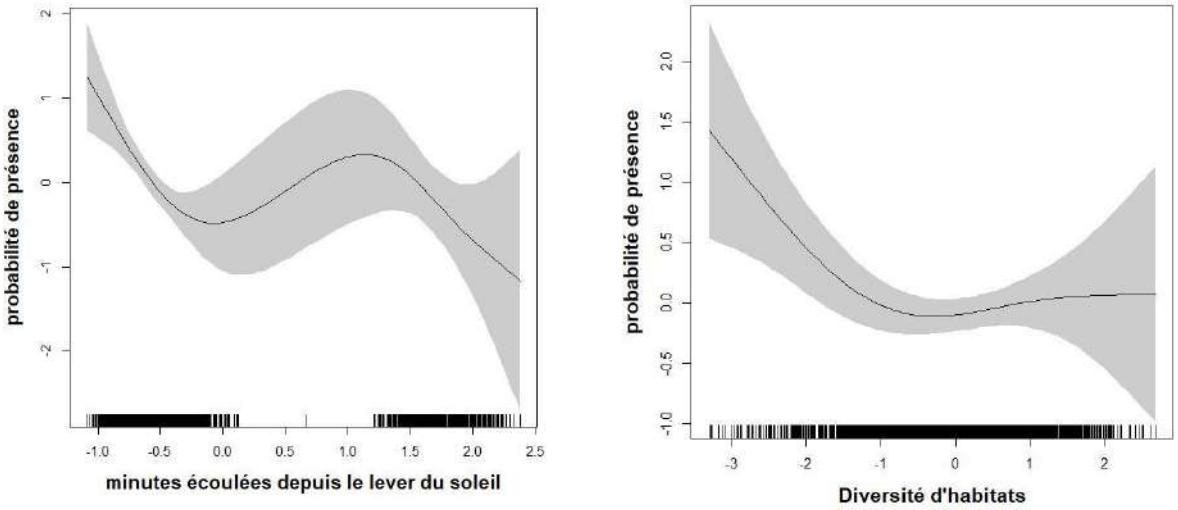

Figure 42 : effets non linéaires des variables explicatives affectant la présence de la Caille des blés au cours des 3 périodes de recensement

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

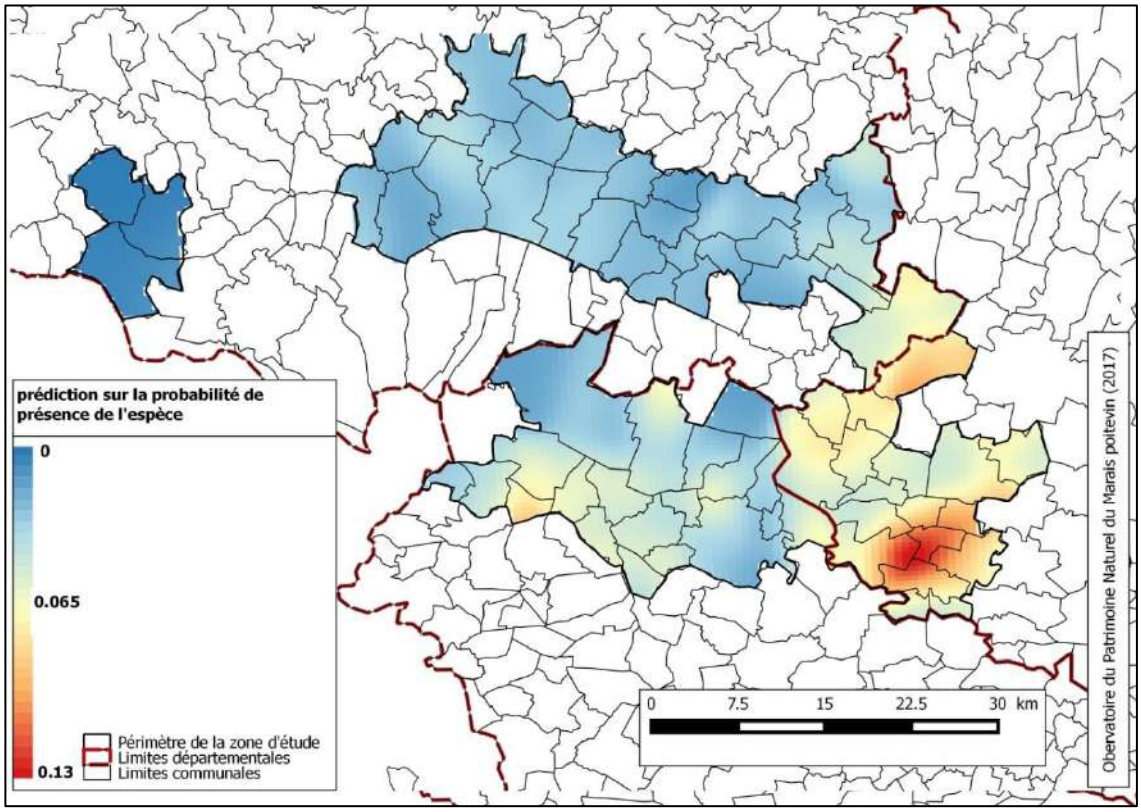

Figure 43 : prédiction de la probabilité de présence de la Caille des blés en 2016 issue du modèle complet

i) Huppe fasciée *Upupa epops*

✓ *Taux de fréquence*

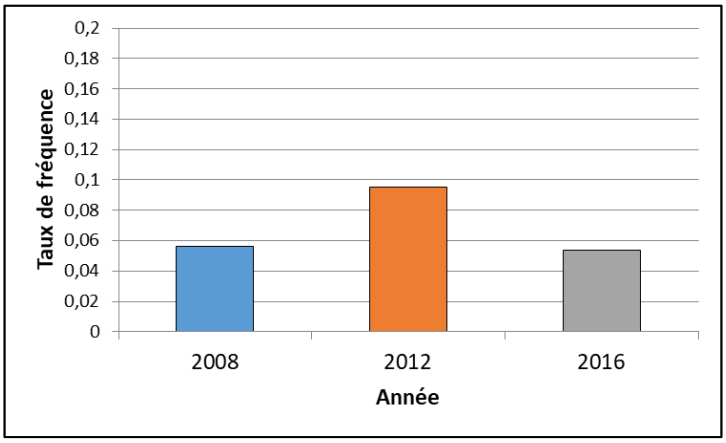

Figure 44 : Taux de fréquence de la Huppe fasciée au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Le patron de distribution du taux de fréquence de la Huppe fasciée au cours du temps est similaire à celui de la Caille des blés. L'année 2008 (IF=0.057) et 2016 (IF=0.054) sont relativement identiques alors que 2012 est supérieur (IF=0.095) (*figure 44*).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P value**	**value**
(Intercept)	-3.46956	0.47564	-7.294	3.00e-13	***
as.factor(Annee)2012	0.69339	0.49861	1.391	0.16433	
as.factor(Annee)2016	-0.12655	0.50599	-0.250	0.80251	
jd	0.34794	0.10735	3.241	0.00119	**
Minutes_ecoulee	-0.94617	0.17785	-5.320	1.04e-07	***
Diversite_hab	0.29898	0.09591	3.117	0.00182	**
Haie2	0.12968	0.08583	1.511	0.13082	
Foret2	0.05640	0.07535	0.749	0.45415	
Route	0.03113	0.11255	0.277	0.78209	
Irrigation	-0.14306	0.10854	-1.318	0.18751	
Chemin	-0.10337	0.12540	-0.824	0.40974	
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Bati)	1.881	1.881	4.212	0.0687	.
s(X_L93,Y_L93)	2.000	2.000	3.095	0.2128	
R^2=0.0558					

Figure 45 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Huppe fasciée durant les 3 années de recensements.

Le modèle complet intégrant toutes les variables explicatives ne permet pas de déceler un effet significatif de l'année de recensement sur la présence de la Huppe fasciée (*figure 45*). Parmi les variables dites « protocolaires », la présence (ou plutôt la détection) de l'espèce est négativement corrélée à l'heure du relevé des IPA ; variable déjà mise en évidence sur la détection de la plupart des autres espèces précédemment analysées. En revanche, la détection de la Huppe fasciée apparait affectée par la période du recensement où l'espèce est significativement plus détectée sur les IPA effectuée plus tard en saison (*figure 45*). Parmi les variables environnementales étudiées, seule la diversité en habitat a un effet significativement positif sur la présence de l'espèce. Ainsi plus l'habitat autour des IPA est diversifié, plus l'espèce a de chance d'être présente (*figure 45*). Bien que non significatif mais proche de la significativité, le modèle décèle un effet de la surface en bâti sur la présence de la huppe

(*figure 45*), ce qui peut s'avérer logique du fait que cette espèce soit cavicole et qu'elle a donc besoin de cavités pour sa nidification. Le R^2 est relativement faible en expliquant un peu plus de 5% de la variabilité de présence de l'espèce.

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

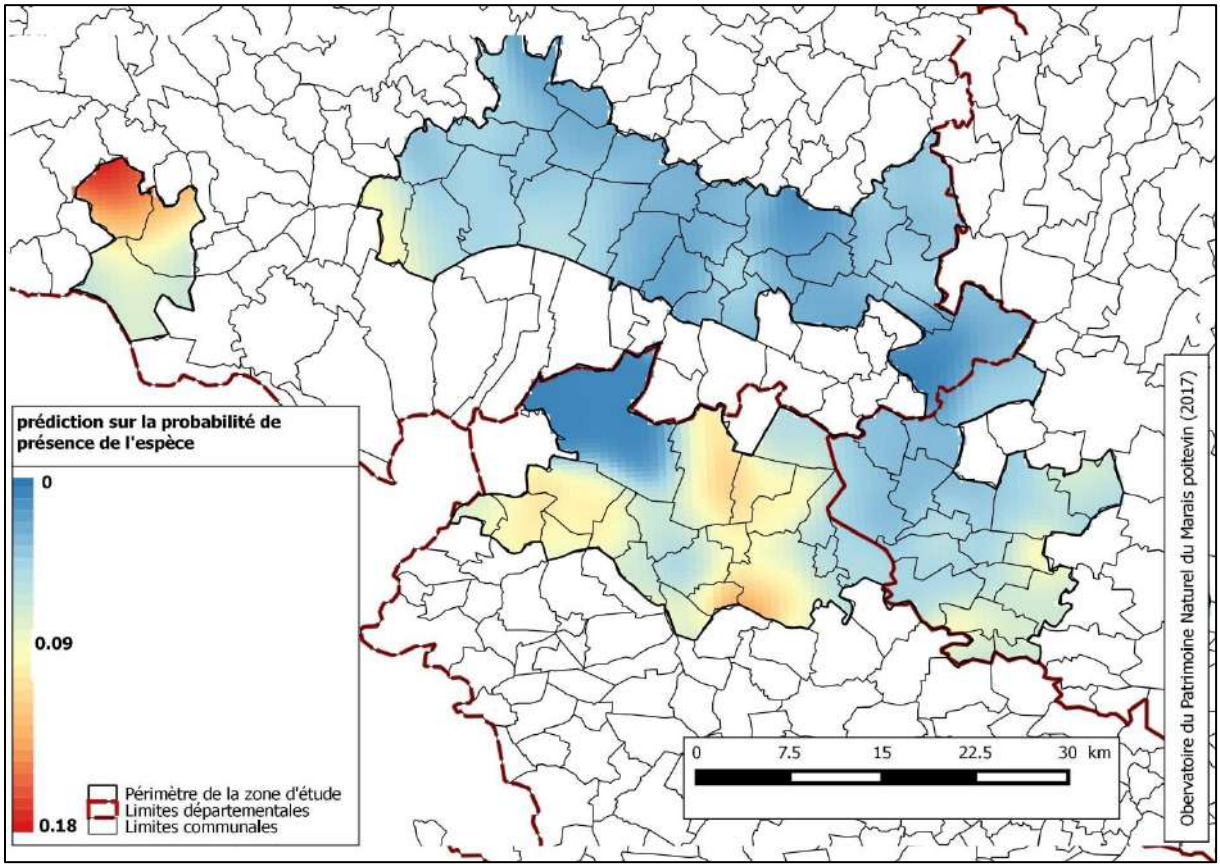

Figure 46 : prédiction de la probabilité de présence de la Huppe fasciée en 2016 issue du modèle complet

