MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

École Doctorale « Sciences de la Nature et de l'Homme » – ED 227

Année 2018 **N° attribué par la Bibliothèque**

|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DU MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : **ÉCOLOGIE**

Présentée et soutenue publiquement par

Pauline PIERRET

Le 11 janvier 2018

Devine qui vient dîner…

Graines des villes et graines des champs, ou l'impact de l'agriculture péri-urbaine sur les oiseaux des jardins

---

Sous la direction de **: Monsieur FONTAINE Benoît, Ingénieur Pôle Naturaliste – MNHN, Monsieur JIGUET Frédéric, Professeur MNHN**

JURY :

M. BENOIT Marc	**Directeur de Recherche INRA, Mirecourt (088)**	**Rapporteur**
Mme. TICHIT Muriel	**Directrice de Recherche INRA-AgroParisTech, Paris (075)**	**Rapporteur**
M. BARBARO Luc	**Chargé de recherche INRA-Université Bordeaux 1, Cestas (033)**	**Examinateur**
Mme. BESSA-GOMEZ Carmen	**Maître de Conférences des Universités Paris-Sud-AgroParisTech, Paris (075)**	**Examinateur**
Mme. LECOMTE Jane	**Professeur des Universités Paris-Sud, Orsay (091)**	**Examinateur**
M. MICOL Thierry	**Chef du Service Études du Patrimoine Naturel, Ligue de Protection des Oiseaux, Rochefort (017)**	**Examinateur**
M. Frédéric JIGUET	**Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris (075)**	**Directeur de Thèse**

Résumé

Nourrir les oiseaux dans les jardins privés est une activité très répandue en Occident. Elle fournit une remarquable opportunité de recherche et de suivi des populations d'oiseaux en hiver sur de larges échelles spatio-temporelles, en impliquant les citoyens dans des programmes de science participative. Nous avons utilisé le programme *Oiseaux des Jardins*, un programme de science participative coordonné par la *Ligue de Protection des Oiseaux*, pour étudier sur une grande échelle spatiale les variations d'abondance d'oiseaux en hiver dans les jardins qui fournissent de la nourriture. Le but de cette thèse est de comprendre quels paramètres peuvent expliquer les visites des oiseaux dans les jardins en hiver, saison traditionnellement considérée comme la plus décisive pour leur survie. Nous montrons que les jardins distribuant de la nourriture, proches de milieux agricoles intensifs, attirent les oiseaux en réponse à une raréfaction des ressources alimentaires naturelles, causée par l'intensité des pratiques agricoles. Cette relation est encore plus forte pour les espèces spécialistes des milieux agricoles. Les variations d'abondance d'oiseaux dans les jardins fluctuent selon les années et les conditions météorologiques, sans présenter de pattern de réponse commun entre espèces, en raison de leur biologie et écologie différentes. Ce suivi des oiseaux en hiver reflète également la tendance négative de population de plusieurs granivores, connue en France ou en Europe en période de reproduction, confirmant que l'utilisation des jardins avec mangeoires est un bon moyen de suivre les tendances des populations d'oiseaux. Nous suspectons que les variations d'abondances à l'échelle spatiale peuvent également refléter l'effet d'activités humaines, telles que le braconnage des passereaux, mais un travail supplémentaire est nécessaire pour confirmer cette hypothèse. Les résultats de cette thèse peuvent également aider au maintien des espèces granivores en déclin, en apportant des conseils adaptés à la distribution de nourriture de substitution pour les oiseaux dans les paysages agricoles intensifs, tout en continuant à engager le public dans le suivi et la protection de la nature.

Mots clés : oiseaux des jardins, mangeoires, science participative, intensification agricole, conditions météorologiques, tendances des populations

Abstract

Supplementary feeding of wild birds in private backyards is a globally widespread pastime. It provides a wonderful opportunity for research and survey of winter bird populations at spatial and temporal large-scales by involving householders in citizen science programs. We used data from the *French national garden birdwatch scheme*, a citizen science program operated by the *Ligue de Protection des Oiseaux*, to study winter bird abundance variations in gardens which provided food supply, at a large spatial scale. This thesis aims to understand which factors influence the visit of gardens by birds during winter, a season traditionally pointed out to have the greatest impact on passerine survival. We highlighted that gardens with feeders located close to intensively cultivated farmland attract birds as a response of the countryside natural resource scarcity leads by intensive agricultural practices. This relationship being stronger for farmland seedeater species. Variations in the use of garden by birds also fluctuate between years and with weather conditions, but the variations were not similar among species. This being consistent with the expected influence of their ecological and biological differences. This garden bird survey in winter also reflected the global negative trends observed for some granivorous species in France or Europe during the breeding season, confirming that the use of garden bird feeders by wild bird species offers a new tool to survey the global population trends. We also suspect that variation in abundance could mirror spatial differences, and maybe mirror human activities impacts such as poaching, but this part requires further investigation. Finally, our work could be beneficial for maintaining declining seedeater species, by advising to supply birds with winter food in garden located in intensive agricultural landscape, while continuing to engage the public with nature.

Keywords: garden birds, food supply, citizen science, countryside intensification, weather conditions, population trends

Remerciements

Avant de vous laisser découvrir ma thèse, je voudrais remercier l'ensemble des personnes qui ont rendu ce travail possible, à différentes échelles physiques ou mentales.

En premier lieu, je tiens à remercier les **membres de mon Jury**, qui m'accordent de leur temps pour porter un regard sur ce travail : **Carmen Bessa-Gomez**, **Jane Lecomte**, **Luc Barbaro** et **Thierry Micol**, et en particulier mes deux rapporteurs **Marc Benoit** et **Muriel Tichit**.

Bien évidemment, je pense ensuite avant tout à mes deux directeurs de thèse, **Frédéric Jiguet** et **Benoit Fontaine**. **Frédéric**, tu as su m'accorder ta confiance en m'offrant cette opportunité unique, et je t'en remercie sincèrement. Je me rappelle encore ce matin lointain où tu m'avais téléphoné au cours de ma session STOC de fin de master pour m'annoncer la grande nouvelle, j'avais du mal à y croire. Je te remercie pour ta patience et ton implication qui m'ont initié au travail de chercheuse ; je sais que je n'ai pas toujours été facile à encadrer donc merci d'avoir compris quand j'avais besoin de plus d'espace et de temps et d'avoir été présent pour me recadrer quand je m'égarais. Tu as ma profonde reconnaissance pour tes conseils avisés, ton aide dans l'écriture de nos papiers, et les connaissances que tu m'as transmises. Merci aussi pour les moments plus détendus et les passages éclairs dans mon bureau. J'avoue aujourd'hui qu'au début de thèse tu m'impressionnais beaucoup et que j'étais un peu paniquée pour un rien face à toi, mais tu as su me mettre peu à peu en confiance ; je pense par exemple que je me rappellerais toujours de la réunion la plus originale de ma vie entre frites et corneilles. Merci aussi pour tes astuces à un jeu sur smartphone dont je tairais le nom pour préserver un semblant de notre dignité, ça m'a amusée de partager ça avec toi. Du fond du cœur : merci pour ton encadrement, pour m'avoir accompagnée jusqu'à la fin et rassurée quand je stressais, merci pour tout. **Benoit**, merci de m'avoir permis d'entrer pour la première fois au CESCO et dans le monde des sciences participatives, au cours de mon stage de deuxième année de master, sous ton encadrement. J'étais déjà intriguée et attirée par ces programmes participatifs, mais mon stage avec toi m'a permis de comprendre davantage encore à quel point c'était intéressant et plein de potentiel, tant pour les sciences, que pour la biodiversité et le grand public. Continuer en thèse avec toi a été un vrai plaisir. Merci, d'avoir toujours été à l'écoute, pour tes conseils avisés et pour m'avoir appris de nombreuses choses sur les oiseaux pendant toutes ces années.

Pour avoir accepté de participer à mes différents comités de thèse, je remercie **François Chiron**, **Karine Princé, Nathalie Machon**, **Sandrine Pavoine** et **Thierry Mycol.** Ce fut un réel plaisir que d'entendre vos avis et idées enrichissantes, merci d'être venus chaque année m'apporter vos idées et m'aider dans mon travail.

Merci à **Romain Julliard**, directeur du CESCO, pour m'avoir permis d'y réaliser cette thèse.

Je tiens également à remercier la **Région Île de France** pour avoir permis la réalisation de ce travail, grâce à son **financement Dim-ASTREA**, mais aussi pour les journées des doctorants organisées chaque année, toujours très riches. Merci à toute l'équipe du Dim, avec une mention spéciale pour **Sabine**

Riou qui a été présente pour tout le côté administratif avec une efficacité et une rapidité exemplaire et pour s'être autant intéresser à mon travail, puis à **Nicolas Plantey** pour avoir pris le relais ensuite.

Merci à la ***Ligue de Protection des Oiseaux*** qui a été partenaire de ce projet, et tout particulièrement à **Marjorie Poitevin** et **Thierry Micol** qui m'ont apporté leur aide et conseils avisés concernant le jeu de données *Oiseaux des Jardins ;* merci Marjorie pour nos discussions riches autour de l'implication humaine derrière les comptages que j'ai utilisé.

Merci à ceux qui ont travaillé à mes côtés.

Je pense tout particulièrement à **Marine Levé** et à **Manon Ghislain**, qui ont partagé mon bureau. Nous avons, je pense, instaurer le règne de Totoro et de la geekitude dans notre bureau, le rendant plus vivant : avant votre arrivée je m'y sentais un peu comme dans une cellule sombre. Merci à toi **Claire Lorel** de nous avoir rejoint régulièrement pour les moments thé et philosophiques de thèse. Merci à toutes les trois pour toutes les discussions enrichissantes, que ce soit autour des oiseaux, de la méthodologie et des sciences participatives, mais aussi un grand merci pour les voyages et moments que nous avons partagés, que ce soit au détour de congrès ou pour décompresser. Petit clin d'œil spécial pour chacune d'entre vous… Marine, j'ai découvert ton grand cœur en Hongrie, et ce premier congrès fut d'autant plus chouette grâce à toi (« allez Pauline, tiens, reprends une prune ! »). Claire, la mise en place de nos pauses spéciales « neuneu / pour les nulles », c'était un atout considérable nous permettant de nous améliorer constamment l'une l'autre, merci pour ton script super rapide pour le Corine et tes aides en SIG. Manon, tu n'es arrivée que plus tard, mais quelle joie : merci de m'avoir supportée dans le bureau, par email, en voyage, pendant les repas, pour des pauses de chasse aux pokémons, pour le meilleur des badges de conférence, pour tes conseils et aides graphiques, pour m'avoir appris et fait comprendre en deux jours davantage sur les statistiques Bayésiennes qu'en plusieurs semaines toute seule, pour t'être impliquée dans mon second papier.

Je voudrais plus spécifiquement remercier mes « grandes sœurs de thèse » (les « anciennes Jiguet ») présentes à différents moments de ces années. Merci **Leily Borner** pour ta bonne humeur et merci **Anne Christine Monet** pour avoir su me rassurer, m'aiguiller et m'avoir permis d'intégrer l'équipe « Versailles ». Surtout, merci à toi **Karine Princé**. Tu t'es impliquée dans ma thèse à différents niveaux, tu m'as conseillée et motivée… Tes connaissances et ta vision outre Atlantique ont également élargie mon esprit. Au début, je dois avouer que tu m'impressionnais beaucoup et je n'osais pas te déranger, mais j'ai appris à te connaître et travailler avec toi a été un vrai plaisir : tu m'as permise de progresser et d'avancer ; enfin, merci de nous avoir permises d'encadrer une stagiaire ensemble en te portant garante de ce projet.

Je profite de mes mots précédant pour faire une transition vers mes remerciements chaleureux envers ma stagiaire de Master 1, **Aude Noiret**, pour son implication dans mes analyses préliminaires. J'espère sincèrement que ta thèse qui débute se déroulement bien et te souhaite plein de belles choses.

Merci à **Pierre Gauzère** et **Vincent Devictor** pour leur aide en extrapolation spatiale. Merci à **Félix Teillard** et **Philippe Pointereau** pour leurs indicateurs agricoles utilisés au cours de cette thèse.

Merci également à **l'ensemble du CESCO** pour m'avoir accueillie, merci aux autres doctorants et ex-doctorants avec lesquels j'ai interagis et que je ne citerais pas tous. Merci à toutes les personnes du labo avec lesquelles j'ai échangées. Merci notamment à **Julie Pauwels** pour les pauses thés et pour sa bonne humeur ; à **Pauline Conversy** pour les discussions speed entre deux moments de rush de l'une ou de l'autre ; à **Elie Gaget**, **Kévin Barré** et **Nicolas Dubos** pour les échanges du court mais intéressant « groupe Piero » (merci notamment Kévin pour tes explications instructives sur les pratiques agricoles), à **Léo Bacon** pour ses points de vus intéressants et ses réponses aux questions « paperasses ». Merci aussi à **Benoît Pisanu** pour m'avoir prêté sa magnifique collection de livres sur les modèles mixtes et à **Camila Andrade** pour ses discussions autour du SHOC et du HNV. Je tiens également à témoigner ma gratitude et ma reconnaissance envers le « trio du CRBPO » : **Olivier Dehorter**, **Pierre Fiquet** et **Romain Provost**. J'ai passé mes premiers mois de thèse non loin de vous, de l'autre côté de la vitre de l'aquarium ; c'était un plaisir que d'échanger avec vous dans la convivialité : vous m'avez permis de me sentir intégrée. Quand j'ai pris place à l'un de vos bureaux, après votre départ partiel pour Brunoy, partager cette pièce avec vous quand vous reveniez et être au quotidien aux côtés d'Olivier était certainement le moment de la thèse où je me suis sentie le plus entourée. Ce fut vraiment bizarre de me retrouver ensuite « toute seule ». Je te remercie Olivier pour m'avoir régulièrement accueillie pour des pauses thé/café toujours intéressantes. Je vous suis vraiment reconnaissante pour m'avoir fait découvrir le baguage des oiseaux et beaucoup appris : Romain pour les séances dans le froid du Jardin des Plantes, Pierre pour tes explications sous la chaleur frappante du STOC, et Olivier pour ta leçon personnelle de montage/démontage de filet : j'espère avoir tout retenu, sinon tu auras le droit de réclamer du chocolat.

Je remercie **Martin Jeanmougin** pour notre collaboration si prolifique en tant que représentants étudiants au Conseil d'Administration et à **Maud Mouchet**, tant pour nos échanges dans l'aventure CA que pour le temps passer à échanger sur ma thèse. Merci au passage à toutes les personnes avec lesquelles j'ai pu interagir au cours de ces instances et conseils, ce n'était peut-être pas directement lié à la thèse, mais ça m'a fait grandir, oser prendre la parole pour porter une autre voie que la mienne, et comprendre les dessous d'un établissement complexe comme le nôtre.

A l'équipe de gestionnaires du laboratoire, **Christine, Guillaume et Sabine** merci également pour avoir facilité les procédures, avoir répondus à mes questions et m'aiguiller quand je ne comprenais pas.

Merci également à **Charlotte Prieu** et **Florence Garnier**, et à tous les autres de l'Université de Versailles Saint Quentin, qui m'ont offert la possibilité d'accéder à ce moment unique qu'est la transmission de nos connaissances aux plus jeunes générations. Toute cette expérience m'a également renforcée et ouvert les yeux sur différentes facettes de possibles, suite au doctorat.

Merci à mes proches

Merci à ceux qui m'ont soutenu au cours de ces trois ans, sans qui cela aurait été une expérience plus éprouvante. Ainsi, merci à ma bande de joyeux lurons de master, quand je pense à cette épopée, je ne peux pas vous oublier, vous quatre qui formez ma superbe « brochette/team de soutien » : le temps semble filer depuis le master, mais nos échanges sont comme une floraison jour après jour de sakura. Merci pour

les pistes de réflexion et vos questionnements sur cette thèse, pour les entrainements oraux… Merci d'avoir continué à être là, même quand nous nous éloignions géographiquement. Plus particulièrement, **Léa** merci pour ton soutien si régulier, pour avoir toujours essayé de comprendre et pour tes petites visites dans mon labo. Quant à toi **Racoon**, coéquipier de times up : check de la victoire en attendant mon initiation au Quidditch ou une raclée au Smash Up. **Hugo et Flora** : merci pour les weekends « pause », plein d'expériences dépaysantes entre deux tasses de café et pour les réponses aux questions incongrues sur ArcGIS ! En gage de bonne volonté, plein de vie et une bonne dose d'éclairs ! Pour tes messages incongrus, ton franc parler, tes vidéos d'algues et histoires de thèse, merci **Raph**. Ma petite **Maëva,** que dire… Merci pour ta patience, ton accompagnement sur tous mes projets, pour m'avoir toujours écoutée et soutenue, jusqu'aux derniers jours. Merci à **Yolène** pour ses relectures et conseils, et à **Alexandra** pour ses avis en krigeage. **Ady**, merci d'avoir été là tout le long, à relire mes abstracts, vérifier que mes présentations n'étaient pas trop criardes, et surtout ma cohérence avec ton point de vue totalement externe… Pour avoir entretenu ma sociabilité et empêchée de vivre en ermite, merci **Loulou** ! Pour toi **Amaya**, je n'ai pas de mots pour te remercier de ton amitié éternelle : tu as été là, qu'importe l'heure, qu'importe le jour, même pendant ta période à tes milliers de kilomètres et avec le décalage horaire.

À ma famille qui m'a supportée et épaulée trois ans de plus : merci ! **À toi ma cousine-ma sœur**, qui prenait soin de moi depuis le Pays du Soleil Levant, les sticks de matcha c'était le moment parfait si ça n'allait pas. **À mon frère** qui continuait à entretenir mon côté geek pour que je ne sois pas totalement *has been*, et à me fournir sur un plateau tout ce dont j'avais besoin (même sa chaise de bureau !), qui me racontait les histoires que je n'avais pas le temps de lire, venait me faire des blagues sorties de livres/films/séries quand je travaillais tard, qui supportait ma musique soudain sortie du néant, « Dozo arigato Kami-sama ! ». Je vous suis extrêmement reconnaissante pour m'avoir laissée envahir le salon et le sous-sol avec tout mon bordel quand j'avais besoin d'un break : bricoler en regardant un film avec toi **ma petite maman**, c'était franchement le meilleur moyen de mettre mon cerveau sur pause complète une ou deux heures et de me relâcher. Merci **à toi papa**, de m'avoir embarquée cinq jours avec toi au Japon, d'avoir partagé plein de concerts avec moi et de m'avoir laissée dormir au retour dans les bus de remplacements après les dits concerts, merci pour les jus de fruits quand j'avais un coup de mou. Je vous remercie également mes chers parents pour les voyages magnifiques, pour ce goût de la nature, cette curiosité que vous m'avez apporté depuis l'enfance, que vous m'avez permis de cultiver à ma guise par votre soutien sans faille, et qui m'amènent ici aujourd'hui. Merci pour votre générosité, votre amour et votre compréhension, je suis contente d'avoir une famille qui me comprenne si bien, partage autant avec moi, et me suive dans tous mes projets : c'est une chance bien rare que de vous avoir !

Merci à tous ces « inconnus » : merci aux participants des programmes participatifs

Enfin, un énorme merci à **tous les bénévoles** qui ont participé aux programmes participatifs sans lesquels cette thèse n'aurait jamais pu aboutir. Merci **aux volontaires du *STOC point d'écoute***, mais surtout merci à ceux du **programme *Oiseaux des Jardins***, vos comptages sont le centre même de ce travail et j'espère que cette première vraie utilisation de la base de données, que vous avez permis de créer, vous intéressera.

Curriculum vitae

Articles :

Article en révision :

Pierret P. & Jiguet F., 2018, The virtue of garden bird feeders: more birds in citizen backyards close to intensive agricultural landscapes. Biological Conservation.

Articles liés à la thèse (**en préparation**) :

Pierret P., Princé K., Ghislain M., Fontaine B. & Jiguet F., 2018, Guess who comes to dinner: factors driving bird visits at garden feeders in winter.

Pierret P., Fontaine B. & Jiguet F., 2018, Modelling coldspots and hotspots of winter abundance for seedeater passerines at garden feeders.

Participation à des congrès internationaux :

P.Pierret, B. Fontaine & F. Jiguet. 2016. Gardens surrounded by intensive agricultural landscape could act like havens for birds in winter. Student Conference on Conservation Science – SCCS Hungary 2016, Tihany, Hongrie, du 30 août au 3 septembre. Prix de la meilleure présentation orale (« **Best Talk Awards** »). Présentation orale.

P.Pierret & F. Jiguet. 2017. Coming of garden birds in winter: impact of surrounding agricultural landscape. 4th Young Natural History Scientists' Meeting (YNHM), Paris, France, du 7 au 11 février. Présentation orale.

P.Pierret & F. Jiguet. 2017. Being dependent to agricultural landscape: impact of the surrounding intensive landscape on garden bird's visits. Ecology and Agriculture Summit for Young scientist (EASYS), Chizé, France, du 22 au 24 mars. Présentation orale.

P. Pierret & F. Jiguet. 2017. Visiting gardens in winter: impact of the surrounding intensive agricultural landscape on garden birds. 11th European Ornithological Union 2017 (EOU 2017), Turku, Finlande, du 18 au 22 août. Présentation orale.

Participation à des évènements nationaux :

P.Pierret, B. Fontaine & F. Jiguet. 2015, 2016 et 2017. Journée des doctorants du DimASTREA, Paris, France (27 mars 2015 - Poster, 25 mars 2016 - Présentation orale, 31 mars 2017- Poster).

P. Pierret & Dozières A. 2016. Devenir un observateur des oiseaux de son jardin grâce aux sciences participatives (VigieNature-MNHN). Journée départementale des jardins – 11ème édition « Plumes, Griffes, Poils, Elytres et Sabots ; petites et grosses bêtes de nos jardins », Département du Val d'Oise, Pontoise, France. Le 19 mai. Présentation orale.

Enseignements :

Encadrement de Aude Noiret - stagiaire de Master 1 (en Ecologie, Biodiversité, Evolution). Co-encadrement avec Karine Princé (Chercheur post-doctorat au MNHN, France ; Chercheur honoraire associé à l'Université de Wisconsin-Madison, USA). Phénologie hivernale des oiseaux des jardins : interaction avec l'intensité agricole adjacente.

Enseignements en licence 1 à l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines (UVSQ) - Ordre et Diversité du Vivant sous la responsabilité de Florence Garnier et Charlotte Prieu (TPs et TDs ~ 60h en 3 ans).

Table des matières

INTRODUCTION GÉNÉRALE 15

A. POURQUOI SE PRÉOCCUPER DES OISEAUX ? MENACES ET INTÉRÊTS 17

1. La biodiversité face aux changements globaux 17
2. L'intensification agricole : un changement anthropique majeur 18
3. Les oiseaux : un groupe taxonomique d'intérêt 21
4. Les oiseaux face aux changements agricoles : l'hiver une saison clé 23
5. Les jardins particuliers, une source de nourriture alternative ? 27
6. Comprendre l'ensemble des variations présentées par les oiseaux au sein des jardins pour pouvoir faire des comparaisons entre saisons 29
7. Pression supplémentaire : le braconnage 30

B. LES SCIENCES PARTICIPATIVES : VIGIE PLUME 33

1. Les observatoires de biodiversité : des outils d'exception 33
2. Suivre la biodiversité ordinaire en France avec les observatoires de Vigie Nature ; de l'intérêt du programme Oiseaux des Jardins 38

C. OBJECTIFS DE LA THÈSE 39

D. MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE 41

1. Oiseaux des jardins – sélection et exploitation des données 41
2. Indicateurs oiseaux – hors données Oiseaux des Jardins 50
3. Indicateurs d'intensité de production (PI) 52

CHAPITRE 1 57

PHÉNOLOGIE DE VISITE DES JARDINS EN RELATION AVEC LE PAYSAGE AGRICOLE 57

AVANT-PROPOS ET RÉSUMÉ DU CHAPITRE 1 59

ARTICLE 1: THE VIRTUE OF GARDEN BIRD FEEDERS: MORE BIRDS IN CITIZEN BACKYARDS CLOSE TO INTENSIVE AGRICULTURAL LANDSCAPES 61

RÉFLEXIONS COMPLÉMENTAIRES DU CHAPITRE 1 90

A. L'EFFET DE L'ALIMENTATION : DES HYPOTHÈSES FORTES 90

B. DÉPENDANCE ET PRÉSENCE RÉELLE DES OISEAUX EN HIVER EN LIEN AVEC LE PAYSAGE AGRICOLE 91

C. LIMITES DE L'ESTIMATION DES VISITES DES JARDINS LIÉES AUX VARIATIONS HIVERNALES 93

CHAPITRE 2 97

VARIATIONS INTERANNUELLES DE L'ABONDANCE DES OISEAUX DES JARDINS 97

AVANT-PROPOS ET RÉSUMÉ DU CHAPITRE 2 99

ARTICLE 2: GUESS WHO COMES TO DINNER: FACTORS DRIVING BIRD VISITS AT GARDEN FEEDERS IN WINTER 101

RÉFLEXIONS COMPLÉMENTAIRES DU CHAPITRE 2 139

A. JUSTIFICATION ET LIMITE DE L'INDICE D'INTENSITÉ DE PRODUCTION AGRICOLE 139

B. LIMITES DE MODÉLISATION ET RESTRICTION GÉOGRAPHIQUE..... 141

C. VALORISATION DES COMPTAGES ANNUELS DE FIN JANVIER : CRÉATION D'INDICATEUR 142

CHAPITRE 3 147

EXPLORATION DES PATTERNS SPATIAUX DE VARIATION D'ABONDANCE : UNE RELATION AVEC LE BRACONNAGE ? 147

AVANT-PROPOS ET RÉSUMÉ DU CHAPITRE 3 149

ARTICLE 3: MODELLING COLDSPOTS AND HOTSPOTS OF WINTER ABUNDANCE FOR SEEDEATER PASSERINES AT GARDEN FEEDERS.....151

RÉFLEXIONS COMPLÉMENTAIRES DU CHAPITRE 3 171

DISCUSSION GÉNÉRALE 175

A. SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RÉSULTATS 177

B. PERSPECTIVES 178

1. Oiseaux des Jardins, un observatoire qui fait ses preuves 178

2. Nourrir les oiseaux en hiver dans les jardins : une mesure de conservation ? 180

CONCLUSION 182

BIBLIOGRAPHIE (HORS ARTICLES) 183

Liste des encarts et figures (hors articles)

ENCART 1 : LA BONNE RÉUSSITE D'UN PROGRAMME DE SCIENCE PARTICIPATIVE AUTOUR DE CINQ PARAMÈTRES CLÉS 36
ENCART 2 : POINT BREF SUR LE PRINCIPE DE L'ANALYSE BAYÉSIENNE 141
ENCART 3 : INDICATEUR DE VARIATION D'ABONDANCE : MOYENNE GÉOMÉTRIQUE 144

FIGURE 1 : RELATION ÉTROITE ENTRE LE RENDEMENT MOYEN DE BLÉ PAR PAYS EUROPÉEN ET LES TENDANCES DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX SPÉCIALISTES DES MILIEUX AGRICOLES. CHAQUE CERCLE REPRÉSENTE UN PAYS EUROPÉEN, LES CERCLES NOIRS PERMETTANT DE DISTINGUER LES 15 PREMIERS PAYS MEMBRES DE L'UNION EUROPÉENNE (D'APRÈS DONALD ET AL., 2006). 19
FIGURE 2 : EFFET DE L'INTENSITÉ AGRICOLE, MESURÉE À TRAVERS LE COÛT D'INTRANTS PAR HECTARE (IC/HA EN €/HA) SUR LA COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX. (A) EFFET SUR LA RICHESSE SPÉCIFIQUE ; (B) EFFET SUR L'INDICE DE SPÉCIALISATION DE LA COMMUNAUTÉ ; (C) EFFET SUR LE NIVEAU TROPHIQUE DE LA COMMUNAUTÉ ; (D) EFFET SUR L'INDICE DE SPÉCIALISATION AUX PRAIRIES DE LA COMMUNAUTÉ. LES COURBES NOIRES REPRÉSENTENT LES RÉPONSES DES DIFFÉRENTS INDICES À L'INDICATEUR IC/HA, COMME PRÉDIT PAR DES SORTIES DE MODÈLES GAM, LES INTERVALLES DE CONFIANCE À 95% SONT FOURNIS PAR LES LIGNES EN POINTILLÉS ET LES RÉSIDUS PARTIELS DES MODÈLES SONT VISUALISÉS PAR LES POINTS GRIS. (D'APRÈS TEILLARD ET AL., 2015) 20
FIGURE 3 : INDICATEURS DE L'ÉVOLUTION DE L'ABONDANCE DES OISEAUX COMMUNS EN FRANCE SELON LES PRINCIPAUX TYPES D'HABITAT. (D'APRÈS VIGIE NATURE, 2017) 23
FIGURE 4 : DENSITÉ ESTIMÉE DE GRAINES PAR MÈTRE CARRÉ DANS LES SOLS ARABLES. LES POINTS REPRÉSENTES LA DENSITÉ DE GRAINES DE DICOTYLÉDONES DANS LE PREMIER CENTIMÈTRE DE SOL (NOIR : ANGLETERRE ; BLANC : DANEMARK). LES ÉCHANTILLONNAGES SONT RÉALISÉS ENTRE SEPTEMBRE ET NOVEMBRE POUR UNE ROTATION DE CULTURE CÉRÉALIÈRE SUR UNE DURÉE MINIMUM DE CINQ ANS. (D'APRÈS ROBINSON AND SUTHERLAND, 2002) 25
FIGURE 5 : PRÉDICTION DU TAUX DE VISITE MOYEN À LA MANGEOIRE PAR INDIVIDU EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE (°C) SELON DES MODÈLES ADDITIFS GÉNÉRALISÉS MIXTES (GAMM). TROIS DES QUATRE ESPÈCES VIENNENT PLUS SOUVENT AUX MANGEOIRES QUAND IL FAIT PLUS FROID. (A) MÉSANGE À TÊTE NOIRE (POECILE ATRICAPILLUS) ; (B) MÉSANGE BICOLORE (BAEOLOPHUS BICOLOR) ; (C) SITELLE À POITRINE BLANCHE (SITTA CAROLINENSIS) ; (D) ROSELIN FAMILIER (HAEMORHOUS MEXICANUS) (D'APRÈS BONTER ET AL., 2013) 30
FIGURE 6 : CARTOGRAPHIE DE L'ESTIMATION DU BRACONNAGE DES OISEAUX AUTOUR DU BASSIN MÉDITERRANÉEN (D'APRÈS UNE FIGURE DE BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015; BROCHET ET AL., 2016) 32
FIGURE 7 : DISTRIBUTION DES 31 156 JARDINS CRÉÉS DE LA BASE DE DONNÉES OISEAUX DES JARDINS ENTRE LE COMMENCEMENT AU PRINTEMPS 2012 ET DÉBUT NOVEMBRE 2018 (D'APRÈS WWW.OISEAUXDESJARDINS.FR, DÉBUT NOVEMBRE 2017). 42
FIGURE 8 : FICHE D'AIDE AU COMPTAGE DE L'OBSERVATOIRE DES OISEAUX DES JARDINS. LES POINTS ROUGES INDIQUENT LES ESPÈCES PRÉSENTES UNIQUEMENT EN PÉRIODE ESTIVALE, LES BLEUS EN PÉRIODE HIVERNALE. (D'APRÈS WWW.OISEAUXDESJARDINS.FR) 44
FIGURE 9 : SCHÉMA DU PROCESSUS D'ALERTES ET VALIDATIONS DU PROJECT FEEDERWATCH (D'APRÈS BONTER AND COOPER, 2012). LE PROCESSUS EST SENSIBLEMENT LE MÊME QUE CELUI DE OISEAUX DES JARDINS 45
FIGURE 10 : PRÉDICTION DU TAUX DE VISITE MOYEN PAR HEURE À LA MANGEOIRE PAR INDIVIDU SELON UN MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ MIXTE (GLMM). L'ACTIVITÉ DE NOURRISSAGE DES OISEAUX EST MESURÉE INDIVIDUELLEMENT PAR LES ALLERS ET

retours à la mangeoire (individus marqués). Cette activité augmente au cours de la journée, avec une différence nette avant le lever du soleil pour toutes les espèces et un déclin marqué d'activité à l'approche du coucher du soleil pour trois des quatre espèces (en cours de journée, la variation d'activité est moins flagrante (bien que croissante)). (A) Mésange à tête noire (Poecile atricapillus) ; (B) Mésange bicolore (Baeolophus bicolor) ; (E) Sitelle à poitrine blanche (Sitta carolinensis) ; (D) Roselin familier (Haemorhous mexicanus). (d'après Bonter et al., 2013)..... 48

Figure 11 : Distribution spatiale des 6709 jardins suivis au moins une fois au cours du Grand Weekend de Comptage Annuel de fin Janvier (dernier weekend de janvier) entre 2013 et 2017. 49

Figure 12 : Distribution spatiale des carrés STOC-EPS suivis et nombres d'observateurs participants au programme entre 2001 et 2009. (D'après Jiguet et al., 2012)..... 51

Figure 13 : Distribution spatiale des 1455 carrés STOC-EPS suivis entre 2010 et 2013 et dont les données sont utilisées pour calculer l'indice FarmDep. 51

Figure 14 : Intensité de production des Petites Régions Agricoles Françaises (PRA) exprimée en Coût d'intrants par hectare (Input Cost/ha, IC/ha). L'indice n'est calculé que pour les régions dominées par les cultures, l'élevage ou un mélanges de ces deux types de production (et couvrant plus des deux tiers de la surface de la PRA). Les PRA dominés par d'autres types de production (souvent de vins) sont présentés en blanc. 53

Figure 15 : Intensité de production des communes Françaises (LAU-2) exprimée par le Score HNV. 54

Figure 16 : Abondances Hivernales du Moineau Domestique dans les jardins selon le jour de l'hiver et l'intensité du paysage agricole adjacent. Les courbes correspondent aux sorties de modèles de type GAMM, montrant la variation non linéaire d'abondance du Moineau domestique (Passer domesticus) selon l'interaction entre intensité de production du milieu (variable à deux modalités : zone-HNV vs zone-non-HNV) et la variable jour de l'hiver (non linéaire ; spline(Jour, Statut-HNV)). (Noiret et al., 2016). 92

Figure 17 : Intensité de production pour les Hauts-de-France et l'Île-de-France, exprimée en Coût d'Intrants par Hectare à l'échelle de la PRA (en haut) et en Score-HNV à l'échelle de la commune (en bas)..... 140

Figure 18 : Comparaison des indicateurs de variations annuelles d'abondance d'oiseaux dans les jardins selon l'utilisation d'un GLMM avec les années et les espèces en facteurs aléatoires (bleu) ou selon la moyenne géométrique calculée grâce à un GLMM avec les espèces et années en facteurs fixes (orange). 143

Figure 19 : Indicateurs de variations annuelles d'abondance d'oiseaux dans les jardins (moyenne géométrique) pour les granivores « vulnérables » (UICN, 2016) considérés dans cette partie (Chardonneret élégant, Verdier d'Europe, Moineau friquet, Pinson des arbres et Pinson du Nord) (vert), les autres espèces (violet) et toutes les espèces (bleu). 145

Figure 20 : Indicateur de variations annuelles d'abondance d'oiseaux à l'échelle nationale, obtenue à partir des données du suivi national du STOC-EPS (Vigie Nature, 2017; tendances calculées par B. Fontaine, R. Lorrillière et F. Jiguet en Décembre 2017) pour quatre granivores « vulnérables » (UICN, 2016) (Chardonneret élégant, Verdier d'Europe, Moineau friquet et Pinson des arbres). 145

Figure 21 : Zones de braconnage connues pour le Chardonneret élégant (Carduelis carduelis, en vert), correspondant au département des Bouches-du-Rhône, et du Pinson des arbres (Fringilla coelebs, en rouge) dans le département des Landes..... 171

FIGURE 22 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU CHARDONNERET ÉLÉGANT (CARDUELIS CARDUELIS) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN). 172
FIGURE 23 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU VERDIER D'EUROPE (CHLORIS CHLORIS) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN). 172
FIGURE 24 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU PINSON DES ARBRES (FRINGILLA COELEBS) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN). 173

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction

A. Pourquoi se préoccuper des oiseaux ? Menaces et intérêts

1. La biodiversité face aux changements globaux

Au cours des dernières décennies, la croissance des populations humaines s'est accompagnée de besoins grandissant en ressources, en énergies, mais également en accès et utilisation des technologies. Toutes ces aspirations, menant à de fortes modifications des écosystèmes (MEA, 2005), terrestres comme marins, sont aujourd'hui reconnues pour avoir fortement impacté l'ensemble de la biodiversité (McGill et al., 2015), si bien que l'érosion globale actuelle de la biodiversité est jugée sans précédent (Ceballos et al., 2017; Régnier et al., 2015). L'empreinte de l'activité humaine sur la biodiversité est donc bien réelle (Steffen et al., 2007) ; que ce soit à travers son action sur les changements climatiques (Bellard et al., 2012; Parmesan and Yohe, 2003), sur les changements d'usage des sols – à des fins agricoles, industrielles ou d'urbanisation (Antrop, 2004; Foley, 2005; Newbold et al., 2015) – ou encore par les différents types de pollution – atmosphériques, chimiques, lumineuses (Agnan et al., 2013; Bouwman et al., 2005; Gaston et al., 2013; Smith and Schindler, 2009).

Tous ces changements étant susceptibles d'agir en synergie, leurs impacts sur les écosystèmes sont accrus (Brook et al., 2008; Elmhagen et al., 2015; Walther et al., 2009). Découvrir comment ces bouleversements affectent la biosphère de façon négative ou positive (Pereira et al., 2012) est donc nécessaire, tant pour prévenir des menaces en perspectives, par exemple avec le développement des pays émergents (Tilman et al., 2017), que pour prédire l'avenir global de la biodiversité et ses conséquences pour l'humanité (Cardinale et al., 2012). En effet, le bon fonctionnement des écosystèmes favorise le bien être humain, aussi bien de façon directe qu'indirecte, on dit d'ailleurs que ceux-ci fournissent des services écosystémiques (Sukhdev et al., 2010). Ainsi, l'érosion ou les changements de biodiversité ont des conséquences sur les écosystèmes, et donc sur les services qu'ils rendent, avec de fortes répercutions sur le bien-être de l'humanité. Un équilibre évident se dessine donc entre répondre aux besoins humains toujours plus grands et maintenir la biodiversité (Foley et al., 2011; Henle et al., 2008). L'équilibre est cependant difficile à trouver (McShane et al., 2011; Newbold et al., 2016).

2. L'intensification agricole : un changement anthropique majeur

Parmi l'ensemble de ces changements globaux, l'utilisation des terres à des fins agricoles s'illustre comme l'une des plus grandes modifications d'origine anthropique. Ce phénomène s'explique par une logique simple : il faut produire plus. C'est la réponse directe aux besoins croissants d'alimentation pour une population humaine grandissante (Crist et al., 2017; Wilting et al., 2017). On estime ainsi que le rendement mondial des cultures par unité de surface a plus que doublé depuis les années 50 (Green et al., 2005), accompagné par une augmentation des surfaces concernées. En Europe, il est d'ailleurs considéré que près de la moitié du territoire présente aujourd'hui des surfaces allouées aux cultures ou à l'élevage, faisant ainsi des zones agricoles l'habitat majoritaire (Stoate et al., 2009, 2001). L'accroissement des productions agricoles a été rendu possible grâce à l'intensification agricole ; ce terme désignant le processus responsable de l'intensité accrue de production ou d'utilisation des terres au cours du dernier siècle. Plus précisément, cette intensification est rendue possible par l'amélioration des techniques de culture (mécanisations, intrants, modifications génétiques) et par le bouleversement profond des paysages agricoles (fragmentation, homogénéisation des habitats) (Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2009). La mise en place d'une Politique Agricole Commune (PAC) au sein de l'Union Européenne (UE) (Van Zanten et al., 2014), entrée en vigueur en 1962, a fortement favorisé cette intensification, grâce à de nombreuses subventions (Stoate et al., 2009). On notera ainsi que les trois pays fondateurs de l'Union Européenne, l'Allemagne, la France et le Royaume-Uni ont vu leur rendement de blé par unité de surface augmenter entre 1970 et 2010 de 96%, 88% et 83% respectivement, tandis que celui pour toutes les céréales confondues s'est accru de 111%, 99% et 95% respectivement (FAOSTAT, 2014).

L'agriculture moderne étant basée sur une maximisation des rendements, à travers l'homogénéisation des cultures et des habitats (Benton et al., 2003), l'intensification agricole a donc conduit au remaniement des structures des communautés animales et végétales ainsi qu'au déclin de nombreux taxons. Par exemple, la perte de connectivité et de diversité des habitats (Bergman et al., 2004; Brückmann et al., 2010; Flick et al., 2012) est associée à une homogénéisation biotique des communautés de lépidoptères (Ekroos et al., 2010) ainsi qu'à une perte de la diversité végétale (Brückmann et al., 2010; Uchida and Ushimaru, 2015). Les populations d'amphibiens sont aussi impactées (Jeliazkov et al., 2014) : le réseau de mares et étangs ayant été réduit par l'homogénéisation agricole, certaines espèces qui dispersent peu peuvent même avoir disparu localement (Arntzen et al., 2017; Jeliazkov et al., 2014). Chez les carabidés, ce sont les traits fonctionnels qui ont été modifiés en relation avec l'intensification agricole, par exemple avec des changements de taille et de régime alimentaire (Rusch et al., 2013). Les effets de cette intensification agricole ont aussi été largement démontrés chez les oiseaux

(Devictor et al., 2008c; Devictor and Jiguet, 2007; Donald et al., 2001b). La Figure 1 en est le saisissant exemple : plus le rendement de blé est élevé, plus les oiseaux spécialistes des milieux agricoles sont en déclin. Assurément une telle corrélation cache les effets sous-jacents impliqués, mais elle a le mérite d'être persuasive et percutante. En effet, le degré d'intensification des milieux agricoles ne se mesure pas uniquement à travers les rendements : c'est un phénomène complexe tel un puzzle dont les différentes pièces, assemblées, permettent d'expliquer le résultat final.

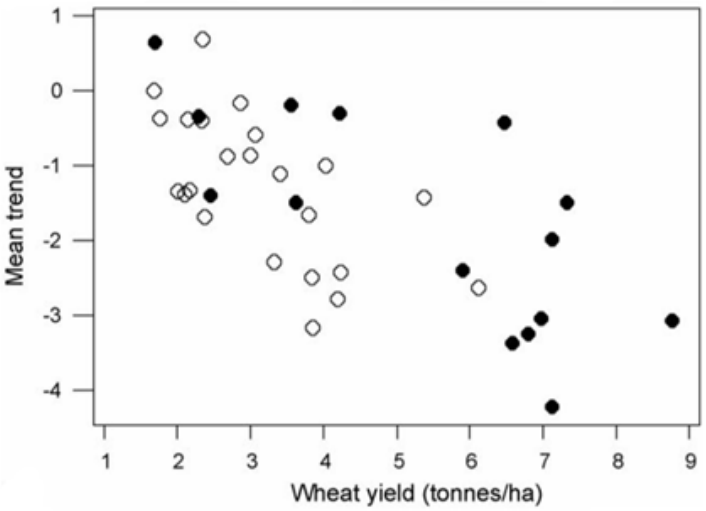


FIGURE 1 : RELATION ÉTROITE ENTRE LE RENDEMENT MOYEN DE BLÉ PAR PAYS EUROPÉEN ET LES TENDANCES DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX SPÉCIALISTES DES MILIEUX AGRICOLES. CHAQUE CERCLE REPRÉSENTE UN PAYS EUROPÉEN, LES CERCLES NOIRS PERMETTANT DE DISTINGUER LES 15 PREMIERS PAYS MEMBRES DE L'UNION EUROPÉENNE (D'APRÈS DONALD ET AL., 2006).

Il est possible d'utiliser des indices intégrateurs pour tenter d'avoir une idée globale et condensée de l'intensification agricole. Par exemple, Félix Teillard (Teillard et al., 2012) a proposé le *Coût d'Intrants par hectare* (en anglais « Input Cost per hectare » (IC/ha), exprimé en euros par hectare) qui intègre à la fois l'élevage et les cultures. La Figure 2 (Teillard et al., 2015) en illustre l'effet sur les communautés d'oiseaux agricoles. D'une part, l'intensité de production agricole affecte la richesse spécifique, comme l'illustre la Figure 2-A où l'effet semble être négatif. D'autre part, l'intensité de production agricole joue sur la structure des communautés : elle favorise les communautés d'oiseaux spécialistes des grandes cultures (Figure 2-B) tout en affectant négativement le niveau trophique de la communauté et les communautés spécialistes des prairies (Figure 2-C et Figure 2-D). On note également que l'effet de l'intensité agricole n'est pas forcément linéaire (Dross et al., 2017), mais peut présenter des seuils au-delà desquels l'impact est plus ou moins fort.