j) Perdrix rouge *Alectoris rufa*

✓ *Taux de fréquence*

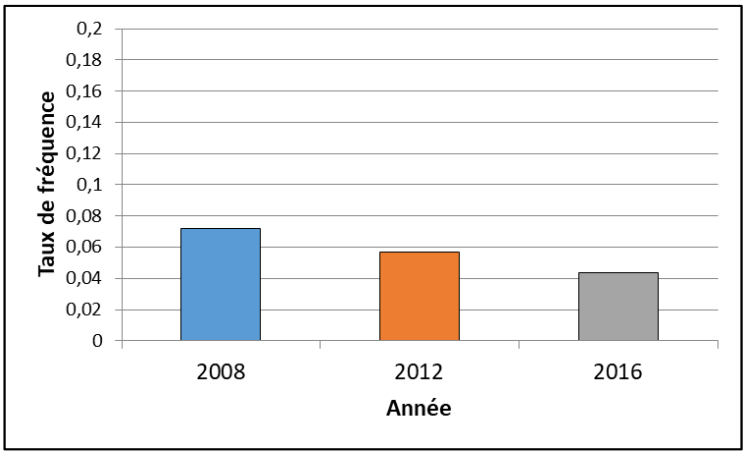

Figure 47: Taux de fréquence de la Perdrix rouge au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Le calcul du taux de fréquence de la Perdrix rouge par année de recensement nous permet de montrer une diminution constante de cet indice pour l'espèce au cours du temps. Si en 2008, l'espèce était détectée en moyenne sur 7,2% des IPA, celle-ci a ensuite été en 2012 contactée sur seulement 5.66% des IPA en moyenne en 2012 puis sur 4.43% en 2016 (*figure 47*).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P Value**	
(Intercept)	-2.52213	0.33302	-7.574	3.63e-14	***
as.factor(Annee)2012	-0.51658	0.37808	-1.366	0.1718	
as.factor(Annee)2016	-0.87439	0.39362	-2.221	0.0263	*
jd	-0.02453	0.11995	-0.205	0.8380	
Minutes_ecoulee	-0.29544	0.13119	-2.252	0.0243	*
Diversite_hab	0.20652	0.10855	1.902	0.0571	.
Haie2	-0.22343	0.14432	-1.548	0.1216	
Foret2	0.04356	0.10985	0.397	0.6917	
Route	0.25296	0.11953	2.116	0.0343	*
Irrigation	-0.15498	0.11170	-1.387	0.1653	
Bati	-0.42820	0.21080	-2.031	0.0422	*
Chemin	0.06098	0.13818	0.441	0.6590	
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(X_L93,Y_L93)	4.583	4.583	12.06	0.0246	*
R^2=0.0156					

Figure 48 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence de la Perdrix rouge durant les 3 années de recensements.

Les résultats du modèle permettent bien de confirmer une diminution significative de la présence de la Perdrix rouge entre 2008 et 2016 (*figure 48*). Ils mettent également en évidence que la présence de l'espèce est négativement corrélée à la surface en zone bâtie. Non loin de la significativité, la diversité en habitats (i.e. en culture) semble avoir une influence positive sur la présence de l'espèce. Etrangement l'espèce semble réagir de façon favorable au linéaire routier. Ces résultats sont néanmoins à interpréter avec précaution au vu du R^2 très faible qui explique seulement un peu plus d'1% de la variabilité de présence de l'espèce (*figure 48*).

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

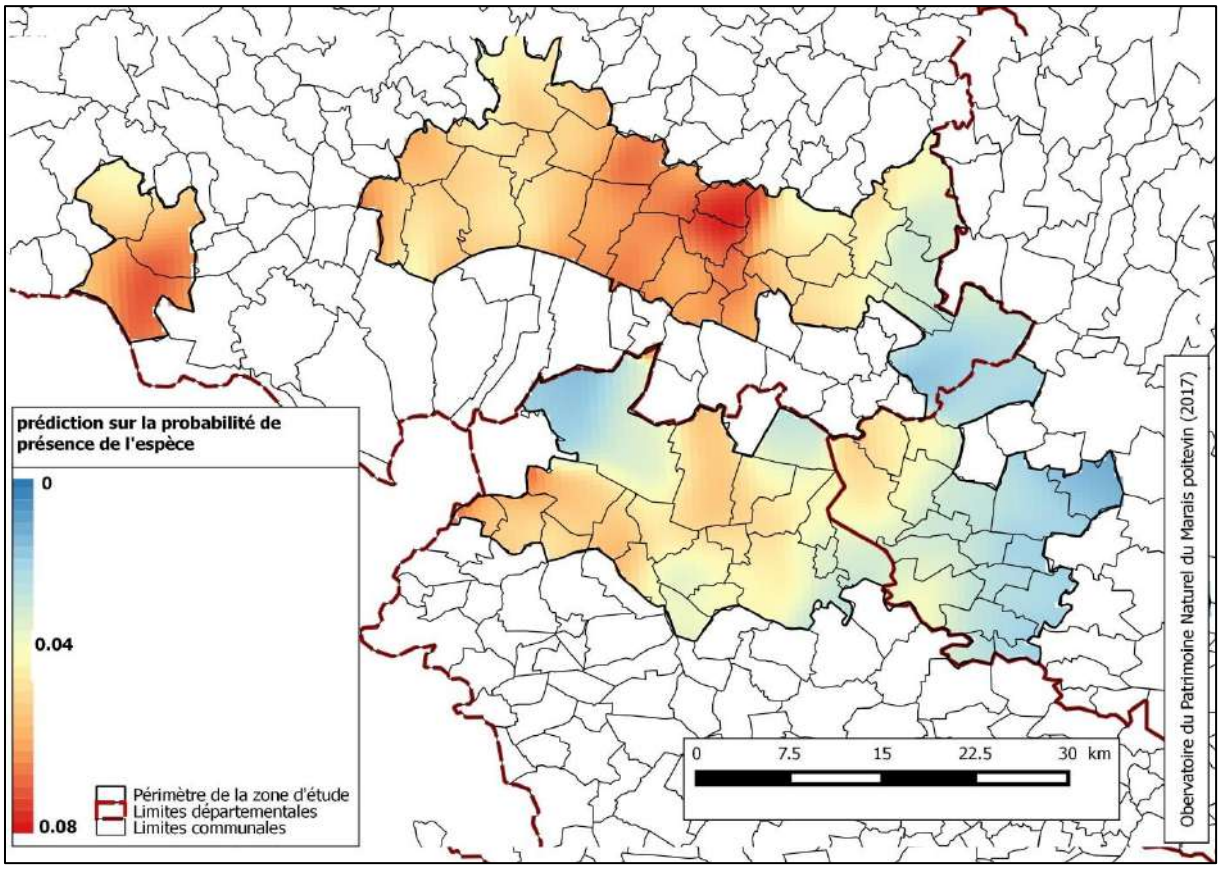

Figure 49 : prédiction de la probabilité de présence de la Perdrix rouge en 2016 issue du modèle complet

k) Bruant zizi *Emberiza cirlus*

✓ *Taux de fréquence*

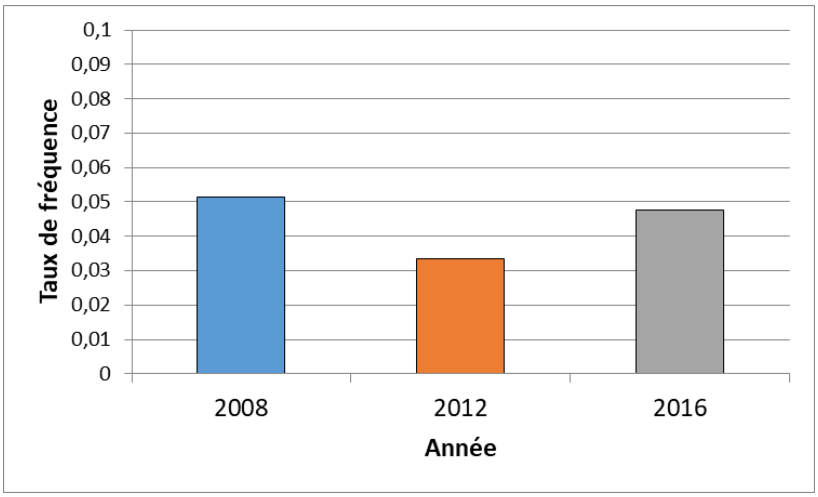

Figure 50 : Taux de fréquence du Bruant zizi au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Si les taux de fréquence du Bruant zizi en 2008 (0.051) et 2016 (0.048) sont approximativement similaires, celui de 2012 est bien plus faible avec une présence de l'espèce sur en moyenne un peu plus de 3% des IPA (*figure 50*).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P value**	
(Intercept)	-20.48815	2182.57675	-0.009	0.9925	
as.factor(Annee)2012	16.11182	2182.57677	0.007	0.9941	
as.factor(Annee)2016	16.67463	2182.57677	0.008	0.9939	
jd	-0.10901	0.15099	-0.722	0.4703	
Minutes_ecoulee	0.03350	0.15939	0.210	0.8335	
Diversite_hab	0.08050	0.12852	0.626	0.5311	
Foret2	0.08083	0.09852	0.820	0.4120	
Route	0.11436	0.14490	0.789	0.4300	
Irrigation	-0.01924	0.16918	-0.114	0.9094	
Chemin	0.27678	0.15971	1.733	0.0831	.
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Haie2)	2.050	2.050	9.408	0.011006	*
s(Bati)	2.049	2.049	9.678	0.009219	**
s(X_L93,Y_L93)	2.000	2.000	17.584	0.000152	***
R^2= 0.0692					

Figure 51 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence du Bruant zizi durant les 3 années de recensements.

A partir du modèle complet, nous ne décelons aucun effet significatif linéaire qui influe sur la présence du Bruant zizi (*figure 51*). Toutefois deux variables explicatives ont des effets significatifs non linéaires sur la présence de l'espèce : le réseau de haies ainsi que la surface en bâti (*figure 52*). La présence du Bruant zizi est corrélée positivement au linéaire de haies bien que sa probabilité de présence semble atteindre un seuil lorsque le maillage de haies devient trop dense. Au contraire, la présence de l'espèce apparait corrélée de manière négative à la surface bâtie même si sur des faibles superficies en bâtisse, sa présence semble corrélée positivement (*figure 52*). Ces deux effets restent tout de même négligeables sur la présence de l'espèce. Le R^2 est quant à lui de 0.0692.

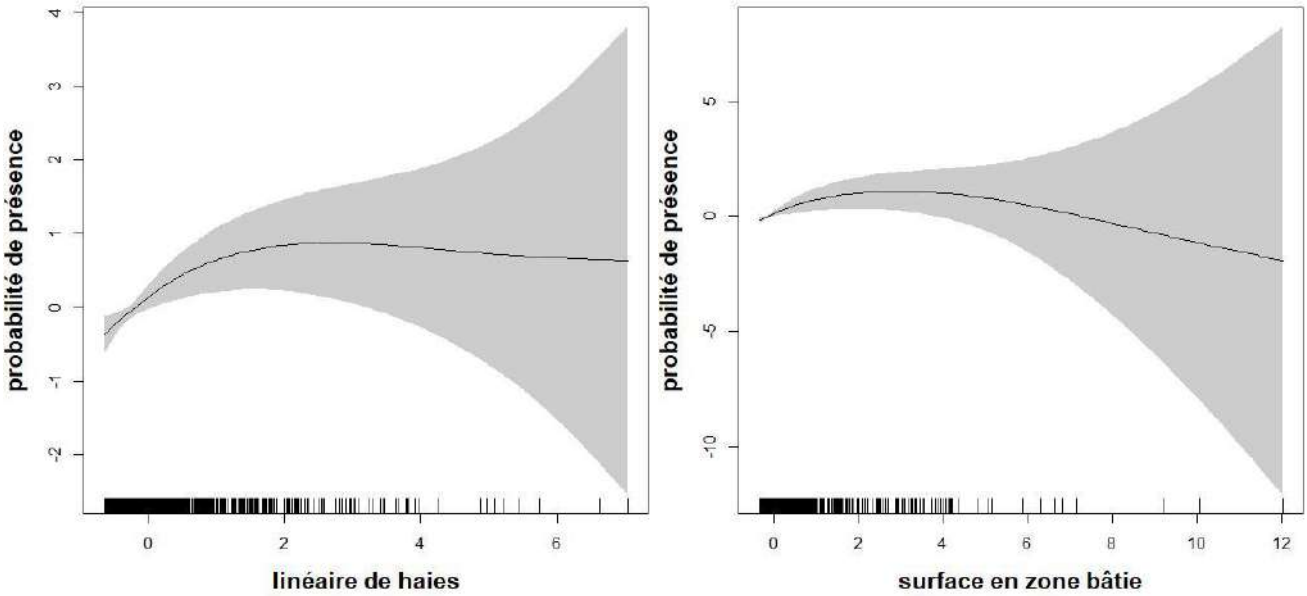

Figure 52 : effets non linéaires des variables explicatives affectant la présence du Bruant zizi au cours des 3 périodes de recensement

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

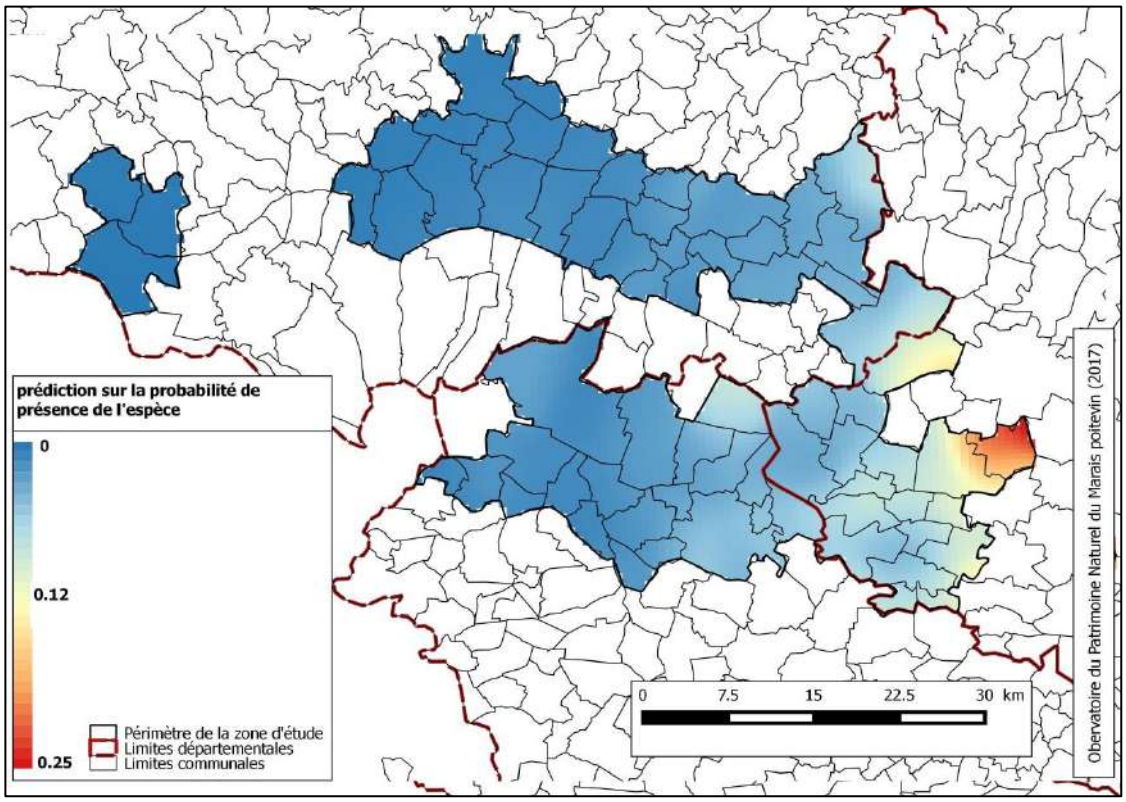

Figure 53 : prédiction de la probabilité de présence du Bruant zizi en 2016 issue du modèle complet

I) Bruant jaune *Emberiza citrinella*

✓ *Taux de fréquence*

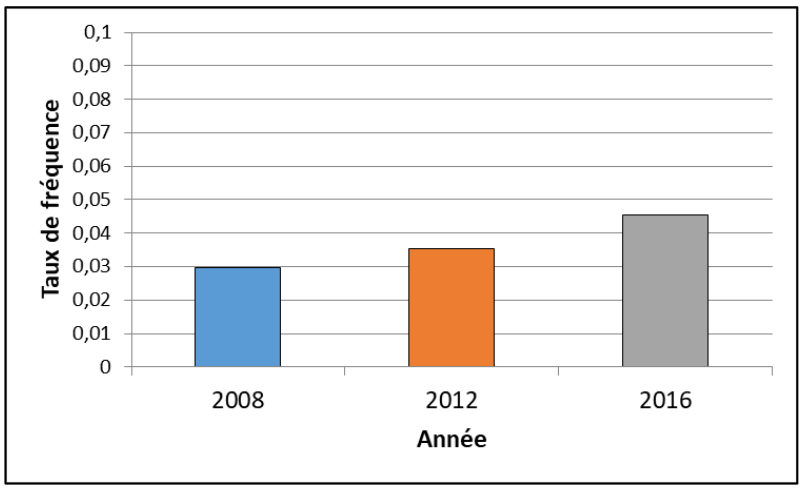

Figure 54 : Taux de fréquence du Bruant jaune au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Bien que très faible (IF moyen = 0.037), le taux de fréquence du Bruant jaune augmente au cours du temps que ce soit entre 2008 et 2012 (+18.9%) qu'entre 2012 et 2016 (+28.7%).

✓ *Variables explicatives influençant la présence de l'espèce*

Effets linéaires	**Estimate**	**Std.**	**Error**	**P Value**	
(Intercept)	-1.724e+01	2.517e+03	-0.007	0.9945	
as.factor(Annee)2012	1.364e+01	2.517e+03	0.005	0.9957	
as.factor(Annee)2016	1.384e+01	2.517e+03	0.005	0.9956	
jd	5.159e-02	1.335e-01	0.386	0.6992	
Minutes_ecoulee	-1.886e-01	1.655e-01	-1.139	0.2545	
Diversite_hab	-6.079e-03	1.201e-01	-0.051	0.9596	
Foret2	1.387e-01	7.124e-02	1.947	0.0516	.
Route	-7.929e-02	1.516e-01	-0.523	0.6010	
Irrigation	-1.129e-01	1.556e-01	-0.726	0.4678	
Bati	-1.180e-01	1.681e-01	-0.702	0.4826	
Chemin	-4.348e-04	1.591e-01	-0.003	0.9978	
Efetts non linéaires					
	edf	**Ref.df**	**Chi.sq**	**p-value**	
s(Haie2)	2.153	2.153	12.924	0.0022	**
s(X_L93,Y_L93)	4.255	4.255	8.719	0.0786	.
R^2= 0.0246					

Figure 55 : résultats issus du modèle additif généralisés mixtes complet réalisé sur la présence du Bruant jaune durant les 3 années de recensements.

Parmi l'ensemble des variables testées, les résultats du modèle complet permettent de mettre uniquement en évidence un effet significatif du linéaire de haies sur la présence du Bruant jaune (***figure 55***). La présence de l'espèce est positivement corrélée au linéaire de haies. Ainsi, lorsque celui-ci augmente la probabilité de présence du Bruant zizi augmente également jusqu'à un certain seuil où un réseau de haies trop dense peut devenir néfaste à la présence de l'espèce (***figure 56***). Il convient néanmoins de rester vigilant quant à l'interprétation des résultats sur cette gamme de valeur où très peu de données permettent d'ajuster la courbe sur cette gamme élevée (i.e. réseau de haies dense) (***figure 56***). Qui plus est le R^2 est très faible en expliquant seulement 2.5% de la variabilité de présence de l'espèce.

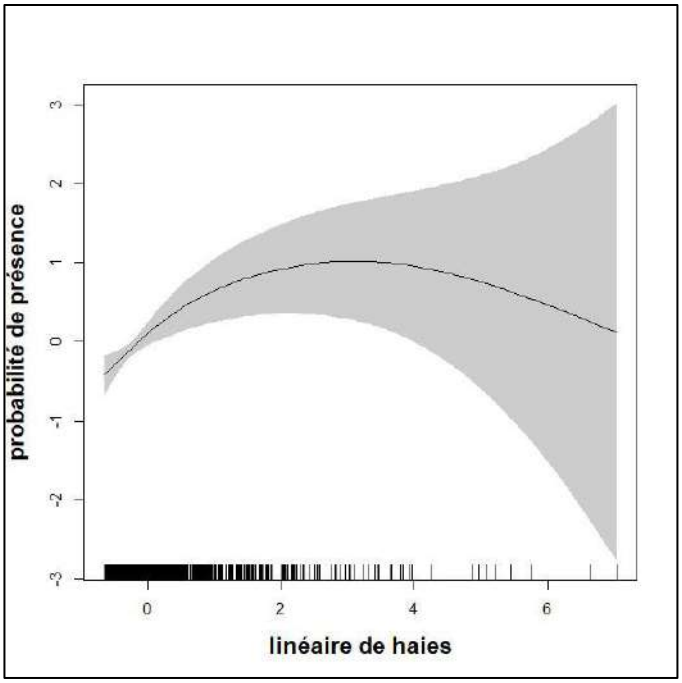

Figure 56 : effet du linéaire de haies sur la probabilité de présence du Bruant jaune.