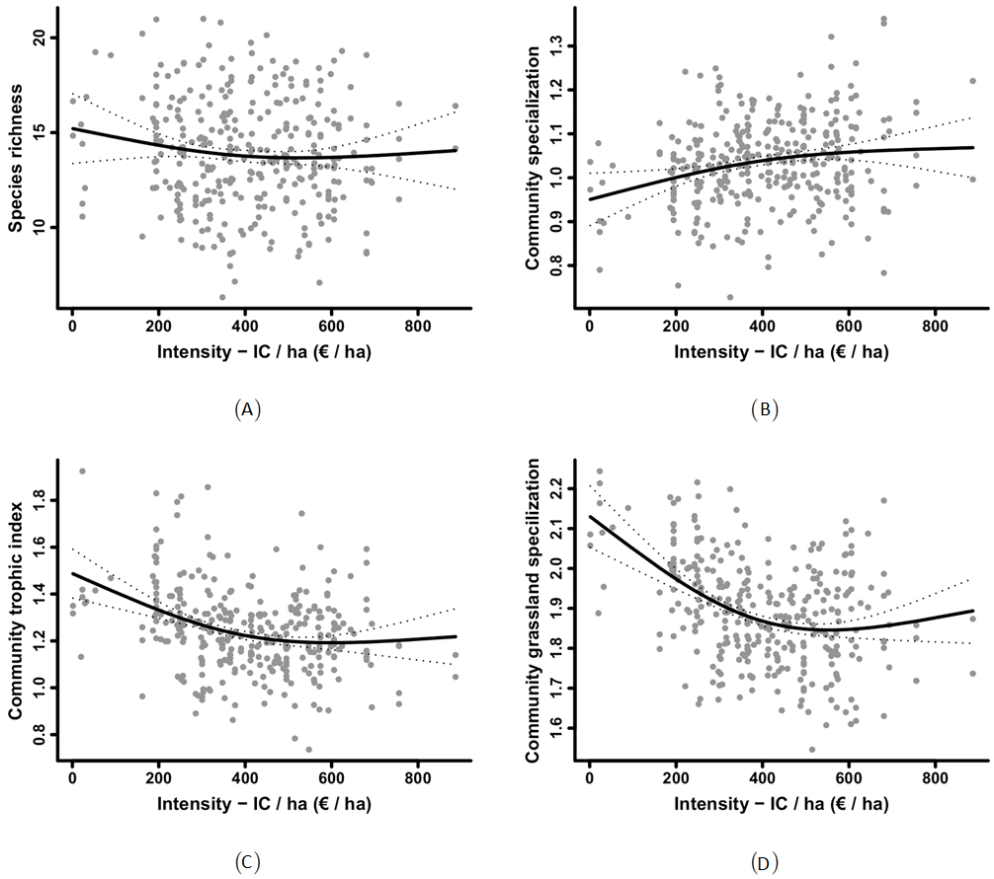


FIGURE 2 : EFFET DE L'INTENSITÉ AGRICOLE, MESURÉE À TRAVERS LE COÛT D'INTRANTS PAR HECTARE (IC/HA EN €/HA) SUR LA COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX. (A) EFFET SUR LA RICHESSE SPÉCIFIQUE ; (B) EFFET SUR L'INDICE DE SPÉCIALISATION DE LA COMMUNAUTÉ ; (C) EFFET SUR LE NIVEAU TROPHIQUE DE LA COMMUNAUTÉ ; (D) EFFET SUR L'INDICE DE SPÉCIALISATION AUX PRAIRIES DE LA COMMUNAUTÉ. LES COURBES NOIRES REPRÉSENTENT LES RÉPONSES DES DIFFÉRENTS INDICES À L'INDICATEUR IC/HA, COMME PRÉDIT PAR DES SORTIES DE MODÈLES GAM, LES INTERVALLES DE CONFIANCE À 95% SONT FOURNIS PAR LES LIGNES EN POINTILLÉS ET LES RÉSIDUS PARTIELS DES MODÈLES SONT VISUALISÉS PAR LES POINTS GRIS. (D'APRÈS TEILLARD ET AL., 2015)

Ainsi, l'agriculture moderne est un exemple palpable du difficile compromis entre biodiversité et production (Henle et al., 2008) évoqué précédemment, et soulève donc la question de la durabilité des pratiques. Au-delà de la production alimentaire, la biodiversité associée aux agroécosystèmes est reconnue pour fournir des services écosystémiques : contrôle biologique des ravageurs de culture (Barbaro et al., 2017; Naranjo et al., 2015; Rusch et al., 2016), structure et fertilité du sol, cycles hydrologiques, pollinisation et fixation du carbone (Deguines et al., 2014; Tscharntke et al., 2005). Par conséquent, il est impératif de comprendre les tenants et aboutissants de l'intensification agricole, et pour cela des indicateurs sont nécessaires afin d'aider à la mise en place de politiques agricoles durables.

3. Les oiseaux : un groupe taxonomique d'intérêt

Étudier l'ensemble des phénomènes dans leur globalité est extrêmement difficile, voire impossible, en raison de la grande complexité des systèmes biologiques et du nombre d'espèces concernées. L'utilisation d'espèces ou de groupes témoins s'avère donc nécessaire pour appréhender au mieux les conséquences des changements passés, actuels et à venir, et ainsi extrapoler à l'ensemble du système (Butchart et al., 2010). Ces modèles d'études, permettant l'établissement d'indicateurs de biodiversité, sont régulièrement considérés lors de la création de politiques de décisions agricoles puisque les gouvernements peuvent alors se baser dessus pour mettre en place des stratégies efficaces puis les évaluer (Butchart et al., 2010; Butchart, 2008). Le choix de tels modèles d'études est complexe comme leurs réponses face à différents changements doivent être à la fois représentatives d'un ensemble plus grand, faciles à comprendre, quantifiables, rapides face aux changements, faciles à collecter-analyser-reproduire, et intéressantes pour les prises de décisions (Gregory et al., 2005).

C'est dans ce cadre que l'intérêt des oiseaux communs comme modèle d'étude a plusieurs fois été démontré (Gregory et al., 2005; Levrel et al., 2010). Ils ont de tout temps fasciné l'homme (Silvertown, 2009), avec un attrait et un suivi inégalés dans les autres taxons (Schmeller et al., 2009). Ceci s'explique car l'avifaune commune est répandue, visible et facilement identifiable ; ce qui rend son suivi plus aisé. De nombreux réseaux naturalistes coordonnent la récolte de données partout dans le monde, plusieurs programmes sont d'ailleurs standardisés et présentent même de grandes distributions temporelles et spatiales. Ainsi, **l'échantillonnage de l'avifaune reflète la réalité biologique**, est **quantitatif** (présence et abondance permettant de multiples calculs d'indices) et est possible à de nombreuses échelles, tant spatiales que temporelles (Silvertown, 2009). Les oiseaux sont **présents à différents niveaux de la chaîne alimentaire**, leur variation intègre donc ce qui se passe à des niveaux trophiques inférieurs. Ce sont des organismes dont l'écologie, la physiologie et le comportement sont relativement **bien connus**. De ce fait, les variations d'abondance et présence des oiseaux sont plus aisées à interpréter que pour des organismes moins connus. Par exemple, les ressources qu'ils exploitent sont compréhensibles par tous : quantités de nourriture disponible (graines, insectes, micromammifères…), de cavités/zones pour nicher… L'avifaune commune est **sensible et réactive aux changements** de son habitat, reflétant donc la qualité de son environnement (Jiguet et al., 2012). Pour les raisons qui viennent d'être énoncées, elle est **intéressante pour les politiques de décision,** mais aussi car elle présente des **réponses et comportements cohérents** entre pays ou face à des changements similaires (Gregory et al., 2005). C'est le cas des tendances de populations à l'échelle de l'Europe, mais aussi entre continents (Stephens et al., 2016), ou en réponse aux changements agricoles.

Ainsi, les oiseaux communs sont utilisés en tant qu'indicateurs dans des domaines divers, que ce soit en éco-toxicologie (Brait and Antoniosi Filho, 2011), pour évaluer les effets des changements climatiques (Devictor et al., 2008a, 2008b), d'usage des sols et de pratiques agricoles (Chiron et al., 2014; Princé and Jiguet, 2013), ou encore pour quantifier les réponses aux politiques de gestion de la biodiversité ou prédire ce qu'il adviendra sous différents scénarios de réchauffement climatique et/ou de politique agricole (Chiron et al., 2013; Gregory et al., 2005; Princé et al., 2013). Notamment, le *Farmland Bird Index* (FBI) (Silvertown, 2009), qui représente la tendance moyenne d'évolution de l'abondance des oiseaux spécialistes des milieux agricoles, a été officiellement adopté par l'Union Européenne comme indicateur des changements structurels de la biodiversité en réponse aux changements d'utilisation des sols (EUROSTAT, 2017). La Figure 3 illustre le déclin marqué des espèces spécialistes des milieux agricoles en France (donc de l'indicateur FBI français) depuis l'année 1989 jusqu'à l'année 2016. Alors que les espèces généralistes se portent plutôt bien, les espèces spécialistes (agricoles, forestières et des milieux bâtis) ont toutes présenté un déclin global sur la période d'étude ; ce déclin est le plus marqué pour les espèces agricoles et ne semble toujours pas se stabiliser. Il est intéressant de noter que cette tendance du FBI est similaire sur l'ensemble de l'Europe (preuve de la cohérence de l'indicateur FBI), mais aussi qu'elle s'avère être directement liée à l'intensification agricole évoquée précédemment (sensibilité et réactivité de l'indicateur).

Le déclin des espèces spécialistes des milieux agricoles a fortement marqué les esprits par son intensité (Donald et al., 2001b) et donné lieu à de nombreuses études. Aujourd'hui les causes de ce déclin, confondues derrière le terme global « d'intensification agricole », sont relativement bien connues.

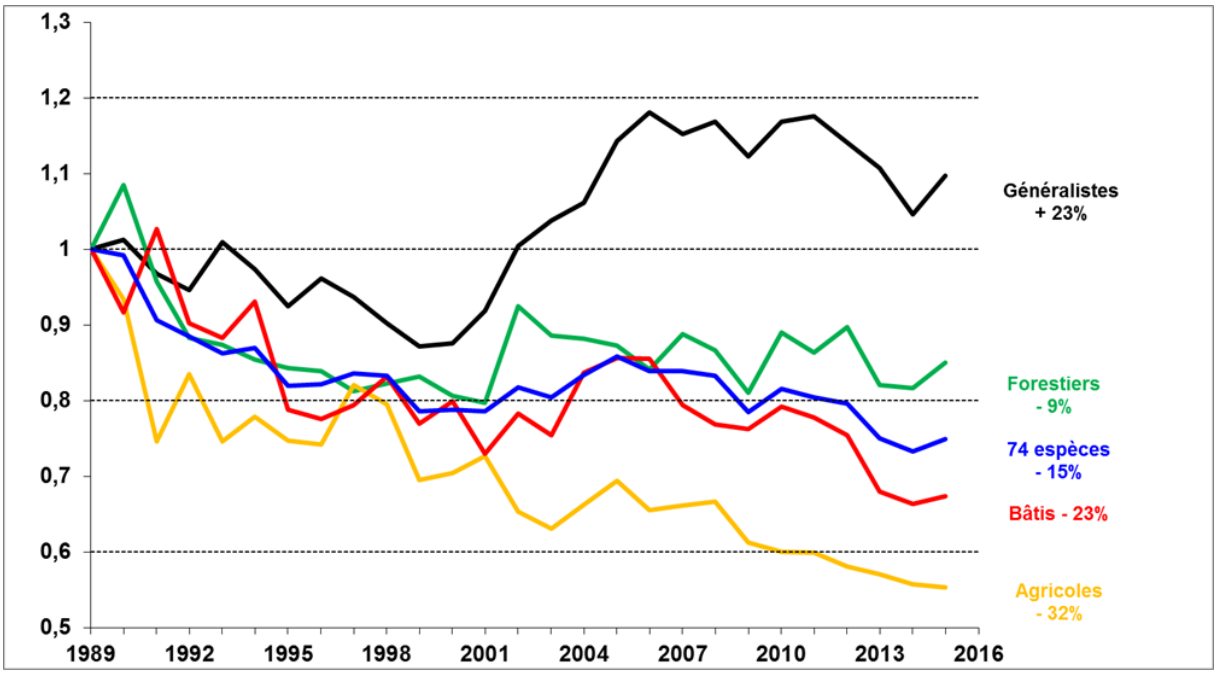


FIGURE 3 : INDICATEURS DE L'ÉVOLUTION DE L'ABONDANCE DES OISEAUX COMMUNS EN FRANCE SELON LES PRINCIPAUX TYPES D'HABITAT. (D'APRÈS VIGIE NATURE, 2017)

4. Les oiseaux face aux changements agricoles : l'hiver une saison clé

Les tendances des espèces s'expliquent par la combinaison de plusieurs paramètres démographiques clés des populations : taux de survie, taux de reproduction, dispersion et recrutement. Autrement dit, un changement dans l'écosystème peut jouer de façon directe ou indirecte sur ces paramètres et finalement impacter les effectifs locaux des populations, de façon positive ou négative. Par exemple, l'épandage d'insecticides peut avoir un effet indirect : en saison de reproduction la quantité d'arthropodes dans le milieu sera réduite, ce qui aura pour conséquence de diminuer l'apport de proies aux oisillons et donc de réduire le succès reproducteur (jeunes moins nourris, nombres de jeunes à l'envol diminué), comme ce fut par exemple montré chez le Bruant jaune (*Emberiza citrinella*) (Hart et al., 2006; Morris et al., 2005). Mais ces insecticides peuvent également avoir un effet direct en empoisonnant les oiseaux (Goulson, 2013), comme ce fut démontré chez la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) (Lopez-Antia et al., 2013). Les intrants tels que des fertilisants ou des herbicides peuvent totalement changer la banque de graines du sol, et donc le régime alimentaire des espèces et les apports énergétiques induits. C'est ce qui pourrait expliquer le déclin extrêmement marqué en Europe de la Linotte mélodieuse (*Linaria cannabina*) dont le régime alimentaire en saison de reproduction, autrefois dominé par le pissenlit, est maintenant dominé par le colza (Moorcroft et al., 2006). De même, la stratégie de nidification en paysage agricole peut être impactée par les pratiques (Bas et al., 2009),

les espèces nichant au sol ayant un succès reproducteur réduit dans un paysage agricole intensif : destruction de nids par les machines ou le bétail (Sabatier et al., 2015), tandis que les espèces nichant dans les haies seront dépendantes des éléments semi-naturels du paysage (l'absence d'élément boisé ne permettant pas la reproduction) (Bas et al., 2009).

L'intensification agricole peut donc fortement modifier les démographies des oiseaux spécialistes des milieux agricoles (Donald et al., 2006, 2001a; Fuller et al., 1995; Robinson et al., 2005), mais aussi de tout oiseau dépendant à un moment donné de ces milieux (Hole et al., 2002), puisque les oiseaux peuvent bouger entre habitats selon leurs besoins et les saisons (Robinson and Sutherland, 1999). Tandis que de nombreuses études se sont essentiellement concentrées sur ce qui se passait en période de reproduction (Bas et al., 2009; Chiron et al., 2014; Donald et al., 2002; Doxa et al., 2010; Hart et al., 2006; Herkert et al., 2003; Teillard et al., 2014), celles avec un focus sur l'hiver sont moins nombreuses mais montrent aussi que l'intensité des pratiques agricoles est corrélée avec une diminution des populations d'oiseaux (Geiger et al., 2010). Cependant, le déclin de nombreuses espèces associées au milieu agricole ne peut s'expliquer uniquement par leur survie en reproduction et leur production de jeunes (Siriwardena et al., 2000, 1998). La survie hivernale peut être mise en cause (Siriwardena and Stevens, 2004). En effet, l'hiver est une saison particulièrement difficile pour la plupart des passereaux (Siriwardena et al., 2008) au cours de laquelle de fortes contraintes énergétiques pèsent sur eux, nécessaires à la thermorégulation (Spencer, 1982) . Pour y répondre, ils ont parfois besoin de se nourrir de façon quasi-continue (Bryant, 1997; Godfrey and Bryant, 2000; Lehikoinen, 1987).

Comme les milieux agricoles sont l'une des sources majoritaires de graines (Robinson et al., 2001), les pratiques agricoles qui impactent la disponibilité de ces ressources doivent avoir une répercussion sur la survie des oiseaux. Précisons que les milieux agricoles riches en graines n'attirent pas uniquement des espèces d'oiseaux agricoles granivores stricts, mais également des espèces qui se nourrissent de graines en hiver seulement (Butler et al., 2010; Robinson et al., 2001) comme les mésanges, insectivores en saison de reproduction, ou encore le Merle noir (*Turdus merula*), les grives ou l'Accenteur mouchet (*Prunella modularis*) également connus pour ingérer des graines en hiver (BWPI, 2006; Cramp, 1998). Comme les oiseaux sont reconnus pour se mouvoir librement entre les habitats (prospection alimentaire) (Chamberlain et al., 2007; Goławski and Dombrowski, 2011), les oiseaux non spécialistes de l'agricole dépendent aussi de ces graines : c'est ce que suggère fortement le placement sur la Liste Rouge française UICN/MNHN du Bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*), du Bruant jaune, du Chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), de la Linotte mélodieuse ou encore du Verdier d'Europe (*Chloris chloris*), qui se voient ainsi à présent classés comme « Vulnérable » à l'extinction selon les critères de l'UICN (UICN, 2016). De nombreuses études (Evans et al., 2004; Hancock and Wilson, 2003; Hole et al., 2002;

Peach et al., 1999; Siriwardena et al., 1998) ont ainsi suspecté que la survie hivernale chute du fait de la diminution de la disponibilité en graines (Newton, 2004; Robinson and Sutherland, 2002, 1999; Wilson et al., 2009) (Figure 4).

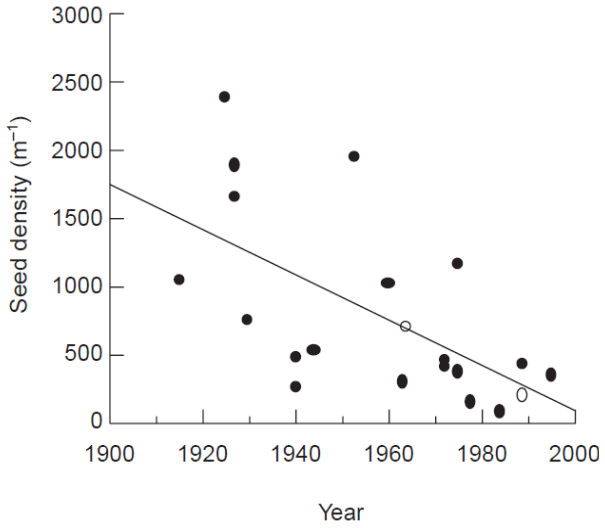


FIGURE 4 : DENSITÉ ESTIMÉE DE GRAINES PAR MÈTRE CARRÉ DANS LES SOLS ARABLES. LES POINTS REPRÉSENTES LA DENSITÉ DE GRAINES DE DICOTYLÉDONES DANS LE PREMIER CENTIMÈTRE DE SOL (NOIR : ANGLETERRE ; BLANC : DANEMARK). LES ÉCHANTILLONNAGES SONT RÉALISÉS ENTRE SEPTEMBRE ET NOVEMBRE POUR UNE ROTATION DE CULTURE CÉRÉALIÈRE SUR UNE DURÉE MINIMUM DE CINQ ANS. (D'APRÈS ROBINSON AND SUTHERLAND, 2002)

Les techniques de labour ainsi que l'amélioration des systèmes de récoltes (Cunningham et al., 2005; Hancock et al., 2016; Ruisi et al., 2015) et de stockage (silos à grain) ont mené à une forte diminution des quantités de graines disponibles dans les chaumes (Evans et al., 2004; Newton, 2004). L'utilisation accrue d'herbicides pour contrôler les adventices des cultures, associée aux cultures génétiquement modifiées, est aussi responsable de cette diminution de ressources (Gibbons et al., 2006) pour nombre de granivores (Wilson et al., 1996). L'apport énergétique des graines d'adventices est aussi diminué dans de telles conditions (Gibbons et al., 2006). Les herbicides ont donc un effet immédiat sur la quantité et la qualité de ressources disponibles, mais aussi à plus long terme en empêchant le renouvellement de la banque de graines (Robinson et al., 2004). Hors, ce renouvellement est essentiel au cours d'un hiver pour répondre aux besoins énergétiques en fin de saison (Siriwardena et al., 2006), une déplétion naturelle existant : graines consommées par les oiseaux ou d'autres organismes, ou tout simplement détruite par les intempéries (Robinson and Sutherland, 1999).

Cependant, l'un des changements les plus notables fut certainement le bouleversement du système de rotation de cultures (Donald and Vickery, 2000), qui est reconnu pour avoir modifier la diversité (Murphy et al., 2006; Ruisi et al., 2015) et la densité (Buchanan et al., 2016) de la banque de graines du sol. De plus, le passage des semis de printemps aux semis d'hiver a conduit à la disparition des chaumes et diminué considérablement la quantité d'habitats riches

en graines en hiver (Newton, 2004). Les chaumes ont pourtant toujours été considérés comme essentiels au maintien de nombreuses espèces (Hancock et al., 2009; Moorcroft et al., 2002) puisque c'étaient des patchs riches en graines qui subsistaient (rétention de graines) au cours de la saison froide (Evans et al., 2004; Peach et al., 2001). Simon Gillings et ses collaborateurs, à travers de nombreuses études, ont montré que des patchs hivernaux de chaumes de céréales (Gillings et al., 2008, 2005; Gillings and Fuller, 2001) permettent le maintien, voire même tendent à inverser le déclin de certaines espèces. Notamment, le maintien de 10 à 20 hectares de chaumes par kilomètre carré permettrait, d'après l'étude de 2005, d'inverser le déclin des populations de l'Alouette des champs (*Alauda arvensis*) et du Bruant jaune au Royaume-Uni. D'ailleurs, la fin récente des mesures agro-environnementales de « mise en jachères » (aussi appelée « gel des terres ») eut également un lourd coût pour ces oiseaux agricoles (Gillings et al., 2010; Levin and Jepsen, 2010). Dès 2008, plus de 20% des anciennes parcelles en jachères furent remises en cultures (Levin and Jepsen, 2010). Il fut estimé après coup que cette petite proportion de récoltes gelées concernait finalement plus de 6.4 millions d'hectares à travers l'Europe (Wilson et al., 2009). Et même s'il semblait que ce n'était pas suffisant pour enrayer et inverser les déclins, ce n'est qu'une fois cette mesure arrêtée qu'une méta-analyse au Royaume-Uni a montré, en reprenant les données de plus de 30 études, que la fin des mesures de gel des terres avait eu un impact très lourd : plus de 72% des sites agricoles ne présentaient plus de patchs de chaumes en fin d'hiver, alors que la méta-analyse estimait que jusqu'à 50% des populations d'oiseaux granivores agricoles dépendaient de ces zones (Gillings et al., 2010). Il est également à noter que depuis 2013, la Politique Agricole Commune (PAC) de l'Union Européenne (UE) oblige en certaines zones vulnérables à l'implantation d'un Couvert Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN) dans le cadre de la Directive Nitrate (91/1676/CEE) après la récolte des cultures d'été afin de limiter le lessivage des nitrates et lutter contre l'érosion des sols, ce qui se traduit par un couvert végétal semé en automne. Cependant, ces couverts végétaux (comme la moutarde) peuvent diminuer l'accès physique aux graines disponibles par les oiseaux en raison de leur densité ou hauteur (Buckingham et al., 2011; McCracken and Tallowin, 2004), tout en impliquant la disparition des chaumes qui leurs sont pourtant clairement préférés (Goławski et al., 2013; Kasprzykowski and Goławski, 2012).

Pour répondre à cette diminution de la quantité de graines, la Politique Agricole Commune (PAC) de l'UE a mis en place différentes mesures agro-environnementales (MAE), dans le but d'augmenter les ressources alimentaires au cours de l'hiver pour limiter le déclin des populations d'oiseaux agricoles (Robinson et al., 2004; Stoate et al., 2004, 2003). Certaines incitent à laisser des zones d'habitats riches en graines pour remplacer la disparition des jachères évoquée ci-dessus. D'autre mesures peuvent promouvoir la plantation de bandes herbeuses en bordure de parcelle avec des mélanges de graines particuliers ou bien des marges

laissées en friches avec peu ou aucune intervention (ni coupes ni pesticides) (Vickery et al., 2002). Néanmoins, les résultats de telles mesures sont contrastés (Bright et al., 2014; Davey et al., 2010; Pe'er et al., 2014). Malgré quelques résultats encourageants (Buckingham et al., 2011), ces mesures échouaient souvent à répondre à la demande alimentaire des oiseaux en fin d'hiver (Baker et al., 2012; Siriwardena et al., 2008) : des adaptations semblaient donc nécessaires (Perkins et al., 2008) ; notamment, en prenant en compte la dimension temporelle et spatiale (Siriwardena, 2010). Il est important de noter que bien que les agriculteurs comprennent l'importance de préserver la biodiversité, la plupart sont peu enclins à mettre en place des mesures environnementales sans compensation financière (Guillem and Barnes, 2013). Ainsi, la refonte des schémas agro-environnementaux de 2013 inclut de nouvelles exigences de verdissement (jachère fleurie, réduction des fertilisants en prairie, retard de fauche, diversification des cultures) (Pe'er et al., 2017) pour aider davantage au maintien de la biodiversité (Hodge et al., 2015). Cependant, certains chercheurs restent dubitatifs car l'ambition principale reste la production (Batáry et al., 2010; Guillem and Barnes, 2013; Josefsson et al., 2017). Cependant, l'idée d'améliorer les conditions hivernales par la quantité de graines (Hancock and Wilson, 2003; Siriwardena, 2010; Stoate et al., 2004) a jusque-là été concentrée sur des mesures au sein même de l'exploitation agricole ; les études s'accordant pourtant pour dire que le paysage alentour est important (Chamberlain et al., 2000; Gillings et al., 2008), **on peut se demander s'il n'existe pas, hors exploitation agricole, des sources de nourriture de substitution : ce qui pourrait être le cas des jardins privés, où les personnes distribuent des graines pour nourrir les oiseaux en hiver.**

5. Les jardins particuliers, une source de nourriture alternative ?

Nous avons d'un côté le paysage agricole et ses pratiques, plus ou moins intensives, mais d'un autre côté, prenant part à ce paysage, à distance plus ou moins grande, nous avons les jardins particuliers, berceau d'une activité très commune et populaire en hiver : la distribution de nourriture pour les oiseaux (Jones, 2011; Reynolds et al., 2017). Cette activité concerne plus de 20% des foyers Européens (Fuller et al., 2008), et elle est notamment extrêmement répandue dans les pays anglophones : au Royaume-Uni plus de 60% des ménages possèdent des mangeoires et les remplissent régulièrement (Davies et al., 2012) et plus de 50% des foyers aux États-Unis (U.S. Fish & Wildlife Service, 2011). Le marché des graines en Europe augmente de 4% par an (Fuller et al., 2008), tandis qu'aux États-Unis son poids économique annuel (graines et boules de graisses) représente plus de trois milliards de dollars (U.S. Fish & Wildlife Service, 2011). Ce phénomène a forcément des impacts sur l'avifaune utilisant ces ressources,

notamment sur le comportement de migration (Plummer et al., 2015) ou le succès reproducteur (Plummer et al., 2013; Robb et al., 2008a), et doit être pris en compte pour la conservation de la biodiversité urbaine (Fuller et al., 2008; Galbraith et al., 2015). Il est par exemple estimé qu'au Royaume-Uni, plus de 30 millions de Mésanges charbonnières dépendent de l'alimentation distribuée par les foyers (tout du moins en partie) (Robb et al., 2008b). Les effets pouvant être contrastés, ils sont sujets à débat : ces ressources de substitution peuvent modifier les paramètres de survie et de reproduction (Jansson et al., 1981; Robb et al., 2008b) mais aussi restructurer les communautés (Robb et al., 2008a).

L'idée communément admise est qu'en donnant à manger aux oiseaux on les aide à survivre à la saison froide (Horn and Johansen, 2013; Robb et al., 2008a). Des études ont montré qu'en absence de ressources naturelles ou lorsqu'il est temporairement impossible d'y accéder, les oiseaux peuvent changer d'habitats pour chercher leur nourriture (Chamberlain et al., 2005). L'Alouette des champs (*Alauda arvensis*), qui se nourrit plutôt au milieu des parcelles agricoles, quitte ces zones de prospection quand elles deviennent moins riches en graines : on la retrouve alors à chercher dans les bordures de champs (Donald et al., 2001a; Donald and Vickery, 2000). Il est donc possible que les mangeoires jouent un rôle en hiver, en constituant une ressource alimentaire de substitution. Dans leur étude à une échelle très locale, Dan Chamberlain et ses collaborateurs (Chamberlain et al., 2007) montrent que lorsque les forêts autour des jardins produisent peu de faînes de hêtres (*Fagus sylvatica*), les oiseaux granivores connus pour utiliser cette ressource alimentaire sont davantage présents aux mangeoires. Le même genre de pattern est montré par McKenzie et ses collaborateurs avec les ressources en graines d'Épicéa de Sitka (*Picea sitchensis*) (McKenzie et al., 2007). Par ailleurs, des évènements météorologiques tels que des chutes soudaines de neige obligent les oiseaux à se déplacer. C'est ainsi que peuvent se produire des mouvements subits d'oiseaux (Goławski and Dombrowski, 2011), avec des arrivés en groupes dans les jardins et les villes proches de champs enneigés. L'utilisation des jardins quand l'alimentation naturelle vient à manquer, bien que déjà discutée dans la littérature (Chamberlain et al., 2007; Goławski and Dombrowski, 2011; McKenzie et al., 2013; Spencer, 1982), n'a cependant jamais été mise en lien avec l'intensité des pratiques agricoles. L'intensité agricole, provoquant une diminution des ressources en graines en hiver pourrait expliquer pourquoi certaines espèces typiquement agricoles visitent parfois les mangeoires, tels le Bruant jaune ou la Linotte mélodieuse.

6. Comprendre l'ensemble des variations présentées par les oiseaux au sein des jardins pour pouvoir faire des comparaisons entre saisons

Les visites des jardins par les oiseaux en hiver apportent des informations complémentaires à celles obtenues en d'autres saisons (l'indicateur FBI correspondant par exemple à des données en période de reproduction). De plus, les jardins s'ancrent dans le domaine peu exploré qu'est l'espace privé (De Coster et al., 2015) qui s'intègre à la matrice du paysage (Cannon, 1999).

Il ne faut pas considérer uniquement le paysage attenant au jardin mais aussi les réponses des espèces à certains paramètres inhérents à l'hiver : météorologie, afflux de migrateurs, présences de mangeoires. Outre la nourriture et le paysage alentours, les caractéristiques du jardin (composition floristique par exemple) peuvent influer sur les espèces et leurs assemblages (Chamberlain et al., 2004; Daniels and Kirkpatrick, 2006). Les conditions météorologiques journalières, et de l'hiver dans son ensemble, peuvent affecter les comportements. Le froid soumet les oiseaux à un stress métabolique (Bonter et al., 2013; Zuckerberg et al., 2011) : certaines espèces d'oiseaux vont davantage visiter les mangeoires pour répondre aux besoins énergétiques, d'autres non (Figure 5 ; Bonter et al., 2013). Ces patterns sont importants pour interpréter les variations d'abondance d'un hiver à l'autre. Entre années, il peut également y avoir des variations dues à des facteurs non liés aux conditions hivernales : meilleure reproduction ou afflux de migrateurs. Ce fut par exemple le cas en 2012 avec les Mésanges bleues (*Cyanistes caeruleus*), comme en témoigne la quantité de Mésanges bleues dénombrées à Nabben dans la péninsule de Falsterbo au Pays Bas (endroit considéré comme un passage point chaud (hotspot) de suivi de migration postnuptiale en Europe) (Kjellén, 2012, voir aussi cette vidéographie impressionnante du comptage des mésanges sur le site de Nabben www.youtube.com/watch?v=XZb5GBWo74Q) qui fut ensuite retrouvée en France, comme en témoigne les synthèses de comptages d'oiseaux migrateurs sur certains sites français bien suivis (les Conches, Gruissan-Narbonne ou le Fort de la Revère : Migraction, 2017). Et pour cela il faut **comprendre ce qui explique les variations dans les patterns d'abondance des oiseaux d'une année à l'autre.**

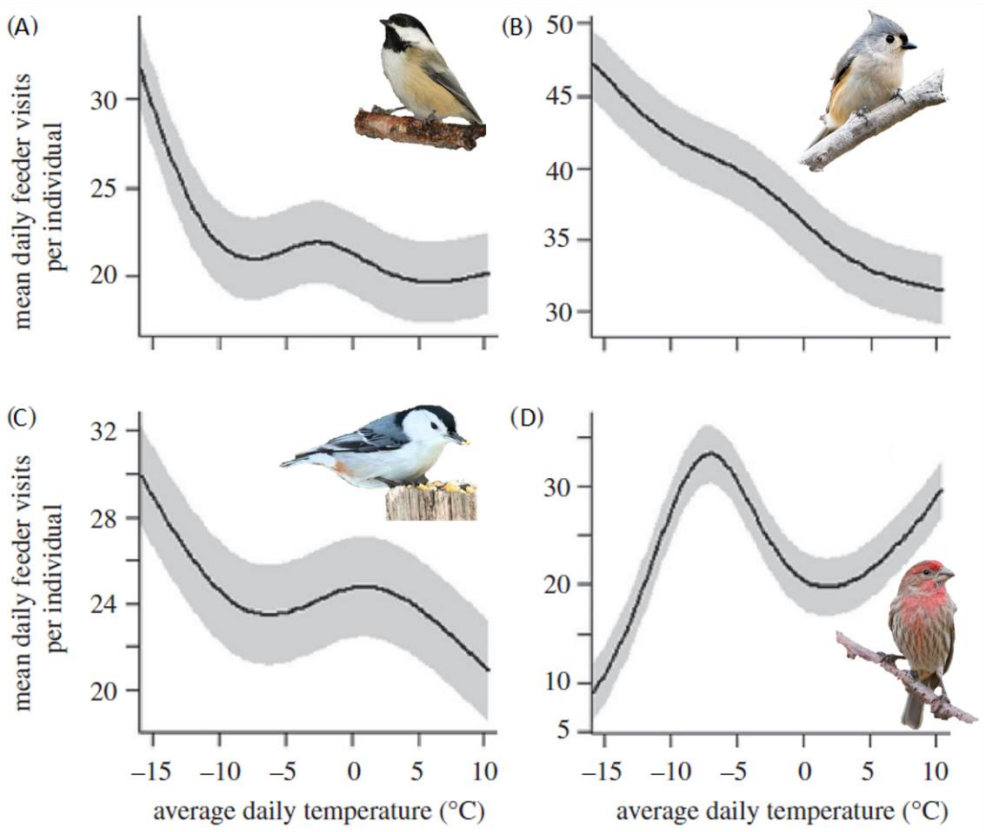


FIGURE 5 : PRÉDICTION DU TAUX DE VISITE MOYEN À LA MANGEOIRE PAR INDIVIDU EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE (°C) SELON DES MODÈLES ADDITIFS GÉNÉRALISÉS MIXTES (GAMM). TROIS DES QUATRE ESPÈCES VIENNENT PLUS SOUVENT AUX MANGEOIRES QUAND IL FAIT PLUS FROID. (**A**) MÉSANGE À TÊTE NOIRE (*POECILE ATRICAPILLUS*) ; (**B**) MÉSANGE BICOLORE (*BAEOLOPHUS BICOLOR*) ; (**C**) SITELLE À POITRINE BLANCHE (*SITTA CAROLINENSIS*) ; (**D**) ROSELIN FAMILIER (*HAEMORHOUS MEXICANUS*) (D'APRÈS BONTER ET AL., 2013)

7. Pression supplémentaire : le braconnage

Au-delà des pressions liées aux changements agricoles, d'autres pressions vont agir en synergie, comme le braconnage, considéré comme l'une des menaces majeures pesant sur la biodiversité à l'échelle du globe (Gavin et al., 2010). Bien que le braconnage de passereaux en Europe soit reconnu pour être impliqué dans le déclin de nombreuses espèces (Vickery et al., 2014), ces pratiques restent relativement peu étudiées. La question est souvent taboue, peu ou mal exposée au grand public, ou encore tolérée sous couvert de traditions et d'enjeux économiques (Murgui, 2014). Pourtant, ce sont ainsi des dizaines de milliers de petits passereaux qui sont prélevés chaque année en Europe, essentiellement autour du bassin méditerranéen (Barca et al., 2016; Brochet et al., 2016; McCulloch et al., 1992). Ce braconnage est retrouvé dans de nombreux pays (Chypre, Égypte, Espagne, Grèce, Italie, Malte) (BirdLife International, 2015) mais la France est identifiée comme le septième pays du pourtour méditerranéen avec le plus de braconnage (Brochet et al., 2016) (Figure 6). Pourtant, la majorité

des passereaux sont des espèces protégées : l'article L.415-3 du code de l'environnement punit de deux ans d'emprisonnement et de 150 000€ d'amende le fait de porter atteinte à des espèces protégées (LegiFrance).

Les passereaux sont braconnés pour être mis en cage (animal de compagnie) ou mangés (Brochet et al., 2016; Butchart, 2008; Fairbrass et al., 2016). Certains passereaux sont ainsi consommés comme des « mets fins » : l'un des exemple les plus connus en France est sûrement celui du Bruant ortolan (*Emberiza hortulana*) dans les Landes (Claessens, 1992; Hopkins, 2012; Shrubb, 2013) qui était très apprécié de François Mitterrand et dont de nombreux chefs cuisiniers ont demandé le retour à leur carte (Benamou, 1997). Un autre exemple méditerranéen est celui de ce plat composé de passereaux appelés « *ambelopoulia* » à Chypre (BirdLife Cyprus, 2010; Hopkins, 2012). Les exemples de braconnage en France sont nombreux mais retrouvés uniquement à de petites échelles locales avec très peu de références officielles pour étayer ces propos (présence vaste dans les médias, quelques rapports de la *Ligue de Protection des Oiseaux ;* LPO, 2017). Notamment, le cas du Bruant ortolan dans les Landes (Menz and Arlettaz, 2012) fait chaque année beaucoup de bruit et est certainement l'un des plus médiatisés (« l'homme en slip à la pelle » ayant fait le tour des médias : LPO, Le Parisien, RTL, La Croix…). Il existe aussi des cas historiques mais abolis comme la chasse printanière des Pigeons ramiers au col de l'Escrinet et des Tourterelles des bois dans le Médoc, alors que la chasse aux Pinsons perdure dans le Sud-Ouest (sources d'information rares : médias ; LPO, 2017; Migraction, 2017).

La mise en évidence de zones où ces activités se déroulent se fait surtout par des ouïes dires ou bien grâce aux rapports d'organismes comme la *Ligue de Protection des Oiseau* (LPO), l'*Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage* (ONCFS) ou l'*Office National des Forêts* (ONF). Il n'existe pas d'outil clair et non biaisé qui reflèteraient la présence de ces pratiques et permettrait leur suivi. Nous pouvons donc supposer que les populations d'oiseaux présentes dans les jardins pourraient refléter ce qui se passe dans le paysage alentour (Chamberlain et al., 2005; Soykan et al., 2016), et que **le suivi des populations d'oiseaux dans ces jardins pourrait être un moyen de mettre en évidence les lieux privilégiés de ces prélèvements illégaux, si toutefois ils impactent les effectifs hivernants des espèces concernées.**

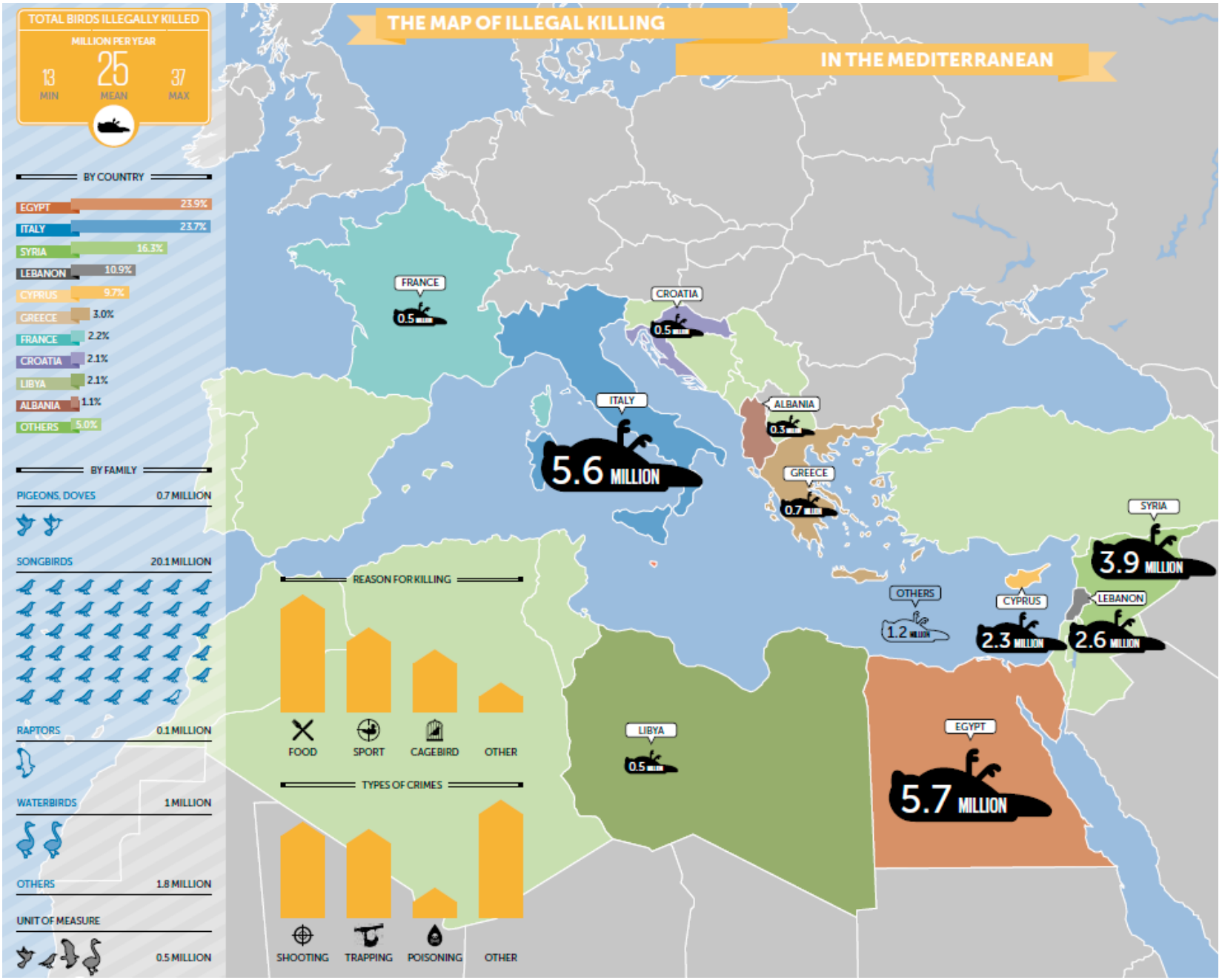


FIGURE 6 : CARTOGRAPHIE DE L'ESTIMATION DU BRACONNAGE DES OISEAUX AUTOUR DU BASSIN MÉDITERRANÉEN (D'APRÈS UNE FIGURE DE BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015; BROCHET ET AL., 2016)

B. Les sciences participatives : Vigie Plume

1. Les observatoires de biodiversité : des outils d'exception

Nous évoquions précédemment l'importance d'avoir des suivis à larges échelles spatiales et temporelles, et concernant de nombreuses espèces, pour comprendre les impacts des changements globaux (Balmford et al., 2005). De tels suivis nécessitent une grande quantité de données (Bonney et al., 2009), impossible à obtenir par un chercheur seul, tant en termes de finances que de temps (Greenwood, 2007; Levrel et al., 2010). Les oiseaux fascinent l'homme, que ce soit les ornithologues ou le grand public, contrairement à beaucoup d'autres taxons moins charismatiques (Schmeller et al., 2009). Ainsi, la collecte de données de suivis sur les oiseaux existe depuis plusieurs siècles (Greenwood, 2007), quand la recherche était encore un passe-temps auquel on s'adonnait en amateur (Silvertown, 2009). Aujourd'hui, les programmes qui incitent les amateurs à collecter des données, opportunistes ou dans le cadre de protocoles, peuvent être qualifiés de « sciences participatives ».