✓ *Distribution 2016 issue des résultats du modèle*

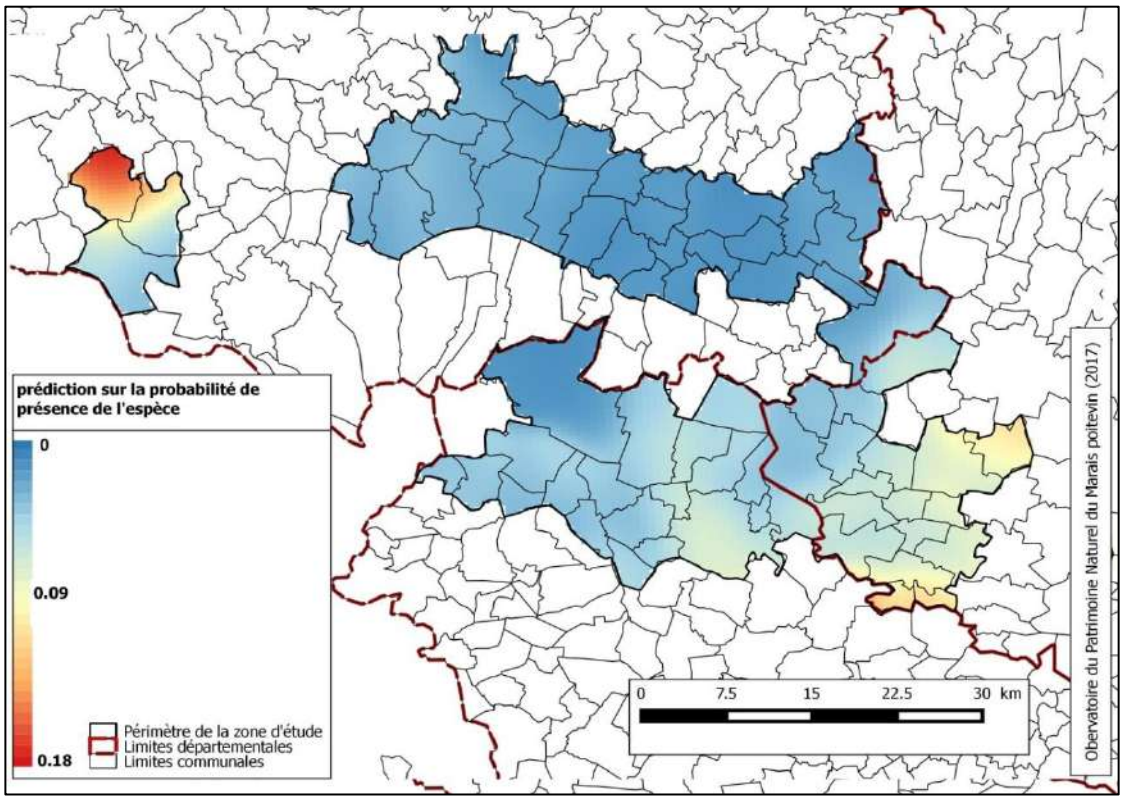

Figure 57 : prédiction de la probabilité de présence du Bruant jaune en 2016 issue du modèle complet

m) Tarier pâtre *Saxicola rubicola*

✓ *Taux de fréquence*

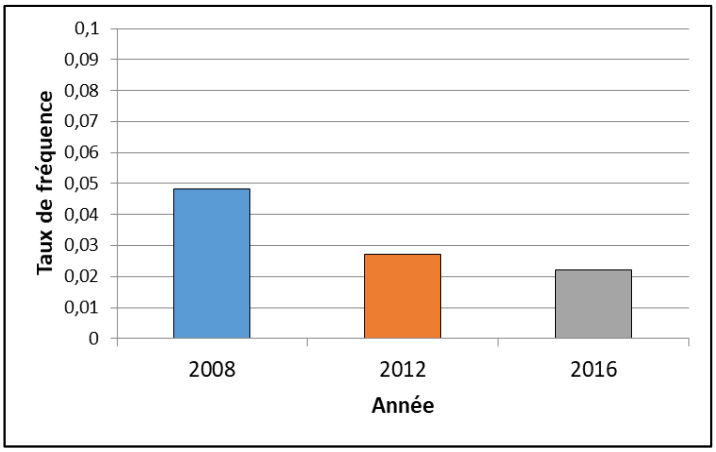

Figure 58 : Taux de fréquence du Tarier pâtre au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Le calcul du taux de fréquence du Tarier pâtre par année de recensement permet de constater une réelle diminution au cours de ces 8 dernières années. Ainsi, si l'espèce était détectée sur quasiment 5 IPA sur 100 prospectés en 2008, elle ne l'est plus que sur 2% des IPA en moyenne en 2016, soit une diminution de 54%.

✓ *Distribution 2016*

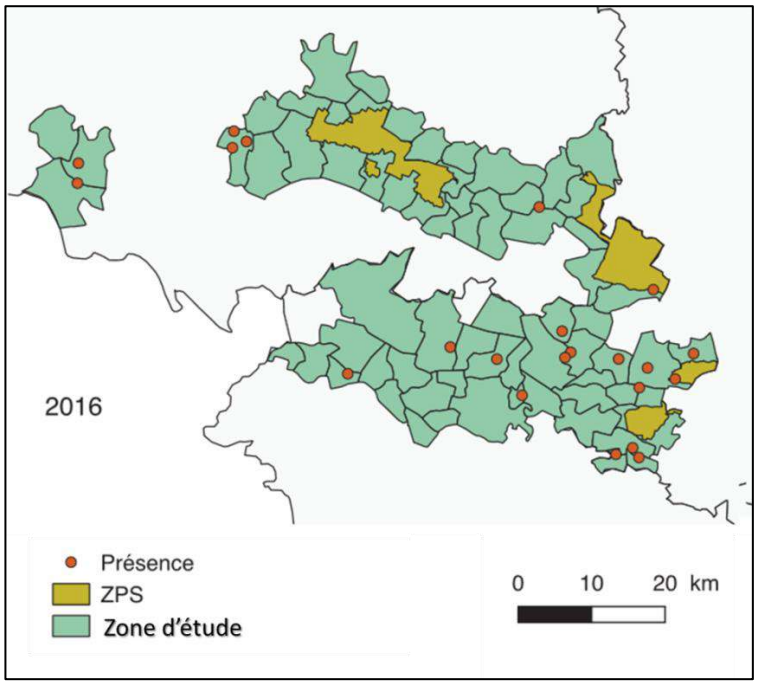

Figure 59 : localisation des IPA avec présence du Tarier pâtre lors du recensement de 2016

n) Cochevis huppé *Galerida cristata*

✓ *Taux de fréquence*

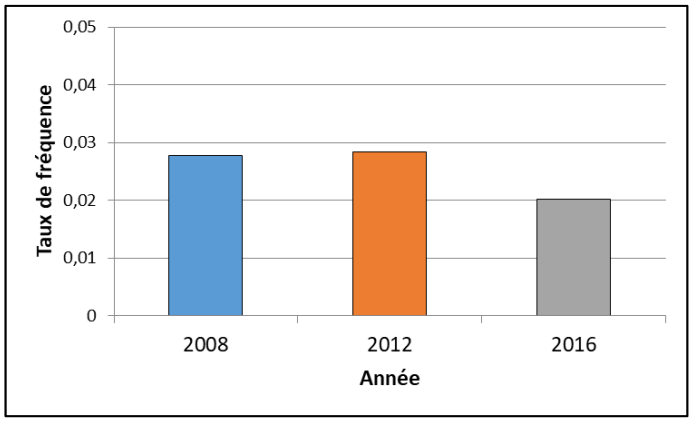

Figure 60 : Taux de fréquence du Cochevis huppé au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Nous observons un taux de fréquence du Cochevis huppé sensiblement similaire entre 2008 (IF=0.027) et 2012 (IF=0.028). En revanche, celui-ci est moindre en 2016 avec seulement 20 contacts sur les 988 IPA prospectés signifiant que l'espèce est en moyenne détectée un peu plus de 2% des IPA. Entre 2008 et 2016, la présence de l'espèce a alors diminué de 27%.

✓ *Distribution 2016*

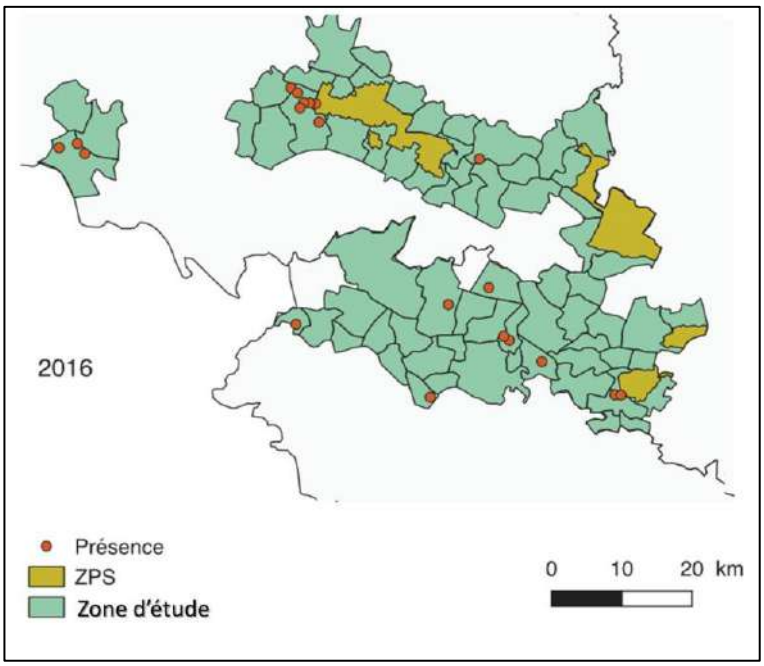

Figure 61 : localisation des IPA avec présence du Cochevis huppé lors du recensement de 2016

o) Perdrix grise *Perdix perdix*

✓ *Taux de fréquence*

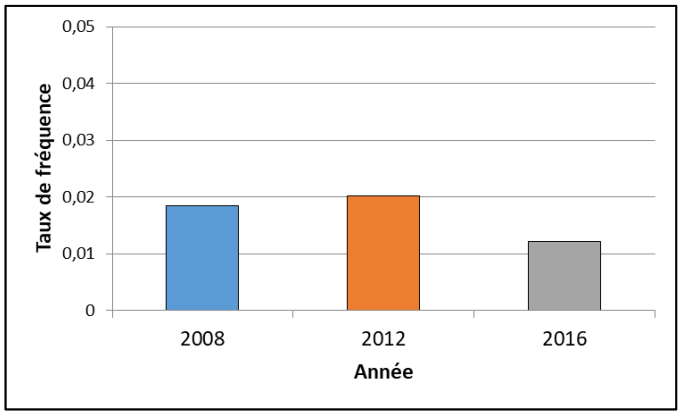

Figure 62 : Taux de fréquence de la Perdrix grise au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Si le taux de fréquence a légèrement augmenté entre 2008 et 2012 (+9.53%), il a au contraire diminué de manière plus importante entre 2012 et 2016 (- 39.93%). L'espèce apparait très peu représentée à l'échelle de la zone d'étude avec un indice de fréquence moyen de 0.017 +/- 0.004, signifiant qu'elle est contactée en moyenne sur moins de 2 IPA sur 100 prospectés