Depuis quelques dizaines d'années, ces sciences participatives sont en plein essor (Kullenberg and Kasperowski, 2016) et constituent un terrain de recherche à part entière (Jordan et al., 2015). Les sciences participatives sont définies comme des **programmes qui mobilisent la collaboration du public dans le cadre d'une démarche scientifique** (Bonney et al., 2009; Shirk et al., 2012). Cela va plus loin que la simple récolte de données; les volontaires participent parfois comme les professionnels à l'ensemble de la démarche scientifique, de la recherche de financements à la rédaction d'articles, comme c'est le cas en astronomie (Bohannon, 2007) ou en systématique (Fontaine et al., 2012). Ces programmes couvrent différents domaines, de la microbiologie à l'astronomie. Par exemple, les programmes participatifs *Phylo* et *FoldIt* correspondent à des jeux vidéo expérimentaux sous forme de puzzles : avec *Phylo* les utilisateurs associent ensemble des séquences génomiques selon des formes et couleurs permettant des comparaisons génomiques (Kawrykow et al., 2012), tandis qu'avec *FoldIt* les utilisateurs s'amusent à déplier et replier des protéines, ce qui permet de comprendre les structures microbiologiques des protéases et aide à la recherche biomédicale (Khatib et al., 2011). Le projet *OPAL* (pour Open Air Laboratories) permet le suivi du sol et des vers de terre de manière simple et ludique via l'impression d'une fiche d'identification à l'aide de matériel du quotidien (moutarde, vinaigre, règle…) (Davies et al., 2011). Autre exemple, *Galaxy Zoo* permet la classification de milliers de galaxie par la comparaison de clichés photographiques par les observateurs et aide à comprendre l'évolution et la création des étoiles (Schawinski et al., 2014). Par ailleurs, les programmes de sciences participatives ont connu une

expansion notable dans le domaine du suivi de la biodiversité ordinaire : la mobilisation du public permet une large couverture spatiale et temporelle (Bonney et al., 2009). Les jeux de données permettent d'évaluer des facteurs corrélés dans l'espace (grâce à la forte dispersion des points d'échantillonnage) (Couvet et al., 2008) ou dans le temps (par des suivis répétés, voire réguliers) et ainsi de comparer et mieux comprendre les mécanismes derrière les réponses des espèces (Devictor et al., 2010; Dickinson et al., 2010). Différentes échelles de biodiversité sont ainsi considérées : de la génétique à la structure des écosystèmes, en passant par l'étude des populations (distribution, abondance, structure d'âge et classe), de leurs traits (phénologie, masse, dispersion, migration), et des communautés (diversités taxonomique et d'interactions) (Chandler et al., 2017; Devictor et al., 2010; Jiguet et al., 2012) ; parmi les multiples exemple, citons le suivi de migration des baleines (Bruce et al., 2014) ou des phénologies de floraison (Gonsamo et al., 2013).

Les programmes de sciences participatives sur la biodiversité les plus nombreux et productifs sont ceux portant sur l'**avifaune**, les lépidoptères, les arbres/plantes (Chandler et al., 2017; Devictor et al., 2010) ; bien que d'autres taxons soient très bien suivis mais à une échelle spatiale plus restreinte (champignons, amphibiens, reptiles, coraux…) (Amano et al., 2016). Les programmes participatifs utilisant des données oiseaux sont régulièrement mis en avant comme un exemple réussi de l'association possible entre science, public et conservation (Greenwood, 2007). Une illustration du poids des suivis d'avifaune est le programme *Christmas Bird Count* (CBC) de la *National Audubon Society* aux États-Unis, qui est l'un des plus vieux programmes de ce type, existant depuis les années 1900 (Dickinson et al., 2010). Un autre exemple de sciences participatives sur les oiseaux est celui des projets encadrés par le *Cornell Lab of Ornithology* (CLO) en Amérique du Nord (Kullenberg and Kasperowski, 2016) : le CLO existe depuis 1915 et a mis en place six programmes différents. Chacun de ces projets vise à répondre à des questions précises, touchant à un ensemble varié de sujets (Bonney et al., 2009). Pour ne citer que quelques exemples, *eBird* (maintenant étendu au monde entier) permet de faire des listes de présence/absence/abondance de toutes les espèces contactées, quelle que soit la saison ; *Project FeederWatch* (PFW) est un suivi hivernal des oiseaux à la mangeoire, *NestWatch* est un suivi du succès reproducteur. Les projets du CLO ont une réussite impressionnante : au moins 150 papiers scientifiques publiés depuis 1997, plus de 300 000 suivis au nid depuis 1997 (*NestWatch*), plus de 7.5 millions d'oiseaux observés chaque mois à l'échelle du globe (*eBird*) (voir www.birds.cornell.edu). Ces projets ont aussi une grande couverture spatiale et temporelle, et servent d'exemples pour de nouveaux projets (Allen et al., 2014; Bonney et al., 2016a). Les données de sciences participatives sur les oiseaux ont permis d'étudier les routes et haltes de migration (Greenwood, 2007), les phénologies de migration (Arab et al., 2016; Zuckerberg et al., 2015), le changement des communautés en réponse au changement climatique

(Princé and Benjamin Zuckerberg, 2015), les interactions entre espèces (par exemple, compétition entre passereaux (Cooper et al., 2007), espèces invasives : (Bonter et al., 2010; Galbraith et al., 2015), les réponses aux politiques agricoles (Princé and Jiguet, 2013).

De plus, les programmes de sciences participatives permettent d'aider à la mise en place d'outils d'évaluation et conservation de la biodiversité (Danielsen et al., 2014; Levrel et al., 2010); le *Farmland Bird Index* (FBI) , indicateur officiel de la Communauté Européenne pour la biodiversité en milieu agricole, doit son existence à ce type de données (Gregory et al., 2005). En démystifiant la recherche auprès du grand public (Bonney et al., 2016b), les sciences participatives permettent de sensibiliser le public aux changements anthropiques voire même de l'engager dans la conservation de la biodiversité (Boakes et al., 2016; Brossard et al., 2005; McKinley et al., 2016). Impliquer les gens dès la collecte des données permet de participer activement à une réelle sensibilisation du public (Peters et al., 2017).

ENCART 1 : LA BONNE RÉUSSITE D'UN PROGRAMME DE SCIENCE PARTICIPATIVE AUTOUR DE CINQ PARAMÈTRES CLÉS

D'après diverses études, les composants de la réussite d'un programme de science participative en lien avec le suivi de la biodiversité sont groupés en cinq paramètres clés (Bonney et al., 2009; Devictor et al., 2010).

- **Établir des buts clairs – choix des questions scientifiques sous-jacentes :** trois questions sont impératives avant de débuter un programme de sciences participatives dans le cadre des suivis de la biodiversité : 1) Pourquoi réaliser un suivi ? 2) Que veut-on suivre ? 3) Comment le faire ? (Yoccoz et al., 2001). Généralement, le but est souvent soit d'établir l'état du système, soit de comprendre comment le système répond aux changements (changement climatique, intensification agricole, urbanisation, politiques de gestion) (Allen et al., 2014). Ces questions vont conditionner la conception du protocole et du plan d'échantillonnage.

- **Identifier et recruter le public visé** : Quel type de volontaires permet de répondre aux questions posées ? Selon les questions auxquelles on souhaite répondre, il faut définir en amont la quantité, localité et qualité des données nécessaires qui permettent de cibler le public. Par exemple, pour étudier un pattern à large échelle spatiale, l'intervention du grand public peut être nécessaire pour couvrir la plus large échelle possible ; si l'on désire des données précises il pourra être à l'inverse nécessaire de faire intervenir uniquement un public spécialisé et compétent (par exemple, baguage des oiseaux). Une fois le public ciblé, il faut le recruter : au cours d'évènements (fête de la nature, fête de la science), via les médias grands public, via des magazines spécialisés, par emails (ex : membres d'association naturalistes, telles la *Ligue de Protection des Oiseaux*), faire de la publicité sur d'autres portails naturalistes, réaliser des présentations dans les musées, auprès d'organismes en lien avec la nature, les zoos (Ballard et al., 2017). Pour les données oiseaux, le *Cornell Lab of Ornithology* fait par exemple de la publicité dans les magasins revendeurs de graines (Bonney et al., 2009).

- **Clarté des méthodes, des objectifs et de la collecte des données** : le public a tendance à participer plus quand c'est facile (Boakes et al., 2016), ludique ou que le programme concerne des espèces attrayantes. Selon les données à récolter et le public visé, il faudra probablement former les participants (selon la qualité de données attendues) aux moyens de différents outils : tutoriels vidéographies, planches d'identifications, présentations orales, animations sur des stands, stage de formation (Allen et al., 2014). Certains objectifs seront plus faciles, tels que suivre des abondances ou des distributions d'espèces, tandis que d'autres le seront un peu moins, tels qu'observer des interactions particulières (comportement, compétition…) ou des détails démographiques (survie via marquage/capture/recapture des individus…) (Chandler et

al., 2017). Il faut aussi que la collecte et la transmission soient efficaces, les observateurs ne veulent pas perdre du temps à transmettre leurs données.

- **Protocole et plan d'échantillonnage** : le protocole se construit de manière à avoir une qualité suffisante pour pouvoir exploiter les données récoltées ; ce qui signifie qu'il faut soit une standardisation stricte en amont, soit une standardisation moins forte mais en prenant soin de récupérer les informations nécessaires à leur standardisation ultérieure (Devictor et al., 2010). Par exemple si un protocole n'impose pas une durée d'observation, il faut penser à demander aux observateurs de reporter cette durée. Si des informations externes comme les conditions météorologiques ou l'usage des sols peuvent jouer sur les données récoltées, il faut penser à un moyen de les obtenir. Si beaucoup de volontaires sont impliqués, il faut faire attention : l'échantillonnage peut ne pas être équilibré ou ne pas être aléatoire, avec des biais spatiaux ou temporels suivant les préférences des observateurs (Boakes et al., 2016). Il faut comprendre et incorporer ces biais en amont, ou les prendre en compte dans les analyses ultérieures (effort d'observation) ; un protocole mal structuré pouvant mener à l'absence de résultats exploitables (Kamp et al., 2016). Certains programmes peuvent également impliquer du personnel pour valider les données récoltées (Bonney et al., 2009), les gérer et coordonner le programme (Tulloch et al., 2013).

- **Retours aux observateurs - durabilité et fidélisation :** il faut que les participants comprennent à quoi servent leurs données : c'est un échange entre scientifiques et public qui doit bénéficier aux deux partis (Shirk et al., 2012). Cela peut se faire avec des newsletters et annonces régulières, au moyen de graphiques simples ou de cartes, directement accessibles sur un site internet attractif (Bonney et al., 2009). La fidélisation peut également se faire en créant une communauté de participants : entre observateurs et entre observateurs et scientifiques, et donc par une animation de ce réseau. Cette fidélisation est importante car la plupart des observateurs ne participent que ponctuellement (une seule fois) (Boakes et al., 2016). Cela passe également par la valorisation des résultats avec le partage des publications scientifiques ou leur vulgarisation pour un large public, par des enseignements (Tulloch et al., 2013).

2. Suivre la biodiversité ordinaire en France avec les observatoires de *Vigie Nature* ; de l'intérêt du programme *Oiseaux des Jardins*

En France, il existe de nombreux jeux de données participatifs sur la biodiversité, la plupart encadrés par le *Muséum National d'Histoire Naturelle* et regroupés sous le label « *Vigie Nature* ». Bien que les programmes participatifs puissent se focaliser sur le suivi d'espèces rares ou menacés, plus nombreux sont ceux qui se basent sur le suivi de la nature ordinaire, et c'est le cas avec les programmes de *Vigie Nature*. La nature ordinaire représente la biodiversité que chacun peut rencontrer, mais aussi car les espèces communes sont indicatrices des changements globaux (Gaston and Fuller, 2008).

L'ensemble des projets participatifs de *Vigie Nature* concernant les oiseaux sont regroupés sous le terme « *Vigie Plume* ». Ils comportent notamment le *Suivi Temporel des Oiseaux Communs* (STOC) dit STOC-EPS (suivis par points d'écoutes) et le *Suivi Hivernal des Oiseaux Communs* dit SHOC. Ces deux programmes sont à destination d'observateurs volontaires qualifiés (Jiguet et al., 2012). Le STOC-EPS est le pendant français des « *Breeding Bird Survey* » que l'on retrouve un peu partout en Europe et en Amérique du Nord (permettant notamment de créer l'indicateur FBI évoqué en partie A). Le programme *Oiseaux des Jardins* (ODJ) s'adresse quant à lui à des bénévoles plus novices. C'est sur deux de ces protocoles (STOC-EPS et ODJ) que s'appuient les travaux présentés ici. Cette thèse a donc également pour objectif de vérifier le potentiel du jeune observatoire ODJ et d'en valoriser les données auprès de ses observateurs et du grand public, en répondant à des questions scientifiques d'intérêts.

Bien que les suivis participatifs d'oiseaux dans les jardins en hiver soient déjà largement exploités, permettant de mettre en avant des changements d'abondance et de distributions d'oiseaux, ils sont se retrouvent principalement en Amérique du Nord et en Grande Bretagne. En Amérique du Nord, le *Project FeederWatch* a permis de révéler un déclin du Gros-bec errant (*Coccothraustes vespertinus*) entre 1988 et 2006 (Bonter and Harvey, 2008) ou de montrer un déplacement des communautés en réponse au réchauffement climatique (Princé and Benjamin Zuckerberg, 2015). Le *Project FeederWatch* ou les projets de la *British Trust for Ornithology* reposent sur de longs suivis, aux résultats cohérents avec d'autres programmes (comparaison avec les programmes de *Breeding Bird Survey*), et ils ne sont plus remis en question.

Oiseaux Des Jardins est un programme récent qui se démarque des autres suivis oiseaux en France. En effet, il s'ancre dans domaine privé (Cannon et al., 2005; De Coster et al., 2015). Comme dit plus haut, nourrir les oiseaux en hiver a des impacts sur les communautés, mais sans accès à ce qui se passe dans les jardins il est compliqué de mesurer l'ampleur du phénomène (Cannon, 1999). *Oiseaux des Jardins* ouvre ainsi une porte sur des perspectives de recherches

nouvelles (Cerra and Crain, 2016; Crain et al., 2014) (par exemple les jardins peuvent-ils apporter des ressources alimentaires de substitution ? (Chamberlain et al., 2007).

C. Objectifs de la thèse

L'objectif générale de cette thèse est donc d'étudier les patterns de visites des jardins par les oiseaux, en période hivernale, pour comprendre ce qui peut influer ces patterns au niveau spatial et temporel. Tout au long de ce travail, nous utiliserons uniquement des données dans des jardins qui distribuent de la nourriture (« graines des villes ») tandis que l'intensité du milieu agricole sera considérée pour tenir compte de la disponibilité en ressources naturelles du paysage autour du jardin (« graines des champs »). Pour répondre à notre objectif général, cette thèse s'organisera autour de trois grandes questions.

- **Existe-t-il des différences dans les patterns d'arrivées des oiseaux dans les jardins qui distribuent de la nourriture selon l'intensité de production du milieu adjacent ?**

Il s'agit ici de voir si les oiseaux viennent plus ou moins tôt dans les jardins au cours de l'hiver, en fonction de l'intensité de l'agriculture alentours. Nous nous attendons à ce que les oiseaux viennent davantage dans les jardins au fur et à mesure de l'hiver : ce pattern traduirait la déplétion progressive naturelle du paysage en graines. Nous faisons l'hypothèse que l'intensité agricole va modifier ce pattern : plus un milieu agricole est intensif, moins il devrait être riche en graines ; et donc les oiseaux devraient venir plus tôt dans les jardins quand le milieu agricole est intensif. Enfin, on ne s'attend pas à ce que les oiseaux répondent de la même façon à l'intensité agricole selon leur dépendance aux milieux agricoles : les oiseaux qui en dépendent le plus ne devraient venir dans les jardins que quand le milieu est intensif afin de chercher une ressource alimentaire de substitution. La date de l'hiver, l'intensité du milieu agricole et le degré de dépendance des espèces à ce milieu devraient présenter des interactions.

- **Les suivis des oiseaux dans les jardins permettent-ils de mettre en évidence des variations interannuelles d'abondance ?**

Il s'agit ici de mesurer les variations d'abondance d'oiseaux entre hivers, tout en contrôlant ces variations avec l'intensité du milieu agricole avoisinant, et de comprendre à quoi sont dues ces variations. On s'attend à ce que les variations soient différentes d'une espèce à l'autre, et qu'elles soient liées aux conditions météorologiques de chaque hiver. À partir des variations interannuelles d'abondance hivernale, nous faisons l'hypothèse que nous devrions retrouver le déclin mesuré au printemps pour certaines espèces granivores.

- **Peut-on mettre en évidence des patterns spatiaux de variations d'oiseaux ?**

Il s'agit ici de comparer les tendances d'abondances en fonction des régions et des espèces. On fait l'hypothèse que les zones de déficit pourraient correspondre à des régions où le braconnage est pratiqué de manière importante.

Après un point méthodologique (partie D de l'introduction), ces trois axes seront abordés dans trois chapitres successifs. Les résultats obtenus seront ensuite discutés. Enfin, nous conclurons sur les possibilités offertes par le nouveau programme de science participative *Oiseaux des Jardins*, cette thèse constituant le premier travail d'exploitation en profondeur des données récoltées.

D. Méthodologie générale

1. Oiseaux des jardins – sélection et exploitation des données

Le programme de science participative *Oiseaux Des Jardins* est coordonné conjointement par *Vigie Nature* (*Muséum National d'Histoire Naturelle*) et la *Ligue de Protection des Oiseaux* (LPO). Ce programme est basé sur un protocole simple et peu contraignant, comme c'est le cas pour d'autres études similaires (Hochachka et al., 2012).

Cet observatoire s'appuie sur un site internet (www.oiseauxdesjardins.fr) qui propose entre autres : une Foire aux Questions, des fiches détaillées (sur les espèces, la participation…), des documents d'aide à la saisie et à l'identification ainsi que des articles informatifs et pédagogiques réguliers.

a) Le lieu de comptage : le « jardin »

Pour créer un compte sur le site de l'observatoire, il faut fournir des informations personnelles simples (nom, prénom, année de naissance…) puis d'autres relatives à la localisation du jardin (position exacte, département, commune). Toutes les autres informations sont optionnelles :

- Type (privatif, public, balcon), environnement général (urbain, péri-urbain, campagne), surface sur laquelle l'observateur réalisera ses observations, distances aux zones rurales les plus proches (bois, prairie, champ cultivé),
- Composition et gestion du jardin : il s'agit d'une liste fermée comprenant par exemple parterres fleuris, haies, arbres fruitiers, produits utilisés : engrais, insecticides, herbicides, fongicides, granulés anti-limaces, bouillie bordelaise,
- Nourriture distribuée, nichoirs,
- Présence d'animaux domestiques

L'observateur peut ne pas tout renseigner (seule la localisation du jardin est obligatoire). Les observateurs ne modifient que rarement ces informations générales. S'ils le font, les nouvelles informations écrasent automatiquement les anciennes informations. Il n'y a donc pas d'historique de description du jardin, ni pour la nourriture distribuée : c'est un défaut dans la conception de la base et nous avons dû faire avec.

Pour la **nourriture distribuée**, plusieurs informations sont demandées. Combien y a-t-il de distributeurs de nourriture ? Combien de mangeoires de type plateau ? Combien d'un type autre que plateau ? La quantité de nourriture distribuée par an est également demandée : quantité de graines de tournesol/quantité de mélange multigraines en kilogrammes selon des classes, quantité de pain/boule de graisse en chiffre, quantité d'autres types de nourriture en classes. D'une année à l'autre les observateurs sont peu susceptibles de mettre la même quantité de nourriture dans le jardin, puisque cela dépendra de la quantité consommée (souvent dépendante de l'hiver et de sa rigueur). Notons aussi que le comportement des observateurs peut être modifié par la participation au programme. De nouveau, rappelons que peu d'observateurs (voir quasiment aucun) ne modifient ces informations et s'ils le font, l'historique est perdu. Pour ces raisons, **nous avons résumé l'information de distribution de nourriture en l'information binaire « oui/non »**.

Début Novembre 2017, plus de 31 000 jardins répartis dans toute la France ont été créés dans la base de données, dont la distribution géographique est présentée (Figure 7).

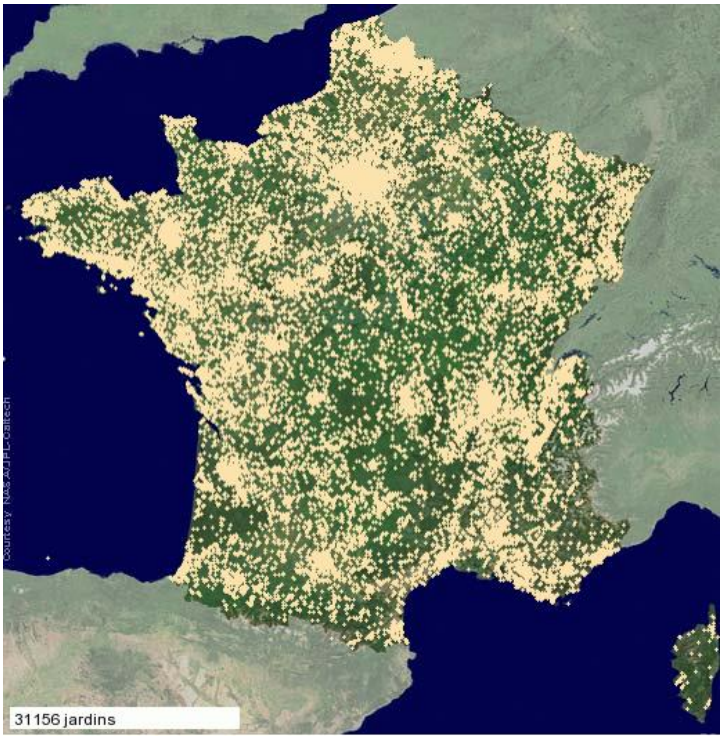


FIGURE 7 : DISTRIBUTION DES 31 156 JARDINS CRÉÉS DE LA BASE DE DONNÉES *OISEAUX DES JARDINS* ENTRE LE COMMENCEMENT AU PRINTEMPS 2012 ET DÉBUT NOVEMBRE 2018 (D'APRÈS WWW.OISEAUXDESJARDINS.FR, DÉBUT NOVEMBRE 2017).

b) Les espèces considérées

Pour chaque session d'observation, les informations demandées sont la date, l'heure et la durée. Une liste des espèces les plus communes est fournie avec des dessins de chaque oiseau, ainsi qu'une case à remplir avec le nombre d'individus comptés. L'observateur a accès à une description de l'espèce et de ses préférences alimentaires et d'habitats, sa période de présence, son comportement, son chant et sa reproduction. Les espèces qui peuvent être source de confusion sont présentées. Par exemple, pour l'Accenteur mouchet (*Prunella modularis*), on peut lire que cet oiseau « rappelle le Moineau domestique mais le bec de l'Accenteur mouchet est fin, sa tête est grise et il n'est ni grégaire ni téméraire, restant le plus souvent au sol près d'une haie ou d'un buisson où il se cache rapidement quand il est dérangé ». Les espèces sont d'ailleurs classées en deux groupes :

- Espèces très communes (20 vignettes) : Troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), Accenteur mouchet (*Prunella modularis*), Rougegorge familier (*Erithacus rubecula*), Moineau domestique (*Passer domesticus*), Verdier d'Europe (*Chloris chloris*), Tarin des aulnes (*Spinus spinus*), Chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), Pinson des arbres (*Fringilla montifringilla*), Mésange charbonnière (*Parus major*), Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), Sitelle torchepot (*Sitta europaea*), Hirondelle rustique (*Hirundo rustica*), Grive musicienne (*Turdus philomelos*), Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), Merle noir (*Turdus merula*), Corneille noire (*Corvus corone*), Pigeon biset domestique (*Columba livia*), Pigeon ramier (*Columba palumbus*), Tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*) et Pie bavarde (*Pica pica*).
- Espèces moins communes (32 vignettes) : Pouillot véloce (*Phylloscopus collybita*), Roitelet huppé (*Regulus regulus*), Gobemouche gris (*Muscicapa striata*), Bergeronnette grise (*Motacilla alba*), Mésange nonnette (*Poecile palustris*), Mésange noire (*Periparus ater*), Mésange huppée (*Lophophanes cristatus*), Mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), Fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*), Rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*), Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*), Moineau friquet (*Passer montanus*), Grive mauvis (*Turdus iliacus*), Grive draine (*Turdus viscivorus*), Serin cini (*Serinus serinus*), Bruant jaune (*Emberiza citrinella*), Bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*), Linotte mélodieuse (*Linaria cannabina*), Pinson du Nord (*Fringilla montifringilla*), Bruant zizi (*Emberiza cirlus*), Grosbec casse-noyaux (*Coccothraustes coccothraustes*), Pic vert (*Picus viridis*), Pic épeiche (*Dendrocopos major*), Pic épeichette (*Dryobates minor*), Grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*), Hirondelle de fenêtre (*Delichon urbicum*), Martinet noir (*Apus apus*), Choucas des tours (*Corvus*

monedula), Huppe fasciée (*Upupa epops*), Geai des chênes (*Garrulus glandarius*), Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*) et Perruche à collier (*Psittacula krameri*).

En tout, 52 espèces sont ainsi proposées. Les vignettes sont ordonnées sur le site de manière à ce que les oiseaux qui se ressemblent soient côte à côte. Les espèces qui ne sont pas sur la liste ne peuvent pas être entrées directement : il faut que l'observateur entre d'abord ses observations des espèces communes, puis clique de nouveau sur sa session d'observation sur « Ajouter une espèce ». De la même manière, l'observateur peut accompagner ses données de commentaires ou de photographies.

FIGURE 8 : FICHE D'AIDE AU COMPTAGE DE L'OBSERVATOIRE DES *OISEAUX DES JARDINS*. LES POINTS ROUGES INDIQUENT LES ESPÈCES PRÉSENTES UNIQUEMENT EN PÉRIODE ESTIVALE, LES BLEUS EN PÉRIODE HIVERNALE. (D'APRÈS WWW.OISEAUXDESJARDINS.FR)

Différentes aides sont mises à disposition des observateurs. La Figure 8 correspond à une miniature de la fiche d'aide au comptage de l'observatoire, représentant les 52 espèces principales. Des fiches par espèce, plus détaillées, sont également disponibles sur le site internet. Une galerie de photographies est également à disposition, avec les photographies postées par les observateurs. Si un participant a un doute sur l'espèce vue dans son jardin, il peut le signaler

au moment de rentrer ses données et est fortement invité à soumettre une photographie de l'oiseau. Une foire aux questions tente de répondre aux principales interrogations des observateurs, et une personne de la LPO coordonne l'observatoire et répond aux questions.

En outre, un **système de validation** existe et se décline en alertes et en validations « pures ». Quand le comptage d'une espèce rare est entré par l'observateur, son observation s'affiche en rouge avec la mention « rare ou peu répandu », ce qui invite l'invite à se remettre en question. Ce sera le cas pour les espèces qui ne sont pas dans la liste des 52 espèces présentées précédemment mais aussi pour certaines des espèces de cette liste qui sont parmi les moins communes, comme le Bruant jaune ou la Perruche à collier. Un système visuel de couleurs et d'icônes permet d'attirer l'attention de l'observateur sur les données qu'il a entré : en violet « espèce jamais encore observée en France », en rouge « espèce très rare », en corail « espèce rare » et en pourpre « espèce probablement échappée de captivité », en noir les « espèces peu communes/communes/très communes ». En plus de ces couleurs, des icônes apparaissent à côté des données entrées, alertant l'observateur pour des données sensibles ou peu probables : « nicheuse peu répandue », « hivernant peu répandu », « donnée à préciser par l'auteur », « espèce rare ou peu répandue ». Le système de validation est basé sur des validateurs volontaires, présents dans chaque association naturaliste qui reçoit localement les données « Oiseaux des Jardins ». Quand une espèce rare ou hors de sa zone de distribution est identifiée, ces personnes contactent les observateurs pour vérifier l'information. Toute donnée non validée ou non vérifiée est signalée sur le site et est automatiquement retirée de la base de données si l'observateur ne la retire pas. Ce système de validation rejoint ainsi le système de validation du *Project FeederWatch* Nord-Américain (Figure 9 ; Bonter and Cooper, 2012).

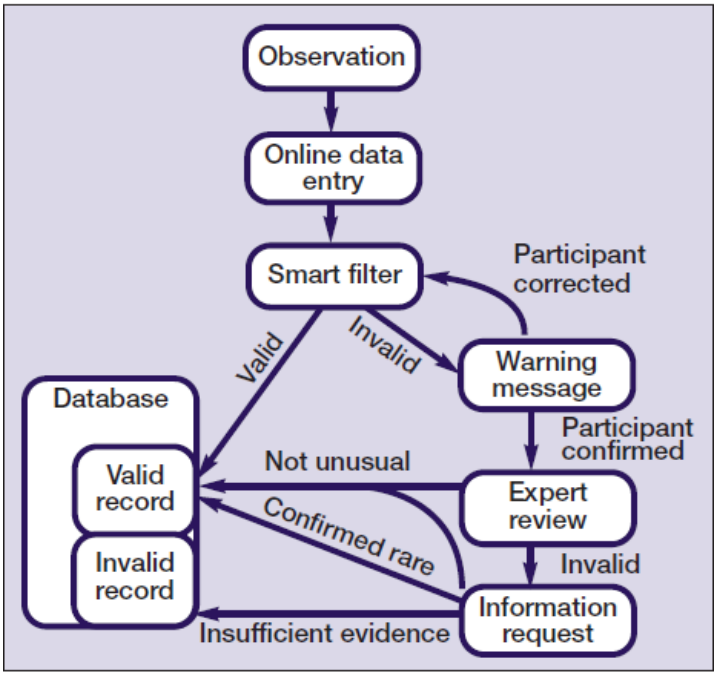


FIGURE 9 : SCHÉMA DU PROCESSUS D'ALERTES ET VALIDATIONS DU *PROJECT FEEDERWATCH* (D'APRÈS BONTER AND COOPER, 2012). LE PROCESSUS EST SENSIBLEMENT LE MÊME QUE CELUI DE *OISEAUX DES JARDINS*.

a) Les comptages : comment/quand/quoi compter ?

Le programme se décline en deux axes. Tout au long de l'année des comptages sont possibles, sans contraintes de temps d'observation ni de date. Ces comptages sont à différencier des deux Grands Weekends de Comptages Annuels qui sont à une date fixe et sur une durée d'observation limitée. Le *Grand Weekend de Comptage Hivernal* a lieu chaque année au cours du dernier weekend de Janvier, il permet une photographie en un point fixe de l'hiver, répété entre année, qui cible ainsi les oiseaux hivernants. Le *Grand Weekend de Comptage Printanier* qui prend place pendant le dernier weekend de Mai, qui cible les oiseaux nicheurs. Dans cette thèse, seules des données sur la période « hivernale » ont été considérées : le Grand Weekend de Comptage Annuel utilisé est celui de fin Janvier.

Ce programme de science participative a été créé volontairement de façon peu contraignante, afin d'attirer le maximum d'observateurs (Boakes et al., 2016). Ainsi, **la période d'observation est libre** : il n'y a pas de limite maximum de durée d'observation, ni de délai entre deux observations. Les participants peuvent observer quand ils le désirent et autant de temps qu'ils le veulent : « quand vous voulez, tous les jours, une fois par mois, même ponctuellement. L'Observatoire fonctionne tout au long de l'année » (www.oiseauxdesjardins.fr, rubrique « Participer : mode d'emploi »). Seules trois règles sont imposées : la durée minimum de l'observation est de cinq minutes ; l'observateur ne doit reporter que le **nombre maximum d'oiseaux observés en même temps** ; seuls les oiseaux posés dans le jardin de l'observateur sont à compter. La première règle permet d'éviter des comptages avec un biais vers les espèces rares : une personne qui observerait une espèce jamais vue dans son jardin aurait tendance à la reporter sur une minute, ou alors certains observateurs risqueraient de noter les oiseaux à chaque fois que l'un d'eux se pose. La seconde règle vise à éviter les doubles comptages. Par exemple, les mésanges se posent sur une mangeoire pour prendre une graine, mais vont la manger plus loin avant de revenir : ainsi, l'observateur qui noterait une addition de tous ces allers et venues ne noterait pas une abondance, mais son comptage témoignerait plutôt de l'activité des mésanges. La dernière règle permet d'éviter de compter des oiseaux qui ne font que survoler le jardin.

c) Sélection des données

Le but de ce paragraphe n'est pas de réexpliquer les sélections particulières de données pour chacun des chapitres (articles) de cette thèse, mais plutôt d'exposer les sélections en amont. Nous avons réalisé au cours de cette thèse différents types d'analyses, considérant soit

l'ensemble de l'hiver, soit uniquement le Grand Weekend de Comptage de fin Janvier. La sélection commence par différentes étapes réalisées sur les « jardins (sites) » eux-mêmes.

- Étape 0 : entre le commencement en avril 2012 et avril 2017, 29968 jardins furent créés.

- Étape 1 : la première sélection vise à ne garder que les jardins de France métropolitaine avec identifiant unique et ayant fourni les informations suivantes : caractère urbain/péri-urbain/rural ; surface de comptage ; distances aux bois/prairie/ champ cultivé les plus proches. Ainsi, 6146 jardins ont été exclus lors de cette étape, il en reste 23 822.

- Étape 2 : Sont ensuite exclus les jardins avec plusieurs informations données pour chaque catégorie renseignée : par exemple plusieurs catégories pour le type urbain/péri-urbain/rural ; 101 jardins sont exclus. L'information nourriture « présence/absence » est créée : 19548 jardins distribuent de la nourriture contre 4173 jardins qui n'en distribuent pas.

- Étape 3 : La « base de données jardins » est ensuite croisée avec la « base de données des observations », pour ne considérer que les jardins suivis pendant la période étudiée.

  - Ne sont conservées que les données récoltées après 8h30 et avant 17h30, pour avoir des observations effectuées dans de bonnes conditions de luminosité et lors de la période d'activité des oiseaux : l'activité est différente au moment du lever ou du coucher du soleil (Figure 10), en réponse au stress métabolique des oiseaux (Bonter et al., 2013) mais elle semble moins variable en cours de journée.
  - Pour les observations du **Grand Weekend de Comptage** nous ne gardons que les jardins qui respectent le protocole d'**une seule heure d'observation**. 7503 jardins ont participé au moins une fois au Grand Weekend de Comptage. Lorsque plusieurs comptages ont été effectués au cours du weekend, seul le premier est conservé pour l'analyse car plusieurs comptages peuvent modifier les capacités de détection d'oiseaux par l'observateur. 6797 des jardins conservés à cette étape distribuent de la nourriture contre 706 jardins qui n'en donnent pas. **Seuls les jardins qui distribuent de la nourriture sont conservés pour l'analyse** : 1) les jardins sans nourriture correspondent à moins de 10% du nombre total de jardins sélectionnés (même constat pour les données « cœur de l'hiver ») ; 2) les jardins sans nourriture ne sont pas distribués de manière équilibrée entre les différentes conditions de jardins (caractère urbain/péri-urbain/rural ; distance aux bois/prairie/champ cultivé…).

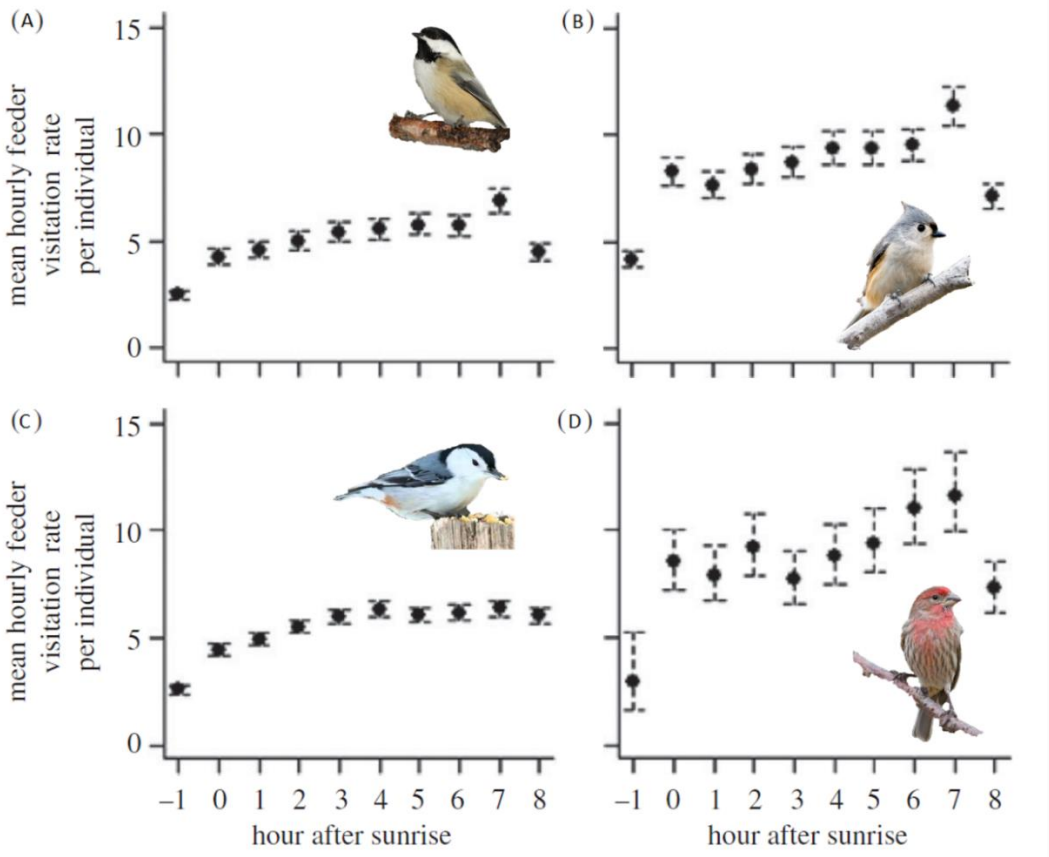


FIGURE 10 : PRÉDICTION DU TAUX DE VISITE MOYEN PAR HEURE À LA MANGEOIRE PAR INDIVIDU SELON UN MODÈLE LINÉAIRE GÉNÉRALISÉ MIXTE (GLMM). L'ACTIVITÉ DE NOURRISSAGE DES OISEAUX EST MESURÉE INDIVIDUELLEMENT PAR LES ALLERS ET RETOURS À LA MANGEOIRE (INDIVIDUS MARQUÉS). CETTE ACTIVITÉ AUGMENTE AU COURS DE LA JOURNÉE, AVEC UNE DIFFÉRENCE NETTE AVANT LE LEVER DU SOLEIL POUR TOUTES LES ESPÈCES ET UN DÉCLIN MARQUÉ D'ACTIVITÉ À L'APPROCHE DU COUCHER DU SOLEIL POUR TROIS DES QUATRE ESPÈCES (EN COURS DE JOURNÉE, LA VARIATION D'ACTIVITÉ EST MOINS FLAGRANTE (BIEN QUE CROISSANTE)). (**A**) MÉSANGE À TÊTE NOIRE (*POECILE ATRICAPILLUS*) ; (**B**) MÉSANGE BICOLORE (*BAEOLOPHUS BICOLOR*) ; (**E**) SITELLE À POITRINE BLANCHE (*SITTA CAROLINENSIS*) ; (**D**) ROSELIN FAMILIER (*HAEMORHOUS MEXICANUS*). (D'APRÈS BONTER ET AL., 2013)

- Étape 4 : Il est apparu que les règles de comptage, pourtant relativement « simples », n'étaient pas respectées. Constater la présence de plus de 100 oiseaux d'une espèce en une quinzaine de minutes ou en une heure est possible pour des espèces grégaires comme l'étourneau, mais pour certaines espèces ou effectifs, cela semble dû à une mauvaise compréhension du protocole (oiseaux comptés plusieurs fois) ou à des erreurs de saisies. Nous avons tenté d'identifier les observateurs fournissant ce type de données manifestement erronées pour les supprimer de l'analyse. Pour ce faire, 1) nous avons calculé pour chaque espèce des seuils de maximum d'abondance pour lesquels 99% des comptage étaient en deçà (dernier quantile). 2) Ce seuil est ensuite multiplié par deux, pour prendre en compte des abondances très importantes, possibles pour certaines espèces (coups de froids, prospection en bande…). 3) La pertinence du nouveau seuil a été validée par discussion avec les

encadrants de cette thèse. 4) Les observateurs dont les données de pic d'abondance étaient au-dessus de ce seuil ont été écartés. À la fin de cette étape, il ne nous reste que 6709 jardins pour le Grand Weekend de Comptage (Figure 11).

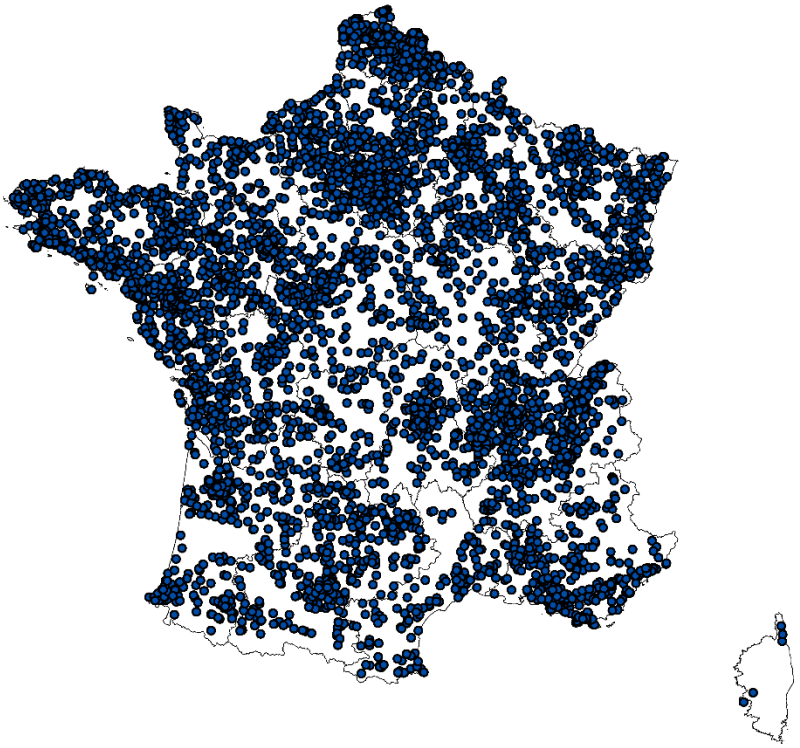


FIGURE 11 : DISTRIBUTION SPATIALE DES 6709 JARDINS SUIVIS AU MOINS UNE FOIS AU COURS DU GRAND WEEKEND DE COMPTAGE ANNUEL DE FIN JANVIER (DERNIER WEEKEND DE JANVIER) ENTRE 2013 ET 2017.

Pour les comptages hivernaux hors Grand Weekend de Comptage, d'autres étapes de sélections ont été réalisées :

- Étape 3bis : Lorsque les observateurs faisaient plusieurs comptages au sein de la même journée, nous avons donc additionné les durées d'observations pour créer une variable « durée d'observation journalière » à laquelle nous avons associé le pic d'abondance journalier de chaque espèce (maximum d'abondance entre chaque session). Ceci nous évitait de devoir choisir entre sessions, car certaines espèces ne sont vues qu'au cours d'une seule session.

- Étape 4bis : Il est possible que lorsqu'une espèce rare est observée, le participant crée une session uniquement pour celle-ci, afin de garder trace de l'observation. Pour éviter ce biais, seules les sessions de cinq minutes pendant lesquelles plus d'une espèce a été notée ont été conservées.

Dernières remarques méthodologiques : la plupart des observateurs participent peu et ne sont actifs qu'une seule fois (Boakes et al., 2016), et c'est effectivement ce que nous avons constaté ici. Nous choisissons donc de garder dans les données les personnes qui ne participent que ponctuellement. La quantité de données est telle que leur distribution spatiale, les milieux dans lesquels ils se trouvent et les données des jardins (sites), rendent possible de garder toutes ces données car il reste toujours un bon équilibre du plan d'échantillonnage. À titre d'information, les jardins comptant au moins deux années pour le Grand Weekend de Comptage de fin Janvier sont au nombre de 1185 (746 pour juste deux années, 264 pour trois années, 135 pour quatre années, 40 pour cinq années).

Les données de comptages (et jardins-sites associés) sont ensuite croisées avec les données d'intensité de production agricole.