✓ *Distribution 2016*

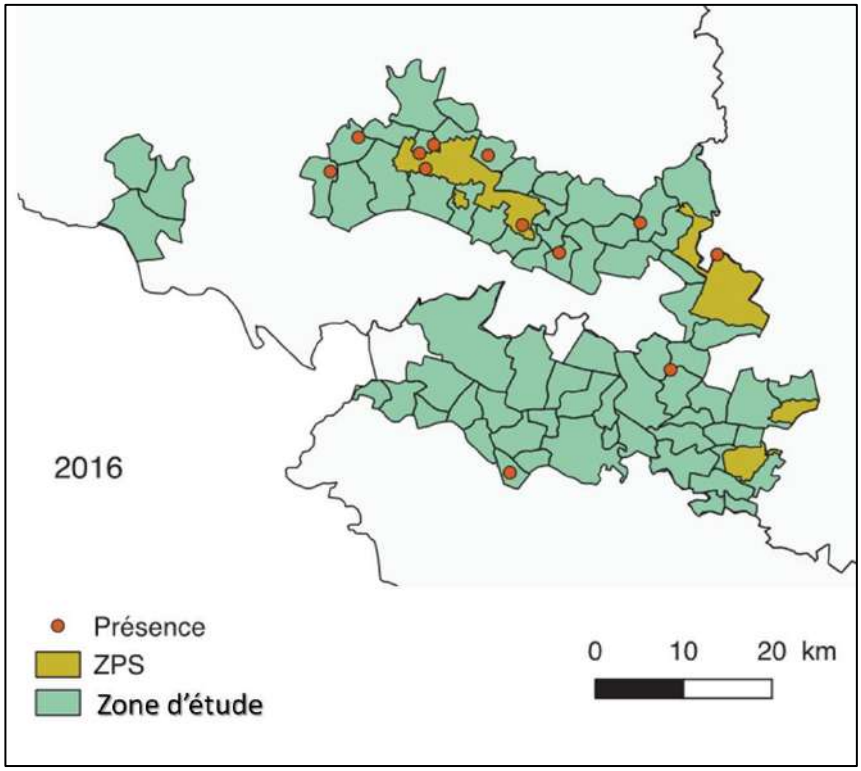

Figure 63 : localisation des IPA avec présence de la Perdrix grise lors du recensement de 2016

p) Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio*

✓ *Taux de fréquence*

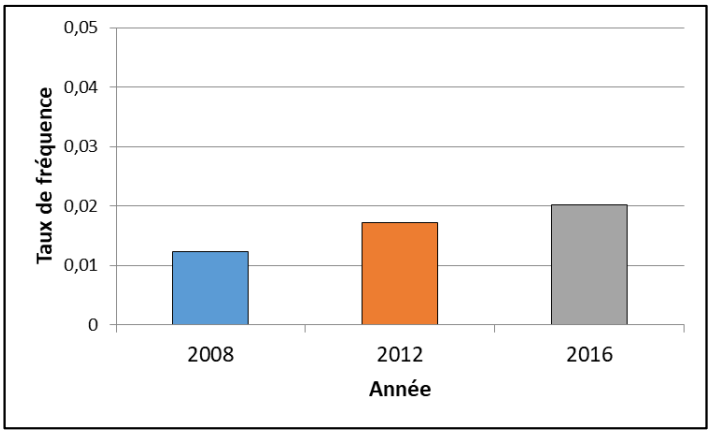

Figure 64 : Taux de fréquence de la Pie-grièche écorcheur au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Avec en moyenne 16.36 +/- 4.04 IPA avec contact avéré de la Pie-grièche écorcheur, le taux de fréquence moyen est très faible oscillant entre 0.012 en 2008 à 0.020 en 2016. A partir de ce protocole de recensement, nous constatons donc une hausse du taux de fréquence de l'espèce de 64.47% en 8 ans à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin. Là encore, il convient de rester vigilant quant à l'interprétation de ces résultats en sachant que le protocole mis en place s'avère peu adapté à la détection de l'espèce tant sur la période du recensement que sur la durée des points d'écoute limitée à 5 minutes.

✓ *Distribution 2016*

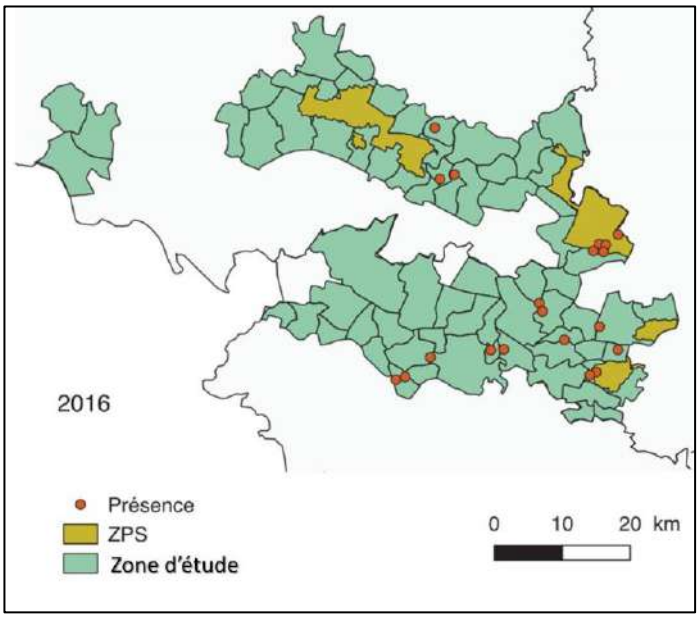

Figure 65 : localisation des IPA avec présence de la Pie-Grièche écorcheur lors du recensement de 2016

q) Outarde canepetière *Tetrax tetrax*

✓ *Taux de fréquence*

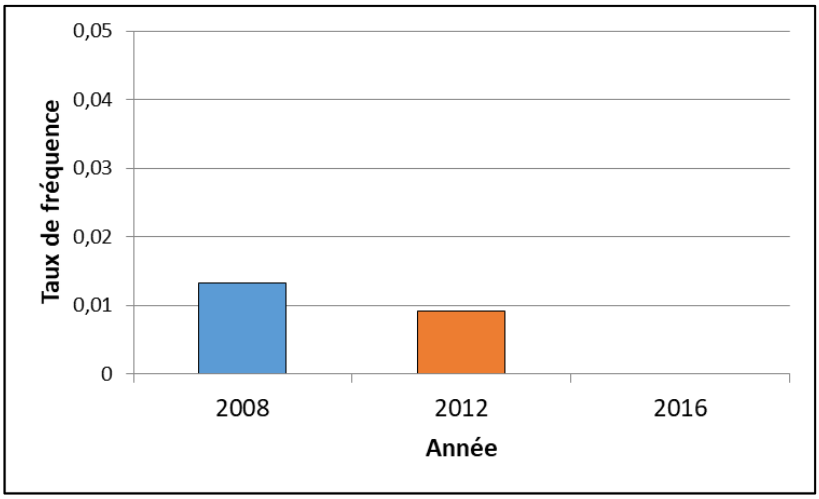

Figure 66 : Taux de fréquence de l'Outarde canepetière au cours des 3 périodes de recensement de l'avifaune de plaine.

Avec 13 contacts d'Outarde canepetière en 2008, 9 en 2012 et 0 en 2016, ce recensement de l'avifaune de plaine particulièrement adapté à cette espèce met en avant une diminution plus qu'alarmante de l'Outarde à l'échelle des plaines céréalières du Marais poitevin (***figure 66***).

Bien que l'espèce ne soit pas systématiquement détectée lors du protocole enquête plaine, l'espèce n'en est pas pour autant absente. En effet en 2016 dans les Deux-Sèvres, deux mâles chanteurs sur la commune de Saint-Georges-de-Rex ont été observés (un bagué, l'autre non), dont un mentionné 24 fois du 27 mars au 26 juillet, avec une femelle à proximité le 23 mai 2016. Cette commune abrite donc le dernier noyau de faible densité occupé par l'espèce (*figure 67*).

Cette diminution catastrophique des effectifs de mâles chanteurs d'Outarde canepetière est à mettre en parallèle avec l'évolution des effectifs des ZPS les plus proches. La ZPS Plaine de Niort Sud-Est (NISE) comptait 32 mâles chanteurs en 2008, 30 en 2012 et seulement 15 en 2016 (Dalloyau, S. 2017). La réduction de 50 % des effectifs entre 2012 et 2016 corrobore ainsi l'effondrement des populations voisines des plaines du Marais poitevin localisées autour de St-Georges-de-Rex et de La Foye-Monjault.

✓ *Distribution 2016*

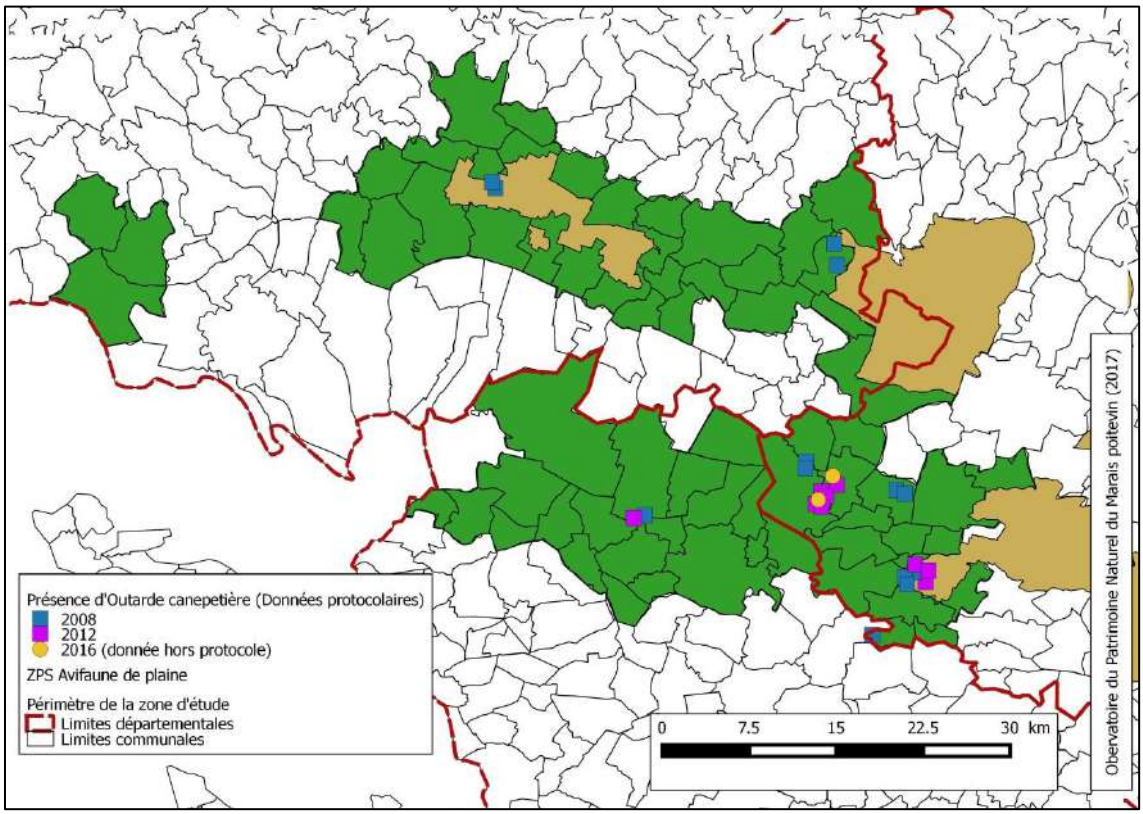

Figure 67 : localisation des données de mâles chanteurs d'Outarde canepetière de 2008 à 2016 à l'échelle de la zone d'étude

V. Discussions

L'analyse des résultats issus de ces 3 années de recensement nous a permis d'améliorer nos connaissances sur la majorité des espèces du cortège d'oiseaux de plaine à l'échelle du Marais poitevin, que ce soit tant sur les variables environnementales et protocolaires qui influent sur leur présence que sur leur évolution temporelle.