2. Indicateurs oiseaux – hors données Oiseaux des Jardins

a) Dépendance des espèces au milieu agricole (indice FarmDep) : données STOC-EPS

En France, le STOC-EPS (pour Échantillonnages Ponctuels Simples) est un programme de **suivi national et standardisé** qui existe depuis le printemps 1989, mais qui fut complètement remodelé en 2001 (Jiguet et al., 2012). De nombreuses études ont été réalisées à partir de ces données : étude de l'homogénéisation biotique des communautés (Le Viol et al., 2012), des effets du changement climatique (Devictor et al., 2008b), des pratiques agricoles (Doxa et al., 2010; Dross et al., 2018), évaluation des politiques de gestions de la biodiversité (Chiron et al., 2013). Chaque observateur est un ornithologue **bénévole** (la plupart du temps) **qualifié**. Chaque printemps, l'observateur va se rendre sur un même site, choisi au hasard par tirage aléatoire dans un rayon de 10km autour d'une commune qu'il a choisie (Jiguet et al., 2012). Le tirage aléatoire permet une bonne représentativité des habitats disponibles. Chaque site est un carré de 2km sur 2km à l'intérieur duquel dix points d'écoute sont répartis par l'observateur de façon homogène, en respectant au maximum la proportion des milieux présents et l'équidistance entre points (points séparés d'au moins 300m les uns des autres). L'observateur visite donc tous les points deux fois par an : avant et après le 8 mai en respectant un intervalle entre passages de quatre à six semaines. Chaque passage doit être réalisé entre une et quatre heures après le lever du soleil. Lors de chaque visite, l'observateur note tous les oiseaux vus ou entendus pendant cinq minutes pour chacun des points. Il note également la distance (<25m, 25-100m, >100m, en vol) à laquelle il a vu ou entendu ces oiseaux. L'habitat de chaque point d'écoute doit aussi être noté.

La Figure 12 montre la répartition spatiale de l'ensemble des carrés STOC-EPS suivis entre 2001 et 2009, ainsi que le nombre d'observateurs impliqués sur la période d'étude (Jiguet et al., 2012).

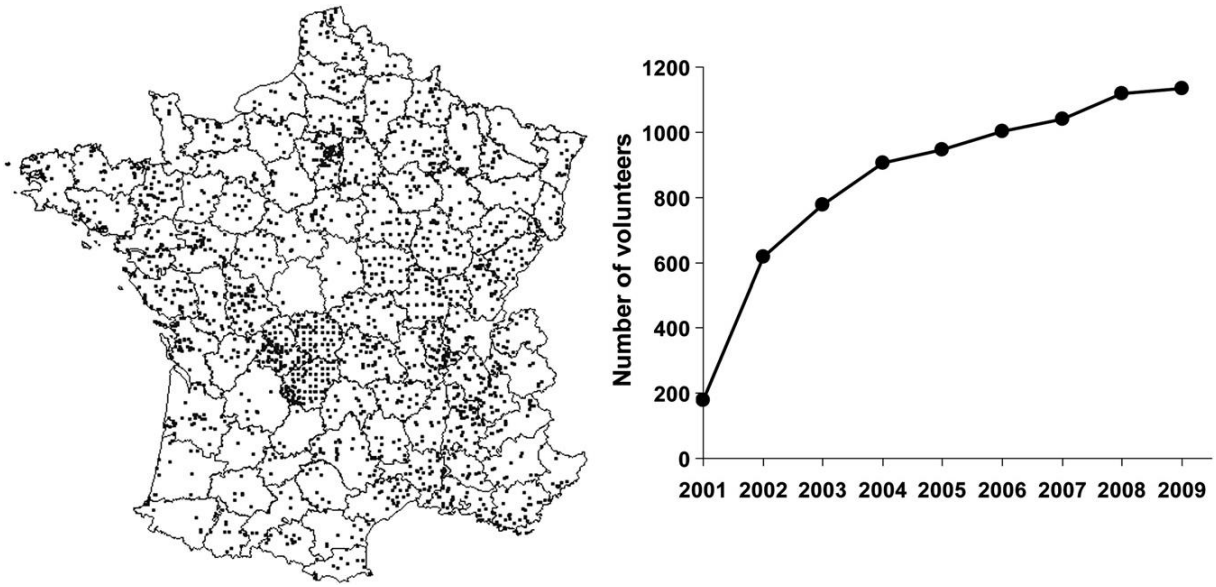


FIGURE 12 : DISTRIBUTION SPATIALE DES CARRÉS *STOC-EPS* SUIVIS ET NOMBRES D'OBSERVATEURS PARTICIPANTS AU PROGRAMME ENTRE 2001 ET 2009. (D'APRÈS JIGUET ET AL., 2012)

Pour calculer l'indice de dépendance des espèces au milieu agricole (FarmDep) utilisé dans le chapitre 1, nous avons utilisé les données STOC-EPS collectées en 2010 et 2013, correspondant à un total de 1455 carrés suivis (Figure 13). Le **détail du calcul** de cet indice FarmDep est disponible **dans l'article 1 - partie 2.2** (corps de texte) **et appendice A.3**.

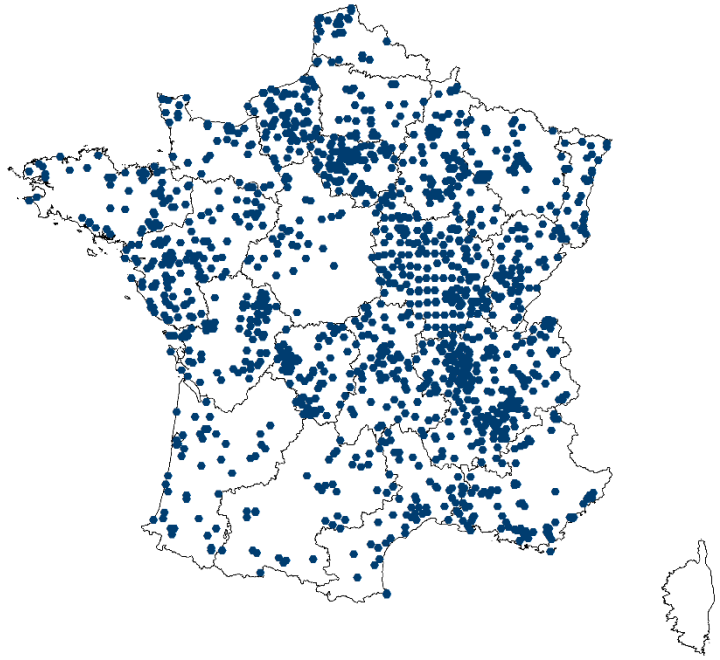


FIGURE 13 : DISTRIBUTION SPATIALE DES 1455 CARRÉS STOC-EPS SUIVIS ENTRE 2010 ET 2013 ET DONT LES DONNÉES SONT UTILISÉES POUR CALCULER L'INDICE FARMDEP.

b) Indice trophique des espèces (STrI)

L'indice trophique de chaque espèce représente sa place le long d'une chaîne trophique à trois niveaux : le niveau 1 correspond à la proportion de plantes/graines dans le régime alimentaire de l'espèce, le niveau 2 à la proportion d'invertébrés et le niveau 3 à la proportion de vertébrés (voir exemple ci-dessous); chaque proportion est respectivement pondérée par un poids de 1, 2 ou 3 (Jiguet et al., 2012). L'indice trophique par espèce (STrI) correspond à l'exponentielle de la somme des proportions pondérées. Le passage à l'exponentiel permet de mieux différencier les espèces le long de l'indice trophique. Une faible valeur de STrI correspond plutôt à une espèce granivore, tandis qu'une grande valeur de STrI correspond plutôt à une espèce carnivore. Cet indice est utilisé dans le chapitre 2.

Par exemple, le Bruant jaune a un régime alimentaire composé de 70% de plantes/graines (niveau 1), 30% d'invertébrés (niveau 2) et 0% de vertébrés (niveau 3). La somme des proportions pondérées sera donc de $\boldsymbol{\Sigma}_{\text{Bruant jaune}} = 0.70*1+0.30*2+0*3 = 1.30$ et son STrI sera donc de $\text{STrI}_{\text{Bruant jaune}} = \exp(1.80) = 6.05$.

3. Indicateurs d'intensité de production (PI)

Deux indicateurs d'intensité de production (PI) ont été utilisés pour évaluer l'intensité de production du milieu autour du jardin. Ces indicateurs sont calculés pour des entités administratives différentes : l'un au niveau de la Petite Région Agricole (PRA), l'autre au niveau de la Commune. Une zone tampon circulaire d'un rayon de 1000m, dont le centre correspond au jardin, a été utilisée pour considérer les valeurs de ces indices. Ce choix de zone tampon se justifiait par les distances de prospection alimentaires trouvées en hiver pour les espèces considérées (Calladine et al., 2006). Quand la zone tampon d'un jardin était à cheval sur plusieurs limites administratives, l'indice du jardin correspondait à la moyenne de l'indice de chaque zone pondérée par les surfaces intersectées.

a) Le Coût d'Intrants par hectare

Dans les deux premiers chapitres de cette thèse, nous avons utilisé un indicateur d'intensité agricole développé par Félix Teillard pour l'année 2006 (Teillard et al., 2012). Le Coût d'Intrants par hectare (Input Cost/ha, abrégé en « IC/ha ») est exprimé comme le coût annuel total d'intrants à l'échelle de l'exploitation agricole. Plus précisément, il s'agit du ratio entre la somme en valeur monétaire de toutes les catégories d'intrants divisé par la Surface Agricole Utilisée (SAU)

de l'exploitation. Cet indice comprend diverses catégories : fertilisants et pesticides, alimentation du bétail, semences, carburant, produits vétérinaires et frais d'irrigation. L'indicateur inclut donc les productions liées aux cultures et celles liées à l'élevage. L'unité d'analyse utilisée alors est la Petite Région Agricole (PRA). Le zonage des PRA est un zonage cohérent avec celui des limites administratives utilisées depuis 1946 par l'INSEE et par le ministère de l'agriculture comme unité statistique pour étudier l'évolution agricole. Cette unité spatiale de la PRA a déjà été utilisé dans de nombreuses études pour étudier les conséquences de l'évolution de l'agriculture sur les oiseaux (Dross et al., 2018; Princé et al., 2012; Teillard et al., 2014). Les PRA sont de taille intermédiaire entre la commune (15km^2 en moyenne) et le département (5800km^2 en moyenne), avec une moyenne de 770km^2. Cet indice IC/ha n'est calculé que pour les régions dominées par les cultures ou l'élevage, ou un mélange de ces deux types de productions ; les autres régions sont donc exclues de nos considérations dans les chapitres 1 et 2 (Figure 14). Ici, plus l'indice a une valeur élevée, plus le milieu a une production agricole intensive. Par la prise en compte de ces nombreux intrants, et les types d'agricultures couverts, cet indice nous a paru pertinent pour évaluer l'intensité de production (qui peut témoigner des ressources en graines en hiver des paysages agricoles), bien que certaines de ces limites nous aient amené à utiliser un second indice dans la dernière partie de thèse (chapitre 3).

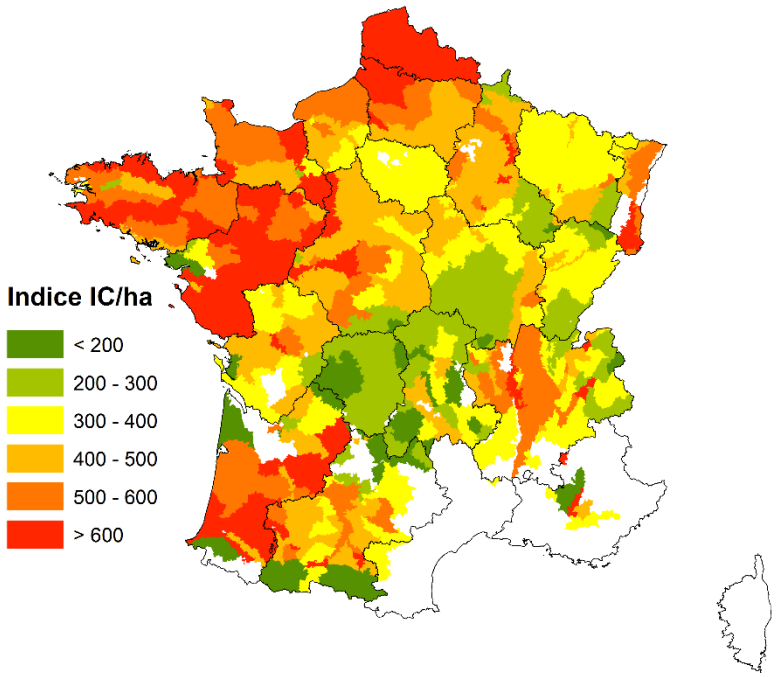


FIGURE 14 : INTENSITÉ DE PRODUCTION DES PETITES RÉGIONS AGRICOLES FRANÇAISES (PRA) EXPRIMÉE EN COÛT D'INTRANTS PAR HECTARE (INPUT COST/HA, IC/HA). L'INDICE N'EST CALCULÉ QUE POUR LES RÉGIONS DOMINÉES PAR LES CULTURES, L'ÉLEVAGE OU UN MÉLANGES DE CES DEUX TYPES DE PRODUCTION (ET COUVRANT PLUS DES DEUX TIERS DE LA SURFACE DE LA PRA). LES PRA DOMINÉS PAR D'AUTRES TYPES DE PRODUCTION (SOUVENT DE VINS) SONT PRÉSENTÉS EN BLANC.

b) Le score de Haute Valeur Naturelle

Dans la troisième partie de ce manuscrit, nous avons utilisé en tant qu'indice d'intensité de production du milieu agricole le *score de Haute Valeur Naturelle* (score HNV), calculé par Phillipe Pointereau et son équipe (Pointereau et al., 2007) pour l'année 2010. Le score HNV varie de 1 à 30, l'indice le plus faible correspondant à l'intensité la plus forte. Ce score HNV est la somme de 3 sous-scores, chacun variant de 1 à 10 : la diversité des cultures (proxy de la rotation du système de culture), l'extensivité des pratiques agricoles (estimations des apports de pesticides, fertilisants et du niveau d'irrigation), les éléments du paysages (estimation des habitats semi-naturels disponibles dans le paysage : haies, forêts, vergers traditionnels) (Pointereau et al., 2010). Le score HNV ayant déjà été utilisé pour considérer l'intensité de production agricole et son effet sur les oiseaux, ce choix nous a semblé pertinent (Doxa et al., 2012, 2010; Pointereau et al., 2010). L'échelle spatiale retenue ici est celle de la commune (LAU-2) (Figure 15).

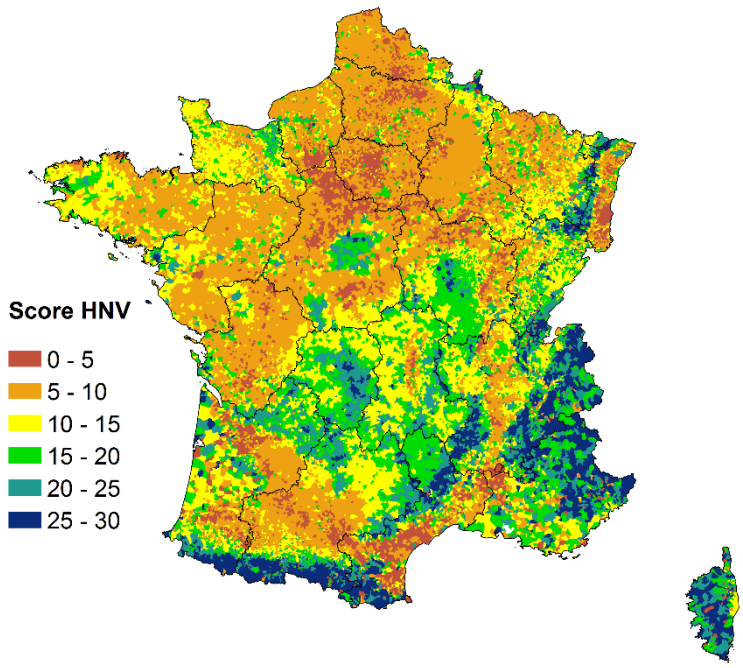


FIGURE 15 : INTENSITÉ DE PRODUCTION DES COMMUNES FRANÇAISES (LAU-2) EXPRIMÉE PAR LE SCORE HNV.

L'indice de *Coût d'Intrants par hectare* n'a pas été utilisé dans le troisième chapitre pour quatre raisons. 1) L'indice IC/ha ne donne pas de valeur d'intensité de production pour les paysages dominés par d'autres types de production que la culture et l'élevage. Or, certaines des zones géographiques non couvertes par cet indice sont des zones de braconnage suspecté. 2) L'indice IC/ha ne tient pas compte des éléments semi-naturels des paysages, qui pourraient comme les jardins contenir des ressources en graines. Comme le troisième chapitre ne s'intéresse pas uniquement aux espèces les plus dépendantes du milieu agricole, il est important de

considérer les milieux semi-naturels (Chamberlain et al., 2007; McKenzie et al., 2007). 3) le score HNV est disponible pour des dates plus récentes (2010) et à une échelle plus fine (commune) que l'indice IC/ha (2006, échelle de la PRA). La taille moyenne d'une PRA étant de 770km^2, cette échelle nous semble moins pertinente qu'une échelle plus locale pour tenir compte de la variabilité interne à la PRA, surtout si l'on considère l'utilisation de zone tampon de 1km de rayon (soit environ 3.14km^2). 4) Nous n'avons eu accès au score HNV de 2010 qu'au milieu de l'année 2017 ; auparavant nous n'avions accès qu'au score HNV de 2000 : ce score nous semblait peu pertinent à croiser avec des données oiseaux de l'hiver 2012-2013 à l'hiver 2016-2017.

CHAPITRE 1

Phénologie de visite des jardins en relation avec le paysage agricole

Chapitre 1 – Phénologie de visite des jardins en relation avec le paysage agricole

Avant-propos et résumé du chapitre 1

- Contexte :
  - L'intensification agricole est liée au déclin des oiseaux spécialistes du milieu agricole.
  - **Les milieux aux pratiques agricoles intensives génèrent un paysage plus pauvre en graines** ; les graines **s'épuisent naturellement au cours de l'hiver.**
  - La nourriture distribuée dans les **jardins** peut servir de **ressource de substitution**.

- Objectifs : Cette première partie vise à mesurer les différences de tendances temporelles et spatiales d'abondance d'oiseaux dans les jardins en hiver selon l'intensité de production agricole du milieu adjacent. Nous faisons l'hypothèse que **la phénologie de visite des jardins par ces oiseaux présente une relation forte avec le paysage agricole avoisinant**. L'autre dessein de cette partie est de vérifier l'existence d'un pattern croissant dans la phénologie d'abondance de visite des jardins au cours de l'hiver. La dernière finalité est de montrer que toutes les espèces ne répondent pas similairement.

- Données : Utilisant les données issues du programme participatif *Oiseaux Des Jardins*, ce travail s'est focalisé sur l'étude de plus de **1100 jardins dans toute la France, en zone rurale,** qui distribuent de la nourriture aux oiseaux, pour analyser les tendances temporelles et spatiales de **30 espèces** au cours de **quatre hivers** (Novembre à Janvier); le tout le long d'un **gradient d'intensité de production agricole** locale du paysage, le Coût d'Intrants par hectares disponible à l'échelle de la Petite Région Agricole (PRA). Un **indice de dépendance des espèces au milieu agricole** (FarmDep) est également calculé à partir du *Suivi Temporel des Oiseaux Communs*.

- Méthodes analytiques : Une analyse préliminaire (annexe de l'article), utilisant un Modèle Additif Généralisé (GAM) nous a dans un premier temps permis d'identifier la période de l'hiver où l'abondance des oiseaux semble augmenter linéairement au cours du temps. Les analyses de cet article utilisent une période restreinte (données entre Novembre et mi-Janvier, exclusion des dix derniers jours de Janvier), qualifiée de « **cœur de l'hiver** » pour réaliser des **Modèles Linéaires Généralisés Mixtes** (GLMM). Ceux-ci sont utilisés pour analyser les tendances spatiales et temporelles de l'abondance des oiseaux dans les jardins, tout en tenant

compte de la particularité et de la non-indépendance du jeu de données. Les modèles exploités sont ajustés selon différents paramètres clés tels que la taille du jardin, la distance au champ et à la forêt la plus proche ou les conditions météorologiques du jour de la session de comptage.

- Principaux résultats : Les jardins, avec mangeoires, situés à proximité d'un paysage agricole intensif attirent d'avantage d'oiseaux bien que cette relation soit fortement conditionnée par la dépendance des espèces pour le milieu agricole : les oiseaux dépendants du milieu agricole sont peu présents dans les jardins, mais le sont davantage en milieu intensif. Il semblerait également qu'un pattern temporel confirme l'idée d'une déplétion progressive des ressources au cours du temps : les oiseaux sont de plus en plus nombreux au fur et à mesure de l'hiver. **Les espèces les plus spécialistes du milieu agricole viendraient donc davantage aux mangeoires en milieu intensif, et d'autant plus au fur et à mesure de l'hiver, ce que nous interprétons comme une réponse à la déplétion en graines naturelles du paysage (les graines des champs).**

- Perspectives : Ces résultats confirment que distribuer de l'alimentation aux oiseaux en hiver n'est pas seulement une activité divertissante. Bien utilisées, les mangeoires pourraient avoir un rôle écologique, en améliorant les survies hivernales, d'autant plus dans un paysage agricole intensif.

Article 1: The virtue of garden bird feeders: more birds in citizen backyards close to intensive agricultural landscapes

Article in Revision

Pauline PIERRET* & Frédéric JIGUET

Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR7204 MNHN-CNRS-UPMC, CP135, 43 Rue Buffon, 75005 Paris, France

Highlights:

- Providing winter food to garden birds is a common practice in private backyards though the true impact of such supplementary feeding has been debated.
- Farmland birds are not numerous at garden feeders in winter, but even small variations in their numbers vehicles important ecological information.
- Garden feeders located close to intensively cultivated landscapes attracted more birds, the relationship being strongest for farmland species.
- This pattern strengthened as the winter progresses, in line with the food depletion theory.
- Supplying winter food to garden birds has not only a recreational value and can help birds to thrive the winter, especially for farmland birds close to intensive agricultural landscapes.

Abstract:

The bad fate of farmland birds has been related to agricultural changes, identifying intensification of practices and winter seed availability as key drivers. Besides, providing winter food to garden birds is a common practice in private backyards, while the true population impact of such supplementary feeding has been debated. Using data collected by citizen providing food to wintering birds in more than 1100 backyards, we analyzed the temporal and spatial trends in abundance of 30 species at feeders during four core winters periods and along a gradient of local agriculture intensification. Garden feeders located close to intensively cultivated landscapes attracted more birds, the relationship being strongest for farmland species. We further found a temporal trend which strengthens this pattern as the winter progresses. These results confirm that supplying winter food to garden birds has not only a recreational value, but can also improve bird numbers hence probably winter survival rates, chiefly in intensive agricultural landscapes.

Keywords: food supply, citizen science, agricultural intensification, countryside

1. Introduction

Changes in agricultural policies and practices provoked unprecedented losses in biological diversity and associated ecosystem services from local to continental scales (Pe'er et al., 2014). The continuous decline of common breeding birds illustrates the bad fate of biodiversity facing agricultural intensification (Donald et al., 2001; Gamero et al., 2017). Farmland constitutes the bulk of winter seed resources for many granivorous species (Butler et al., 2010; Robinson et al., 2001), while the availability of such resources is strongly affected by agricultural intensification (Newton, 2004). Changes in crop rotations, in ploughing and harvesting practices, in conjunction with the increased use of herbicides, led to a decrease in spilled grains and over-winter stubbles, so to a reduced availability of winter seeds in farmed habitats (Gibbons et al., 2006; Gillings et al., 2005; Moorcroft et al., 2002), increasing overwinter bird mortality (Hole et al., 2002; Siriwardena et al., 1998, 2000; Siriwardena and Stevens, 2004) and so reducing subsequent breeding numbers (Eggers et al., 2011).

Enhancing winter seed availability is a solution to stem farmland bird populations decline (Robinson et al., 2004; Stoate et al., 2003, 2004), though often fails to meet seed demand in late winter (Perkins et al., 2008; Siriwardena et al., 2008). Besides, providing winter food to wild birds in private backyards is one of the most popular forms of human–wildlife interactions in developed countries (Jones, 2011; Reynolds et al., 2017). Garden bird feeding is important for urban biodiversity conservation (Fuller et al., 2008; Galbraith et al., 2015), and can represent a subsidy to natural diets for the general seed-eating birds, enhancing winter survival and further breeding performance (Jansson et al., 1981; Robb et al., 2008). However, bird species are not supposed to respond similarly according to their dependence upon wild seeds in farmed habitats, and to the degree of intensification of nearby agricultural practices. Intuitively, we expect birds to visit garden feeders in larger numbers if the adjacent agriculture is more intensive. We also expect species with a stronger dependency to agricultural habitats to visit garden feeders in lower numbers than other species – because they would

prefer to forage in the agricultural countryside - but to do so in larger numbers if the garden is located close to more intensively farmed landscapes – because the availability of wild seeds in intensive farmland would not meet their demand. We could also expect this pattern to strengthen as the winter progress, due to 'natural' seed depletion (Robinson and Sutherland, 1999; Siriwardena et al., 2008).

The goal of this study was therefore to test these hypotheses by analyzing large scale bird counts recorded by volunteer citizen in their backyards. We used data collected by the French national garden birdwatch scheme in more than 1100 private gardens with bird feeders and distributed across the whole country. We analyzed the spatial and temporal patterns of abundances for the 27 commonest bird species visiting the gardens, plus three less common seed-eating passerines. We compared their abundances during the core winter along a gradient of agriculture intensification characterized with a recent index of local agricultural Production Intensity developed for the French farmland (Teillard et al., 2012), associated with a species-specific index of dependency to agricultural habitats that we developed using data from the French Breeding Bird Survey (Jiguet et al., 2012). We compared the overall abundances of the species and the temporal trends of these abundances: farmland species were not supposed to feed in gardens if there are enough natural resources in adjacent agricultural fields (so especially in low-intensity farmland areas), while the temporal increase in the number of birds at feeders should be stronger/faster if the natural seed depletion is steeper in more intensive farmland – potentially more so for species with a higher dependency to farmland habitats.

2. Materiel and methods

2.1. Bird counts

Bird counts came from the French Garden Birdwatch scheme (see www.oiseauxdesjardins.fr), a citizen science program started in spring 2012 and operated by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) and the French National Museum of Natural History (MNHN). The aim of this program is to register volunteer-based bird counts in private backyards throughout the year at a national scale. Each volunteer pinpoints his garden and provide a brief description of this garden online (including garden area, local urban/rural context, presence/absence of winter food supply, distance to the closest agricultural field, to the closest wood). Each bird count is associated with a date, time and duration, and corresponds to the maximum simultaneous abundance of each species observed during the session. There is no standardization of the date, time, duration, meteorological conditions and spatial observation area for the observation sessions, so our further analyses aim at considering such potential biases in the statistical models.

Since 2012, more than 20 000 gardens have been described across France, covering a representative range of garden types and geographic distribution. Within these gardens, we restrained our subset to rural garden with winter food supply (e.g. 90% of all gardens), as we wanted to explore the link between birds and agricultural landscape. The sample size then consisted of 6244 gardens. When there was more than one session per year per garden, we retained only sessions separated by at least 5 days. To study the pattern of birds visiting the gardens in winter, we first explored all data collected from September to March (as the non-breeding period) from September 2012 to March 2016 (four winter periods). This preliminary study revealed that species abundance increased almost linearly from early November to the end of January (see Appendix A: A.1 for supplementary materials and methods and Figure A.2 inside this appendix), so we restricted our analysis to observations submitted from 1st

November to 20th January (as the core winter period). We did not consider the last decade of January to exclude thousands of gardens counted only once a year during the annual national winter bird count, organized each year during the last week-end of January.

We considered the subset of the 27 commonest bird species observed by the volunteers, those detected at least once in more than 10% of all gardens (so gardens = 6244) during the winter period (see the Table in Appendix B). We did not consider Brambling (*Fringilla montifringilla*) and Rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) because we could not compute the species dependency for farmland habitats for these species. The final sample size was then of 1180 gardens.

As volunteers report only the species they have seen, we zero-filled the dataset to have absence data. We further deleted zeros corresponding to a true absence of the species in a region (species outside its winter range) by crossing the zero-amplified database with the distribution maps published recently in the latest French Winter Bird Atlas (Issa and Muller, 2015) and deleting those zeros obtained in gardens outside atlas cells where the species had been recorded in winter during the atlas period (2009-2013).

To further confirm the detected trends on more farmland seed-eating species, we conducted a second analysis by considering only but all gardens where one of the following species was detected at least once during the core winter period: Cirl Bunting (*Emberiza cirlus*), Yellowhammer (*Emberiza citrinella*), Common linnet (*Linaria cannabina*) and Tree sparrow (*Passer montanus*). All but Tree sparrow were not considered in the first analysis because they were observed in less than 10% of all gardens, as they are quite uncommon in gardens in winter, probably due to their stronger dependence to agricultural habitats. This second study then considered an enlarged set of 30 species (the same 27 previous ones plus three new) but was based on 200 gardens only (see Appendix C - Fig. C.1).

2.2. Species Farmland Dependency to agricultural landscape

To compute a species Farmland Dependency index to agricultural habitats (FarmDep), we used bird data from the French Breeding Bird Survey (FBBS) collected between 2010 and 2013. The FBBS is a standardized monitoring scheme based on skilled volunteer ornithologists counting birds following a standardized protocol at the same plot for several year, detailed in Jiguet et al., 2012 . In each plot of 2x2km squares, ten points separated by at least 300m were surveyed by 5-min counts during which observers recorded all birds seen or heard. Only individuals detected within 100m radius around the observer were considered so that the birds were seen in their habitat. Following a standardized list of habitats, observers were also asked to classify the surroundings within a fixed 100m radius of each point count. The first level of classification presents 10 major habitat types, simplified here as 'agricultural habitat' (farmland habitats only) versus 'non-agricultural habitat' (i.e. all the other habitats: woodland, scrubland, marshland, rocks, human settlements…). Data from 1455 FBBS-squares were used and our dataset was artificially zero-filled to take into account zero-birds counts (absence). Assuming that species with a stronger dependency to farmland habitats would be more abundant in agricultural habitats than in other habitats, our index was simply calculated as the ratio between the total species abundance in agricultural habitats divided by the total bird abundance in all habitats (see Appendix A.3 for further details on this index computation). The specific Farmland Dependency indices are reported in the Table in Appendix B.

2.3. Index of agricultural Production Intensity

In this work, we used an index of agricultural Production Intensity developed by Teillard et al. (2012) for French farmlands, which is an aggregated intensity indicator corresponding to the Input Cost by hectare ("IC/ha", expressed in euros). This index was defined as the ratio between the sum of different categories of input costs (IC) and the total Utilized Agricultural Area (UAA) of a farm per year. IC

categories include fertilizes, feedstuff, pesticides, seeds, fuel, veterinary products, and irrigation water (see Teillard et al., 2012 for further details). This index of agricultural Production Intensity, which we call PI, was available at the scale of French Small Agricultural Regions (SAR; France is composed of e.g. 714 SARs where agricultural production systems are homogeneous) for the year 2006. We extracted this PI index within the surrounding landscape of each garden, here considering farmland located within a 1km radius circle from the garden geographic coordinates.

2.4. Meteorological data

Because the number of birds visiting garden feeders can be affected by the weather, as the foraging range and behavior of birds can be so, we included weather data in our statistical models to consider such potentials biases. Temperature (°C) and precipitation (mm) daily data were obtained from the E-OBS gridded dataset version 14.0 – a daily gridded observational dataset based on the European Climate Assessment and Dataset (ECA&D) – and were available on a 0.25 degree regular grid (http://www.ecad.eu/ ; Haylock et al., 2008). Using the spatial coordinates for each garden site, we extracted daily mean temperature (°C) and daily sum precipitation (mm) at a given location every day and then associated them with garden observation sessions.

2.5. Statistical analysis

All analyses were performed with R version 3.2.5 (R Core Team, 2016). We used a Negative Binomial Generalized Linear Mixed Model (GLMM) (Zuur et al., 2009) with a log link function to model variations in species bird abundances in link with intensity of landscape, while accounting for the multisite time-series structure of the monitoring program. Thus, the fixed-effect structure included our three continuous variables: Julian day of the core winter period (1st November = 1), the Production Intensity index (PI) and Farmland Dependency index (FarmDep), and all possible interactions between these

variables. To correct for potential biases and further standardized count data, we added the time duration and the garden area (both log-transformed as we expect a saturation of the observation effort with time and space), the distance to the closest farmed field and to the closest forest, the daily mean temperature and precipitations of the count session as covariates. To account for the non-independence of our data, we considered, species, site and year as random effects. We further added as covariates the latitude (Lat) and longitude (Long) of garden sites to consider the potential spatial correlation structure. Spatial autocorrelation can influence inference from statistical models (Mauricio Bini et al., 2009) but we failed to find one in the residuals of the GLMM using Moran's I correlogram. GLMM were fitted using the function 'glmmPQL' (F. Dormann et al., 2007) of the package 'MASS' (Crawley, 2013; Venables and Ripley, 2002). Because the function glmmPQL does not produce AIC values, we were unable to use the information theoretic approach for model selection, but all variables had a standardization purpose or a biological meaning. The overall goodness-of-fit of the model was assessed by calculating the variance explained (R^2) for GLMM models using 'r.squaredGLMM' function in R-package 'MuMIn' (Bartoń, 2013) following computational procedure from (Nakagawa and Schielzeth, 2013). Both marginal and conditional R^2 were obtained. The same model was run for the two datasets.

	First analysis (species = 27, gardens = 1180)			Second analysis (species = 30, gardens = 200)		
	Parameter estimate	SE	p-value	Parameter estimate	SE	p-value
a) Intercept	**-5.523733**	1.318082	< 0.001	-2.552011	2.808030	0.364
log(time duration)	**0.351820**	0.009071	< 0.001	**0.366367**	0.016581	< 0.001
log(garden area)	**0.238177**	0.067080	< 0.001	0.098054	0.156071	0.531
Daily mean temperature	**-0.018231**	0.001614	< 0.001	**-0.014830**	0.002924	< 0.001
Daily total precipitation	-0.001228	0.001181	0.299	0.000799	0.002130	0.708
Distance to closest farmed field	0.050950	0.033405	0.128	0.123408	0.071160	0.085
Distance to closest forest	-0.041483	0.033647	0.218	-0.100574	0.068528	0.144
Latitude	**0.000001**	0.000000	0.010	0.000000	0.000000	0.722
Longitude	0.000000	0.000000	0.132	-0.000000	0.000000	0.653
b) Winter day	-0.000302	0.001703	0.859	-0.000657	0.002666	0.805
Production Intensity (PI)	-0.000356	0.000313	0.256	-0.000480	0.000601	0.425
Farmland Dependency (FarmDep)	**-0.816583**	0.128262	< 0.001	**-0.890787**	0.172771	< 0.001
Winter day * PI	**0.000008**	0.000004	0.019	0.000010	0.000006	0.071
Winter day * FarmDep	**0.006415**	0.001735	< 0.001	**0.005439**	0.002286	0.017
PI * FarmDep	**0.000808**	0.000258	0.002	**0.000962**	0.000366	0.007
Winter day * PI * FarmDep	**-0.000010**	0.000004	0.007	**-0.000010**	0.000005	0.044

TABLE 1. SUMMARY OF EFFECTS OF ALL PARAMETER INCLUDED IN BOTH MODELS ON BIRD ABUNDANCE: ON THE LEFT SIDE, RESULTS FROM THE FIRST MODEL (SPECIES = 27, GARDENS = 1180) AND ON THE RIDE SIDE, RESULTS FROM THE SECOND MODEL FOCUSING ON MORE FARMLAND SEED-EATING SPECIES BUT FEWER GARDENS (SPECIES = 30, GARDENS = 200). IN PART A) PARAMETERS TO DEAL WITH BIASES AND TO CORRECT BIRD ABUNDANCE; WHEREAS IN PART B) PARAMETERS OF INTEREST; SIGNIFICANT EFFECTS IN BOLD (P-VALUE < 0.05).

3. Results

The outputs of the two GLMMs are presented in Table 1.

3.1. Control of observation effort

As expected, some variables included to control for the varying observation effort between gardens and sessions had significant effects on species abundances, in the two models we performed (see Table 1): duration of the observation session (increasing abundance with duration) and temperature (more birds at lower temperature); the latitude and the area of the garden (more birds in larger gardens) were only significant when analyzing the largest dataset. The distance to the closest agricultural field and forest, as recorded by the observers, did not influence the number of birds visiting the gardens.

3.2. 27 species in 1180 gardens

The conditional R^2 (R^2 for fixed effect part) of the model was 2.68%. The winter day and the Production Intensity had no significant effect on species abundance, though their interaction was significant with a positive estimate (Fig. 1): the average number of individuals per species increased as the winter progresses in gardens located closer to more intensive agriculture. We also found that species Farmland Dependency had a strong negative effect on abundance: species that are more dependent to farmland habitats are less numerous in gardens, while more generalist and woodland species are more numerous. There was a significant interaction between the winter day and the species Farmland Dependency, with a positive estimate (Fig. 2): the more a species depends on agricultural habitats, the more its abundance is increasing in gardens as the winter progresses. A positive interaction was also found between the Production Intensity and the species Farmland Dependency (Fig. 3 & Fig. C.2 in Appendix C): species with a higher dependency to farmland habitats are more abundant in gardens

located close to more intensive agriculture. A three-way negative interaction on bird abundance between all these main variables was also found, indicating that the previous positive two-way interactions are further moderated in their effects along the studied gradients.

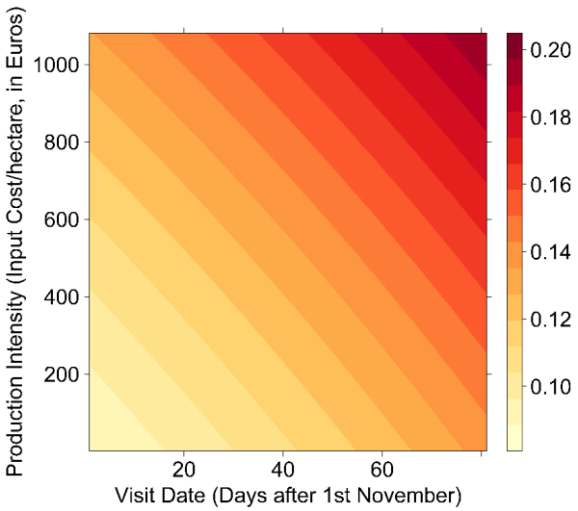


FIGURE 1. FILLED CONTOUR PLOTS SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE DURING THE CORE WINTER (WINTER DAY) DEPENDING TO THE AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI). Y-AXIS: THE PI INDEX (IN INPUT COST PER HECTARE, IN EUROS). X-AXIS: THE VISIT DATE (IN WINTER DAYS). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THESE GRAPHS WERE OBTAIN USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE FIRST DATA SET WITH ALL THE MOST SEEN SPECIES (SPECIES = 27, GARDENS = 1180). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.

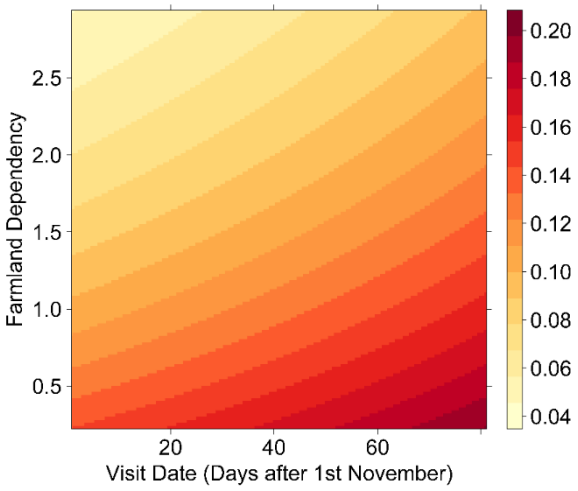


FIGURE 2. FILLED CONTOUR PLOTS SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE DURING THE CORE WINTER (WINTER DAY) DEPENDING TO THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP). Y-AXIS: THE FARMDEP INDEX. X-AXIS: THE VISIT DATE (IN WINTER DAYS). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THESE GRAPHS WERE OBTAIN USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE FIRST DATA SET WITH ALL THE MOST SEEN SPECIES (SPECIES = 27, GARDENS = 1180). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.

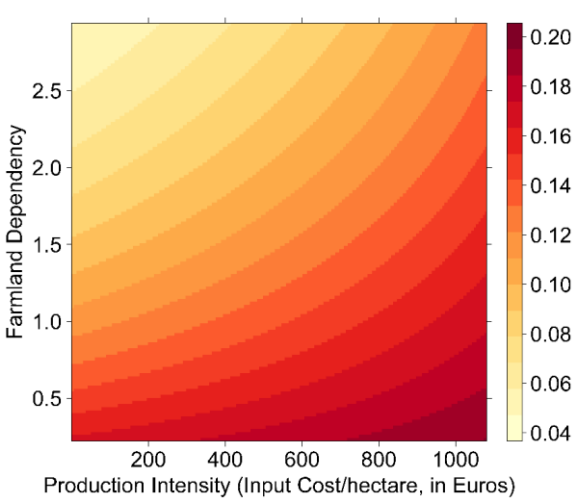


FIGURE 3. FILLED CONTOUR PLOTS SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE TO THE INDEX OF AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI) DEPENDING OF THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP). Y-AXIS: THE FARMDEP INDEX. X-AXIS: THE PI INDEX (IN INPUT COST PER HECTARE, IN EUROS). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THIS GRAPH WAS OBTAINED USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE FIRST DATA SET WITH ALL THE MOST SEEN SPECIES (SPECIES = 27, GARDENS = 1180). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.

3.3. 30 species in 200 gardens

Interestingly, results of this second model were very similar to those of the larger dataset, confirming the robustness of the effects (Fig. 5, Fig C.3 & C.4 in Appendix C). Only the interaction between the winter day and the Production Intensity was not significant (Fig. C.5 in Appendix C), even if the estimate was also positive and close to significance. The conditional R^2 of this model was 4,32%.

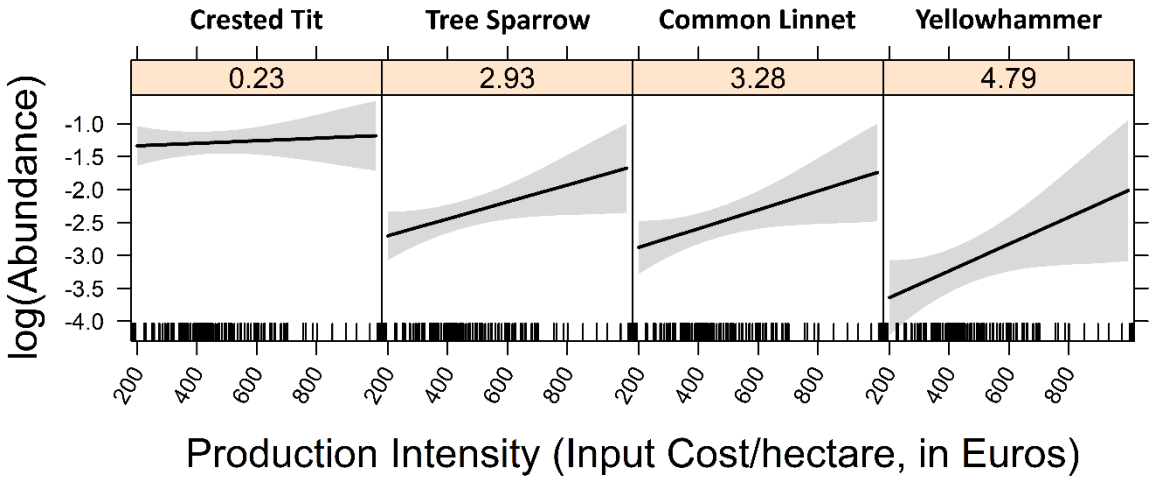


FIGURE 4. RESPONSE OF THE BIRD ABUNDANCE (IN LOG(ABUNDANCE)) DEPENDING TO THE INTERACTION BETWEEN THE AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI, IN INPUT COST PER HECTARE, IN EUROS) WITH THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP) (SPECIES = 30, GARDENS = 200). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1. FROM THE LEFT SIDE TO THE RIGHT SIDE: INDEX FOR CRESTED TIT (*LOPHOPHANES CRISTATUS*, THE LOWEST VALUE OF THE INDEX: FARMDEP = 0.23); INDEX FOR TREE SPARROW (*PASSER MONTANUS*, FARMDEP = 2.93); INDEX FOR COMMON LINNET (*LINARIA CANNABINA*, FARMDAP = 3.28) AND INDEX FOR YELLOWHAMMER (*EMBERIZA CITRONELLA*, THE HIGHEST VALUE OF THE INDEX: FARMDEP = 4.79).

4. Discussion

4.1. Few farmland birds at garden feeders

By analyzing four years of winter bird counts in private backyards where owners provide food supply, we first highlighted that the abundances of visiting species were related to their dependency to farmland habitats. Indeed, farmland birds are expected to forage mainly in farmland habitats, in summer (by construction of the index estimating the species dependency to farmland habitats here) but also in winter, as most species are expected to feed mainly on wild seeds in the countryside. As a consequence, farmland birds are not numerous at garden feeders in winter, though even small variations in their numbers might vehicle important ecological information. The strong effect of this habitat index is also driven by species with a low farmland dependency, which are mostly woodland specialists, according to previous analyses on French breeding birds (Jiguet et al., 2012). Indeed, the 8 species with the lowest dependency to farmland habitats are contributing to the national indicator of woodland birds (see Jiguet et al., 2012); from Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) to Crested Tit (*Lophophanes cristatus*) in Table S1). Woodland birds are therefore those visiting garden feeders in larger numbers in winter, where the provision of seeds is certainly a major food resource outside forests.

4.2. Spatial and temporal trends in winter garden bird abundances

Beyond this pattern, we then hypothesized that the presence and abundance of such species in gardens in winter could vehicle an information on the availability of wild seeds in adjacent agricultural fields, with a higher abundance of farmland species at garden feeders in case of seed depletion, either linked to the intensification of nearby agricultural practices, and/or as the winter progresses (Siriwardena et al., 2008, 2006). Both conducted analyses concluded that farmland species visited

garden feeders in higher numbers when adjacent agriculture was more intensive, while the same pattern was observed for all species but with a smoother pattern. We interpret this result as a global winter food depletion for birds in intensive farmed landscapes, driving especially seed-eating birds to forage in rural backyards and concentrate at supplementary feeding stations. The potential of food provisioning in gardens to attract bird in winter in case of surrounding resource scarcity has been documented for woodland birds (Chamberlain et al., 2007). Here we can extend this pattern to seed resource availability in agricultural habitats.

In both performed models, we failed to identify a direct increased frequentation of backyard feeders as the winter progresses. However, we found an increased frequentation as the winter progresses related to the agricultural Production Intensity of the landscape, supporting that intensive agricultural habitats fail to meet demand in late winter (Siriwardena et al., 2008). This result is in line with the theory of a temporal dimension of food depletion though with a spatial heterogeneity component linked to farmland intensity. The temporal trends in species abundances during the core winter was also related to the species dependency to farmland habitats, with those farmland species becoming more abundant as the winter progresses. Again, this supports the theory of progressive food depletion for seed-eating farmland species during the winter, and the necessity to find supplementary food resources, namely at backyard feeders. Indeed, Chamberlain et al. (2005) reported that declining seed-eating passerines, notably Tree sparrow and Yellowhammer, have increased their winter visits to gardens as their breeding populations have declined. Furthermore, late winter food resources were often highlighted as a critical determinant of winter survival and breeding population trends for many seed-eating passerines (Siriwardena et al., 2008). In this context, providing food at the end of the winter period attracts more bird in gardens, especially those more dependent to seed resources and needing alternative food supply.

4.3. Conservation implications

Food supplementation in winter can have immediate benefits for survival (Kallander, 1981) and can enhance (Robb et al., 2008), but also reduce (Plummer et al., 2013), the breeding performance the following spring. Such trends depend on the carry-over effects of a better winter survival, potentially leading to increased breeding densities hence increased density-dependent competition (Crates et al., 2016), to recruitment of lower quality individuals within the breeding population hence reduced average breeding parameters (Plummer et al., 2013). The winter availability of seeds in cereal stubbles drives farmland bird numbers in winter but also in summer (Gillings et al., 2005). Further effective winter food provision to farmland bird populations within farmland has the potential to halt and reverse declines in abundance (Siriwardena et al., 2007), and here we conclude that the same might hold true with winter food provision in rural private backyards.

As backyard bird-feeding is a very common practice in developed countries (Davies et al., 2009), where farmland birds are most declining (Donald et al., 2006), farmland species visiting garden feeders in winter could benefit from such food supplementation, especially if the adjacent agriculture has high Production Intensity. Although long-term food supplementation for birds has been recommended in urban habitats and is used as a tool to increase reproductive output in endangered species (Schoech et al., 2008), spring food supplementation can have negative impacts on breeding performance (e.g. reduced brood size in tits; Harrison et al., 2010), so if garden feeders might be necessary for birds to better survive the winter, food supplementation should stop as the breeding season starts, as a default conservation strategy for the wider countryside bird communities. However, garden bird feeding can also increase disease transmission (Galbraith et al., 2014) and concentrate predation pressure (van Heezik et al., 2010), favour exotic introduced species (Galbraith et al., 2015) and modify migratory behavior (Plummer et al., 2015). Anyway, garden bird feeding should be promoted as a method for conserving declining wild bird populations, including farmland birds in rural areas. Supplying food to

birds in garden during the winter is important for biodiversity conservation (Cannon, 1999), but also for community engagement, in establishing personal connections with nature and their associated benefits (Reynolds et al., 2017).

Acknowledgements

We wish to thank the hundreds of volunteers who monitor breeding birds yearly within the French Breeding Bird Survey scheme and the tens of thousands of volunteers involved in counting birds in their backyards. This study was supported by a grant from Region Ile-de-France within the DIM-ASTREA program.

Bibliography

Bartoń, K., 2017. MuMIn: multi-model inference. R Package Version.

Butler, S.J., Mattison, E.H.A., Glithero, N.J., Robinson, L.J., Atkinson, P.W., Gillings, S., Vickery, J.A., Norris, K., 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. J. Appl. Ecol. 47, 67–75. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x

Cannon, A., 1999. The significance of private gardens for bird conservation. Bird Conserv. Int. 9, 287–297. doi:10.1017/S095927090000349X

Chamberlain, D.E., Gosler, A.G., Glue, D.E., 2007. Effects of the winter beechmast crop on bird occurrence in British gardens: Capsule Woodland birds were significantly less likely to occur in gardens in years of high beechmast crop. Bird Study 54, 120–126. doi:10.1080/00063650709461463

Chamberlain, D.E., Vickery, J.A., Glue, D.E., Robinson, R.A., Conway, G.J., Woodburn, R.J., Cannon, A.R., 2005. Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. Ibis 147, 563–575. doi:10.1111/j.1474-919x.2005.00430.x

Crates, R.A., Firth, J.A., Farine, D.R., Garroway, C.J., Kidd, L.R., Aplin, L.M., Radersma, R., Milligan, N.D., Voelkl, B., Culina, A., Verhelst, B.L., Hinde, C.A., Sheldon, B.C., 2016. Individual variation in winter supplementary food consumption and its consequences for reproduction in wild birds. J. Avian Biol. 47, 678–689. doi:10.1111/jav.00936

Crawley, M.J., 2013. The R Book. Ed. Wiley 5, 744.

Davies, Z.G., Fuller, R.A., Loram, A., Irvine, K.N., Sims, V., Gaston, K.J., 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. Biol. Conserv. 142, 761–771. doi:10.1016/j.biocon.2008.12.016

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 268, 25–29. doi:10.1098/rspb.2000.1325

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agric. Ecosyst. Environ. 116, 189–196. doi:10.1016/j.agee.2006.02.007

Dormann, F.C., McPherson, M.J., Araújo, B.M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W.D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, R.P., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, M.F., Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. Ecography 30, 609–628. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x

Eggers, S., Unell, M., Pärt, T., 2011. Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. Biol. Conserv. 144, 1137–1144. doi:10.1016/j.biocon.2010.12.033

Fuller, R.A., Warren, P.H., Armsworth, P.R., Barbosa, O., Gaston, K.J., 2008. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. Divers. Distrib. 14, 131–137. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00439.x

Galbraith, J.A., Beggs, J.R., Jones, D.N., McNaughton, E.J., Krull, C.R., Stanley, M.C., 2014. Risks and drivers of wild bird feeding in urban areas of New Zealand. Biol. Conserv. 180, 64–74. doi:10.1016/j.biocon.2014.09.038

Galbraith, J.A., Beggs, J.R., Jones, D.N., Stanley, M.C., 2015. Supplementary feeding restructures urban bird communities. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, E2648–E2657. doi:10.1073/pnas.1501489112

Gamero, A., Brotons, L., Brunner, A., Foppen, R., Fornasari, L., Gregory, R.D., Herrando, S., Hořák, D., Jiguet, F., Kmecl, P., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sirkiä, P.M., Škorpilová, J., van Strien, A., Szép, T., Telenský, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C.A.M., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., 2017. Tracking Progress Toward EU Biodiversity Strategy Targets: EU Policy Effects in Preserving its Common Farmland Birds. Conserv. Lett. 10, 395–402. doi:10.1111/conl.12292

Gibbons, D.W., Bohan, D.A., Rothery, P., Stuart, R.C., Haughton, A.J., Scott, R.J., Wilson, J.D., Perry, J.N., Clark, S.J., Dawson, R.J.., Firbank, L.G., 2006. Weed seed resources for birds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 273, 1921–1928. doi:10.1098/rspb.2006.3522

Gillings, S., Newson, S.E., Noble, D.G., Vickery, J.A., 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 272, 733–739. doi:10.1098/rspb.2004.3010

Harrison, T.J.E., Smith, J.A., Martin, G.R., Chamberlain, D.E., Bearhop, S., Robb, G.N., Reynolds, S.J., 2010. Does food supplementation really enhance productivity of breeding birds? Oecologia 164, 311–320. doi:10.1007/s00442-010-1645-x

Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank, A.M.G., Klok, E.J., Jones, P.D., New, M., 2008. A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. J. Geophys. Res. 113. doi:10.1029/2008JD010201

Hole, D.G., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Anderson, G.Q., Lee, P.L., Wilson, J.D., Krebs, J.R., 2002. Agriculture: widespread local house-sparrow extinctions. Nature 418, 931–932. doi:10.1038/418931a

Issa, N., Muller, Y., 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine: nidification et présence hivernale. Delachaux et Niestlé.

Jansson, C., Ekman, J., von Brömssen, A., von Bromssen, A., 1981. Winter Mortality and Food Supply in Tits Parus spp. Oikos 37, 313. doi:10.2307/3544122

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. Acta Oecologica 44, 58–66. doi:10.1016/j.actao.2011.05.003

Jones, D.N., 2011. An appetite for connection: why we need to understand the impact and value of feeding wild birds.

Kallander, H., 1981. The Effects of Provision of Food in Winter on a Population of the Great Tit Parus major and the Blue Tit P. caeruleus. Ornis Scand. 12, 244. doi:10.2307/3676087

Mauricio Bini, L., Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L.V.B., Akre, T.S.B., Albaladejo, R.G., Albuquerque, F.S., Aparicio, A., Araújo, M.B., Baselga, A., Beck, J., Isabel Bellocq, M., Böhning-Gaese, K., Borges, P.A.V., Castro-Parga, I., Khen Chey, V., Chown, S.L., de Marco, Jr, P., Dobkin, D.S., Ferrer-Castán, D., Field, R., Filloy, J., Fleishman, E., Gómez, J.F., Hortal, J., Iverson, J.B., Kerr, J.T., Daniel Kissling, W., Kitching, I.J., León-Cortés, J.L., Lobo, J.M., Montoya, D., Morales-Castilla, I., Moreno, J.C., Oberdorff, T., Olalla-Tárraga, M.Á., Pausas, J.G., Qian, H., Rahbek, C., Rodríguez, M.Á., Rueda, M., Ruggiero, A., Sackmann, P., Sanders, N.J., Carina Terribile, L., Vetaas, O.R., Hawkins, B.A., 2009. Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. Ecography 32, 193–204. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05717.x

Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. J. Appl. Ecol. 39, 535–547. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00730.x

Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R 2 from generalized linear mixed-effects models. Methods Ecol. Evol. 4, 133–142. doi:10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x

Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146, 579–600. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x

Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., others, 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344, 1090–1092. doi:10.1126/science.1253425

Perkins, A.J., Maggs, H.E., Wilson, J.D., 2008. Winter bird use of seed-rich habitats in agri-environment schemes. Agric. Ecosyst. Environ. 126, 189–194. doi:10.1016/j.agee.2008.01.022

Plummer, K.E., Bearhop, S., Leech, D.I., Chamberlain, D.E., Blount, J.D., 2013. Winter food provisioning reduces future breeding performance in a wild bird. Sci. Rep. 3. doi:10.1038/srep02002

Plummer, K.E., Siriwardena, G.M., Conway, G.J., Risely, K., Toms, M.P., 2015. Is supplementary feeding in gardens a driver of evolutionary change in a migratory bird species? Glob. Change Biol. 21, 4353–4363. doi:10.1111/gcb.13070

R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reynolds, S.J., Galbraith, J.A., Smith, J.A., Jones, D.N., 2017. Garden Bird Feeding: Insights and Prospects from a North-South Comparison of This Global Urban Phenomenon. Front. Ecol. Evol. 5. doi:10.3389/fevo.2017.00024

Robb, G.N., McDonald, R.A., Chamberlain, D.E., Reynolds, S.J., Harrison, T.J.., Bearhop, S., 2008. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. Biol. Lett. 4, 220–223. doi:10.1098/rsbl.2007.0622

Robinson, R.A., Hart, J.D., Holland, J.M., Parrott, D., 2004. Habitat use by seed-eating birds: a scale-dependent approach. Ibis 146, 87–98. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00364.x

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. Ecography 447–454. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb00581.x

Robinson, R.A., Wilson, J.D., Crick, H.Q., 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. J. Appl. Ecol. 38, 1059–1069. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00654.x

Schoech, S.J., Bridge, E.S., Boughton, R.K., Reynolds, S.J., Atwell, J.W., Bowman, R., 2008. Food supplementation: A tool to increase reproductive output? A case study in the threatened Florida Scrub-Jay. Biol. Conserv. 141, 162–173. doi:10.1016/j.biocon.2007.09.009

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q., Wilson, J.D., 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. J. Appl. Ecol. 37, 128–148. doi:10.1046/j.1365-2664.2000.00484.x

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Wilson, J.D., 1998. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. Bird Study 45, 276–292. doi:10.1080/00063659809461099

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? Ibis 150, 585–595. doi:10.1111/j.1474-919X.2008.00828.x

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., Sutherland, W.J., 2006. The effect of the spatial distribution of winter seed food resources on their use by farmland birds: Spatial patterns of winter food use by farmland birds. J. Appl. Ecol. 43, 628–639. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01170.x

Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., 2004. Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. Ibis 146, 144–154. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00366.x

Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., Anderson, G.Q.A., Vickery, J.A., Calbrade, N.A., Dodd, S., 2007. The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. J. Appl. Ecol. 44, 920–932. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01339.x

Stoate, C., Henderson, I.G., PARISH, D., 2004. Development of an agri-environment scheme option: seed-bearing crops for farmland birds. Ibis 146, 203–209. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00368.x

Stoate, C., Szczur, J., Aebische, N.J., 2003. Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England: Declining farmland species were more abundant in these crops which can be matched to the birds' requirements. Bird Study 50, 15–21. doi:10.1080/00063650309461285

Teillard, F., Allaire, G., Cahuzac, E., Léger, F., Maigné, E., Tichit, M., 2012. A novel method for mapping agricultural intensity reveals its spatial aggregation: Implications for conservation policies. Agric. Ecosyst. Environ. 149, 135–143. doi:10.1016/j.agee.2011.12.018

van Heezik, Y., Smyth, A., Adams, A., Gordon, J., 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? Biol. Conserv. 143, 121–130. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.013

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Random and Mixed Effects, in: Modern Applied Statistics with S. Springer New York, New York, NY, pp. 271–300. doi:10.1007/978-0-387-21706-2_10

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

Appendix A: Supplementary Material and Methods

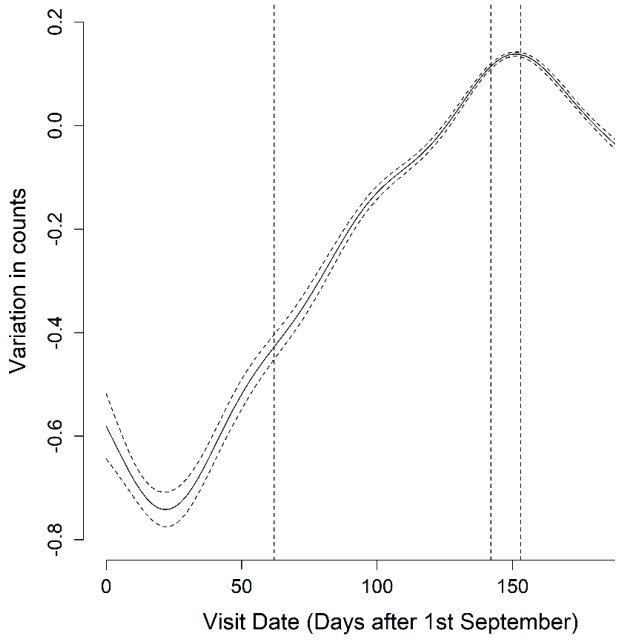
Appendix A.1: Choice of core winter period

Obviously, the arrival of birds in gardens is not supposed to follow a linear trend on all the winter period. Indeed, the bird abundance is supposed to be relatively lower during the beginning of winter (with a sort of "steady base level") and to rise as the winter progresses, first a little bit slowly and curvy but then more quickly and nearly linearly, as bird are more and more abundant in gardens, until it is reaching a hypothetical plateau with no more arrival as the garden filling is over or immediately a decrease of abundance following in the same way. Here, the aim was to make an identification visual from the part which could approximate as a linear trend of increase.

This way, in a first step, we fit a very simple generalized additive models (GAM) to smooth the visit of bird during winter and identify the time period which trend are increase quickly and nearly linearly, with a log link function for count data (Zuur et al., 2009). GAMs are particularly useful as an adaptive method that adjust automatically to nonlinear relationships between a predictor and response variable (Wood, 2006). Bird abundance were the explanatory variable and the fixed effect of the winter day was express as a nonlinear effect using the default spline function (noted s(visit day)). To correct for potential biases and further standardized count data, we added the time duration and the garden area (both log-transformed as we expect a saturation of the observation effort with time and space), the daily mean temperature and precipitations of the count session, and the year as covariates. We further added as covariates the latitude and longitude of garden sites to consider the potential spatial correlation structure.

In Figure A.2, we could see that the abundance increases mostly linearly during a subset part of all the period, around beginning of November and end of January. So, through this preliminary study, we restricted our analyses to data collected between these months.

By choosing this linear part only from all the global pattern, our final aim was to evaluate difference in slopes of birds arriving in gardens. Slopes would be more or less steep, depending to the surrounding landscape. Using something mostly linear made it easier to compare slope estimate.



APPENDIX A.2 – FIGURE: SEASONAL (WINTER) ABUNDANCE DISTRIBUTIONS FOR BIRDS IN GARDENS. SMOOTHING WAS DONE USING A GENERALIZED ADDITIVE MODEL (GAM): COUNTS ~ SPLINE FUNCTION (VISIT DATE). NINETY-FIVE PERCENT CONFIDENCE INTERVALS ARE SHOWN IN DOTTED LINES. THE 1ST NOVEMBER, THE 20TH JANUARY AND THE 31TH JANUARY ARE INDICATED WITH THE THREE LONG-DASHED AXES. THE FIGURE SHOWS THREE PARTS. BEFORE THE 1ST NOVEMBER IT IS THE BEGINNING OF THE GARDENS BIRDS VISIT, THIS PART IS NO LIKELY LINEAR. NEXT, THERE IS A PART WITH A HUGE INCREASE NEARLY LINEAR UNTIL A PEAK AROUND THE 31TH JANUARY. AND THEN, WE HAVE A DECLINE. BETWEEN THE FIRST TWO LONG-DASHED AXIS, THE ALMOST LINEAR PART WILL BE CONSIDERED AS THE "CORE WINTER" PERIOD SELECTING IN OUR STUDY TO FURTHER ANALYSIS, AVOIDING THE LAST DECADE OF JANUARY (FROM THE 20TH JANUARY TO THE 31TH JANUARY, SEE MATERIAL AND METHODS).

Appendix A.3: Agricultural dependency index computation

In our study, we desired to use a continuous quantitative index of species dependency to agricultural landscape. With this aim in mind, we computed the proportion of birds in agricultural habitat in comparison to others habitat. So, we had to estimate mean abundance of each species under

agricultural or nonagricultural habitat. To do this, we used generalized linear mixed models (GLMM) assuming a Poisson distribution of the data with a log link function using 'lme4' package for mixed model (Bates et al., 2015) . The abundance was considered as the dependent variable, whereas the habitat was included as explanatory variable (fixed effect). We accounted further for spatial structure of the data modeled by the equation (x+y+x×y) as fixed effects, where x and y are the geographical coordinates of the center of a surveyed square. As counts were suspected not to be independent according to the year, we treated this variable as random effect. There were signs of overdispersion for several species, calculated following the methods in (Hardin and Hilbe, 2012). To deal with, we added an observation-level random effect to the corresponding species models (Harrison, 2014; Rigby et al., 2008). Finally, we used back-transformed estimates from the model to compute our index defined as the ratio estimate bird abundance in agricultural habitat divided by sum of estimates bird abundance in agricultural and nonagricultural habitats (Table S1). These index is consistent with overall knowledge (Jiguet, personnel observation).

Supplementary bibliography

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Eigen, C., Rcpp, L., 2015. Package "lme4."

Hardin, J.W., Hilbe, J., 2012. Generalized Linear Models and Extensions, 3rd Edition (Stata Press books). StataCorp LP.

Harrison, X.A., 2014. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. PeerJ 2, e616. doi:10.7717/peerj.616

Rigby, R., Stasinopoulos, D., Akantziliotou, C., 2008. A framework for modelling overdispersed count data, including the Poisson-shifted generalized inverse Gaussian distribution. Comput. Stat. Data Anal. 53, 381–393. doi:10.1016/j.csda.2008.07.043

Wood, S., 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. CRC Press.

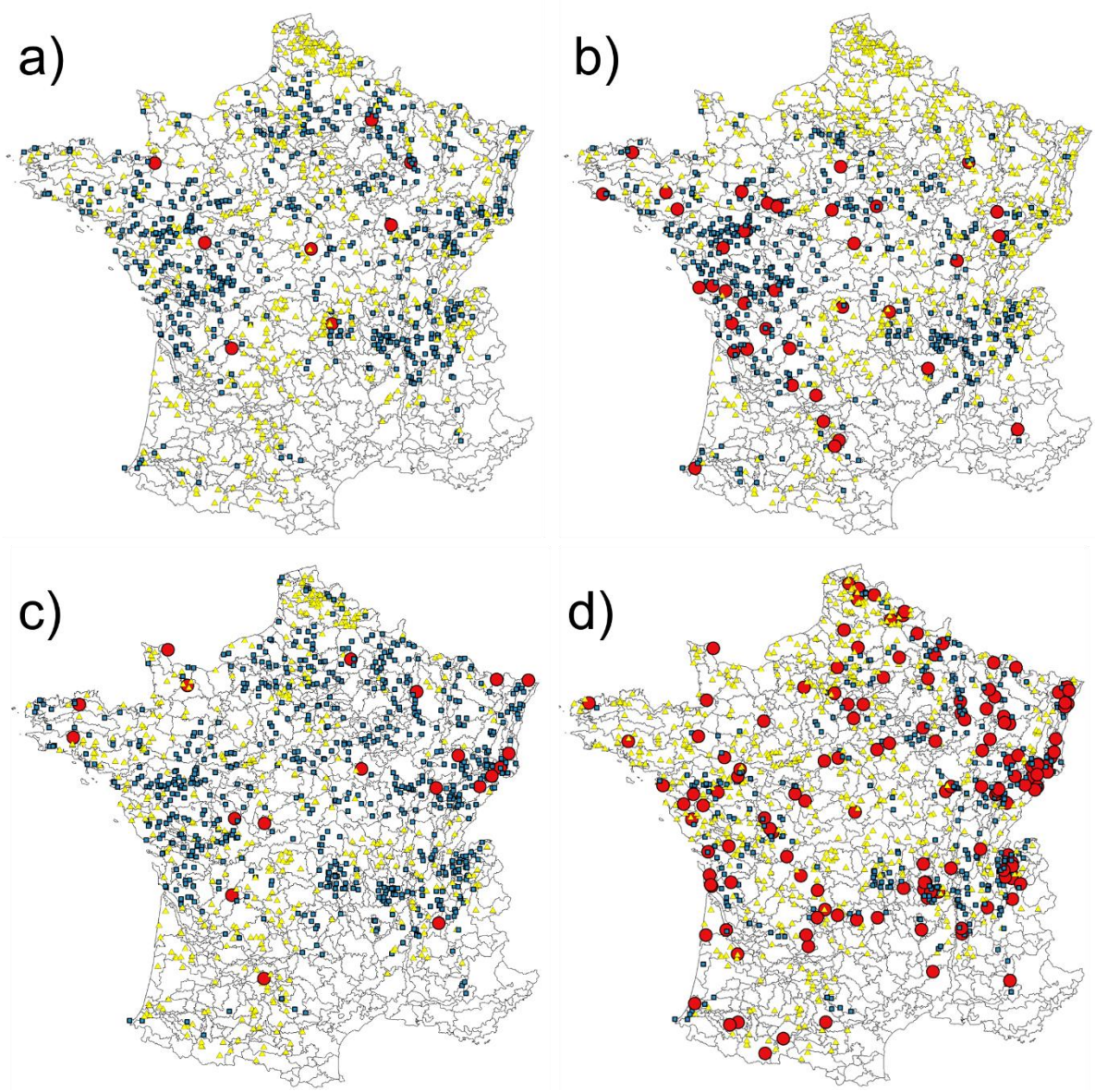
Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, Statistics for Biology and Health. Springer New York, New York, NY. doi:10.1007/978-0-387-87458-6

Appendix B: Species

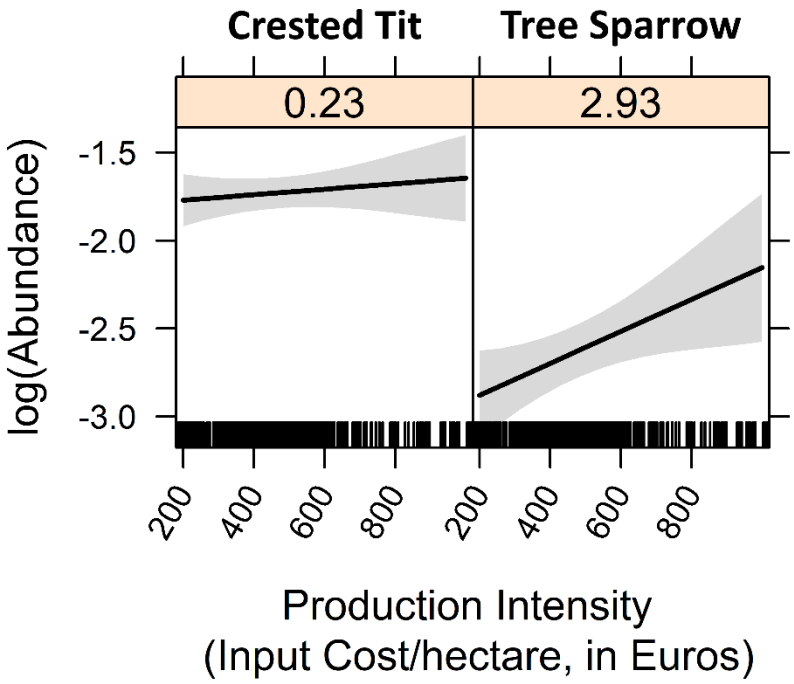
Species	% Site occurrence			Index of Farmland Dependency
	Gardens = 6244	Gardens = 1180	Gardens = 200	
Black-billed Magpie *(Pica pica*)	47.39	41.69	58.50	1.31
Blackbird *(Turdus merula*)	76.04	70.85	80.00	0.93
Blackcap *(Sylvia atricapilla*)	12.46	6.44	10.50	1.00
Blue Tit *(Cyanistes caeruleus*)	77.60	82.80	93.50	0.72
Carrion Crow *(Corvus corone)*	22.97	17.37	24.50	1.98
Chaffinch *(Fringilla coelebs*)	67.69	70.85	87.00	0.82
Cirl Bunting *(Emberiza cirlus*)	3.48	-	19.50	3.24
Coal Tit *(Periparus ater*)	13.07	11.61	14.00	0.33
Collared Dove *(Streptopelia decaocto*)	52.98	43.98	65.50	1.00
Common Linnet *(Linaria cannabina*)	1.21	-	4.00	3.28
Crested Tit *(Lophophanes cristatus*)	11.69	9.24	7.50	0.23
Dunnock *(Prunella modularis*)	34.10	31.27	43.00	1.00
Eurasian Jay *(Garrulus glandarius*)	23.44	26.78	36.00	0.80
European Greenfinch *(Chloris chloris*)	41.98	47.20	62.50	1.00
European Robin *(Erithacus rubecula*)	79.20	77.88	87.00	0.43
European Starling *(Sturnus vulgaris*)	29.93	22.37	42.00	1.87
Goldfinch *(Carduelis carduelis)*	36.64	34.15	46.50	1.26
Great Spotted Woodpecker *(Dendrocopos major*)	21.76	29.49	41.50	0.62
Great Tit *(Parus major*)	84.60	86.95	95.50	0.86
Green Woodpecker *(Picus viridis*)	16.71	18.14	26.00	1.32
Hawfinch *(Coccothraustes coccothraustes*)	13.26	13.22	25.50	0.38
House Sparrow *(Passer domesticus*)	65.43	63.56	81.00	1.00
Long-tailed Tit *(Aegithalos caudatus)*	17.61	11.95	16.00	0.63
Marsh Tit *(Poecile palustris*)	21.34	32.03	40.50	0.34
Nuthatch *(Sitta europaea*)	25.19	34.66	37.00	0.34
Song Thrush *(Turdus philomelos*)	16.59	13.56	17.50	0.66
Tree Sparrow *(Passer montanus*)	10.91	12.37	73.00	2.93
Wood Pigeon *(Columba palumbus)*	30.00	20.42	29.00	1.00
Wren *(Troglodytes troglodytes*)	26.13	27.80	33.00	0.52
Yellowhammer *(Emberiza citrinella*)	1.60	-	10.00	4.79

APPENDIX B - TABLE. LIST OF THE 30-SPECIES USED IN BOTH ANALYSIS WITH THEIR OCCURRENCE IN SURVEYED GARDENS (PROPORTION OF GARDENS WHERE A SPECIES WAS RECORDED AT LEAST ONCE DURING FOUR WINTERS AS A PERCENTAGE OF THE TOTAL NUMBER OF SURVEYED GARDENS) AND THEIR SPECIES INDEX OF DEPENDENCY TO FARMLAND HABITATS (FARMDEP INDEX). THE TOTAL NUMBER OF GARDENS (GARDENS = 6244) WERE USED TO DEFINE THE FIRST DATASET (SPECIES = 27, OCCURRENCE IN 6244 GARDENS > 10%). NUMBER OF OCCURRENCE FOR THE TWO SUBSETS OF DATA USED FURTHER IN OUR TWO ANALYSES WERE ALSO GIVEN (GARDENS = 1180 AND SPECIES = 27, GARDENS = 201 AND SPECIES = 30).

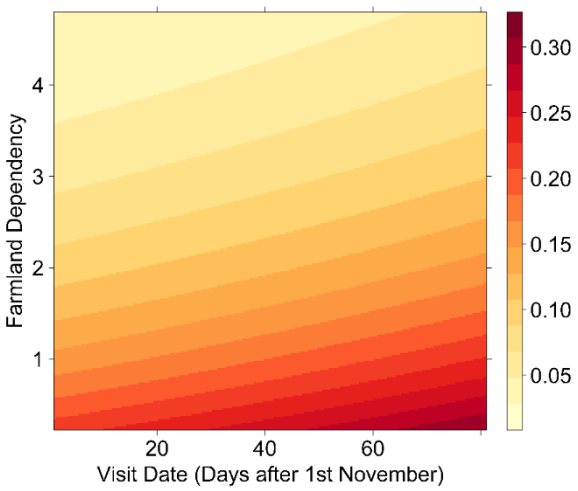
Appendix C : Supplementary Figures



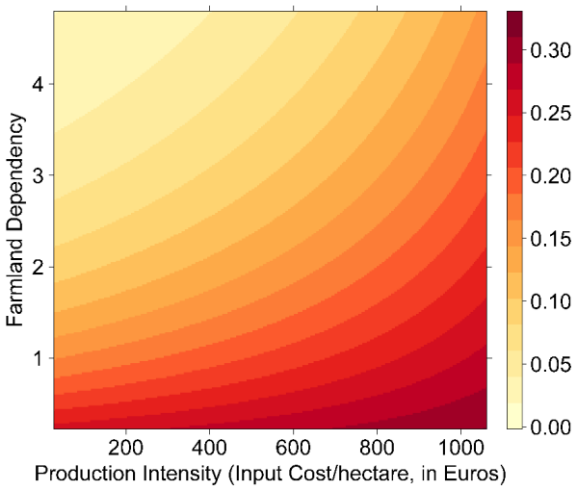
APPENDIX C-FIGURE C.1. SPATIAL DISTRIBUTION OF THE 1180 GARDENS MONITORED DURING THE CORE WINTER SEASON, WHICH DISTRIBUTIONS OF A) *LINARIA CANNABINA*, B) *EMBERIZA CIRLUS*, C) *EMBERIZA CITRONELLA* AND D) *PASSER MONTANUS*. THE SOLID RED CIRCLES REPRESENT THE GARDENS WHERE THE SPECIE IS PRESENT AT LEAST ONCE DURING OUR CORE WINTER PERIOD, THE SOLID BLUE SQUARES REPRESENT GARDENS WHERE THE SPECIE IS ABSENT (BUT ON ITS HABITAT RANGE) AND THE EMPTY YELLOW TRIANGLE REPRESENT GARDENS WHERE THE SPECIE IS ABSENT BECAUSE OUT OF ITS HABITAT RANGE.



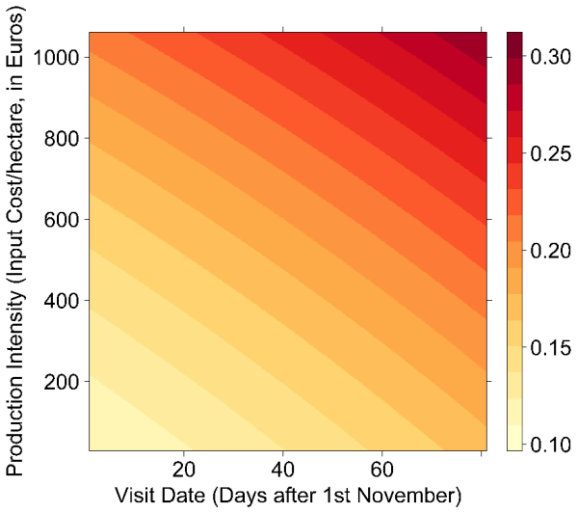
APPENDIX C-FIGURE C.2. RESPONSE OF THE BIRD ABUNDANCE (IN LOG(ABUNDANCE)) DEPENDING TO THE INTERACTION BETWEEN THE AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI, IN INPUT COST PER HECTARE, IN EUROS) WITH THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP) (SPECIES = 27, GARDENS = 1180). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1. IN THE LEFT SIDE, THE LOWEST VALUE OF THE FARMDEP INDEX (FARMDEP = 0.23, INDEX FOR THE CRESTED TIT *(LOPHOPHANES CRISTATUS)*; IN THE RIGHT SIDE, THE HIGHEST VALUE OF THE FARMDEP INDEX (FARMDEP = 2.93, INDEX FOR THE TREE SPARROW *(PASSER MONTANUS*).



APPENDIX C-FIGURE C.3. FILLED CONTOUR PLOTS SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE DURING THE CORE WINTER (WINTER DAY) DEPENDING TO THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP). Y-AXIS: THE FARMDEP INDEX. X-AXIS: THE VISIT DATE (IN WINTER DAYS). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THIS GRAPH WAS OBTAINED USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE SECOND DATA SET, FOCUSING ON MORE FARMLAND SEED-EATING SPECIES BUT FEWER GARDENS (SPECIES = 30, GARDENS = 200). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.



APPENDIX C-FIGURE C.4. FILLED CONTOUR PLOTS SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE TO THE INDEX OF AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI) DEPENDING OF THE SPECIES FARMLAND DEPENDENCY TO AGRICULTURAL LANDSCAPE (FARMDEP). Y-AXIS: THE FARMDEP INDEX. X-AXIS: THE PI INDEX (IN INPUT COST PER HECTARE, IN EUROS). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THIS GRAPH WAS OBTAINED USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE SECOND DATA SET, FOCUSING ON MORE FARMLAND SEED-EATING SPECIES BUT FEWER GARDENS (SPECIES = 30, GARDENS = 200). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.



APPENDIX C-FIGURE C.5. FILLED CONTOUR PLOT SHOWING THE RESPONSE OF BIRD ABUNDANCE DURING THE CORE WINTER (WINTER DAY) DEPENDING TO THE INDEX OF AGRICULTURAL PRODUCTION INTENSITY (PI). Y-AXIS: THE PI INDEX (THE IC/HA IN EUROS). X-AXIS: THE VISIT DATE (IN WINTER DAY). COLOR-FILLED: BIRD ABUNDANCE RESPONSE, THE WARMER THE COLOR IS, THE HIGHER THE VALUE IS, AND CONVERSELY. THIS GRAPH WAS OBTAINED USING THE PREDICTED ABUNDANCE FROM THE MODEL ON THE SECOND DATA SET, FOCUSING ON MORE FARMLAND SEED-EATING SPECIES BUT FEWER GARDENS (SPECIES = 30, GARDENS = 200). BETA ESTIMATES AND P-VALUES ARE AVAILABLE IN TABLE 1.

Réflexions complémentaires du chapitre 1

Limites, résultats supplémentaires et perspectives

A. L'effet de l'alimentation : des hypothèses fortes

Les postulats du travail réalisé dans ce chapitre sont très forts et il semble donc important de les discuter. D'un côté, nous supposions que l'indice d'intensité de production agricole (PI, en Coût d'Intrants par hectare - IC/ha en €/ha) peut rendre compte de la quantité de graines dans le paysage agricole (plus l'indice est élevé, plus la déplétion de graines naturelles est forte). Or l'indice utilisé ne tient pas compte des éléments semi-naturels qui pourraient être présents dans le paysage (ou de tous les petits patchs de nourriture disséminés dans l'environnement), tels que les haies, les bordures de champs (Geiger et al., 2010; Holland et al., 2006) et représenter des sources alternatives de nourriture. D'un autre côté, nous supposons que c'est le fait de distribuer de la nourriture qui attire davantage d'oiseaux dans les jardins. Pour confirmer l'hypothèse sous-jacente d'attraction par la nourriture, il aurait été intéressant de comparer les jardins nourrisseurs et non nourrisseurs pour confirmer que l'augmentation d'abondance d'oiseaux est bien le reflet d'une recherche alimentaire, satisfaite par la présence de ressources fournies par les jardins, au fur et à mesure de l'hiver mais aussi le long du gradient d'intensité de production agricole. Cependant, les jardins qui ne distribuent pas de nourriture représentent moins de 10% des sites utilisables dans les analyses, l'échantillonnage était trop déséquilibré. Une telle comparaison permettrait de voir l'importance réelle des mangeoires sur les dynamiques de populations d'oiseaux : les jardins avec graines, en attirant les oiseaux, tout particulièrement en paysage agricole intensif, ont-ils juste un effet momentané face à la déplétion en graines, ou jouent-ils un rôle plus important sur la dynamique des populations ? Ici la conclusion est que les jardins (avec graines) attirent davantage les oiseaux au fur et à mesure de l'hiver, et en paysage intensif, mais nous ne pouvons que faire des suppositions sur ce qu'impliquerait, en termes de dynamique, cet attrait. L'utilisation des mangeoires et leurs conséquences sur la démographie des populations étant sujette à controverse (Harrison et al., 2010; Plummer et al., 2013; Robb et al., 2008a), les conclusions de notre étude sont donc à considérer avec précaution. De la même façon, il aurait été intéressant de disposer de meilleures informations sur la quantité et la qualité de nourriture fournie aux oiseaux. En effet, les oiseaux présentent des préférences alimentaires (Holland et al., 2006; Perkins et al., 2007) qui peuvent jouer sur leur visite ou non du jardin. De nombreux passereaux ont une préférence marquée pour les graines de tournesol (Mésanges,

Pinsons, Moineaux…) (Rosenberg and Bonney, 1994), tandis que la quantité de nourriture est corrélée au nombre d'oiseaux visitant le jardin (Chamberlain et al., 2005). Il y a donc certainement du bruit lié à ces paramètres dans le jeu de données, et les prendre en compte pourrait donner des résultats plus fins. Cependant, ce bruit est partiellement pris en compte dans nos analyses. L'effet « jardin » en facteur aléatoire dans les modèles mixtes prend en compte ce bruit imputable au site (notamment les caractéristiques et pratiques du jardin). Enfin, cette étude est focalisée uniquement sur des jardins « ruraux ». Le type et la localisation d'un jardin sont connus pour affecter l'abondance et la présence des oiseaux (Robinson et al., 2005), bien que cet effet de l'habitat local soit gommé par la distribution de nourriture (Chamberlain et al., 2004). Ce choix a été motivé par le fait que les espèces les plus dépendantes du milieu agricole étaient trouvées en très faible proportion sur l'ensemble des jardins « péri-urbain/ruraux ». Conserver uniquement les jardins ruraux a permis de mieux gérer la zéro-inflation du jeu de données et de nous concentrer sur les zones proches du milieu agricole. De plus, nous avons intégré dans nos modèles les distances au champ cultivé et à la forêt les plus proches ; en zone urbaine la proximité agricole ne semble pas pertinente (absence de champs à proximité). D'un autre côté, en zone urbaine ou péri-urbaine les habitations sont beaucoup plus denses, et dans un tel cas il n'aurait pas été possible d'évaluer l'importance du réseau probable de mangeoires dans le tissu urbain ou péri-urbain autour du jardin réalisant les comptages (Cannon et al., 2005) qui aurait pu disperser les oiseaux en répartissant leur nombre vers différentes sources alimentaires. En effet, il a été déjà montré que la richesse spécifique et l'abondance (toutes espèces confondues) sont corrélées avec la proportion de jardins qui offrent des mangeoires (Fuller et al., 2008). Ainsi, il nous semblait pertinent de discuter autour des postulats de nourriture et de ne pas oublier de prendre en considération l'importance que peuvent avoir quantité et qualité de nourriture dans les jardins eux-mêmes, mais aussi alentour : les jardins font partie d'un ensemble plus vaste que l'on ne maîtrise pas forcément (Cannon et al., 2005).

B. Dépendance et présence réelle des oiseaux en hiver en lien avec le paysage agricole

En utilisant les données du *Suivi Temporel des Oiseaux Communs* (STOC-EPS), récoltées en saison de reproduction, pour calculer l'indice de dépendance des espèces aux milieux agricoles (FarmDep), un biais est évidemment mis en avant : il probable que cet indice sous-estime la dépendance réelle en hiver des espèces pour les paysages agricoles. Par exemple, le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) est l'une des espèces qui dépend des milieux agricoles pendant cette saison (Siriwardena et al., 2008), ce qui laisse présager que l'indice FarmDep de 0.82 calculé ici

(Article-Table de l'Appendice A) sous-estime sa dépendance réelle à ces milieux. La situation est sans doute similaire pour le Moineau domestique (*Passer domesticus*) ou le Verdier d'Europe (*Chloris chloris*) qui ont un indice FarmDep de 1. En effet, au cours de l'étude réalisée avec Aude Noiret, stagiaire de Master 1, sur quelques espèces parmi les plus abondantes de *Oiseaux des Jardins,* nous avons constaté que le Moineau domestique semble répondre à l'intensité de production agricole du paysage[1] : la courbe de phénologie de variation d'abondance dans les jardins au cours de l'hiver du Moineau domestique dans un paysage peu intensif (« zone HNV ») était plus plate que celle d'arrivée en paysage plus intensif (« zone non-HNV ») (Figure 16). L'indice FarmDep serait donc bien sous-estimé par rapport à ce qui se passe en hiver, et par conséquent l'effet de l'interaction entre PI et FarmDep peut être également sous-estimée.