Parmi les 12 espèces pour lesquelles leur présence a été mise en lien avec des variables explicatives, nous avons pu déceler que la présence de 4 d'entre elles était corrélée de manière significativement négative à la superficie en terres irrigables (la Gorgebleue à miroir, la Fauvette grisette, l'Hypolaïs polyglotte et le Bruant proyer). Seule la présence de la Bergeronnette printanière s'est montrée positivement corrélée à cette variable. Rappelons que l'année de référencement de cette variable explicative date de 2009 et que le réseau de parcellaires irrigables et irrigués a très probablement augmenté au cours des différentes périodes de recensements. La majorité des terres irriguées étant essentiellement vouée à la culture du maïs (en été) et dans une moindre mesure du blé (au printemps), il convient de

garder à l'esprit que le maïs est fortement corrélée à cette variable. Cet effet néfaste de la maïsiculture peut en partie être lié à la disponibilité en nourriture qui peut être moindre par rapport aux autres cultures (Best, 2001). Plusieurs études montrent également que les systèmes d'irrigations influencent la distribution de l'avifaune de plaine, notamment celles qui nichent au sol (De Frutos *et al.,* 2017). Les espèces spécialisées des milieux ouverts sont alors menacées par ces systèmes où les auteurs ont montré dans le Nord-Ouest de l'Espagne, que la diversité spécifique entre les terres irriguées et les terrains « secs » était relativement identique, mais que l'irrigation entrainait des changements dans la composition en espèces.

Les résultats des modèles statistiques effectuées par espèce font également ressortir un effet significativement positif de la diversité en habitats autour des IPA sur la présence de certaines d'entre elles. Cet effet a notamment été décelé chez 5 espèces, à savoir : le Bruant proyer, l'Hypolaïs polyglotte, la Gorgebleue à miroir, la Huppe fasciée ainsi que la Perdrix rouge. Au contraire cette diversité en cultures semble être moins favorable à la présence d'espèces plus spécialisées comme la Bergeronnette printanière et la Caille des blés, espèces détectées plus fréquemment dans des milieux plus homogènes.

Plusieurs études soulignent l'importance de l'hétérogénéité des systèmes agricoles dans le maintien de la richesse spécifique en oiseaux (Benton et *al.*, 2003 ; Herzon et Hara, 2007, Miguet *et al.,* 2013 ; Pedersen et Krøgli, 2017). La diversité des milieux offre ainsi des couverts de végétation de nature et de tailles différentes, plus ou moins denses. Ce couvert végétal est alors un critère déterminant dans le choix du site de nidification de certaines espèces, notamment pour lutter contre les risques de prédations et pour favoriser la recherche alimentaire (Gillis, 2011).

L'importance des micro-habitats et de l'hétérogénéité spatiale à petite échelle (bordure de champs, fossés, …) ont alors une importance notable sur la distribution des espèces (Miguet *et al.,* 2013, Braduary *et al*., 2000 ; Tsiakiris *et al.,* 2009 ; Morelli *et al.,* 2012).

Au contraire, de nombreuses études mettent en évidence l'effet néfaste de l'intensification de l'agriculture et de l'agrandissement du parcellaire au sein des plaines céréalières et oléo-protéagineuses sur la richesse spécifique locale (Chamberlain *et al*., 2000 ; Heikkinen *et al.,* 2004).

En ce qui concerne le linéaire de haies, les résultats des modèles permettent de souligner des divergences entre espèces révélant des exigences écologiques interspécifiques différentes au sein du cortège étudié. Si la présence de l'Hypolaïs polyglotte, de la Fauvette grisette, du Bruant zizi et du Bruant jaune est positivement corrélée au linéaire de haies, ce maillage boisé est au contraire significativement défavorable à la présence d'espèces de milieux ouverts

(Œdicnème criard, Caille des blés, Alouette des champs, Bergeronnette printanière, Gorgebleue à miroir blanc et Bruant proyer).

Bien que ces habitats soient connus pour offrir des ressources trophiques indispensables à l'avifaune de plaine ils créent également des bordures qui entrainent une fermeture du milieu plus ou moins importante suivant la densité de cette entité paysagère. Fonderflick *et al.* (2013), ont montré que les oiseaux des plaines évitaient les bordures des haies et les lisières de forêt, là où la prédation sur les nids serait plus élevée (Morris *et al.,* 2008). Il n'est donc pas étonnant et même logique que certaines espèces du cortège étudié soient sensibles à la présence d'un maillage de haies, de zones forestières ou de boisements.

Enfin parmi les autres variables environnementales testées, nous remarquons une redondance de l'effet significatif de la surface en zone bâtie. Sur les 12 espèces mis en lien avec des variables explicatives, la présence d'au moins 7 d'entre elles (Alouette des champs, Bruant proyer, Bergeronnette printanière, Fauvette grisette, Gorgebleue à miroir, Perdrix rouge, Bruant zizi) est significativement affectée par cette variable. L'influence des zones bâties en plaine céréalière peut en effet entrainer des zones d'évitement comme cela a été démontré chez plusieurs espèces (Cornulier et Bretagnolle, 2006). Outre la perte directe d'habitats naturels, la création de ces surfaces et leur périphérie apparaissent comme des zones de dérangement pour l'avifaune. Notons néanmoins que dans certains cas, ces zones bâties peuvent être bénéfiques. Cela est notamment le cas pour d'autres espèces patrimoniales où les villages, fermes et hameaux constituent les seules éléments verticaux en plaine céréalière permettant d'offrir des cavités nécessaires à la nidification d'espèces cavicoles (Chevêche d'Athéna, Huppe fasciée…).

Rappelons enfin que l'interprétation de ces résultats doit tenir compte de la valeur du R^2 souvent inférieure à 10%, ce qui nous indique que les variables prises en compte dans les modèles n'expliquent qu'une faible partie de la variabilité de présence des espèces.

Le calcul des indices de fréquence pour 17 espèces par année de recensement nous a permis de mettre en évidence la diminution de la distribution de 6 espèces, à savoir : le Bruant proyer, la Perdrix rouge et la Perdrix grise, le Tarier pâtre, le Cochevis huppé et l'Outarde canepetière. En raison des faibles taux de présence de la plupart de ces espèces, seules deux d'entre elles (Perdrix rouge et Bruant proyer) ont été analysées plus finement à partir de modèles statistiques, ce qui a notamment permis de déceler une diminution significative de la présence de la Perdrix rouge au cours du temps. Au regard des évolutions des indices de fréquence dans le temps, 7 autres espèces semblent être en augmentation (Alouette des

champs, Bergeronnette printanière, Fauvette grisette, Hypolaïs polyglotte, Gorgebleue à miroir blanc, Bruant jaune, Pie-Grièche écorcheur). Or cette augmentation du taux de fréquence n'a été significativement prouvée que pour 2 espèces : l'Alouette des champs et l'Hypolaïs polyglotte. Il convient là encore de rester très prudent quant à l'interprétation de ces tendances d'évolution d'indice de fréquence, basées sur un protocole peu adapté à certaines espèces du cortège.

Qui plus est, le faible taux de significativité des tendances d'évolution peut notamment s'expliquer par le fait d'avoir étudié ces variations en présence/absence (0 ou 1) puisque nous n'avions pas les données d'abondance pour certaines espèces en 2008. En effet, l'analyse en termes d'effectifs (i.e. nombre d'individus par espèce) aurait évité de travailler sur un indice de fréquence qui vient à « aplatir » les données comprises systématiquement entre 0 (absence) ou 1 au maximum (présence).

Il est donc important ici de souligner la nécessité de reproduire à l'identique des protocoles standardisés mais également d'assurer un recueil de données similaire entre les différentes périodes de recensements.

Lorsque l'on s'intéresse à l'évolution du cortège avifaunistique des milieux agricoles à plus large échelle, nous constatons qu'elles sont pour la plupart amenées à subir des modifications majeures et rapides de leur habitat. Cela a donc pour conséquence de voir apparaitre ce cortège d'espèces avifaunistiques comme le plus en déclin en Europe ces dernières années (***Figure 68*** ; Jiguet *et al.*, 2012).

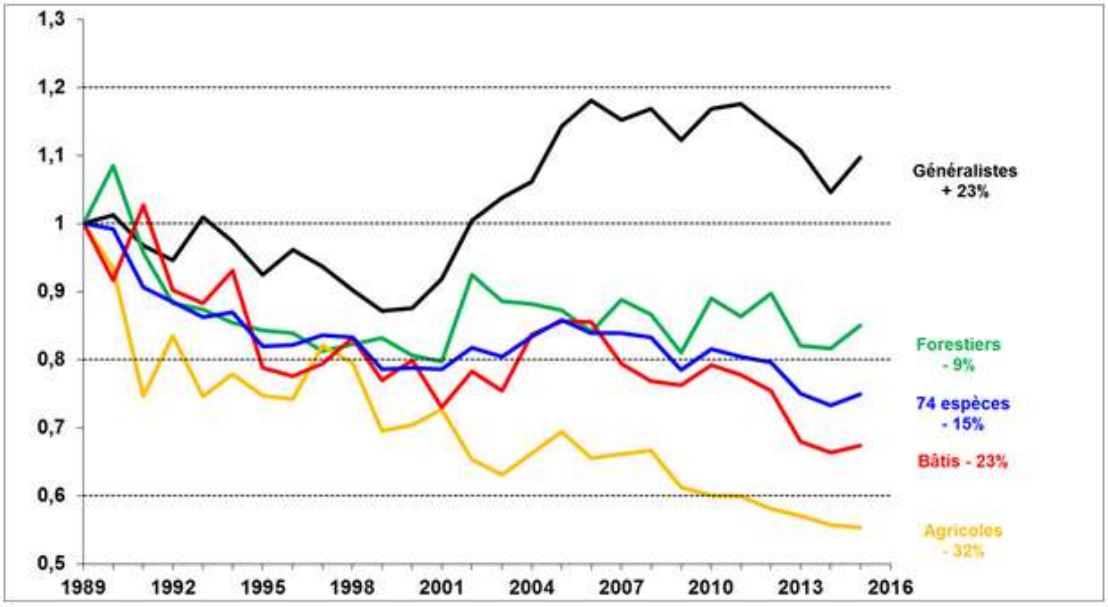

Figure 68: variation de l'index de population des guildes d'oiseaux de 1989 à 2016 (MNHN CRBPO, 2017)

Plusieurs limites peuvent être évoquées quant à cette présente étude. Il convient tout d'abord de garder à l'esprit que les résultats issus des analyses (effets des variables explicatives et cartographies 2016) se basent sur un protocole adapté avant tout à l'Outarde canepetière. Nous avons en effet pu mettre en évidence que pour la majorité des espèces dont leur présence a été recoupée avec des variables explicatives que leur détection était négativement corrélée à l'heure de prospection des IPA.