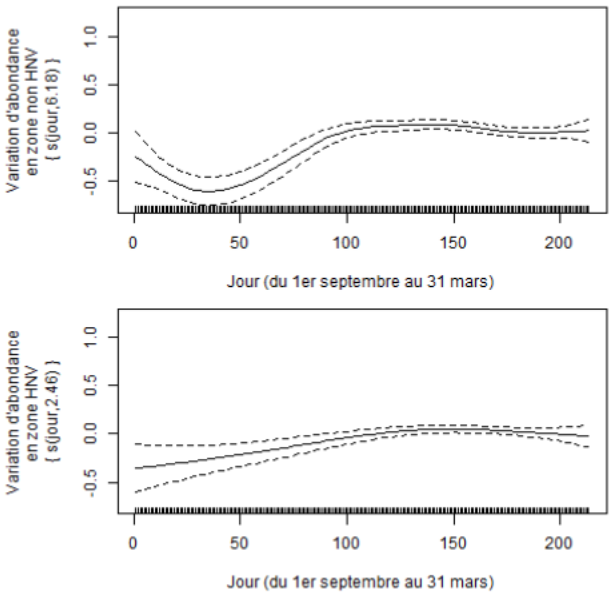


FIGURE 16 : ABONDANCES HIVERNALES DU MOINEAU DOMESTIQUE DANS LES JARDINS SELON LE JOUR DE L'HIVER ET L'INTENSITÉ DU PAYSAGE AGRICOLE ADJACENT. LES COURBES CORRESPONDENT AUX SORTIES DE MODÈLES DE TYPE GAMM, MONTRANT LA VARIATION NON LINÉAIRE D'ABONDANCE DU MOINEAU DOMESTIQUE (*PASSER DOMESTICUS*) SELON L'INTERACTION ENTRE INTENSITÉ DE PRODUCTION DU MILIEU (VARIABLE À DEUX MODALITÉS : ZONE-HNV VS ZONE-NON-HNV) ET LA VARIABLE JOUR DE L'HIVER (NON LINÉAIRE ; SPLINE(JOUR, STATUT-HNV)). (NOIRET ET AL., 2016).

Une des explications aux différences de dépendance au paysage agricole entre saisons est liée aux différences de régime alimentaire et de comportement entre saisons. Beaucoup de passereaux sont davantage granivores en hiver (y compris des espèces très omnivores comme le Merle noir (*Turdus merula*), les grives et l'Accenteur mouchet (*Prunella modularis*) (Cramp, 1998) et seront donc plus susceptibles de dépendre des ressources en graines du paysage agricole

[1] L'indice d'Intensité de Production « PI » était évalué dans cette étude comme le score de Haute Valeur Naturelle (HNV, disponible pour l'année 2000), et non le Coût en Intrants par Hectare (IC/ha). Le score HNV n'était pas considéré comme une valeur continue (score de 1 à 30) mais comme une variable qualitative à deux modalités en utilisant une valeur seuil de 14.78 points (Doxa et al., 2012, 2010) : « zone HNV » (score HNV > 14.78, donc score élevé : milieu peu intensif) contre « zones non-HNV » (score HNV < 14.78, donc score faible : milieu intensif).

(Butler et al., 2010; Robinson et al., 2001), comme il représente la source principale de graines en hiver (Robinson et al., 2001).

Malgré ce défaut, l'indice FarmDep a été choisi pour disposer d'un indice quantitatif : les indices quantitatifs sont plus parlants pour quantifier, visualiser et généraliser un pattern, et ils permettent plus facilement l'extrapolation de résultats. Un classement de type qualitatif (granivores/non granivores) aurait été possible mais n'aurait pas permis de classer l'intensité de la dépendance aux paysages agricoles selon les espèces. De plus, la limite de la dichotomie granivores/non-granivores est possible mais elle est plus difficile à placer en hiver : la littérature présente des études concernant les granivores seuls (Perkins et al., 2007; Robinson et al., 2004), classés comme tels à dire d'experts, mais ces articles ne considèrent généralement qu'un ensemble restreint d'espèces. Une classification selon le régime alimentaire pourrait également être employée par exemple en utilisant le niveau trophique des espèces, via l'indice STrI (BWPI, 2006; Jiguet et al., 2012) mais les données de régime alimentaire permettant le calcul du STrI considèrent le régime alimentaire annuel (pas de focus sur la période hivernale). Enfin, les mangeoires sont essentiellement visitées par des espèces qui seraient classées comme les granivores en hiver : la dichotomie ne soutiendrait donc pas nos besoins.

Une autre solution aurait été d'utiliser les données du *Suivi Hivernal des Oiseaux Communs* (SHOC) pour calculer un indice FarmDep hivernal. Cependant, les données SHOC sont beaucoup moins nombreuses que celles du STOC, avec une répartition spatiale biaisée vers certaines régions et certains milieux. Par ailleurs, pour savoir si les jardins attirent préférentiellement certains oiseaux en hiver, et ne sont pas uniquement un reflet de ce qui existe dans le paysage environnant, il pourrait être intéressant de comparer la phénologie de présence des oiseaux dans le paysage adjacent. Par exemple, en comparant les suivis SHOC et ODJ dans une même région.

C. Limites de l'estimation des visites des jardins liées aux variations hivernales

Les weekends de comptage de fin Janvier attirent beaucoup de nouveaux observateurs (campagne « publicitaire » sur les réseaux naturalistes, mise en avant de l'évènement sur le site ODJ). Par conséquent, une hausse de participations journalières est constatée autour de cette date. Afin d'éviter un trop grand bruit apporté par ces observateurs, nous avons retiré toutes les données de la dernière décade de Janvier. Cela fait disparaître environ 10% de la période hivernale que nous appelions « cœur de l'hiver » et considérions dans ce premier chapitre, ce qui pourrait avoir pour effet de masquer des tendances (environ 1/6ème de données mises de côtés).

De plus, la période de fin d'hiver (dernière dizaine de Janvier puis Février et Mars), critique en termes de ressources naturelles disponibles dans les milieux agricoles, n'est pas du tout couverte : ici nous nous situons plutôt dans le cœur de l'hiver (de Novembre jusqu'au 20 Janvier). Hors, les études évoquant la fin d'hiver parle plutôt de la période de fin Janvier à Mars (Siriwardena, 2010), ainsi la période de fin Janvier seule pourrait déjà être riche en petites variations supplémentaires en terme de significativité des tendances. La plupart des granivores (Bruant Jaune, Bruant zizi, Linotte mélodieuse, Moineau Friquet…) dépendant de l'agricole viennent surtout en fin d'hiver (c'est ce que laisse présumer nos résultats), mais peut être encore davantage en toute fin d'hiver (après notre période considérée de Novembre au 20 Janvier) : l'interaction entre l'indice FarmDep et le jour de l'hiver aurait certainement été plus forte si tout l'hiver avait été pris en compte. Cependant, notre choix de considérer seulement les données de Novembre au 20 Janvier se justifie par notre étude préliminaire (modèle additif présenté en annexe A.1 de l'article 1) : la phénologie de variation d'abondance (de visite des jardins) n'est pas linéaire sur l'ensemble de la période. On peut supposer que chaque espèce répond différemment, et peut être que le pattern général de cette analyse préliminaire, qui indiquait une augmentation quasiment linéaire de l'abondance dans les jardins entre Novembre et fin Janvier avec un pic vers fin Janvier puis une diminution d'abondance pour Février (Figure de l'appendice A.2 de l'article 1), cachait le pic de variations des espèces plus rares, autrement dit des plus dépendantes des milieux agricoles. Des analyses espèces-centrées (un modèle par espèce) auraient pu dévoiler des résultats sensiblement différents contrairement aux modèles multi-spécifiques que nous avons réalisés. En nous restreignant à la période où l'abondance des oiseaux semble augmenter de façon quasi-linéaire (Novembre à Janvier, moins dernière dizaine de Janvier en raison du Grand Weekend de Comptage), l'idée était de comparer les pentes de ces courbes et de voir si les oiseaux venaient plus ou moins vite dans les jardins selon l'intensité des pratiques exercées dans le paysage agricole alentours. Notre choix a été motivé par le fait que, contrairement aux études phénologiques classiques (Ross, 2015; Zuckerberg et al., 2015), nous ne pouvons pas utiliser de date moyenne d'arrivée (ou toute autre mesure classique) (Moussus et al., 2010) car la plupart des espèces que nous considérons sont déjà présentes toute l'année dans les jardins, et seules leurs abondances varient en hiver (augmentent). Il est difficile d'évaluer un niveau « d'abondance de base » des oiseaux dans les jardins, qui pourrait ensuite être comparé avec l'abondance en plein hiver pour calculer une date d'arrivée moyenne dans les jardins par exemple (Ross, 2015).

Par ailleurs, on aurait pu utiliser les données du grand comptage annuel pour étalonner les données de comptage obtenues au cours du reste de l'année. Cependant, nous suspectons que l'effort d'observation serait mal pris en compte avec les données du grand weekend de comptage annuel, car les participants ne sont pas les mêmes (beaucoup de participants plus ponctuels), mais aussi car on ne peut pas appréhender correctement l'effort d'observation en termes de durée

d'observation : pendant les grands weekends les observateurs ne comptent qu'une seule heure, alors que le reste de l'année il n'y a pas de limite de durée d'observation. Enfin, comme montré dans le premier article, le pattern général de visites des oiseaux est influencé par un effet date : l'abondance globale moyenne étant à son apogée vers fin janvier (voir la figure en Appendice A de l'article), les abondances estimées fin Janvier sont donc supérieures aux abondances réelles du début du cœur de l'hiver. De plus, les espèces les plus dépendantes du milieu agricole sont peu abondantes dans les jardins en début d'hiver et le sont davantage en fin d'hiver, donc les données de fin Janvier ne permettraient pas d'étalonner correctement les comptages des espèces les plus dépendantes du milieu agricole (les abondances seraient globalement surestimées, ne permettant pas un étalonnage adapté). Pour toutes ces raisons, nous pensons donc que l'estimation obtenue serait mauvaise et constituerait donc un biais non négligeable justifiant de ne pas utiliser les comptages du grand weekend de fin Janvier pour étalonner les comptages du reste de l'hiver.

Dans toute cette étude, les variations d'abondances interannuelles n'ont pas été explorées : l'année est prise en compte comme un paramètre d'ajustement. Cependant, les variations interannuelles peuvent influencer la visite des jardins par les oiseaux (Salewski et al., 2013), puisque la présence dans les jardins reflète la présence et les tendances d'espèces dans les environs (Chamberlain et al., 2005; Soykan et al., 2016). Des variations d'abondance devraient être constatées entre années, et ne pas les prendre en compte serait un biais fort. Tandis que dans ce premier chapitre de thèse, utiliser l'année en paramètre correctif par l'ajout d'un effet aléatoire a permis de s'affranchir au mieux de son effet, il serait intéressant de mesurer les différences entre années, et comprendre quels mécanismes peuvent les expliquer : à terme cette mesure pourrait être intéressante dans le cadre d'un suivi sur le long terme des abondances des oiseaux dans les jardins, par exemple pour créer un indicateur des populations en utilisant les données de comptage dans les jardins.

Bien que nous n'ayons pas utilisé les comptages de fin janvier dans ce premier chapitre, ils représentent une photographie fixe, prise chaque hiver à la même période, dans des conditions d'observations similaires (durée fixée à une heure) qui permettent ainsi de voir l'évolution dans le temps des patterns d'abondances d'oiseaux. C'est ce que la seconde partie de cette thèse va exploiter.

CHAPITRE 2

Variations interannuelles de l'abondance des oiseaux des jardins

Chapitre 2 – Variations interannuelles de l'abondance des oiseaux des jardins

Avant-propos et résumé du chapitre 2

- Contexte : L'utilisation de données de sciences participatives pour suivre la biodiversité est de plus en plus courante, permettant des suivis à de larges échelles spatiales et temporelles. Nourrir les oiseaux en hiver étant une activité répandue, les jardins offrent un lieu propice à de tels suivis, et permettent de combler des manques dans nos connaissances sur une saison reconnue comme période clé dans la démographie des oiseaux.

- Objectifs : En se positionnant à un instant fixe en plein cœur de l'hiver, cette seconde partie vise à **explorer les variations interannuelles des patterns de visite des jardins par les oiseaux**. Y-a-t-il des variations d'abondance d'oiseaux dans les jardins entre années ; comment expliquer ces variations interannuelles ; et en fonction des espèces ? Comprendre ces variations est primordial afin de mieux appréhender l'ensemble des utilisations et biais possible dans un tel programme.

- Données : Les comptages utilisés dans cette seconde partie correspondent à cinq années de suivis du *Grand Weekend de Comptage Hivernal* du programme *Oiseaux des Jardins*, qui se tient chaque année pendant le **dernier weekend de Janvier**, offrant ainsi une photographie fixe de ce qui se passe en fin d'hiver. Seules sont utilisées les données des **jardins en milieux ruraux et péri-urbains** dans **deux régions** uniquement (Ile-de-France et Hauts-de-France). Sont aussi utilisés dans cette partie un **indice trophique** des espèces et des **données météorologiques** pour comprendre si les variations sont liées à une variation des conditions météorologiques ou à l'indice d'intensité de production du milieu.

- Méthodes analytiques : Des **Modèles Linéaires Généralisés Mixtes** (GLMM) ont été utilisés pour explorer les variations interannuelles et inter-espèces d'abondance d'oiseaux dans les jardins. Ces modèles étant ajustés à la taille du jardin, à la distance au champ et à la forêt les plus proches, à la température et aux précipitations journalières, ainsi qu'à l'intensité de production du milieu alentours. Les variations interannuelles ont été appréhendées de trois façons différentes (variable année continue, variable année en facteur ou en utilisant les conditions météorologiques du mois de Janvier) et les variations inter-espèces de deux façons différentes (indice trophique STrI ou variable espèce en facteur).

- Principaux résultats : L'étude des variations interannuelles d'abondance d'oiseaux des jardins a permis de montrer qu'**il existe des différences annuelles d'abondances d'oiseaux dans les jardins**, mais sans pattern clair entre espèces. Les conditions météorologiques de l'hiver ne semblent pas être les facteurs influençant majoritairement ces variations.

- Perspectives : En réalisant des analyses complémentaires, le potentiel des comptages de fin janvier comme futurs indicateurs de biodiversité a été évalué. **Le déclin d'espèces déjà connues en diminution au printemps se retrouve.**

Article 2: Guess who comes to dinner: factors driving bird visits at garden feeders in winter

Article in Preparation

PIERRET Pauline*, PRINCÉ Karine, GHISLAIN Manon, FONTAINE Benoit & JIGUET Frédéric

Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR7204 MNHN-CNRS-UPMC, CP135, 43 Rue Buffon, 75005 Paris, France

ppierret@mnhn.fr (P.Pierret) ; frederic.jiguet@mnhn.fr (F.Jiguet)

***Corresponding author**. Tel: +33 665353832 ; E-mail address: paupierret@gmail.com (P.Pierret)

Author contributions: PP, FB & JF conceived the study, PP performed the analyses and wrote the first draft, all authors contributed significantly to revisions.

Abstract

Long-term bird monitoring scheme data provide tools for conservation and ecological sciences around the world. Feeding wild birds in private backyards during the winter season is a very common activity which could provide an opportunity for research and survey on large-scale winter birds populations, as confirmed with some citizen science programs around the world using data collected by skill volunteers at feeders in their backyards. Besides, understanding what happen between years and if there are structuring between species in the use of backyards is primordial to correctly deal with such data or before using these as indicators of population trends. Here we used a quite new program, the French national garden birdwatch scheme, and more exactly data collected each year in late winter (last weekend of January) with the annual national winter bird count, to explore inter-annual and inter-species variations in pattern of private backyards use by birds. Our study focused across two regions of France, along a gradient of local agriculture intensification, and analyzed inter-annual trends in abundance of 26 species during five annual punctual events considering the year-to-year variations (using the years themselves but also changes in weather conditions). Between-species variations were assessed with the species themselves but also their trophic level. As expected, year-to-year variations in bird abundance were found, but there was not clear pattern between species. January weather conditions were important predictors of garden use, especially precipitations, but could not explain the year-to-year trends. This study also revealed the decline of three species known to be species of conservation concern. Interestingly, the decline of one of these species is not reflecting in breeding population trends. Thus, the benefit in using bird indicators at different seasons, and the possibility of using data from the French annual national winter bird count as a future indicator of winter birds' population trends, were discussed.

Keywords: garden birds, food supply, citizen science, population trends, countryside intensification, weather conditions

1. Introduction

Bird monitoring data have a major influence on European government conservation policy and provide tools for conservation and ecological sciences (Gregory et al., 2005; Jiguet et al., 2012). However, most studies often focused on the reproductive period (spring and summer). In comparison, our knowledge of trends in the winter is relatively limited, especially for passerine birds (Chamberlain et al., 2005), while winter has been traditionally pointed out as the season with the greatest impact on passerine survival (Siriwardena & Stevens, 2004). Indeed, winter is an energetically demanding period with increased thermoregulatory costs (Bryant, 1997; Godfrey & Bryant, 2000; Swanson, 2010) but depressed availability and quality of food resources (Hole et al., 2002; Siriwardena et al., 2008). Consequently, disregarding this period must lead to a huge lack in understanding overall population trends.

Supplementary feeding of wild birds in private backyards is a globally widespread and popular form of human-wildlife interaction (Davies et al., 2012; Fuller et al., 2012; Reynolds et al., 2017). It further provides a wonderful opportunity for research and survey of winter birds populations at spatial large-scale (Jones & James Reynolds, 2008). Indeed, householders feeding birds in their gardens largely participate to garden bird survey schemes all around the world Trends in winter garden bird numbers have been related to national population trends for many species, and can reflect population trends in the wider countryside (Wells et al., 1998; Chamberlain et al., 2005; Soykan et al., 2016). So, like breeding bird surveys or ringing bird surveys, we expect that garden bird surveys could be another tool to understand and follow spatial and temporal trends in bird populations.

To improve our use of this new tool, we must understand which factors plays on the visit of gardens by birds. Studies showed that size and composition of the gardens are important in explaining species occurrence and abundance (Robinson et al., 2005), but less important than the surrounding

environment (Chamberlain et al., 2004) partly because the use of gardens by wild birds is in close relation with natural food availability (Chamberlain et al., 2007). As farmland constitutes the bulk of winter seed resources for many passerine species (Butler et al., 2010), and while the availability of such resources is strongly affected by agricultural intensification (Newton, 2004), visits to garden feeders by birds depend on the surrounding landscape, including agricultural production intensity (Pierret & Jiguet, under review). Winter seed availability are reduced within more intensively cultivated landscapes, even more in late winter (Siriwardena et al., 2008), so that providing food supply attracts birds. But all species do not respond the same way, as the intensity may not have the same effect on the availability of all food resources, either seeds or invertebrates (Atkinson et al., 2005), so that the species trophic level should influence species response to production intensity. Moreover, the weather conditions of the winter period must also be accounted for (Chamberlain et al., 2005; Salewski et al., 2013). Milder and dryer weather could suggest that there is more food available in the wider countryside, so bird might stay in the countryside and be less reliant on garden feeders. As an example, birds tend to visit more frequently gardens during colder and wetter weather episodes to search food, water and shelter (Goławski & Dombrowski, 2011; Goławski et al., 2015). To summarize, bird visits to garden feeders in winter was often related to weather and food availability.

In this study, we used data from a citizen science program, the French national garden birdwatch scheme, focusing on counts obtained during the annual national winter bird count, organized each year during the last weekend of January. Our aim was to explore inter-annual and inter-species variations in the pattern of bird visits to private backyards proposing supplementary food. We investigated which factors could explain differences in species abundance within winters. To do so, we compared counts obtained during five consecutive winters for the 26 commonest bird species. We expected year-to-year variations in abundance, with some years with more birds and some other with less birds visiting gardens. To understand which factors could explain these year-to-year variations, we also explored the winter weather conditions. Indeed, we suspected warmer winters to attract fewer

birds in gardens if they are more able to find natural resources in the countryside. Precipitations could also influence bird visits to feeders, especially if associated with cold temperatures when snow or freeze limit the access to resources. Otherwise, we also expected between-year variations to differ between species. We first checked which species show between-year variations, then we checked if the species trophic level could explain such variations, as granivorous species could be more affected by harsh weather conditions.

2. Material and methods

2.1. Garden bird counts

Garden bird count data serves to estimate the relative abundance of different bird species. This section includes bird counts but also the parameters of corrections for confounding effects that should not be mistaken in our analysis.

Data on bird counts and garden characteristics have been collected by volunteers participating to the French national garden birdwatch scheme (see www.oiseauxdesjardins.fr). This is a national scale citizen science program operated by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) and the French National Museum of Natural History (MNHN). Started in spring 2012, it registers volunteer-based bird counts in private backyards throughout the year. Each volunteer geolocalizes his garden and provide a brief description of this garden online, including the distance to the closest farmed field and to the closest forest. Each count session is associated with a date, time and duration. To animate this network, managers organize an annual national winter bird count, occurring each year during the last week-end of January. During this event, observers are requested to report bird counts for sessions of one hour. Each bird count corresponds to the maximum simultaneous abundance of each species

observed during this hour. There is no standardization of the start time, meteorological conditions and observed area, so any further analyses of such data have to first consider such potential biases in the statistical models. When a volunteer reported counts during more than one session per week-end, we arbitrarily always kept the first one only.

More than 30 000 gardens have been counted at least once since 2012, covering a representative range of garden types and geographic distribution, while ca. 9000 gardens took part to the annual national winter count at least once. Within these gardens, we restrained our subset to gardens with winter food supply (e.g. 90% of all gardens) located in rural and suburban areas, so excluding urban gardens. We further focused our study on two French regions: the Hauts-de-France and the Île-de-France, displaying a large gradient of agricultural and suburban habitats, with a final subset of 787 gardens (see Figure in Appendix A.1).

We considered the 26 commonest bird species observed at this period, those detected at least once in more than 5% of the 787 gardens (see the Table in Appendix A.2). As volunteers report only the species they have seen, we zero-filled the dataset to have absence data. We further deleted observations corresponding to a true absence of the species in a region (species outside its winter range) by cross-referring the zero-amplified database with the distribution maps published recently in the latest French Winter Bird Atlas (Issa & Muller, 2015); we therefore deleted those absences obtained in gardens outside atlas cells where the species had been recorded in winter during the atlas period (2009-2013).

2.2. Species Trophic Index

In this study, we used two variables to investigate variation in species bird's abundance. The species themselves, with the specie name as a factor variable, but also a continuous variable: the Species

Trophic Index (STrI), representing the position of each species within a trophic chain of 3 levels. Indeed, this index was computed firstly by using the proportion of seeds/plants, invertebrates and vertebrates in the species diet; each of which was weighted by 1, 2 and 3, respectively (Jiguet et al., 2012). Then, the obtained values per species were exponential-transformed to produce the STrI. This way, it gave a larger range to differentiate species along the trophic web. Species with low STrI were mostly seed-birds and species with high STrI were mostly invertebrate-eating birds. STrI are reported in the Table in Appendix A.2.

2.3. Index of agricultural Production Intensity

As the number of birds visiting garden feeders can be affected by the availability of food resources in adjacent landscapes (Chamberlain et al., 2007), especially farmland landscapes (Chamberlain et al., 2004), we used in our analyses an index of agricultural Production Intensity (PI). The PI index is available at the scale of French Small Agricultural Regions (SAR). France is composed of 714 SARs where agricultural production systems are homogeneous, corresponding to 77 SARs for the two studied regions. PI were developed by Teillard et al. (2012) for French farmlands for the year 2006. This index is an aggregated intensity indicator corresponding to the Input Cost by hectare ("IC/ha", expressed in euros) and is defined as the ratio between the sum of different categories of input costs (IC) and the total Utilized Agricultural Area (UAA) of a farm per year. IC categories include fertilizes, feedstuff, pesticides, seeds, fuel, veterinary products, and irrigation water (see Teillard et al., 2012 for further details). PI index were extracted within the surrounding landscape of each garden, here considering farmland located within a 1km radius circle from garden geographic coordinates.

2.4. Meteorological data

Because the number of birds visiting garden feeders can also be affected by the weather, as the foraging range and behavior of birds can be so, we included weather data in our statistical models. Temperature (°C) and precipitations (mm) daily data were obtained from the E-OBS gridded dataset version 15.0 – a daily gridded observational dataset based on the European Climate Assessment and Dataset (ECA&D) – and were available on a 0.25-degree regular grid (http://www.ecad.eu/ ; Haylock et al., 2008). Using the spatial coordinates of each garden, we extracted daily mean temperature and daily precipitations at a given location every day, and we also computed the mean January temperature and sum of January precipitations at each garden location.

2.5. Statistical analysis

All analyses were performed with R version 3.4.2 (R Core Team, 2016).

2.5.a. General structure of all the models

To model variations in bird abundances, we used Zero-Inflated Negative Binomial Generalized Linear Mixed Models (ZINB-GLMM) with a log link function (Zuur et al., 2009; Zuur & Ieno, 2016a, 2016b) using the package '*glmmTMB*' (Magnusson et al., 2017). Each performed model always presented the same six following parameters as covariates to control the observational process (to deal with potential biases in counts and to further standardized count data): the garden area (log-transformed as we expect a saturation of the observation effort with space), the distance to the closest farmed field and to the closest forest, and the three standardized covariates: the daily temperature and precipitations of the count session, and the Production Intensity index (PI) of adjacent farmland. To account for the non-independence of our data, we always considered the garden identity as a random effect (Zuur et al., 2009), as some gardens have been counted in multiple years. Due to the nature of

our data we added the species as a parameter of zero-inflation (Brooks et al., 2017). See Appendix A.3 for further details on model's specifications and validations. So, the general structure of all models was:

Species Abundance ~ log(garden area) + distance to the closest farmed field + distance to the closest forest + daily mean temperature + daily sum of precipitations + PI + random(garden identity) + zero-inflation(species)

Following this global structure, several ZINB-GLMM were fitted.

2.5.b. Inter-annual variations in bird abundances

We ran three sets of models to investigate inter-annual variations in bird abundances. i) The first set used the year as a continuous fixed effect covariate, to test if changes in bird abundance were linear between years. ii) As we strongly suspected that five years of count were not enough to detect an overall linear decrease or increase in the abundance of most species, and as we suspected abundances to fluctuate between years, we fitted a second set of models with the year as a factor fixed effect, using the first year (January 2013) as the reference level. iii) Then, as highlighting the presence of inter-annual variations would not be enough to understand which mechanisms were involved behind these abundance variations, we fitted a third set of models using the weather conditions of each garden in January (standardized January precipitations and temperature), instead of the year itself, as fixed effect covariates; and here we used the year as a random effect to deal with the non-independence of the data. To summarize, we investigated the inter-annual variations in species abundances using three inter-annual variables: i) the year as a linear covariate, ii) the year as a factor covariate, and iii) meteorological conditions as two linear covariates.

2.5.c. Inter-species variations in abundance: two species variables

We ran each model of the three sets (i, ii & iii) twice using two different species-related variables: (a) first including the Species Trophix Index (STrI) as a continuous variable and (b) secondly including the

species itself as a factor. With models (a) we added the species as a random effect to deal with the non-independence of the data (there were one bird count per species per garden per year). With models (b) we used *Passer domesticus* (the House Sparrow) as a base level, so that p-value and parameter estimates were the corrections for the intercepts for the other species (Zuur & Ieno, 2016a).

2.5.d. Interactions

In all models, we included two first-order interactions to assess two different processes. First, we added a first-order interaction between the species-related variable (i.e. the STrI or the species factor) and the Production Intensity index (PI), as it has been shown that birds visit in garden depend of the agricultural Production Intensity of the surrounding landscape (Pierret & Jiguet submitted). We also added a first-order interaction between the species variable (i.e. the STrI or the species factor) and the inter-annual variable (i.e. the year as continuous covariate, the year as factor or the weather conditions). In models iii (i.e. iiia and iiib), we also added a first-order interaction between the January precipitation and the January temperature, to eventually account for snow events.

Therefore, our modelling approach consisted in two steps: first, we ran the models with the interactions. After running each model this way, to interpret correctly the main effects of the covariates when the interactions were non-significant (Burnham & Anderson, 2003; Arnold, 2010), we proceeded with model selection only on the interactions: only non-significant interactions were dropped from the full models until all remaining interactions were significant (Bolker, 2008; Bolker et al., 2009; Zuur & Ieno, 2016a).

3. Results

3.1. Observational process and farmland production intensity

As expected, some variables included to control for the varying observational process between gardens and sessions had significant effects on species abundances. In all models, the area of the garden was significant, with more birds in larger gardens (see Tables 1&2, and Appendix B-Tables B1, B2a, B3a&B4a). In all models, we also found a significant effects of the Production Intensity (PI). In models with between-species variations using the trophic level of the species (STrI), the PI was always significant with a positive estimate (more birds in gardens located close to more intensive agriculture, see Tables 1&2 and Appendix B-Table B1) whereas in models using the species themselves (as categorical variable) responses were not similar between species (Appendix B-Tables B3b, B4b andB5b), with some negative and some positive parameters estimates.

A significant negative effect of the Species Trophic index (STrI) was found in each model considering this variable (with a round estimate $\beta STrI = -0.53 \pm 0.17$, p-value = 0.002, Tables 1&2 and Appendix B-Table B1): species with a higher trophic level (i.e. with a more invertebrate and less granivorous diet) are less abundant at feeders. We also found a significant negative effect of the interaction between the Production Intensity and the STrI: species with a lower trophic level (i.e granivorous species) were more abundant in gardens located within more intensive landscape. The distance to the closest agricultural farmed field and forest, as recorded by the observers, did not influence significantly the number of birds visiting the gardens, while the same was found for the daily weather conditions (mean temperature and precipitation).

3.2. Species trophic level variation and Inter-annual variation of the bird abundance

As expected, the year as a continuous variable had no significant effect on the overall species abundances (see Appendix B-Table B1). However, we found that birds were less abundant in gardens in 2014, 2015 and 2017 than in 2013, whereas 2016 was not different from 2013 (Table 1 and Appendix B-Fig.B1). Variations in species abundance were in relation to January weather conditions: we found a negative significant effect of the mean temperature in January (less birds in gardens when January is warmer) and a positive significant effect of January precipitations (more birds in gardens with wetter Januarys) (Table 2 and Appendix B-Fig.B2). Model selection confirmed that we had no significant interaction between the STrI and the between-years variations (year as continuous, as a factor or January weathers condition); indeed, the year-to-year variations in abundance were not related to the species trophic level (STrI), i.e. species did not respond similarly between years according to their trophic level.

3.2. Between species variation and inter-annual variation of the bird abundance

As expected, not all species showed a significant linear temporal trend in abundance, but when significant (for 11 species) estimates were negative (Appendix B-Table B2b). Significant declines were observed for *Chloris chloris* (European Greenfinches), *Cyanistes caeruleus* (Blue Tit), *Dendrocopos major* (Great Spotted Woodpecker), *Fringilla coelebs* (Chaffinch) and *Fringilla montifringilla* (Bramblings), *Lophophanes cristatus*, *Parus major* (Great Tit), *Periparus ater* (Coal Tit), *Picus viridis* (Green Woodpecker), *Prunella modularis* (Dunnock) and *Troglodytes troglodytes* (Wren). We found several year-to-year variations in abundance for some species with also a majority of negative significant parameters estimates (Table 3, Appendix B-Table B3b&Fig.B3): ten species in 2014, six in 2015, three in 2016 and six in 2017 were less abundant than in 2013. Only two positive estimates were found for the year 2017 only (Table B3, Appendix B-Table B3b&Fig.B3): two species were more

abundant in 2017 than in 2013 (two corvids: *Pica pica* (Black-billed Magpie) and *Corvus corone* (Carrion Crow)). Among these species, only *Fringilla coelebs* presented significant negative estimate for each year, whereas *Chloris chloris* and *Fringilla montifringilla* presented significant negative estimates for the years 2014, 2015 and 2017 (but not 2016) in comparison with the year 2013 (Fig.1 and Appendix B-Fig.B3).

January weather conditions explained abundance differently among species (Table 4 and Appendix B-Table B4b&Fig.B4). Indeed, five species showed a significant negative effect of January mean temperature, whereas two species showed a significant positive effect of the January mean temperature. Moreover, almost all species showed a significant positive effect of January precipitations: more individuals visited garden feeders in case of wetter January, with the strongest positive effect for *Sturnus vulgaris* (Common Starling). There were exceptions for four species which presented significant negative parameters estimates of January precipitations, meaning they were less abundant in gardens when with wetter weather.

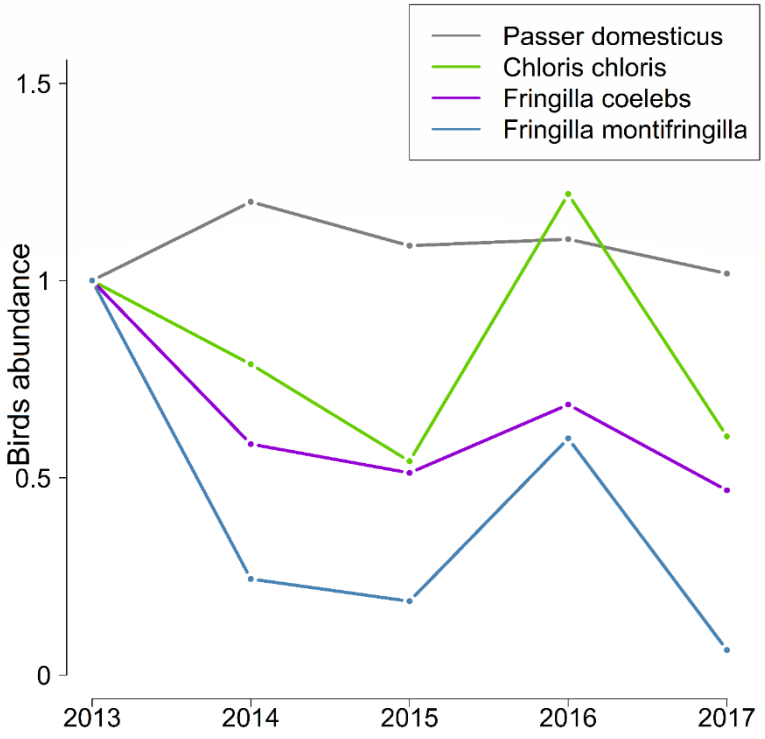


FIGURE 1: FOUR SPECIES ANNUAL INDICES OF YEAR-TO-YEAR ABUNDANCE, OBTAINED AFTER BACK-TRANSFORMATION (ANTI-LOG) OF THE ESTIMATE REGRESSION PARAMETERS (ZINB-GLMM-MODEL II.B, SEE TABLE 3 AND APPENDIX B-TABLE B3C) AND THEN FIXING ALL THEIR ANNUAL INDICES TO A COMMON VALUE TO A IN A GIVEN YEAR (HERE WE FIXED 1 FOR THE YEAR 2013) (JIGUET ET AL., 2012).

Table 1. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model ii.a.) after performing model selection eliminating the non-significant interaction*. (a) variables to correct for bias in the observational process; (b) the continuous species variable (trophic index STrI) and its interaction with the Production Intensity index (PI); (c) the inter-annual variation using the year as a categorical covariate, with five levels (see Material and Methods). The garden identity (n = 787) and the species identity (n = 26) were used as random effect terms. Significant effects in bold (p-value < 0.05).

*The interaction between the trophic index (STrI) and year (as a categorical variable, i.e. "STrI × factor(Year)") was not significant so was excluded from the final model.

		Parameter estimate	Standard Error	p-value
a)	Intercept	-0.186020	0.202815	0.359
	log(garden area)	**0.307699**	**0.036920**	**<0.001**
	Distance to closest farmed field	-0.026776	0.018275	0.143
	Distance to closest forest	-0.018082	0.017856	0.311
	Daily mean temperature	-0.052344	0.030793	0.089
	Daily sum of precipitation	0.015009	0.016934	0.375
	Production Intensity index (PI)	**0.099447**	**0.021634**	**<0.001**
b)	Species Tropix index (STrI)	**-0.528786**	**0.171114**	**0.002**
	PI*STrI	**-0.040893**	**0.009628**	**<0.001**
c)	2014	**-0.194228**	**0.069727**	**0.005**
	2015	**-0.190845**	**0.056866**	**<0.001**
	2016	0.024380	0.096835	0.801
	2017	**-0.139738**	**0.067469**	**0.038**

Table 2. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model iii.a). after performing model selection on the non-significant interaction*. In part a) parameters to deal with observational process of the session; in part b) the continuous species variable (STrI) and its interaction with the Production Intensity index (PI); in part c) the inter-annual variation using the January men temperature and the January sum of precipitations as two continuous covariates. Significant effects in bold (p-value < 0.05). The garden identity (n = 787 gardens), the species names (n = 26 species) and the year (n = 5 years) were used as random effect terms.

*The interaction between the STrI and the inter-annual variations (i.e. "STrI × January mean temperature" and "STrI × January sum of precipitations") and the interaction between the two inter-annual variations (i.e. "January mean temperature × January sum of precipitations") were not significant and so were not present in this table.

		Parameter estimate	Standard Error	p-value
A)	Intercept	-0.006376	0.235173	0.978
	log(garden area)	**0.305475**	**0.036705**	**<0.001**
	Distance to closest farmed field	-0.024057	0.018206	0.186
	Distance to closest forest	-0.018417	0.017746	0.299
	Daily mean temperature	-0.028277	0.028531	0.322
	Daily sum of precipitation	0.021455	0.016598	0.196
	Production Intensity index (PI)	**0.064887**	**0.025225**	**0.010**
B)	Species Tropic index (STrI)	**-0.528187**	**0.171154**	**0.002**
	PI*STrI	**-0.041223**	**0.009626**	**<0.001**
C)	January mean temperature	**-0.068824**	**0.029255**	**0.019**
	January sum of precipitations	**0.086562**	**0.031580**	**0.006**

Table 3. Sign and significantly of estimated regression parameters for interaction "Species × Years" from the ZINB-GLMM (model ii.b) using species as a categorical covariate (n = 26 species) and the "Year", as a categorical variable (inter-annual variation, n = 5 years). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect term. The results used *Passer domesticus* (the House Sparrow) and the year 2013 as a base level (intercept). Significantly of the estimated regression parameters were given using NS: non-significant effect (the year effect was not different than the year effect for *Passer domesticus*), + : positive effect, - : negative effect; with + or - for p-value < 0.05, ++ or - - for p-value < 0.01 and +++ and - - - for p-value < 0.001.

		Interaction « Species × Year »			
Species names	**Intercept (2013)**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**
Intercept	**+++**	NS	NS	NS	NS
Aegithalos caudatus (Long-tailed Tit)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Carduelis carduelis (Goldfinch)	**- - -**	**- -**	NS	NS	NS
Chloris chloris (European Greenfinch)	**- - -**	**-**	**- - -**	NS	**- -**
Columba palumbus (Wood Pigeon)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Corvus corone (Carrion Crow)	**- - -**	NS	NS	NS	**+**
Cyanistes caeruleus (Blue Tit)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Dendrocopos major (Greater Spotted Woodpecker)	**- - -**	**- - -**	**- -**	**-**	**- -**
Erithacus rubecula (European Robin)	**- - -**	**- -**	NS	NS	NS
Fringilla coelebs (Chaffinch)	**-**	**- - -**	**- - -**	**- - -**	**- - -**
Fringilla montifringilla (Brambling)	**-**	**- - -**	**- -**	NS	**- - -**
Garrulus glandarius (Eurasian Jay)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Lophophanes cristatus (Crested Tit)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Parus major (Great Tit)	**- - -**	**- - -**	**- -**	NS	**- -**
Passer montanus (Tree Sparrow)	**- -**	NS	NS	NS	NS
Periparus ater (Coal Tit)	**- - -**	NS	NS	NS	**- - -**
Pica pica (Black-billed Magpie)	**- - -**	NS	NS	NS	**+**
Picus viridis (Green Woodpecker)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Poecile palustris (Marsh Tit)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Prunella modularis (Dunnock)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Sitta europaea (Nuthatch)	**- - -**	**- - -**	**-**	NS	NS
Streptopelia decaocto (Collared Dove)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Sturnus vulgaris (European Starling)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Troglodytes troglodytes (Wren)	**- - -**	NS	NS	NS	NS
Turdus merula (Blackbird)	**- - -**	**- - -**	NS	**- -**	NS
Turdus philomelos (Song Thrush)	**- - -**	**- -**	NS	NS	NS

Table B4. Sign and significantly of estimated regression parameters for interaction "Species × January weather conditions" (the January sum of precipitation and the January men temperature) from the ZINB-GLMM (model iii.b) using "Species" as a categorical covariate (n = 26 species). The "Garden identity" (n = 787 gardens) and "Year" (n = 5 years) were used as random effect terms. The results used *Passer domesticus* (the House Sparrow) and the year 2013 as a base level (intercept). Significantly of the estimated regression parameters were given using NS: non-significant effect (the weather condition effect was not different than the year effect for *Passer domesticus*), + : positive effect, - : negative effect; with + or - for p-value < 0.05, ++ or - - for p-value < 0.01 and +++ and - - - for p-value < 0.001. Be careful: notice the interaction "Species x January sum of precipitations" is positive and significant for the intercept species (*Passer domesticus*), its mean that all the "NS" interactions effects ("Species i x January sum of precipitations") had also all a significant positive estimate, in purpose to improve reading understanding we noticed it with "NS (+)".

		Interaction « Species × January weather conditions »	
Species names	Intercept	Mean temperature	Sum of precipitations
Intercept		NS	**++**
Aegithalos caudatus (Long-tailed Tit)	**- - -**	NS	NS (+)
Carduelis carduelis (Goldfinch)	**- - -**	**-**	NS (+)
Chloris chloris (European Greenfinch)	**- - -**	NS	NS (+)
Columba palumbus (Wood Pigeon)	**- - -**	NS	NS (+)
Corvus corone (Carrion Crow)	**- - -**	NS	NS (+)
Cyanistes caeruleus (Blue Tit)	**- - -**	NS	NS (+)
Dendrocopos major (Great Spotted Woodpecker)	**- - -**	NS	NS (+)
Erithacus rubecula (European Robin)	**- - -**	NS	**- -**
Fringilla coelebs (Chaffinch)	**- - -**	NS	**- -**
Fringilla montifringilla (Brambling)	**- - -**	NS	**-**
Garrulus glandarius (Eurasian Jay)	**- - -**	NS	NS (+)
Lophophanes cristatus (Crested Tit)	**- - -**	NS	NS (+)
Parus major (Great Tit)	**- - -**	NS	**-**
Passer montanus (Tree Sparrow)	**- - -**	**-**	NS (+)
Periparus ater (Coal Tit)	**- - -**	NS	NS (+)
Pica pica (Black-billed Magpie)	**- - -**	**+++**	**- - -**
Picus viridis (Green Woodpecker)	**- - -**	**+**	NS (+)
Poecile palustris (Marsh Tit)	**- - -**	NS	NS (+)
Prunella modularis (Dunnock)	**- - -**	NS	NS (+)
Sitta europaea (Nuthatch)	**- - -**	**-**	NS (+)
Streptopelia decaocto (Collared Dove)	**- - -**	NS	NS (+)
Sturnus vulgaris (European Starling)	**- - -**	**- - -**	**+**
Troglodytes troglodytes (Wren)	**- - -**	NS	NS (+)
Turdus merula (Blackbird)	**- - -**	**- -**	NS (+)
Turdus philomelos (Song Thrush)	**- - -**	NS	NS (+)

4. Discussion

By analyzing five years of mid-winter bird counts from the French garden bird survey, recording species abundances in private backyards providing supplementary food to wintering birds, we first highlighted that there was no general consistent pattern in the visits to garden feeders among species and years. Indeed, species were not expected to respond similarly depending on their ecology and biology.

However, we found a strong general effect of the Production Intensity (PI) indicator, confirming that the intensity of human exploitation of the surrounding farmed landscape influences the use of garden food resources by birds, highly probably because of a depressed food availability in intensively farmed fields (Siriwardena et al., 2008). Granivorous species (of low trophic level) were more negatively impacted by increasing farmland production intensity, confirming the hypothesis of seed resource scarcity when production intensity is high.

We did not expect to find significant linear trends in abundances recorded in successive years, as we had only five yearly counts, but our second set of analyses identified differences in abundances among years for some species. Trying to understand which factor could explain these yearly variations in abundance, we identified the winter weather conditions as important predictors of the used of garden feeders by wintering birds. Contrary to Chamberlain et al. (2005), we did not highlight a strong evidence of temperature explaining overall abundance variations. But we found that precipitations were more important than temperatures. If natural resources in the countryside could be easier to find during mild winters, the food depletion could be stronger in wetter conditions (Robinson & Sutherland, 1999), explaining why birds visit more often garden feeders to find alternative food resources. As the daily weather conditions did not explain the abundances, so variations in these abundances are driven by weather conditions at a larger temporal, and maybe spatial, scale. The global

meteorological conditions of January explain bird numbers in gardens at the end of the month, not the weather conditions of the count day. Though patterns of birds visiting garden feeders fluctuate between years and with weather conditions, the variations were not similar among species and were not predicted by their specific trophic level.

We noticed inter-annual variations in global abundance when considering all species together, but also identified those species fluctuating or showing mainly depressed abundances in some or most years, compared to the 2003 reference year. 2016 was globally not significantly different from 2013 in term of global abundance. The other years displayed lower global abundances at garden feeders at the end of January, though with variations among species. The lower abundances appeared to be driven by a few species which are generally very present at feeders, notably *Parus major*, *Chloris chloris*, *Fringilla coelebs*, *Fringilla montifringilla*, and also Dendrocopos major. These depressed abundances might reflect the global negative trends observed for some granivorous species in France or Europe during the breeding season. Indeed, the Greenfinch is red-listed as vulnerable in France because of a recent large-scale decline in breeding numbers (UICN, 2016), and *Fringilla montifringilla* is also declining in northern Europe where it breeds (EBCC, 2017).The decline of some granivorous passerines in Europe is directly link to changes in agricultural practices in the last decade (Newton, 2004).

Our analyses also confirm that patterns and trends in the use of garden feeders by wild birds offer a new tool to survey the fate of bird populations. However, this study focused only on two northern French regions, further analyses are needed to confirm or refute these patterns on the national scale. Indeed, it could be interesting to know if these observed declines in trend in the use of gardens were observed on the national scale or if these declines were the mirror of the abundance reshuffling within French regions and also European regions, toward the north or toward the south, and possibly in relation with climate change (Devictor et al., 2012; Princé & Benjamin Zuckerberg, 2015). *Cardualis carduelis*, *Sternus vulgaris* and *Turdus merula* were more abundant in gardens with colder weather: as

a proportion of these three populations species is migratory, they could probably migrate more southern in response to harsher winter weather conditions and so French northern regions could collect up species abundance that were normally in northerner European regions. It could also be true for resident species: redistribution of wintering individuals in response to winter weather conditions where already documented (Lehikoinen et al., 2016). So, in the same way, *Pica pica* and *Picus viridis* were less abundant during colder weather possibly by redistribution toward the south. A national scale analysis could get a clearer view on these bird abundance variations.

This study laid the groundwork for the future use of the quite new French national garden birdwatch scheme, not only by confirming that this citizen sciences data would be useful later to explore long-term variations of trend in the bird population or as indicators, but also by identifying keys parameters to deal with when considering such dataset.

Acknowledgements

We are extremely grateful to the many thousand volunteers who participate to the French Garden Bird survey, and to the LPO who is practically organizing the survey and the annual January winter count. This study was supported by a grant from Region Ile-de-France within the DIM-ASTREA program.

Bibliography

Arnold, T.W., 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. J. Wildl. Manag. 74, 1175–1178. doi:10.2193/2009-367

Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Vickery, J.A., Conway, G.J., Tallowin, J.R.B., Smith, R.E.N., Haysom, K.A., Ings, T.C., Asteraki, E.J., Brown, V.K., 2005. Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England: Factors influencing field use by grassland birds. J. Appl. Ecol. 42, 932–942. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01070.x

Bolker, B.M., 2008. Ecological models and data in R. Princeton University Press.

Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.-S.S., 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. Trends Ecol. Evol. 24, 127–135. doi:10.1016/j.tree.2008.10.008

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling Zero-Inflated Count Data With glmmTMB. bioRxiv. doi:10.1101/132753

Bryant, D.M., 1997. Energy expenditure in wild birds. Proc. Nutr. Soc. 56, 1025–1039. doi:10.1079/PNS19970107

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.

Butler, S.J., Mattison, E.H.A., Glithero, N.J., Robinson, L.J., Atkinson, P.W., Gillings, S., Vickery, J.A., Norris, K., 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. J. Appl. Ecol. 47, 67–75. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x

Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. Ecography 27, 589–600. doi:10.1111/j.0906-7590.2004.03984.x

Chamberlain, D.E., Gosler, A.G., Glue, D.E., 2007. Effects of the winter beechmast crop on bird occurrence in British gardens: Capsule Woodland birds were significantly less likely to occur in gardens in years of high beechmast crop. Bird Study 54, 120–126. doi:10.1080/00063650709461463

Chamberlain, D.E., Vickery, J.A., Glue, D.E., Robinson, R.A., Conway, G.J., Woodburn, R.J., Cannon, A.R., 2005. Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. Ibis 147, 563–575. doi:10.1111/j.1474-919x.2005.00430.x

Davies, Z.G., Fuller, R.A., Dallimer, M., Loram, A., Gaston, K.J., 2012. Household Factors Influencing Participation in Bird Feeding Activity: A National Scale Analysis. PLoS ONE 7, e39692. doi:10.1371/journal.pone.0039692

Devictor, V., Van Swaay, C., Brereton, T., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, \AAke, Roy, D.B., others, 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. Nat. Clim. Change 2, 121–124. doi:10.1038/nclimate1347

EBCC, 2017. Trends of common birds in Europe, 2017 update - www.ebcc.info (Accessed 29.11.2017).

Fuller, R.A., Irvine, K.N., Davies, Z.G., Armsworth, P.R., Gaston, K.J., 2012. Interactions between people and birds in urban landscapes. Stud. Avian Biol. 45, 249–266.

Godfrey, J.D., Bryant, D.M., 2000. State-dependent behaviour and energy expenditure: an experimental study of European robins on winter territories. J. Anim. Ecol. 69, 301–313. doi:10.1046/j.1365-2656.2000.00393.x

Goławski, A., Dombrowski, A., 2011. The effects of weather conditions on the numbers of wintering birds and the diversity of their assemblages in villages and crop fields in east-central Poland. Ital. J. Zool. 78, 364–369. doi:10.1080/11250003.2010.535858

Goławski, A., Polakowski, M., Filimowski, P., Stępniewska, K., Stępniewski, K., Kiljan, G., Kilon, D., 2015. Factors influencing the fat load variation in three wintering bird species under stable food access conditions. J. Ethol. 33, 205–211. doi:10.1007/s10164-015-0433-9

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 360, 269–288. doi:10.1098/rstb.2004.1602

Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank, A.M.G., Klok, E.J., Jones, P.D., New, M., 2008. A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. J. Geophys. Res. 113. doi:10.1029/2008JD010201

Hole, D.G., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Anderson, G.Q., Lee, P.L., Wilson, J.D., Krebs, J.R., 2002. Agriculture: widespread local house-sparrow extinctions. Nature 418, 931–932. doi:10.1038/418931a

Issa, N., Muller, Y., 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine: nidification et présence hivernale. Delachaux et Niestlé.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. Acta Oecologica 44, 58–66. doi:10.1016/j.actao.2011.05.003

Jones, D.N., James Reynolds, S., 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. J. Avian Biol. 39, 265–271. doi:10.1111/j.0908-8857.2008.04271.x

Lehikoinen, A., Foppen, R.P.B., Heldbjerg, H., Lindström, Å., van Manen, W., Piirainen, S., van Turnhout, C.A.M., Butchart, S.H.M., 2016. Large-scale climatic drivers of regional winter bird population trends. Divers. Distrib. 22, 1163–1173. doi:10.1111/ddi.12480

Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., Bentham, K. van, Bolker, B., Brooks, M., 2017. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder.

Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146, 579–600. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x

Princé, K., Benjamin Zuckerberg, 2015. Climate change in our backyards: the reshuffling of North America's winter bird communities. Glob. Change Biol. 21, 572–585. doi:10.1111/gcb.12740

R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reynolds, S.J., Galbraith, J.A., Smith, J.A., Jones, D.N., 2017. Garden Bird Feeding: Insights and Prospects from a North-South Comparison of This Global Urban Phenomenon. Front. Ecol. Evol. 5. doi:10.3389/fevo.2017.00024

Robinson, R.A., Siriwardena, G.M., Crick, H.Q., 2005. Size and trends of the House Sparrow Passer domesticus population in Great Britain. Ibis 147, 552–562. doi:10.1111/j.1474-919x.2005.00427.x

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. Ecography 447–454. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb00581.x

Salewski, V., Hochachka, W.M., Fiedler, W., 2013. Multiple Weather Factors Affect Apparent Survival of European Passerine Birds. PLoS ONE 8, e59110. doi:10.1371/journal.pone.0059110

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? Ibis 150, 585–595. doi:10.1111/j.1474-919X.2008.00828.x

Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., 2004. Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. Ibis 146, 144–154. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00366.x

Soykan, C.U., Sauer, J., Schuetz, J.G., LeBaron, G.S., Dale, K., Langham, G.M., 2016. Population trends for North American winter birds based on hierarchical models. Ecosphere 7, e01351. doi:10.1002/ecs2.1351

Swanson, D.L., 2010. Seasonal Metabolic Variation in Birds: Functional and Mechanistic Correlates, in: Thompson, C.F. (Ed.), Current Ornithology Volume 17. Springer New York, New York, NY, pp. 75–129. doi:10.1007/978-1-4419-6421-2_3

Teillard, F., Allaire, G., Cahuzac, E., Léger, F., Maigné, E., Tichit, M., 2012. A novel method for mapping agricultural intensity reveals its spatial aggregation: Implications for conservation policies. Agric. Ecosyst. Environ. 149, 135–143. doi:10.1016/j.agee.2011.12.018

UICN, 2016. UICN - La Liste Rouge des espèces menacées en France: Oiseaux de France métropolitaine.

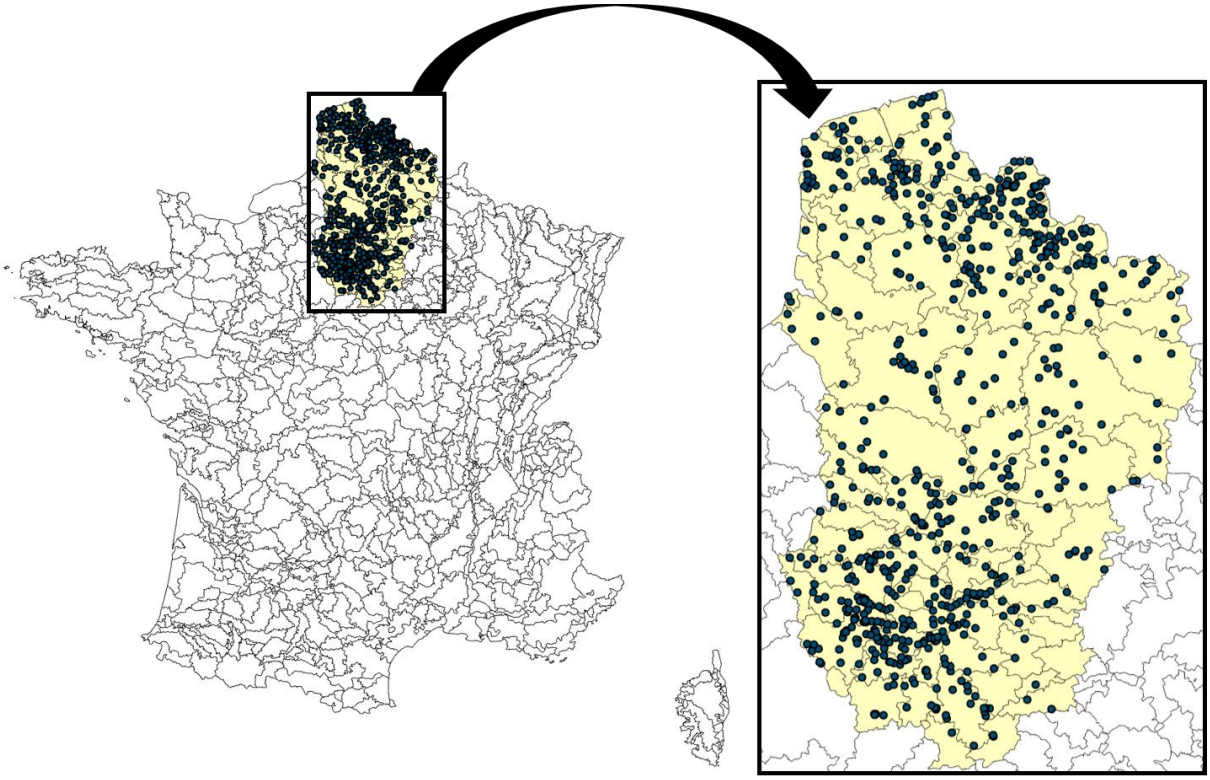
Wells, J.V., Rosenberg, K.V., Dunn, E.H., Tessaglia-Hymes, D.L., Dhondt, A.A., 1998. Feeder Counts as Indicators of Spatial and Temporal Variation in Winter Abundance of Resident Birds. J. Field Ornithol. 577–586.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016a. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. Methods Ecol. Evol. 7, 636–645. doi:10.1111/2041-210X.12577

Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016b. Beginner's Guide to Zero-inflated Models with R. Highland Statistics Limited.

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

Appendix A: Supplementary Material and Methods



APPENDIX A – FIGURE A.1: GARDEN SITES: SPATIAL DISTRIBUTION ACROSS THE FRANCE OF THE 787 GARDEN SITES OF THE FRENCH NATIONAL GARDEN BIRDWATCH SCHEME WHICH WHERE CORRECTLY SURVEYED AND AT LEAST ONCE DURING THE FIVE YEARS OF ANNUAL NATIONAL WINTER BIRD COUNT, IN THE REGIONAL SUBSET OF THE STUDY (TWO REGIONS: THE HAUTS-DE-FRANCE AND THE ÎLE-DE-FRANCE). THE SMALL AGRICULTURAL REGION (SAR) BOUNDARY ARE DRAWING.

APPENDIX A – TABLE A.2: BIRD SPECIES: NUMBER OF SITES WHERE A SPECIE WAS RECORDED EACH YEAR AND TOTAL COUNT (SUM OF ALL ABUNDANCE) PER SPECIES PER YEAR, WITH TOTALS FOR THE FIVE YEARS (FROM 2013 TO 2017) DURING THE ANNUAL NATIONAL WINTER BIRD COUNT IN THE REGIONAL SUBSET OF THE STUDY (TWO REGIONS: THE HAUTS-DE-FRANCE AND THE ÎLE-DE-FRANCE). THE TOTAL NUMBER OF GARDENS WHICH RECORDED BIRDS COUNTS AT LEAST ONCE YEAR WAS 787 AND THE TOTAL NUMBER OF BIRDS COUNTED WAS 29328.

	Species Trophic Index (STrI)	Sites where the species occurred						Sum of abundance per species					
		2013	2014	2015	2016	2017	**All years**	2013	2014	2015	2016	2017	**All years**
Aegithalos caudatus (Long-tailed Tit)	1.95	11	16	19	25	41	112	61	70	84	95	154	464
Carduelis carduelis (Goldfinch)	1.05	31	30	25	49	62	197	182	114	88	341	259	984
Chloris chloris (European Greenfinch)	1.05	50	57	44	67	88	306	274	284	147	440	308	1453
Columba palumbus (Wood Pigeon)	1.01	28	60	42	51	112	293	69	138	110	144	305	766
Corvus corone (Carrion Crow)	1.51	14	31	15	20	53	133	25	82	64	36	147	354
Cyanistes caeruleus (Blue Tit)	1.80	95	143	116	152	249	755	402	589	431	753	938	3113
Dendrocopos major (Great Spotted Woodpecker)	1.70	24	14	14	23	32	107	35	16	18	28	38	135
Erithacus rubecula (European Robin)	1.83	104	131	127	141	291	794	156	156	162	182	415	1071
Fringilla coelebs (Chaffinch)	1.10	98	133	98	124	206	659	707	564	402	624	684	2981
Fringilla montifringilla (Brambling)	1.25	28	9	3	7	4	51	194	21	8	31	7	261
Garrulus glandarius (Eurasian Jay)	1.72	17	14	18	20	30	99	23	23	30	30	37	143
Lophophanes cristatus (Crested Tit)	1.60	14	21	18	29	34	116	21	37	28	59	48	193
Parus major (Great Tit)	1.85	107	154	130	159	266	816	533	613	440	788	874	3248
Passer domesticus (House Sparrow)	1.20	90	125	100	114	207	636	745	1186	906	1127	1606	5570
Passer montanus (Tree Sparrow)	1.15	11	6	3	6	17	43	35	25	20	43	91	214
Periparus ater (Coal Tit)	1.60	14	13	10	24	7	68	26	19	16	41	9	111
Pica pica (Black-billed Magpie)	1.51	34	55	35	49	114	287	48	115	70	92	225	550
Picus viridis (Green Woodpecker)	2.00	11	22	20	24	26	103	13	25	24	27	28	117
Poecile palustris (Marsh Tit)	1.70	22	33	15	42	63	175	34	51	30	81	101	297
Prunella modularis (Dunnock)	1.50	56	68	62	77	133	396	98	120	88	124	190	620
Sitta europaea (Nuthatch)	1.63	21	12	12	34	43	122	32	16	18	50	70	186
Streptopelia decaocto (Collared Dove)	1.00	67	108	83	102	191	551	192	400	281	377	533	1783
Sturnus vulgaris (European Starling)	1.50	41	40	42	48	131	302	218	284	258	327	843	1930
Troglodytes troglodytes (Wren)	2.00	31	36	43	39	78	227	36	43	56	44	87	266
Turdus merula (Blackbird)	1.60	113	142	133	145	290	823	365	361	388	384	836	2334
Turdus philomelos (Song Thrush)	1.57	26	9	26	16	44	121	30	12	33	28	81	184
All species	-	119	178	148	177	325	**787**	4554	5364	4200	6296	8914	**29328**

Appendix A.3: Details on model's specifications and validations

To model variations in bird abundances, we used Generalized Linear Mixed Models (GLMM) with a log link function (Zuur et al., 2009). Each performed models always presented the same six following parameters as covariates to control the observational process (to deal with potential biases in counts reported and further standardized count data) : the garden area (log-transformed as we expect a saturation of the observation effort with space), the distance to the closest farmed field and to the closest forest, and the three standardized covariates (centered and reduced): the daily mean temperature, the daily sum of precipitations of the count session, and the Production Intensity index (PI). To account for the non-independence of our data set, we always considered the garden identity as a random effect (Zuur et al., 2009). So, all the general structure of all the following models were:

Species Abundance ~ log(garden area) + distance to the closest farmed field + distance to the closest forest + daily mean temperature + daily sum of precipitations + PI + random(garden identity)

We did not add as covariates the latitude or the longitude of garden identity to consider the potential spatial correlation structure, as the PI index for our regional subset followed a gradient from the south to the north of the subset (garden identity in the two French regions used here), and so is highly correlated with longitude. But, as spatial autocorrelation can influence inference from statistical models (Mauricio Bini et al., 2009), we checked that none exists using the residuals of the GLMM and Moran's I correlogram; and as none where found we did not consider it. Due to the nature of our data, we a priori expected to find large variation in the count data within and between species, as well as many zeroes (i.e. several gardens per year where a species was not observed, and so zero-inflation). As expected, the dispersion statistic (Zuur & Ieno, 2016a, 2016b) of the Poisson Generalized Linear Mixed Models (PGLMM) firstly fitted to the data showed that the models were overdispersed. Hence, we then fitted the next models in complexity, a Negative Binomial GLMMs (NB-GLMM) (Zuur & Ieno, 2016b). However, the zero-inflation remained as these models did not provide a good fit after models

checking (checking for overdispersion, heterogeneity and residual patterns and non-linearity) meaning we need to fit a zero-inflated model; what we have done adding "species" as a parameter of zero-inflation to ours NB-GLMM (Brooks et al., 2017). Following this global structure, several Zero-Inflated Negative Binomial GLMM (ZINB-GLMM) were then fitted using the 'glmmTMN' package which is very useful to run zero-inflated overdispersed models (Magnusson et al., 2017).

Supplementary References – Appendix A:

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling Zero-Inflated Count Data With glmmTMB. bioRxiv. doi:10.1101/132753

Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., Bentham, K. van, Bolker, B., Brooks, M., 2017. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder.

Mauricio Bini, L., Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L.V.B., Akre, T.S.B., Albaladejo, R.G., Albuquerque, F.S., Aparicio, A., Araújo, M.B., Baselga, A., Beck, J., Isabel Bellocq, M., Böhning-Gaese, K., Borges, P.A.V., Castro-Parga, I., Khen Chey, V., Chown, S.L., de Marco, Jr, P., Dobkin, D.S., Ferrer-Castán, D., Field, R., Filloy, J., Fleishman, E., Gómez, J.F., Hortal, J., Iverson, J.B., Kerr, J.T., Daniel Kissling, W., Kitching, I.J., León-Cortés, J.L., Lobo, J.M., Montoya, D., Morales-Castilla, I., Moreno, J.C., Oberdorff, T., Olalla-Tárraga, M.Á., Pausas, J.G., Qian, H., Rahbek, C., Rodríguez, M.Á., Rueda, M., Ruggiero, A., Sackmann, P., Sanders, N.J., Carina Terribile, L., Vetaas, O.R., Hawkins, B.A., 2009. Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. Ecography 32, 193–204. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05717.x

Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016a. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. Methods Ecol. Evol. 7, 636–645. doi:10.1111/2041-210X.12577

Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016b. Beginner's Guide to Zero-inflated Models with R. Highland Statistics Limited.

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

Appendix B: Supplementary Results

Table B1. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model i.a.) after performing model selection eliminating the non-significant interaction*. In part (a) variables to correct for bias in the observational process; in part (b) the continuous species variable (trophic index STrI) and its interaction with the Production Intensity index (PI); in part (c) the inter-annual variation using the year as a continuous covariate (n = 5 years). The garden identity (n = 787 gardens) and the species identity (n = 26 species) were used as random effect terms. Significant effects in bold (p-value < 0.05).

*The interaction between the trophic index (STrI) and year (the inter-annual variation as a continuous variable, i.e. "STrI x factor(Year)") was not significant, so excluded from the final model.

		Parameter estimate	Standard Error	p-value
a)	Intercept	-0.232141	0.200362	0.2466
	log(garden area)	**0.303124**	**0.037245**	**<0.001**
	Distance to closest farmed field	-0.027642	0.018433	0.1337
	Distance to closest forest	-0.019525	0.018041	0.2791
	Daily mean temperature	-0.014555	0.016217	0.3694
	Daily sum of precipitation	0.019350	0.015362	0.2078
	Production Intensity index (PI)	**0.104044**	**0.021749**	**<0.001**
b)	Species Tropix index (STrI)	**-0.530792**	**0.170897**	**0.002**
	PI*STrI	**-0.040579**	**0.009638**	**<0.001**
c)	Year	-0.014081	0.012484	0.2594

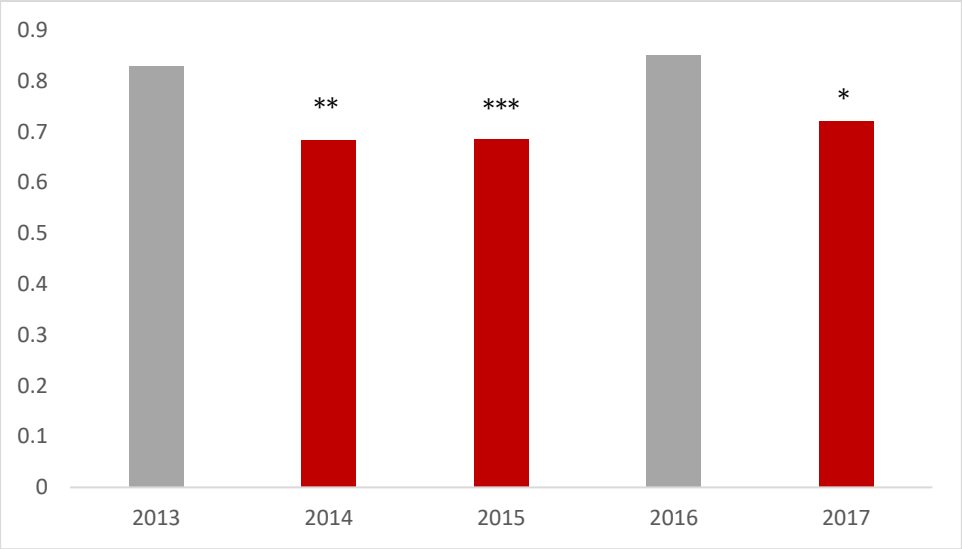


Figure B1: Back-transformed regression estimates of the inter-annual variation parameters (the year as categorical variable with five levels) for the ZINB-GLMM (model ii.a.) presented in Table 1 (main text). The results presented used the first year (2013) as a base level. *: p-value < 0.05, **: p-value < 0.01 and ***: p-value < 0.001 were used to highlight the years which were significantly different from the base level (the year "2013"). Bar color: grey for base level and level without significant effect, red for negative significant effect.

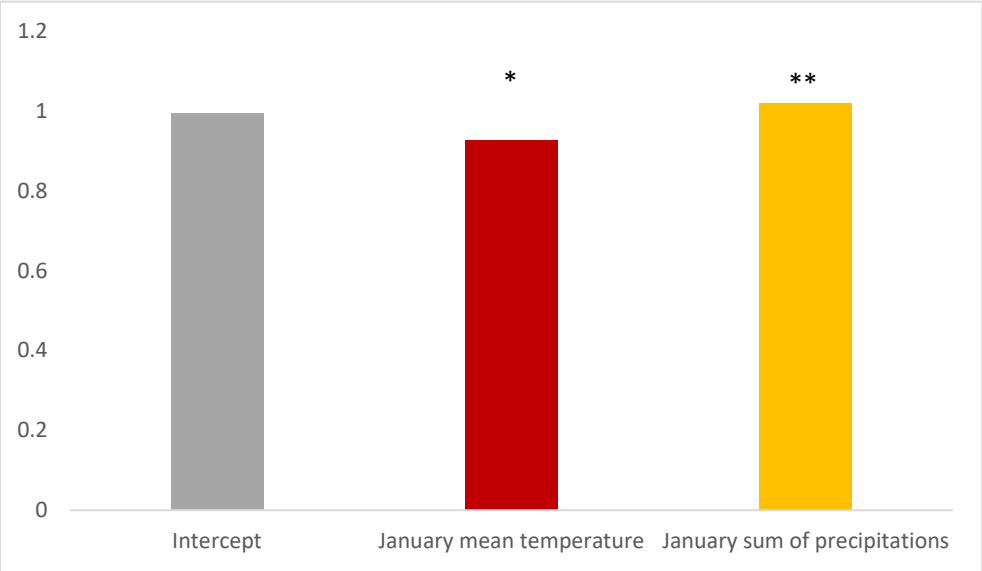


Figure B2: Back-transformed regression estimates of the inter-annual variation parameters (the January men temperature and the January sum of precipitations) for the ZINB-GLMM (model iii.a.) presented in Table 2 (main text). *: p-value < 0.05 and **: p-value < 0.01 were used to highlight the years which were significantly different from the intercept. Bar color: grey for base level and level without significant change, red for negative significant effect, yellow of positive significant effect.

Table B2a. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model i.b). Estimated regression parameters for interactions with the Production Intensity (PI) and the inter-annual variation ("Year" as a continuous covariate) were reported in Table B2b. Here in Table B2a) variables to correct for bias in the observational process; whereas in Table B2b) the inter-annual variable "Year" as a continuous covariate in interaction with the species. Here we present the results using *Passer domesticus* (the House sparrow) as a base level so, the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species (n = 26 species) (Zuur & Ieno, 2016). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. Significant effects in bold (p-value < 0.05).

	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.1459402**	**0.1301634**	**<0.001**
log(garden area)	**0.3050573**	**0.0374150**	**<0.001**
Distance to closest farmed field	-0.0214537	0.0185397	0.247
Distance to closest forest	-0.0146421	0.0181267	0.419
Daily mean temperature	-0.0106040	0.0161552	0.512
Daily sum of precipitation	0.0211820	0.0153358	0.167

Table B2b. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model i.b) (estimated regression parameters to deal with observational process were reported in Table B2a). The species identity ("Species") was used as a categorical covariate (with 26 levels, n = 26 species). The table presents the interaction between "Species" and the Production Intensity (PI), and between the "Species" and the "Year", as a continuous covariate (inter-annual variation, n = 5 years). The results used *Passer domesticus* (the House Sparrow) as a base level; the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species (Zuur & Ieno, 2016). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. Significant effects in bold (p-value < 0.05).

				Interaction "Species × PI"			**Interaction "Species × Year"**		
Species names	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept (Passer domesticus)	**1.1459402**	**0.1301634**	**<0.001**	**0.0949809**	**0.0349498**	**0.007**	**0.0736899**	**0.0232425**	**0.002**
Aegithalos caudatus	**-0.6040686**	**0.2571481**	**0.019**	-0.0323235	0.0835423	0.699	-0.0754926	0.0670490	0.260
Carduelis carduelis	**-0.7191447**	**0.1736559**	**<0.001**	-0.0675874	0.0683121	0.322	-0.0276505	0.0469083	0.556
Chloris chloris	**-0.3668884**	**0.1405663**	**0.009**	0.0137150	0.0568995	0.810	**-0.1435628**	**0.0393924**	**<0.001**
Columba palumbus	**-1.4262811**	**0.1732558**	**<0.001**	**-0.1441672**	**0.0619144**	**0.020**	-0.0263081	0.0446103	0.555
Corvus corone	**-1.4674589**	**0.2377636**	**<0.001**	0.1193143	0.0947795	0.208	-0.0261243	0.0625333	0.676
Cyanistes caeruleus	**-0.4530896**	**0.1079853**	**<0.001**	**-0.1230299**	**0.0406221**	**0.002**	**-0.0829446**	**0.0295860**	**0.005**
Dendrocopos major	**-2.5964317**	**0.2798330**	**<0.001**	0.1343081	0.0961635	0.163	**-0.2694525**	**0.0673325**	**<0.001**
Erithacus rubecula	**-1.6633091**	**0.1253890**	**<0.001**	-0.0615522	0.0466401	0.187	-0.0354817	0.0337165	0.293
Fringilla coelebs	-0.0754779	0.1076525	0.483	0.0786085	0.0420893	0.062	**-0.2177560**	**0.0300075**	**<0.001**
Fringilla montifringilla	0.1279839	0.2401352	0.594	0.0418341	0.1088075	0.701	**-0.6030139**	**0.0955382**	**<0.001**
Garrulus glandarius	**-2.4619896**	**0.3076575**	**<0.001**	0.1854931	0.0977533	0.058	-0.1636617	0.0712027	0.022
Lophophanes cristatus	**-1.6911848**	**0.2802139**	**<0.001**	-0.1056075	0.1077864	0.327	**-0.1787207**	**0.0703490**	**0.011**
Parus major	**-0.2327498**	**0.1051609**	**0.0269**	**-0.1195033**	**0.0400489**	**0.003**	**-0.1413303**	**0.0289510**	**<0.001**
Passer montanus	-0.5612675	0.3435213	0.102	-0.0243890	0.1357684	0.857	-0.0257397	0.0851567	0.762
Periparus ater	**-1.2663267**	**0.3231760**	**<0.001**	0.1281937	0.1218774	0.293	**-0.3880335**	**0.0867989**	**<0.001**
Pica pica	**-1.8357296**	**0.1763621**	**<0.001**	**-0.1764680**	**0.0667211**	**0.008**	-0.0158379	0.0455647	0.728
Picus viridis	**-2.8059106**	**0.5342295**	**<0.001**	0.1363041	0.0989022	0.168	**-0.1981835**	**0.0712308**	**0.005**
Poecile palustris	**-2.0051193**	**0.2232157**	**<0.001**	0.1074116	0.0931131	0.249	-0.0868217	0.0556352	0.119
Prunella modularis	**-1.8135241**	**0.1475276**	**<0.001**	0.0785364	0.0560439	0.161	**-0.1154471**	**0.0396576**	**0.003**
Sitta europaea	**-2.2969679**	**0.2784407**	**<0.001**	**-0.2384107**	**0.1065396**	**0.025**	-0.0988963	0.0658837	0.133
Streptopelia decaocto	**-1.1050005**	**0.1255351**	**<0.001**	**0.2236613**	**0.0459590**	**<0.001**	-0.0533819	0.0331923	0.108
Sturnus vulgaris	**-0.4220627**	**0.1458523**	**0.004**	0.0359157	0.0546342	0.511	-0.0002838	0.0378847	0.994
Troglodytes troglodytes	**-2.6763702**	**0.1945352**	**<0.001**	**0.2687143**	**0.0709287**	**<0.001**	**-0.1191895**	**0.0517213**	**0.021**
Turdus merula	**-0.9312226**	**0.1093201**	**<0.001**	**0.0817286**	**0.0410746**	**0.047**	-0.0492304	0.0296296	0.097
Turdus philomelos	**-2.8556497**	**0.2839733**	**<0.001**	**0.3730249**	**0.0902456**	**<0.001**	-0.0226177	0.0642040	0.725

Table B3a. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model ii.b). Here in Table B3a) variables to correct for bias in the observational process; whereas in Table B3b) the estimated regression parameters for interaction between "Species" and the PI and in Table B3c) were reported the estimated regression parameters for interaction between "Species" and the inter-annual variable "Year" as a categorical covariate (with five levels). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. Here we present the results using *Passer domesticus* (House sparrow) and the first year (2013) as a base level so, the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species and years (Zuur & Ieno, 2016).

	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.322453**	**0.135482**	**<0.001**
log(garden area)	**0.312680**	**0.036810**	**<0.001**
Distance to closest farmed field	-0.020724	0.018230	0.256
Distance to closest forest	-0.011534	0.017795	0.517
Daily mean temperature	-0.054432	0.030516	0.074
Daily sum of precipitation	0.007538	0.016802	0.654

Table B3b. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model ii.b) (estimated regression parameters to deal with observational process were reported in Table B3a and estimated regression parameters for interactions with the inter-annual variation were reported in Table B3c). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. Here we present the results using *Passer domesticus* (the House sparrow) and the first year (2013) as a base level so, the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species and years (Zuur & Ieno, 2016).

				Interaction "Species × PI"		
Species names	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.322453**	**0.135482**	**<0.001**	**0.074273**	**0.034958**	**0.034**
Aegithalos caudatus	**-0.778886**	**0.271758**	**0.004**	-0.008739	0.087727	0.921
Carduelis carduelis	**-0.771321**	**0.168024**	**<0.001**	-0.076270	0.068459	0.265
Chloris chloris	**-0.608519**	**0.139879**	**<0.001**	0.051760	0.057583	0.369
Columba palumbus	**-1.677083**	**0.198123**	**<0.001**	**-0.142972**	**0.062407**	**0.022**
Corvus corone	**-2.062460**	**0.288004**	**<0.001**	0.109365	0.094413	0.247
Cyanistes caeruleus	**-0.688640**	**0.114053**	**<0.001**	0.184595	0.095210	0.053
Dendrocopos major	**-2.991797**	**0.400740**	**<0.001**	-0.062058	0.046889	0.186
Erithacus rubecula	**-1.647336**	**0.129500**	**<0.001**	0.078995	0.042202	0.061
Fringilla coelebs	**-0.252393**	**0.111059**	**0.023**	0.013957	0.110657	0.900
Fringilla montifringilla	**-0.493256**	**0.198668**	**0.013**	**0.231773**	**0.097128**	**0.017**
Garrulus glandarius	**-2.973844**	**0.294622**	**<0.001**	0.051044	0.122909	0.678
Lophophanes cristatus	**-2.340569**	**0.313074**	**<0.001**	**-0.117222**	**0.040684**	**0.004**
Parus major	**-0.431445**	**0.109685**	**<0.001**	-0.156049	0.109001	0.152
Passer montanus	**-0.832441**	**0.301435**	**0.005**	**-0.098051**	**0.040152**	**0.015**
Periparus ater	**-2.121656**	**0.303865**	**<0.001**	0.136685	0.093327	0.143
Pica pica	**-2.213157**	**0.195671**	**<0.001**	0.023249	0.136553	0.865
Picus viridis	**-3.889677**	**0.347417**	**<0.001**	**-0.134564**	**0.066626**	**0.043**
Poecile palustris	**-2.346424**	**0.235460**	**<0.001**	0.180412	0.097422	0.064
Prunella modularis	**-2.055118**	**0.149853**	**<0.001**	0.096492	0.055438	0.082
Sitta europaea	**-2.345493**	**0.260150**	**<0.001**	**-0.249331**	**0.107898**	**0.021**
Streptopelia decaocto	**-1.460357**	**0.135932**	**<0.001**	**0.284820**	**0.046068**	**<0.001**
Sturnus vulgaris	**-0.550198**	**0.149783**	**<0.001**	0.069755	0.055517	0.209
Troglodytes troglodytes	**-3.014229**	**0.200144**	**<0.001**	**0.323483**	**0.070184**	**<0.001**
Turdus merula	**-0.938915**	**0.113520**	**<0.001**	**0.097599**	**0.041064**	**0.017**
Turdus philomelos	**-2.887509**	**0.264429**	**<0.001**	**0.425067**	**0.090152**	**<0.001**

Table B3c. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model ii.b) (estimated regression parameters to deal with observational process and the interaction of "Species" with the Production Intensity (PI) were reported in Table B3a&B3b). "Species" was used as a categorical covariate (with 26 levels, n = 26 species). The table presents the interaction between "Species" and the "Year", as a categorical variable (inter-annual variation, n = 5 years). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. The results used *Passer domesticus* (the House Sparrow) and the year 2013 as a base level; the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species and years (Zuur & Ieno, 2016). Significant effects in bold (p-value < 0.05).

				Interaction "Species × 2014"			**Interaction "Species × 2015"**			**Interaction "Species × 2016"**			**Interaction "Species × 2017"**		
Species names	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.322453**	**0.135482**	**<0.001**	0.182222	0.119335	0.127	0.084728	0.116218	0.466	0.099957	0.137642	0.468	0.017816	0.112166	0.874
Aegithalos caudatus	**-0.778886**	**0.271758**	**0.004**	-0.342995	0.351694	0.329	-0.203581	0.342631	0.552	-0.078600	0.332646	0.813	0.029166	0.313171	0.926
Carduelis carduelis	**-0.771321**	**0.168024**	**<0.001**	**-0.643730**	**0.241250**	**0.008**	-0.454700	0.254962	0.075	0.322599	0.211539	0.127	-0.094424	0.208562	0.651
Chloris chloris	**-0.608519**	**0.139879**	**<0.001**	**-0.420569**	**0.188211**	**0.025**	**-0.697158**	**0.206766**	**<0.001**	0.098493	0.181839	0.588	**-0.520579**	**0.176747**	**0.003**
Columba palumbus	**-1.677083**	**0.198123**	**<0.001**	-0.135422	0.239150	0.571	0.057875	0.252804	0.819	0.172892	0.242633	0.476	0.255493	0.219766	0.245
Corvus corone	**-2.062460**	**0.288004**	**<0.001**	0.340839	0.336262	0.311	0.661038	0.368650	0.073	-0.031612	0.370922	0.932	**0.725945**	**0.318041**	**0.022**
Cyanistes caeruleus	**-0.688640**	**0.114053**	**<0.001**	-0.228152	0.146838	0.120	-0.201300	0.154632	0.193	0.160286	0.146697	0.275	-0.128675	0.135667	0.343
Dendrocopos major	**-2.991797**	**0.400740**	**<0.001**	**-1.298425**	**0.334028**	**<0.001**	**-1.000994**	**0.329632**	**0.002**	**-0.620022**	**0.295849**	**0.036**	**-0.811654**	**0.272819**	**0.003**
Erithacus rubecula	**-1.647336**	**0.129500**	**<0.001**	**-0.541724**	**0.173470**	**0.002**	-0.241711	0.177123	0.172	-0.279776	0.171660	0.103	0.062446	0.152971	0.683
Fringilla coelebs	**-0.252393**	**0.111059**	**0.023**	**-0.717579**	**0.145686**	**<0.001**	**-0.753358**	**0.155198**	**<0.001**	**-0.477418**	**0.147292**	**0.001**	**-0.777081**	**0.136168**	**<0.001**
Fringilla montifringilla	**-0.493256**	**0.198668**	**0.013**	**-1.595051**	**0.384751**	**<0.001**	**-1.760994**	**0.559852**	**0.002**	-0.610544	0.414452	0.141	**-2.779948**	**0.481055**	**<0.001**
Garrulus glandarius	**-2.973844**	**0.294622**	**<0.001**	-0.451278	0.357538	0.207	0.098239	0.351590	0.778	-0.033106	0.344560	0.923	-0.186172	0.329067	0.572
Lophophanes cristatus	**-2.340569**	**0.313074**	**<0.001**	-0.246288	0.361334	0.495	-0.101290	0.382091	0.791	0.417117	0.348817	0.232	-0.403765	0.339562	0.234
Parus major	**-0.431445**	**0.109685**	**<0.001**	**-0.463671**	**0.142643**	**0.001**	**-0.463120**	**0.150879**	**0.002**	-0.103921	0.142839	0.467	**-0.418698**	**0.132050**	**0.002**
Passer montanus	**-0.832441**	**0.301435**	**0.005**	-0.328226	0.459226	0.475	0.768737	0.557049	0.168	0.287839	0.444311	0.517	0.292495	0.359196	0.415
Periparus ater	**-2.121656**	**0.303865**	**<0.001**	-0.713109	0.391470	0.069	-0.451527	0.424751	0.288	-0.040136	0.351047	0.909	**-1.827647**	**0.437775**	**<0.001**
Pica pica	**-2.213157**	**0.195671**	**<0.001**	0.289896	0.241687	0.230	0.131926	0.260800	0.613	0.198030	0.247915	0.424	**0.548035**	**0.221010**	**0.013**
Picus viridis	**-3.889677**	**0.347417**	**<0.001**	0.042138	0.364545	0.908	0.261079	0.368806	0.479	0.269273	0.361222	0.456	-0.170597	0.354791	0.631
Poecile palustris	**-2.346424**	**0.235460**	**<0.001**	-0.213643	0.292162	0.465	-0.396292	0.327464	0.226	0.376211	0.280103	0.179	-0.019994	0.264004	0.940
Prunella modularis	**-2.055118**	**0.149853**	**<0.001**	-0.337194	0.194144	0.082	-0.387627	0.205869	0.060	-0.123939	0.194790	0.525	-0.177105	0.178437	0.321
Sitta europaea	**-2.345493**	**0.260150**	**<0.001**	**-1.346604**	**0.368561**	**<0.001**	**-0.750660**	**0.370411**	**0.043**	-0.062085	0.305916	0.839	-0.350021	0.288876	0.226
Streptopelia decaocto	**-1.460357**	**0.135932**	**<0.001**	0.085527	0.167339	0.609	-0.007527	0.175449	0.966	0.221464	0.168758	0.189	0.189954	0.156271	0.224
Sturnus vulgaris	**-0.550198**	**0.149783**	**<0.001**	-0.102173	0.206803	0.621	0.040100	0.209838	0.848	0.031429	0.203207	0.877	0.321755	0.173280	0.063
Troglodytes troglodytes	**-3.014229**	**0.200144**	**<0.001**	-0.372399	0.263389	0.157	-0.023010	0.255776	0.928	-0.299781	0.262465	0.253	-0.046725	0.234057	0.842
Turdus merula	**-0.938915**	**0.113520**	**<0.001**	**-0.561433**	**0.149660**	**<0.001**	-0.184163	0.154441	0.233	**-0.365185**	**0.150079**	**0.015**	0.010810	0.134945	0.936
Turdus philomelos	**-2.887509**	**0.264429**	**<0.001**	**-1.187385**	**0.389399**	**0.002**	-0.183418	0.321225	0.568	-0.384696	0.326867	0.239	0.234765	0.277784	0.398

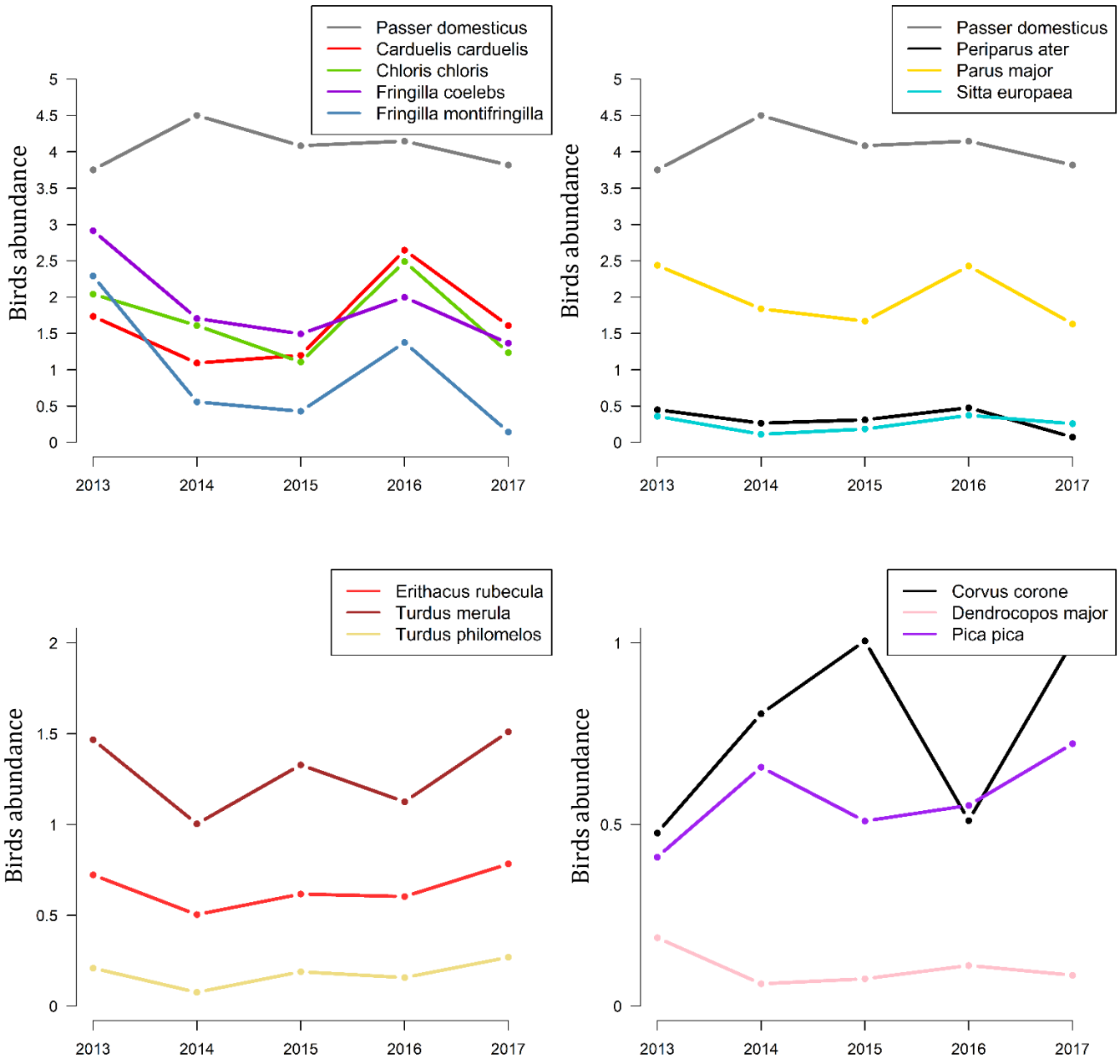


Figure B3: Year-to-year abundance variations for 15 species which have at least once year different from the year 2013 (result from the ZINB-GLMM-model ii.b) (see Table B3c), using "Year" as a categorical variable (inter-annual variation, n = 5 years). The garden identity (n = 787 gardens) was used as random effect terms. The results used *Passer domesticus* (House Sparrow) and the year 2013 as a base level.