En effet, chez les passereaux en période de reproduction, il y a un pic important d'activité vocale en début de journée, 1 à 2 h après le lever du soleil. C'est la théorie du « Dawn chorus ». Les mâles chantent tôt le matin, pendant que les températures sont encore faibles.

Ainsi, pour continuer à suivre ce cortège de plaine dans les meilleures conditions, il conviendra donc d'effectuer les points le matin de bonne heure en évitant de prospecter les IPA plus tard en matinée ou en soirée. Cela permettra de détecter le maximum d'espèce et d'individus permettant une meilleure représentativité du cortège d'espèces présentes.

Il serait qui plus est intéressant de mener des suivis spécifiques sur des espèces à fort enjeux de conservation et pour lesquelles ce protocole s'avère peu adapté comme par exemple la Pie-grièche écorcheur.

Ensuite, le protocole ne préconise qu'un seul passage. Or il aurait été préférable de réaliser deux passages au cours de la saison de nidification. Cela aurait permis notamment de moyenner les résultats obtenus par IPA, qui à partir d'un seul passage, sont trop soumis à des variables extérieures pouvant affecter la qualité des recensements. La réalisation de deux

passages permettrait ainsi la prise en compte d'une probabilité de détection spécifique, impossible à estimer au cours d'un passage avec un seul observateur.
Pour ce qui est des variables explicatives retenues, certaines d'entre elles n'offrent qu'une information synthétique de l'habitat réellement présent ce qui peut « lisser » l'effet de ces variables et en partie expliquer les faibles R^2 résultant de la majorité des modèles.
Ceci est notamment le cas des variables relatives à l'assolement cultural via le Registre Parcellaire Graphique dont la nature et la localisation des cultures en place restent peu détaillées en se référant à des ilots de cultures majoritaires. Il serait donc intéressant de mettre en lien la présence des espèces avec la nature et la localisation précise des cultures en place en prenant notamment en compte les surfaces en herbes et les cultures pérennes qui devraient expliquer une part non négligeable de la présence de certaines espèces. Cela nous permettrait probablement de mieux évaluer l'effet de la nature des cultures mais également de leur configuration autour des IPA.

Il serait également intéressant de continuer à développer un indice de patrimonialité avifaunistique pour chacun des espèces du cortège. Basée sur le statut de conservation à 4 échelles géographiques (locale, régionale [Pays de la Loire/Poitou-Charentes], nationale et européenne), une note de patrimonialité serait attribuable à chacune des espèces du cortège. Par la suite, chaque IPA se verrait attribuer une valeur de patrimonialité tenant compte de la nature des espèces contactées depuis l'IPA mais également de leur effectif respectif de la façon suivante :

$$\text{Note patrimoniale d'un IPA } i = (VPx \times NBx) + \ldots + (VPy \times NBy)$$

Où VPx = valeur patrimoniale de l'espèce x contactée sur l'IPA i.
Et NBx = nombre d'individus de l'espèce x détectés sur l'IPA i

Cet indice permettrait de synthétiser des informations non plus à l'échelle de l'espèce mais à l'échelle du cortège d'espèces étudié. Il permettrait ainsi de cartographier les sites à fort enjeux de patrimonialité sur les plaines céréalières et donc les secteurs avec de fortes responsabilités de conservation.
Enfin, nous aurions souhaité tenir compte de l'effet d'infrastructures récentes telles que les réserves de substitution ou les éoliennes mais la nature du protocole ne permet pas de répondre à ces questions. Il serait donc intéressant de mettre en place des protocoles de suivi

spécifiques à ces infrastructures. En répliquant un protocole similaire pré-installation et post-installation, cela nous permettrait de quantifier les effets de ces nouvelles infrastructures sur le cortège avifaunistique de plaines.

Si de nombreuses publications ont montré les effets des infrastructures sur la fragmentation des paysages et leurs conséquences sur des espèces (Clergeau, 2007 ; Santos, 2013), aucune étude précise s'est intéressée aux effets des réserves de substitution, parties intégrantes de l'occupation du sol des agrosystèmes qui amènent pourtant à des questions d'actualités.

Ces 3 premières périodes de recensement servent donc de référence sur l'état actuel des populations de certaines espèces. La dynamique de celles-ci ne pourra être confirmée que sur la réalisation d'un suivi à plus long terme.

VI. Remerciements

Nous tenons à remercier Emilie Bruzzese pour la réalisation de son Master 2 sur ce sujet qui a su notamment remettre la base de données au propre et débuter certaines analyses. Nous nous sommes donc en partie appuyés sur son mémoire pour la réalisation de ce présent rapport.

Merci à Alexandre Villers pour son aide précieuse en analyses statistiques.

Le Centre d'études biologiques de Chizé pour l'application de ce protocole sur les plaines céréalières du Marais poitevin

Le Parc Naturel Régional et plus particulièrement l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin qui porte cette étude sur les plaines céréalières faisant partie intégrante de cette entité.

Merci aux diverses structures pour la transmission des données relatives à la caractérisation de l'habitat des plaines du Marais poitevin. Nous pensons notamment à Florent Dubillot de l'Etablissement public du Marais poitevin, Pierre Guillermin du Parc Naturel Régional du Marais poitevin, Laurent Quertan de la DREAL Nouvelle-Aquitaine, Philipe Terme de la DREAL Pays-de-la-Loire, Benoit Pajau de la DDT des Deux-Sèvres, Laurent Yon de la DDTM Charente-Maritime et Oliver Maury de la DDTM Vendée.

Enfin, nous tenons à remercier l'ensemble des 59 observateurs sans qui la collecte de données issue de ces 3 années de recensement du cortège avifaunistique sur les plaines du Marais poitevin n'aurait été possible.

VII. Bibliographie

Alldredge, M. W., Pollock, K. H., Simons, T. R., Collazo, J. A., & Shriner, S. A. (2007). Time-of-detection method for estimating abundance from point-count surveys. The Auk. *124*(2), 653–664.

Aronson, M. F. J., Sorte, F. A. La, Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, S. P., Williams, N. S. G, Ciliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Habdlom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Küln, I., Mac-Gregors-Fors, I., McDonell, M., Mörtberg1, U., Pys, P, Siebert, S., Sushinsky, J, Werner, P & Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers.

Arroyo, B.E. (1998). Effect of diet on the reproductive success of the Montagu ' s harrier Cicrus pygargus. Ibis. 140, 690-693.

Arroyo, B. E., García, J. T., & Bretagnolle, V. (2002). Conservation of the Montagu ' s harrier (Circus pygargus) in agricultural areas. Animal Conservation. *5*, 283–290.

Balmford A, Bond W. 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. Ecol let. 8(11): 1218-1234.

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth ' s sixth mass extinction already arrived ? Nature. *470*(7336), 51–57.

Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology and Evolution, 18(4), 182-188.

Best, L. B. (2001). Temporal patterns of bird abundance in cornfield edges during the breeding season. American Midland Naturalist, 146(1), 94-104.

Blanc, J.F. (2012). Le Busard des roseaux, une espèce adaptable ou spécialiste menacée ? Analyse des effets de l'habitat sur la reproduction, la dispersion et la survie. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Études.

Blondel, J., Ferrry, C., et Frochot, B. (1970). La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A) ou des relevés d'avifaune par « stations d'écoutes ».

Bonthoux, S., & Balent, G. (2012). Point count duration : Five minutes are usually sufficient to model the distribution of bird species and to study the structure of communities for a french landscape. Journal of Ornithology, 153(2), 491-504.

Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Clark, Â. P. C., Perkins, A. J., Morris, J., & Wilson, J. D. (2000). Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland, 789–805.

Brambilla, M., Rubolini, D., & Guidali, F. (2007). Between land abandonment and agricultural intensification: Habitat preferences of red-backed shrikes lanius collurio in low-intensity farming conditions. Bird Study, *54*(2), 160-167.

Bretagnolle, V., Villers, A., Denonfoux, L., Cornulier, T., Inchausti, P., & Badenhausser, I. (2011). Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards Tetrax tetrax following provision of alfalfa through an agri-environment scheme.IBIS. *153*, 4–13.

Brotons, L., V, A. W., Paulus, G., & Martin, J. (2005). Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. Biological Conservation. *124*, 407–414.

Cafaro, P. (2015). Three ways to think about the sixth mass extinction. *Biological Conservation*. *192*, 387–393.

Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & Shrubb, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of Apllied Ecology. 37, 771–788.

Chiron, D. (2017). Expansion spatiale de la Gorgebleue à miroir de Nantes *Luscinia svecica namnetum* en plaine céréalière intensive (Centre-Ouest de la France). Alauda 85(2), 83–9.

Cornulier, T., & Bretagnolle, V. (2006), Assessing the influence of environmental heterogeneity on bird spacing patterns: a case study with two raptors, Ecography 104 (2), 240-250.

Dalloyau, S. (2017). Enquête annuelle Outarde canepetière en Poitou-Charentes et suivis des populations en ZPS – saison 2016. Rapport 2016-54. Pôle Conservation LPO-SEPN / CEBC-CNRS / Charente Nature / LPO 17 / GODS / LPO 86. 47 pp.

Daniel J., Torcheux V. (2015). Evaluation du Document d'Objectifs du site Natura 2000 Marais poitevin, ADASEA de la Manche & Setup Environnement. Etablissement public du Marais poitevin, 188 p. ADASEA.

Delgado, A. N. A., & Moreira, F. (2010). Between-year variations in Little Bustard Tetrax tetrax population densities are influenced by agricultural intensification and rainfall. The International Journal Of Avian Sciences, 633–642.

De Frutos, A., Olea, P. P., & Mateo-Tomás, P. (2015). Responses of medium- and large-sized bird diversity to irrigation in dry cereal agroecosystems across spatial scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *207*, 141–152.

Donald, P. F., Green, R.E., & Heath, M.F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences. 146, 225–29.

Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Bommel, F. P. J. Van. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds. 1990 – 2000. Agri. Ecosyst. Environ. *116*, 189–196.

Doxa, A., Luisa, M., Pointereau, P., Devictor, V., & Jiguet, F. (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities : The role of High Nature Value farmland. Agri. Ecosyst. Environ. 148, 83–88.

Emmerson, M., Morales, M. B., Oñate, J. J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., … Bengtsson, J. (2016). How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. *Advances in Ecological Research*, *55*, 43–97.

Fichet X., & Berthomé J.-F. (2008) Inventaire avifaune de plaine dans le Marais poitevin. Dénombrement es mâles chanteurs d'Outarde canepetière et de 20 autres espèces associées en Marais poitevin en 2008. Rapport de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin. 20p.

Fonderflick, J., Besnard, A., & Martin, J. -. (2013). Species traits and the response of open-habitat species to forest edge in landscape mosaics. Oikos, *122*(1), 42-51.

Garcıa, J., Suaréz-Seoane, S., Miguélez, D., Osborne, P. E., Zumalacarreguie, C. (2007). Spatial analysis of habitat quality in a fragmented population of little bustard (*Tetrax tetrax*): Implications for conservation. Bioloogical Conservation I. 3*7*, 45–46.

Geslin, T., Lefevre, J.C., Le Pajolec, Y., Questiau, S., 1 Eybert, M.C. (2002). Salt exploitation and landcape structure in a breedng population of the threatened bluethroat (Luscinia svecica) in salt-pans un western France. Biological Conservation. 107(3), 283–289.

Gillis, H. Changement global et dynamique de selection d'habitat de reproduction d'un oiseau nichant au sol cas du busard cendre en milieu agricole intensif. Sciences de l'environnement. Universit ́e Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2011.

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2009). Scaling up from gardens : biodiversity conservation in urban environments, Tends in Ecology and Evolution. 25(2), 90–99

Godet L., Thomas A., 2013. Three centuries of land cover changes in the largest French Atlantic wetland provide new insights for wetland conservation, Applied Geography, vol. 42, p. 133-139.

Green, R.E. (1995). Monitoring of stone culew number and breeding success. In : Carter, SP (Ed.), Britain's Birds in 1991-92 : The Conservation and Monitoring Review. British Trust for Ornithology & Join Nature Conservation Committe, Thetford. Pp. 138–141

Green, R. E., Tyler, G. A., & Bowden, C. G. R. (2000). Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (Burhinus oedicnemus) in southern England. J. Zool, Lond. *250*, 161–183

Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., Snoo, G. De, Tscharntke, T. (2012). Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe : Landscape and field level management factors. Biological Conservation. 152, 74–80.

Haines-Young, R. (2009). Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, *26*, S178–S186.

Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Rainio, K. (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. J. Appl. Ecol. *41* (2004). 824-835

Herzon, I., Brian, R., & Hara, O. (2007). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States, *118*, 297–306.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology. *1978*, 1965–1978.

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, (June), 33–49.

Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., & Devictor, V. (2016). Impact of agricultural intensification on bird communities : New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. Agri. Ecosyst. Environ. *216*, 9–22.

Jiguet, F., Arroyo, B., & Bretagnolle, V. (2000). Lek mating systems : a case study in the Little Bustard Tetrax tetrax. Behavoiural Processes.*51*, 63–82.

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.

Jolivet, C et Bretagnolle, V. (2002). L'Outarde canepetière en France : évolution récente des populations, bilan des mesures de sauvegarde et perspectives d'avenir. *70*(1), 93–96.

Joyeux, E., Corre, F., Marquis, J., Mercier, F., Sudraud, J., Thomas, A., Meunier, F., Yéssou P., & Texier, A. (2010). La gorgebleue à miroir blanc Luscinia svecica namnetum en marais poitevin – état des populations et habitats utilisés. Alauda 78 (3), 197–205.

Jourde P. (LPO France), Granger, M. (LPO Vienne), Sardin, J.-P. (Charente Nature), Mercier F. (LPO Charente-Maritime),, Collectif (Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres). 2015. Les Oiseaux du Poitou-Charentes Nature, Fontaine-le-Comte, 432 pages.

Karp, D., & Daily, G. C. (2012). Intensive agriculture erodes β-diversity at large scales. Ecology Letters. 15, 963–970.

Keddy, P. A., Fraser, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T. K., & Alho, C. J. R. (2009). Wet and Wonderful : The World ' s Largest Wetlands Are Conservation Priorities, *59*(1), 39–51.

Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., … Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. Global Ecology en Biogeography. *26,* 115–127.

Koks, B. E. N. J., Trierweiler, C., Visser, E. G., Dijkstra, C. O. R., & Komdeur, J. A. N. (2007). Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu ' s Harrier Circus pygargus ? *149*, 575–586.

Lagrange, P., Chiron, D., Sudraud, J. & Mercier, F. (2016) Dénombrement et suivi des mâles chanteurs d'Outarde canepetière et de l'avifaune de plaine associée en Marais poitevin en 2008 - 2016

Leu, M., Farnsworth, M. L., Fleishman, E., Dobkin, D. S., Scherer, R. D., Noon, B. R., & Dickson, B. G. (2017). Effects of point-count duration on estimated detection probabilities and occupancy of breeding birds. J. Field Ornithol. *88*(1), 80–93.

López-Pomares, A., López-Iborra, G. M., & Martín-Cantarino, C. (2015). Irrigation canals in a semi-arid agricultural landscape surrounded by wetlands: Their role as a habitat for birds during the breeding season. *Journal of Arid Environments*, *118*, 28–36.

Macdonald, M. A., Maniakowski, M., Cobbold, G., Grice, P. V, & Anderson, G. Q. A. (2012). Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biological Conservation*. *148*(1), 134–145.

McKinney, M. (2008) Effects of urbanization on species richness : A review of plant and animals. Urban. Ecosyst. 11, 161–17.

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. Ecological Modelling, 266, 10–18.

Millon, A., Bourrioux, J., Riols, C., & Bretagnolle, V. (2002). Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu ' s Harrier : an 8-year study in north-eastern France. Ibis. *144*, 94–105.

Morelli, F., Santolini, R. & Sisti, D. (2012). Breeding habitat of red-backed shrike lanius collurio on farmland hilly area of central italy : Is functionnal heterogeeity one importante key ? Ethology Ecology and Evolution. *24*(2), 127-139.

Morris, A.J., Gilroy, J.J., (2008). Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. Ibis (Lond. 1859). 150, 168–177.

Morris, A. J., Wilson, J. D., Whittingham, M. J., & Bradbury, R. B. (2005). Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (Emberiza citrinella). *106*, 1–16.

Nguyen, H. H., Dargusch, P., Moss, P., & Aziz, A. A. (2017). Land-use change and socio-ecological drivers of wetland conversion in Ha Tien Plain, Mekong Delta, Vietnam. *Land Use Policy*. *64*, 101–113.

Pedersen, C., & Krøgli, S. O. (2017). The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators*, *75*, 155–163.

Polak, M. (2016). Comparative breeding ecology, nest survival, and agonistic behaviour between the Barred Warbler and the Red-backed Shrike. *Journal of Ornithology*, *157*(3), 747–758.

Pouzet, P., Créach, A., Godet, L (2015). Dynamique de la démographie et du bâti dans l'ouest du Marais poitevin depuis 1705. Norois -Poitiers-, Universités de L'ouest. *234*, 83-96.

Puissauve, R.&t Legros B. (2015) Fiches d'information sur les espèces aquatiques protéges : Busard des roseaux, Circus aeruginosus (Linnaeus, 1758). Service du patrimoine naturel du MNHN & Onema

Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain, 157–176.

Rose, F., Fichet, X., Sudraud, J., Mercier, F. & Aubouin, N. (2012). Dénombrement et suivi des mâles chanteurs d'Outarde canepetière et de l'avifaune associée en Marais poitevin en 2012. Rapport de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin. 29p.

Rosenstock, S. S., Anderson, D. R., Giesen, K. M., Leukering, T., & Carter, M. F. (2002). Landbird counting techniques : current practices and an alternative. The Auk. *119*(1), 46-53.

Salamolard, M., Butet, A. Leroux, A., Bretagnolle, V. (2000). Reponse of avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. Ecological Society of America. *81*(9) 24428-2441.

Santos S.M., Lourenço R., Mira A., Beja P. (2013). Relative Effects of Road Risk, Habitat Suitability, and Connectivity on Wildlife Roadkills: The Case of Tawny Owls (Strix aluco). PLoS ONE. Vol 8. 1-11.

Schütte, G., Eckerstorfer, M., Rastelli, V., Reichenbecher, W., Restrepo-Vassalli, S., Ruohonen-Lehto, M., . . . Mertens, M. (2017). Herbicide resistance and biodiversity: Agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. Environmental Sciences Europe, *29*(1).

Setchfield, R. P., & Peach, W. J. (2016). The influence of crop tiller density on the breeding performance of a cereal-nesting specialist. Journal of Applied Ecology. 53, 1430–1439.

Stephens, S. E., Koons, D. N., Rotella, J. J., & Willey, D. W. (2003). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success : a review of the evidence at multiple spatial scales. Biological Conservation. *115*, 101–110.

Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Doorn, Van Doorn, A., Snoo, G.R., Rakosy, L. Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review, *91*, 22–46.

Taylor, R. L., Maxwell, B. D., & Boik, R. J. (2006). Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *116*(3), 157–164.

Texier, A. coord. (2014). Évolution de la biodiversité en Marais poitevin. Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin. Plaquette du Parc Naturel du Marais poitevin. 24p.

Thomas, A., & Godet, L. (2010) La conservation d'une espèce patrimoniale en déclin au sein d'un agrosystème. Le cas de la Guifette noire *Chlidonias niger* (Linnaeus, 1758) dans le Marais poitevin. *Norois*. *216*, 7-23.

Thomas, R. J., & Cuthill, I. C. (2002). Body mass regulation and the daily singing routines of European robins. Animal Behaviour, 63(2), 285-295.

Thompson, W. L. (2002). Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. The Auk. *119*, 18–25.

Tscharntke, T., M. Klein, Kruess, A, Steffan-Dewente, I. & Thies C. (2005). Landscape Perspectives on Agricultural Intensification and Biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters. 8, 857–874.

Tsiakiris, R., Stara, K., Pantis, J., Sgardelis (2009). Microhabitat Selection by Three Common Bird Species of Montane Farmlands in Northern Greece. *44*, 874–887.

Wagler, R. (2011). The antropocene mass extinction : An emerigin curriculum theme for science educator *The* American Biology Teacher, 73(2), 78–83.

Zink, R. M., Drovetski S. V., Questiau, S., FAdev, I., Nesterov, E.V., Westberg, M. C. et Rohwer S. (2003). Recent evolutionnary history of the Bluethroat (Lucinia svecica) across Eurasia. Molecular Ecoly. 12 : 3069–3075.

Annexes

Structures concernées	Données recueillies
Etablissement Public du Marais poitevin (EPMP)	RPG 2008 (ASP) RPG 2009 parcelles irrigables BD Topo 2010_2011 IGN Base de données réserves de substitutions
Parc Naturel Régional du Marais poitevin (PNR)	RPG 2012 (Culture majoritaire) (ASP) BD Topo 2012 et 2016 (IGN)
DREAL – Nouvelle Aquitaine (Direction Régionale de l'Aménagement et du Logement)	BD Topo 2007-2009 à l'échelle du département des Deux-Sèvres et de Charente-Maritime
DREAL – PDL (Direction Régionale de l'Aménagement et du Logement Pays-de-la-Loire)	BD Topo 2009 à l'échelle du département de la Vendée
DDT 79 (Direction Départementale des Territoires, Deux-Sèvres)	RPG 2016 (en cours de modification) : périmètre de l'enquête (Deux-Sèvres)
DDTM 17 (Direction Départementale des Territoires et de la Mer, Charente-Maritime)	RPG 2016 (en cours de modification) : périmètre de l'enquête (Charente-Maritime)
DDTM 85 (Direction Départementale des Territoires et de la Mer, Vendée)	RPG 2016 (en cours de modification) : périmètre de l'enquête (Vendée)
LPO 85 Julien SUDRAUD	Date de création parc éolien
LPO Nationale	Date de création des réserves de substitutions