Table B4a. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model iii.b). Here in Table B4a variables to correct for bias in the observational process; whereas the estimated regression parameters for interactions were reported in Table B4b. The garden identity (n = 787 gardens) and the year (n = 5 years) were used as random effect terms. The species was used as a categorical covariate (with 26 levels, n = 26 species) and we presented the results using *Passer domesticus* (the House sparrow) as a base level (intercept = *Passer domesticus*). Significant effects in bold (p-value < 0.05).

	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.448173**	**0.114856**	**<0.001**
log(garden area)	**0.309181**	**0.036576**	**<0.001**
Distance to closest farmed field	-0.019847	0.018147	0.274
Distance to closest forest	-0.012637	0.017683	0.475
Daily mean temperature	-0.028381	0.028219	0.315
Daily sum of precipitations	0.020221	0.016457	0.219

Table B4b. Estimated regression parameters, standard errors and p-values for the ZINB-GLMM (model iii.b) (estimated regression parameters to deal with observational process were reported in Table B4a). The "Species" was used as a categorical covariate (with 26 levels, n = 26 species). Interaction of "Species" with the Production Intensity index (PI) and with the inter-annual variation (the January sum of precipitation and the January men temperature) were presented. The garden identity (n = 787 gardens) and the year (n = 5 years) was used as random effect terms. Here we present the results using *Passer domesticus* (the House Sparrow) as a base level; the p-values showed are the corrections for the intercept for the other species (Zuur & Ieno, 2016). Significant effects in bold (p-value < 0.05).

				Interaction « Species × PI »			**Interaction « Species × January mean temperature »**			**Interaction « Species × January sum of precipitations »**		
Species names	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value	Parameter estimate	Standard Error	p-value
Intercept	**1.448173**	**0.114856**	**<0.001**	0.007762	0.041048	0.850	-0.123045	0.068267	0.071	**0.148234**	**0.053020**	**0.005**
Aegithalos caudatus	**-0.909906**	**0.094909**	**<0.001**	-0.008760	0.104848	0.933	-0.123489	0.148050	0.404	0.008459	0.148566	0.955
Carduelis carduelis	**-0.891955**	**0.071748**	**<0.001**	-0.129859	0.080124	0.105	**-0.227677**	**0.102773**	**0.027**	0.168596	0.106725	0.114
Chloris chloris	**-0.898182**	**0.061953**	**<0.001**	0.070471	0.069701	0.312	0.149063	0.086959	0.086	-0.090556	0.087391	0.300
Columba palumbus	**-1.544398**	**0.071555**	**<0.001**	-0.081480	0.081652	0.318	-0.032406	0.089163	0.716	-0.100110	0.107526	0.352
Corvus corone	**-1.603484**	**0.101201**	**<0.001**	0.201444	0.136544	0.140	-0.112003	0.147436	0.447	-0.110522	0.212073	0.602
Cyanistes caeruleus	**-0.801030**	**0.045013**	**<0.001**	**-0.103894**	**0.049656**	**0.036**	0.017820	0.062310	0.775	-0.014204	0.066153	0.830
Dendrocopos major	**-3.630930**	**0.193368**	**<0.001**	**0.274001**	**0.116312**	**0.018**	-0.053041	0.151028	0.725	-0.171671	0.165771	0.300
Erithacus rubecula	**-1.825794**	**0.050432**	**<0.001**	0.039900	0.056979	0.484	-0.036401	0.072803	0.617	**-0.219892**	**0.078428**	**0.005**
Fringilla coelebs	**-0.831719**	**0.047573**	**<0.001**	**0.184402**	**0.050514**	**<0.001**	0.101257	0.064121	0.114	**-0.176560**	**0.066617**	**0.008**
Fringilla montifringilla	**-1.140961**	**0.172008**	**<0.001**	0.138995	0.136299	0.308	0.106395	0.250533	0.671	**-0.548003**	**0.241075**	**0.023**
Garrulus glandarius	**-3.138395**	**0.191315**	**<0.001**	**0.279326**	**0.120222**	**0.020**	0.021143	0.154700	0.891	-0.090043	0.158486	0.570
Lophophanes cristatus	**-2.477773**	**0.144994**	**<0.001**	-0.229634	0.164509	0.163	0.130473	0.153588	0.396	0.151759	0.197281	0.442
Parus major	**-0.761496**	**0.043395**	**<0.001**	-0.024830	0.048903	0.612	0.109971	0.061328	0.073	**-0.145912**	**0.065436**	**0.026**
Passer montanus	**-0.844854**	**0.180181**	**<0.001**	-0.021121	0.141919	0.882	**-0.435223**	**0.197145**	**0.027**	0.331207	0.194701	0.089
Periparus ater	**-2.684037**	**0.189419**	**<0.001**	0.110247	0.176330	0.532	0.340441	0.191174	0.075	0.020919	0.216448	0.923
Pica pica	**-2.034747**	**0.084876**	**<0.001**	0.171090	0.093256	0.067	**0.376183**	**0.102835**	**<0.001**	**-0.750275**	**0.141609**	**<0.001**
Picus viridis	**-3.769205**	**0.183441**	**<0.001**	**0.303355**	**0.124173**	**0.015**	**0.318983**	**0.157260**	**0.043**	-0.280527	0.181754	0.123
Poecile palustris	**-2.448144**	**0.116691**	**<0.001**	-0.054680	0.124844	0.661	-0.163412	0.119224	0.170	0.251147	0.130103	0.054
Prunella modularis	**-2.296851**	**0.062215**	**<0.001**	**0.157611**	**0.066859**	**0.018**	0.044024	0.083713	0.599	-0.094890	0.088128	0.282
Sitta europaea	**-2.814361**	**0.151162**	**<0.001**	**-0.330867**	**0.143531**	**0.021**	**-0.335758**	**0.151999**	**0.027**	0.165842	0.169972	0.330
Streptopelia decaocto	**-1.352892**	**0.055306**	**<0.001**	**0.283776**	**0.055307**	**<0.001**	0.011299	0.069244	0.870	-0.005987	0.073134	0.935
Sturnus vulgaris	**-0.468127**	**0.059119**	**<0.001**	-0.034253	0.068851	0.619	**-0.306638**	**0.089390**	**<0.001**	**0.245425**	**0.099546**	**0.014**
Troglodytes troglodytes	**-3.218939**	**0.081869**	**<0.001**	**0.269610**	**0.086729**	**0.002**	-0.169092	0.114186	0.139	0.094519	0.112275	0.400
Turdus merula	**-1.155046**	**0.045230**	**<0.001**	**0.125242**	**0.049409**	**0.011**	**-0.178291**	**0.063766**	**0.005**	-0.027222	0.066448	0.682
Turdus philomelos	**-3.065034**	**0.159654**	**<0.001**	**0.500520**	**0.107572**	**<0.001**	-0.245616	0.151266	0.104	-0.133791	0.144549	0.355

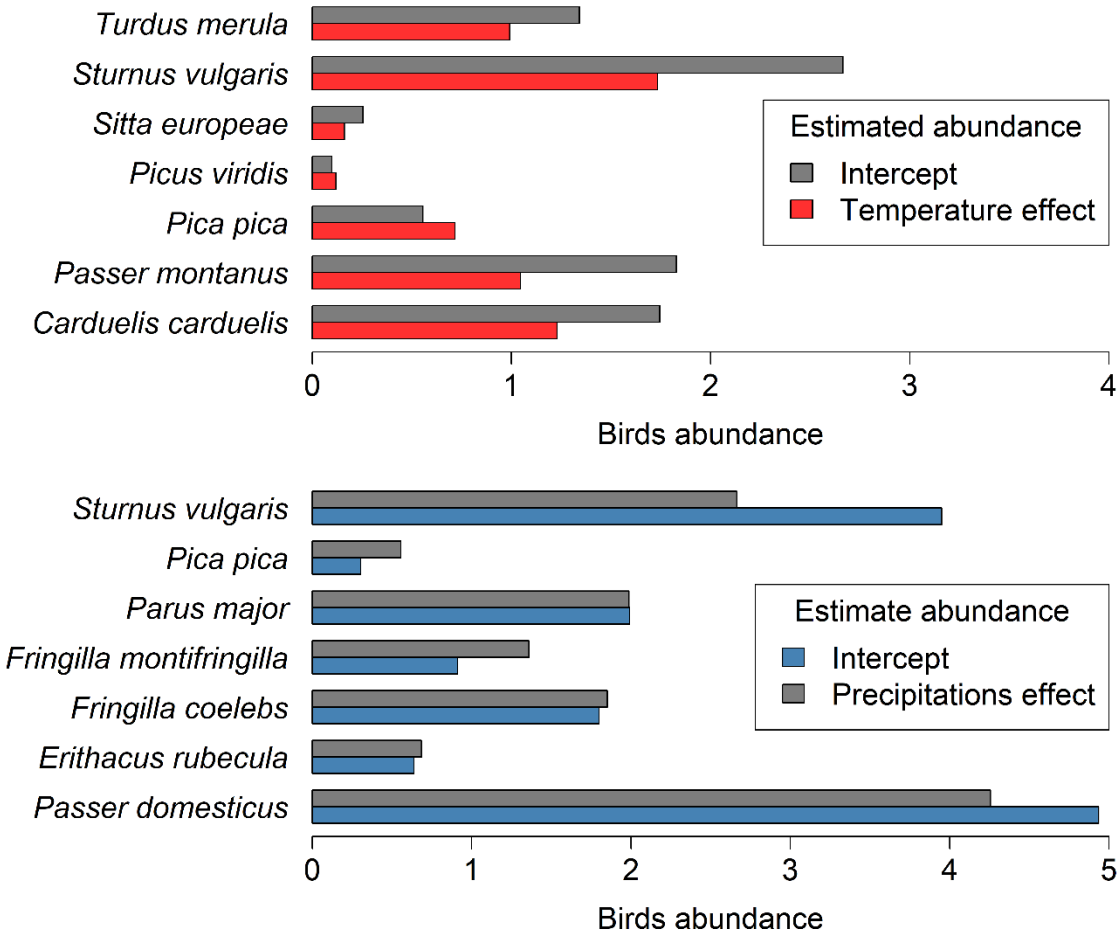


Figure B4: Abundance variations for 12 species which showed a least once significant effect to the January weather conditions (the January mean temperature and the January sum of precipitations) (results from the ZINB-GLMM-model iii.b) (see Table B4c). The garden identity (n = 787 gardens) and the year (n = 5 years) were used as random effect terms. The results used *Passer domesticus* (House Sparrow) as a base level, so significantly of the interactions "Species x January weather conditions" meant that the parameter estimate were significantly different of the parameter estimate for "*Passer domesticus* x January weather conditions".

Réflexions complémentaires du chapitre 2

Limites, résultats supplémentaires et perspectives

A. Justification et limite de l'indice d'intensité de production agricole

Dans la partie réflexions complémentaires du chapitre 1, nous avons discuté d'une faiblesse de l'indice d'Intensité de Production du milieu agricole (PI) lorsqu'il est représenté par le Coût d'Intrants par hectare (IC/ha) pour rendre compte de la disponibilité de graines. L'indice d'Intensité de Production du milieu agricole représenté par le score de Haute Valeur Naturelle (score HNV) semble plus pertinent car il prend en compte la présence d'éléments semi-naturels du paysage (Morelli, 2013; Pointereau et al., 2010) qui devraient permettre de tenir compte des ressources alternatives possibles dans le paysage (Holland et al., 2006) et donc de mieux expliquer les variations d'abondance (Chamberlain et al., 2007; McKenzie et al., 2007). De plus, une autre limite de l'indice IC/ha est son échelle spatiale : il est disponible à l'échelle de la PRA, autrement dit pour des surfaces de 770 km^2 en moyenne : considérant les zones tampons utilisées autour du jardin d'environ 3.4 km^2 (rayon de 1000 m), une échelle plus fine pour cette variable d'intensité serait plus pertinente. Le score HNV, disponible à l'échelle de la commune (surface moyenne de 15 km^2), semble donc plus pertinent pour cette raison également. Nous avons cependant conservé l'IC/ha dans cette partie, pour deux raisons : 1) nous n'avions au début des analyses accès qu'au score HNV pour l'année 2000, qui nous semblait peut pertinent pour des données oiseaux entre 2013 et 2017. 2) Nous avons ensuite obtenu les données HNV de 2010 ; cependant sur les deux régions couvertes par notre analyse (voir la discussion en partie B plus bas), le score HNV de la majorité des communes est très bas (Figure 17), tandis que l'IC/ha présente des valeurs couvrant l'ensemble de la gamme des possibles. Nous avons donc préféré ne pas reprendre nos analyses et garder la variable IC/ha pour ce chapitre pour considérer un échantillonnage de l'Intensité de Production équilibré. Néanmoins, dans le chapitre 3 qui considérera l'ensemble de la France, nous utiliserons le score HNV pour les raisons évoquées plus haut, mais aussi car l'IC/ha ne donne pas de valeurs pour certaines régions telles le Sud et le Sud-Est.

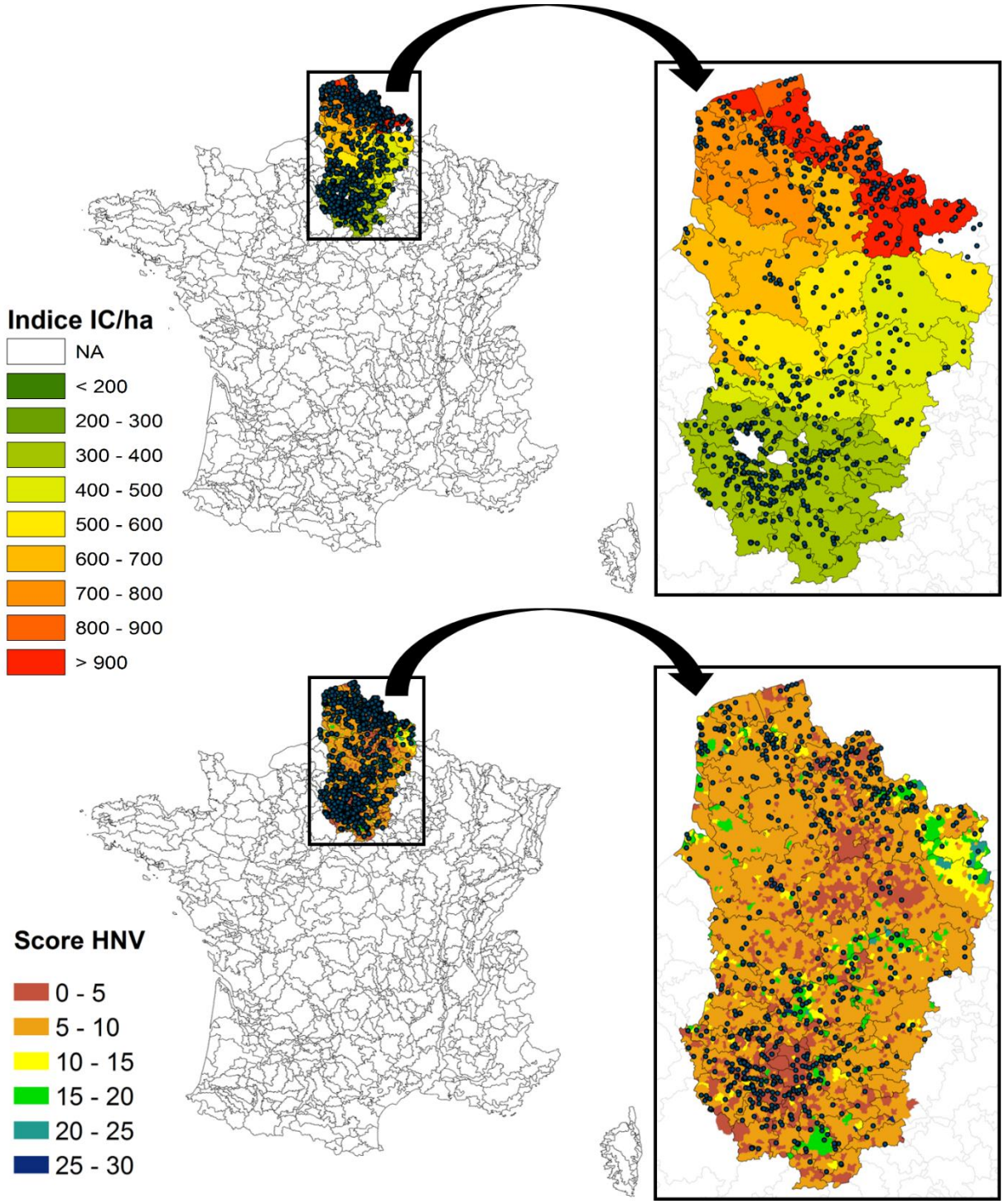


FIGURE 17 : INTENSITÉ DE PRODUCTION POUR LES HAUTS-DE-FRANCE ET L'ÎLE-DE-FRANCE, EXPRIMÉE EN COÛT D'INTRANTS PAR HECTARE À L'ÉCHELLE DE LA PRA (EN HAUT) ET EN SCORE-HNV À L'ÉCHELLE DE LA COMMUNE (EN BAS).

B. Limites de modélisation et restriction géographique

Le chapitre 2 se concentre sur deux régions françaises. Ce choix a été contraint par des difficultés de modélisation. En effet, les nombreux paramètres utilisés dans les modèles pour contrôler l'effort d'observation et l'effet du paysage adjacent, associés au nombre de jardins à l'échelle nationale traités en tant que variables aléatoires nous a contraints à revoir nos ambitions. Initialement, nous désirions utiliser des statistiques bayésiennes (voir **ENCART 2**), qui aurait permis de prendre en compte dans deux processus différents la probabilité de détection et l'effet observateur, puis l'effet du paysage et des variables interannuelles (Kéry and Schaub, 2011). Les statistiques bayésiennes sont de plus conseillées en cas de zéro-inflation (Swallow et al., 2015; Zuur et al., 2012) puisqu'elles permettent de séparer le processus de zéro-inflation du processus de comptage au sens strict (Kéry and Schaub, 2011).

ENCART 2 : POINT BREF SUR LE PRINCIPE DE L'ANALYSE BAYÉSIENNE

Le principe des statistiques bayésiennes est basé sur le théorème de Bayes :

$$\pi(\theta|x) = L(x|\theta)p(\theta)$$

où $p(\theta)$ est la distribution *a priori* des paramètres, $L(x|\theta)$ est la vraisemblance des données x sachant les paramètres, et $\pi(\theta|x)$ est la distribution *a posteriori* des paramètres sachant les données x (King et al., 2009). Les statistiques bayésiennes correspondent donc à une approche qui consiste à estimer les paramètres en fonction de l'information contenue dans les données (vraisemblance) et d'une information préexistante (Kéry and Schaub, 2011) (par exemple une valeur moyenne existante dans la littérature). Des méthodes de Monte Carlo par Chaîne de Markov (MCMC) sont utilisées pour simuler les observations des distributions *a posteriori*. Une période de rodage avec de multiples itérations assure que la chaîne de Markov a atteint sa distribution stationnaire.

Cependant, l'implémentation de nos modèles à travers l'interface JAGS (Plummer, 2016), demandait des temps de calculs beaucoup trop longs pour le cadre de cette thèse (plusieurs mois), sans être certains des résultats obtenus : les modèles bayésiens convergent difficilement quand ils sont mal spécifiés (distributions des paramètres *a priori*) ou peuvent nécessiter un grand nombre d'itérations avant convergence. Même en réduisant considérablement le jeu de données (nombre d'espèces, nombre de sites), cette durée restait beaucoup trop importante. Cette durée

de calcul s'expliquait par le manque d'informations préalables solides sur les paramètres explicatifs du modèle : pour rester peu informatifs sur ces paramètres nous spécifions des distributions *a priori* très vagues pour chacun des paramètres (Gimenez et al., 2009; Kéry and Schaub, 2011), mais aussi car nous avons un grand nombre de facteurs aléatoires (sites) souvent peu répétés (sites suivis qu'une seule fois dans la majorité des cas). Nous avons donc choisi de retourner vers des statistiques plus classiques, rendues possibles grâce à la restriction de la zone géographique et du nombre d'espèces. Nous avons utilisé la librairie « glmmTMB » (Magnusson et al., 2017), reconnue pour réussir à gérer les effets aléatoires à multiples niveaux, pour sa rapidité de calcul et pour la possibilité de prendre en compte à la fois la sur-dispersion des données (en implémentant une loi négative binomiale) et leur zéro-inflation (Brooks et al., 2017). Cette librairie est récente mais a déjà été utilisée dans des analyses similaires de données d'abondance ou de distributions d'oiseaux (Pavón-Jordán et al., 2017; Potvin et al., 2017, 2016).

Il serait intéressant de reconsidérer nos analyses et résultats à l'avenir en regardant si les patterns que nous avons mis en évidence se retrouvent à l'échelle nationale, notamment concernant les tendances au déclin de l'abondance de certaines espèces. Il pourrait être envisagé de réaliser cette approche espèce par espèce, pour les plus intéressantes à étudier.

C. Valorisation des comptages annuels de fin janvier : création d'indicateur

Les nombreuses analyses que nous avons réalisées dans ce chapitre sont complémentaires, permettant de mettre en évidence le déclin pour deux régions de certaines espèces. Grâce au *Grand Weekend de Comptage de fin Janvier,* il est possible de calculer un indicateur d'abondance des oiseaux dans les jardins en hiver. Il est intéressant de noter que ce type d'indicateur peut se calculer de deux façons, cohérentes entre elles. Si l'on considère l'abondance de l'ensemble des espèces à travers un modèle linéaire généralisé mixte avec les espèces en facteur aléatoire et les années en covariable catégorielle fixe, nous obtenons une valeur annuelle moyenne d'abondance d'oiseaux dans les jardins toutes espèces confondues (au moyen

des valeurs back-transformées[2] des paramètres estimés de régression du modèle ii.a présenté Table 2 de l'article 2) : ces valeurs annuelles peuvent être comparées entre elles en utilisant l'année 2013 comme année de référence, et en fixant la valeur de référence à 1 (voir courbe bleue de la Figure 18). Si l'on considère l'abondance annuelle de chaque espèce à travers un Modèle Linéaire Généralisé Mixte utilisant les interactions entre les espèces et les années en covariables factorielles, nous obtenons une valeur d'abondance par espèce et par année (modèle iii.a présenté Table 3 de l'article 2) : ces valeurs peuvent être utilisées (après back-transformation) pour calculer la moyenne géométrique (**ENCART 3**) annuelle d'abondance d'oiseaux dans les jardins (courbe orange de la Figure 18 en utilisant 2013 comme année de référence). Ces deux façons de calculer un indicateur de variation annuelle d'abondance d'oiseaux dans les jardins donnent des résultats très similaires, témoignant de la robustesse des résultats. Ainsi, il sera possible de valoriser sur le long terme les données des comptages de fin Janvier puisqu'ils permettront de calculer un indicateur de variation annuelle d'abondance d'oiseaux dans les jardins. Ce type de méthode est notamment utilisé pour calculer les indicateurs issus du STOC. Cet indicateur pourra être utilisé en complémentarité du SHOC, apportant des informations sur une partie de l'avifaune qui n'est pas du tout suivie actuellement.

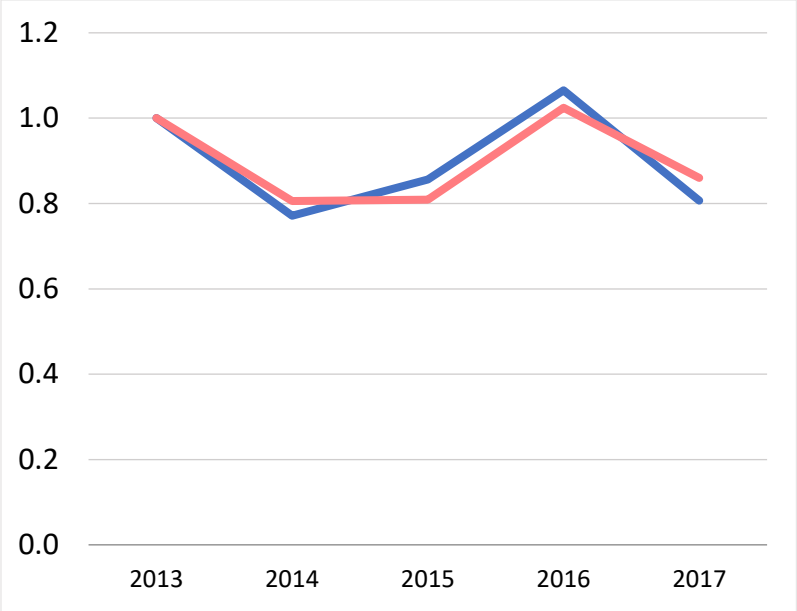


FIGURE 18 : COMPARAISON DES INDICATEURS DE VARIATIONS ANNUELLES D'ABONDANCE D'OISEAUX DANS LES JARDINS SELON L'UTILISATION D'UN GLMM AVEC LES ANNÉES ET LES ESPÈCES EN FACTEURS ALÉATOIRES (BLEU) OU SELON LA MOYENNE GÉOMÉTRIQUE CALCULÉE GRÂCE À UN GLMM AVEC LES ESPÈCES ET ANNÉES EN FACTEURS FIXES (ORANGE).

[2] L'utilisation de Modèles Linéaires Généralisés transforme les données observées en utilisant une fonction de lien pour étudier des relations qui ne suivent pas une loi normale entre la variable observée et les paramètres du modèle. Classiquement, la fonction de lien pour les données de comptage est une fonction logarithmique (i.e. loi de Poisson, Négative Binomiale). Les paramètres estimés en sortie de modèle sont donc des valeurs dépendantes de la fonction de lien utilisée (ici valeurs « log-transformées »). Pour retrouver les abondances réelles, on effectue une « back-transformation » en utilisant la fonction inverse de la fonction de lien (ici fonction exponentielle) (Bolker, 2008; Zuur et al., 2007, 2012)

ENCART 3 : INDICATEUR DE VARIATION D'ABONDANCE : MOYENNE GÉOMÉTRIQUE

À partir des données de suivis d'oiseaux communs, deux grandes catégories d'indicateurs sont généralement calculées : les indicateurs de variation d'abondance et les indicateurs de variation de composition des communautés. C'est selon le principe de cette première catégorie d'indicateurs que sont par exemple obtenus en France quatre indicateurs selon la spécialisation à l'habitat des oiseaux communs français, en utilisant les données de monitoring du *Suivi Temporel des Oiseaux Communs* (STOC) : espèces spécialistes des milieux agricoles (plus connus sous le nom de *Farmland Bird Index* – FBI), espèces spécialistes des milieux forestiers, espèces spécialistes des milieux bâtis et espèces généralistes. De tels indicateurs sont construits par le calcul de la moyenne géométrique des indices annuels d'abondance des S espèces du groupe considéré (Jiguet et al., 2012):

$$\bar{I} = \prod_{i=1}^{S} \left(\frac{N_i(t)}{N_i(t_{ref})} \right)^{1/S}$$ avec N_s l'abondance de l'espèce s pour l'année t

Les indicateurs de l'évolution de l'abondance des oiseaux communs en France, présentés dans la Figure 3 (Introduction générale-A), sont construits de cette façon.

Avec le calcul de la moyenne géométrique, si l'on considère uniquement les variations d'abondances des granivores vulnérables à l'extinction au sens de l'UICN (UICN, 2016), parmi les espèces considérées dans ce chapitre, et en ajoutant le Pinson des arbres à ces granivores vulnérables, on remarque que cet indicateur de variation d'abondance montre un déclin pour ces granivores (Figure 19, courbe verte). Ce déclin ne se retrouve pas avec l'indicateur de variation d'abondance des autres espèces (non granivores vulnérables), ni pour toutes les espèces confondues. Ce qui est intéressant, c'est que ce déclin n'est pas retrouvé pour toutes les espèces considérées en reproduction, notamment pour le Pinson des arbres qui se porte bien en reproduction (Figure 20) : ce qui est normal puisqu'en saison de reproduction seuls les oiseaux nicheurs français sont suivis, alors qu'en hiver les oiseaux hivernants sont aussi présents, mais aussi car nous ne considérons que les oiseaux dans les jardins. Les données *Oiseaux Des Jardins* pourraient ainsi sur le long terme permettre de créer un nouvel indicateur oiseaux en France, complémentaire à l'indice issu des données STOC, en hiver pour les jardins distribuant des graines.

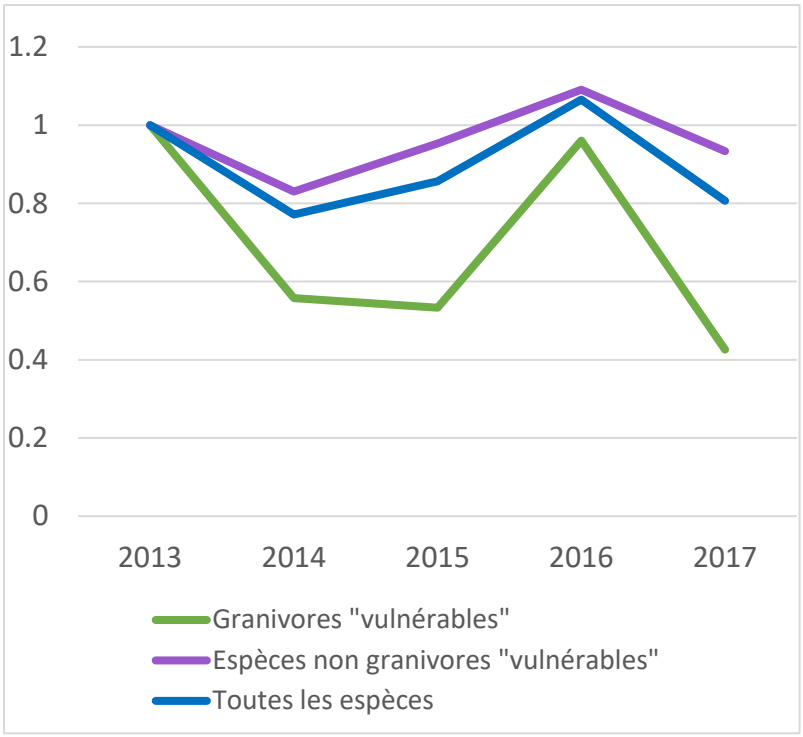


FIGURE 19 : INDICATEURS DE VARIATIONS ANNUELLES D'ABONDANCE D'OISEAUX DANS LES JARDINS (MOYENNE GÉOMÉTRIQUE) POUR LES GRANIVORES « VULNÉRABLES » (UICN, 2016) CONSIDÉRÉS DANS CETTE PARTIE (CHARDONNERET ÉLÉGANT, VERDIER D'EUROPE, MOINEAU FRIQUET, PINSON DES ARBRES ET PINSON DU NORD) (VERT), LES AUTRES ESPÈCES (VIOLET) ET TOUTES LES ESPÈCES (BLEU).

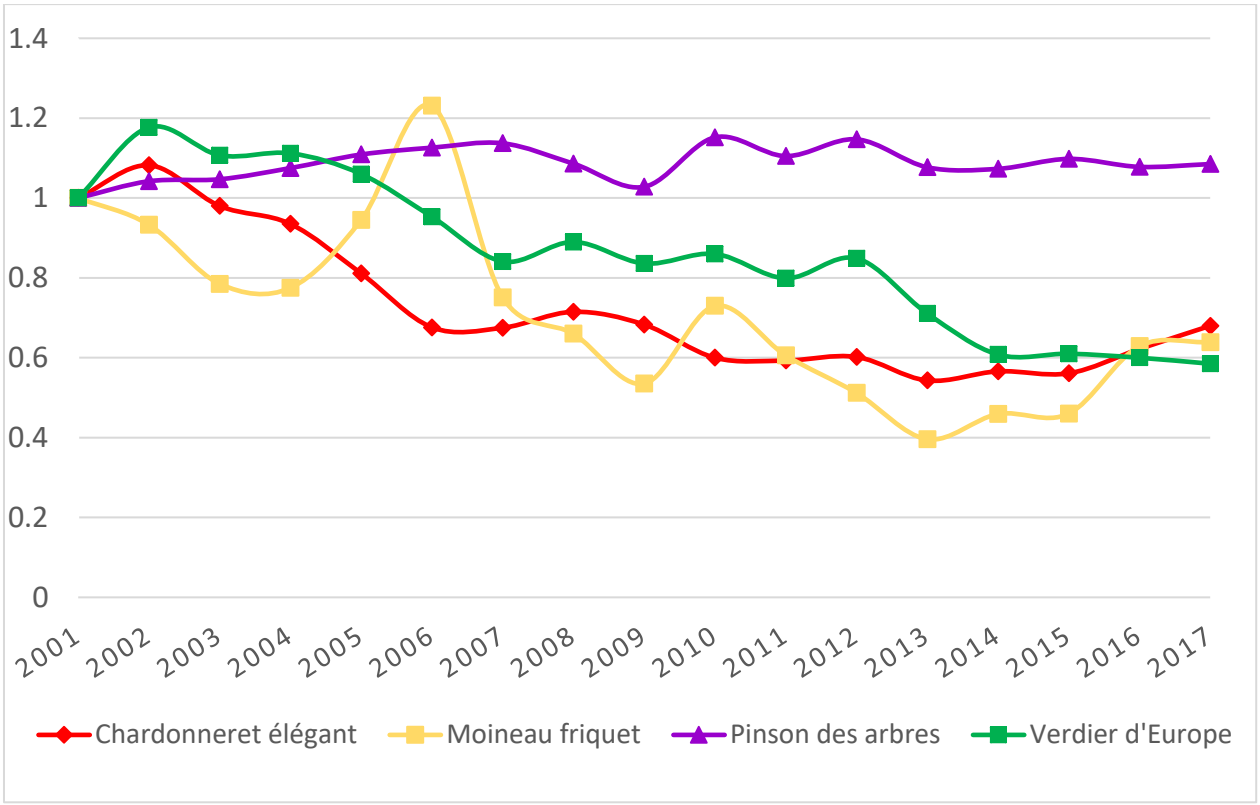


FIGURE 20 : INDICATEUR DE VARIATIONS ANNUELLES D'ABONDANCE D'OISEAUX À L'ÉCHELLE NATIONALE, OBTENUE À PARTIR DES DONNÉES DU SUIVI NATIONAL DU STOC-EPS (VIGIE NATURE, 2017; TENDANCES CALCULÉES PAR B. FONTAINE, R. LORRILLIÈRE ET F. JIGUET EN DÉCEMBRE 2017) POUR QUATRE GRANIVORES « VULNÉRABLES » (UICN, 2016) (CHARDONNERET ÉLÉGANT, VERDIER D'EUROPE, MOINEAU FRIQUET ET PINSON DES ARBRES).

CHAPITRE 3

Exploration des patterns spatiaux de variation d'abondance : une relation avec le braconnage ?

Chapitre 3 – Exploration des patterns spatiaux de variation d'abondance : une relation avec le braconnage ?

Avant-propos et résumé du chapitre 3

- Objectifs/contexte : À la lumière de nos études précédentes, l'objectif de cette dernière partie est d'**essayer de cartographier l'abondance relative de certaines espèces,** en tenant compte d'une part des variables qui influent sur les abondances d'oiseaux (température, précipitations, milieu adjacent, comme mis en avant au cours des deux chapitres précédant). De par sa large répartition spatiale, et temporelle, un suivi national comme celui proposé par le programme participatif *Oiseaux des Jardins* peut révéler des patterns de distribution spatiale d'abondance. Ainsi, cette partie vise à **mettre en évidence des différences spatiales d'abondance**, avec des zones où certaines espèces seraient davantage présentes (zones d'excès d'abondance) et d'autres où elles seraient moins présentes (zones de déficit d'abondance) comparativement à ce que l'on pourrait prédire. Nous essayons également de **mettre en relation ces patterns spatiaux avec la distribution supposée du braconnage** des passereaux en France. Le braconnage hivernal des passereaux en Europe est un phénomène reconnu mais relativement peu connu tant au niveau de sa répartition spatiale que du nombre d'oiseaux prélevés, la plupart des études étant très ponctuelles. Par exemple, le Chardonneret élégant est connu pour être braconné en Provence-Alpes-Côte-d'Azur, notamment autour de Marseille (mais aussi dans de nombreux départements français), et le Pinson des arbres est quant à lui connu pour être braconné dans les Landes : peut-on mettre en évidence un déficit d'abondance hivernale de ces espèces dans ces zones géographiques ?
- Données : Les variations d'abondances de deux passereaux granivores connus pour être braconnées en France sont au centre de cette dernière partie (Chardonneret élégant et Pinson des arbres), ainsi que celles d'un autre passereau granivore non braconné (Verdier d'Europe) qui servira de contrôle. Différentes données de comptages sont utilisées, considérant l'ensemble des jardins (ruraux, péri-urbains et urbains) à l'échelle nationale. Dans un premier temps les données de Novembre à Janvier (moins les dix derniers jours de Janvier) sont utilisées, puis considérées mensuellement car nous suspectons que les captures illégales pourraient ne pas avoir lieu à toutes les périodes et donc de ne pas avoir un effet constant sur les distributions d'abondances d'oiseaux. Dans cette partie, l'intensité de production du milieu avoisinant est appréhendée avec un indice différent de celui utilisé dans les chapitres 1 et 2 :

le score de Haute Valeur Naturelle (HNV) des milieux agricoles. La proportion de milieu urbain et de milieu forestier autour du jardin est également considérée (Corine Land Cover).

- Méthodes analytiques : Des Modèles Additifs Généralisés Mixtes (GAMM) sont utilisés dans un premier temps pour expliquer la variation spatiale de l'abondance des trois espèces cibles normalisée par le nombre moyen d'oiseaux dans les jardins (nombre moyen des 17 autres espèces communes présentes ou nombre moyen de l'espèce la plus abondante, la Mésange charbonnière), bien évidemment toujours en tenant compte du milieu avoisinant et de différents paramètres correctifs. Ensuite, les résidus de variations spatiales d'abondance sont interpolés spatialement à l'échelle nationale pour les observer visuellement.
- Principaux résultats / perspectives : Au cours de cette analyse, nous n'avons pas réussi à mettre en évidence des zones de déficit d'espèces que nous pourrions considérées comme dues à des activités de braconnage car les zones de déficit observées ne se retrouvent pas aux niveaux des lieux les plus connus de braconnage. Cela peut être dû à des raisons multiples (méconnaissance des zones de braconnage, limite d'aire d'hivernage des espèces, d'habitat, fluctuation entre années…). Des analyses supplémentaires sont donc nécessaires, peut être avec une approche d'interpolation de type « fenêtre mobile » (« moving window »), ce qui n'a pas encore été réalisé dans cette première étude essentiellement exploratoire.

Article 3: Modelling coldspots and hotspots of winter abundance for seedeater passerines at garden feeders

Article in Preparation

PIERRET Pauline*, FONTAINE Benoit & JIGUET Frédéric

Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation, UMR7204 MNHN-CNRS-UPMC, CP135, 43 Rue Buffon, 75005 Paris, France

ppierret@mnhn.fr (P.Pierret) ; frederic.jiguet@mnhn.fr (F.Jiguet)

***Corresponding author**. Tel: +33 665353832 ; E-mail address: paupierret@gmail.com (P.Pierret)

Author contributions: PP, FB & JF conceived the study, PP performed the analyses and wrote the first draft, all authors contributed significantly to revisions.

Abstract

Independent large-scale birds monitoring scheme provide tools for conservation and ecological sciences around the world. Our aim was to explore local variation in garden bird abundance, considering the difference between observed bird abundance in private garden and expected bird abundance by models including surrounding habitat variables and weather conditions. Understanding the distribution of bird abundance in winter at local scale could lead us to understand more the effect of the garden surrounding but also the effect of local human practices that were poorly understood and known on birds, such as poaching activities. To do, we considered abundance of three seedeater passerines using data from the French national garden birdwatch scheme between November to January, with more than two thousand gardens. As two of these species were known as the target of local poaching practices, especially in two local area of France, it could be possible that variation in local abundance could mirror these practices. This work was mainly an exploratory work. Our results were contrasted, and we suspected that we did not use the perfect variables to understand variation in garden bird abundance in winter. Even if we did not find a link between local variation of bird abundance and the existence of famous local poaching activities, our work tried to lay the foundations for further greater understanding of the local distribution of bird abundance in France, considering the relationships between gardens and local bird abundance in winter.

Keywords: private backyards, winter, spatial distribution, seedeater passerines, Common Chaffinch, European Goldfinch, European Greenfinch

1. Introduction

Declines in the abundance of many passerine species have been highlighted across Europe since the 1950s, with the strongest declines for farmland seedeater passerines (Donald et al., 2001). Changes and intensification of agricultural practices proved to trigger these declines in part by reducing natural food availability (Robinson et al., 2005; Siriwardena et al., 2006). It is especially true in winter when the majority of passerines consume seeds, while farmland constitutes the bulk of winter seed resources for many species (Butler et al., 2010; Robinson et al., 2001). However, passerines are also subject to other threats like climate change (Princé and Benjamin Zuckerberg, 2015) or urbanization (Zuckerberg et al., 2011). All these global changes could modify seedeaters passerine population trend dynamics and community, explaining variations in their abundance.

At local scale, other human activities could also lead to changes in bird populations, such as exploitation, including poaching activities. Poaching is still a major threat to the conservation of biodiversity at a global scale, with many ecosystems concerned (Gavin et al., 2010) and often a focus on Africa or Asia. However, poaching is also of major concern in Europe, especially for birds (BirdLife International, 2015), causing the death of millions of passerines every year (Brochet et al., 2016). This illegal activity notably jeopardizes the survival of several migratory species travelling from northern Europe to their wintering grounds in Southern Europe or Africa (Vickery et al., 2014). Passerines are illegally captured to be used as pets or for consumption (Butchart, 2008; Fairbrass et al., 2016; Menz and Arlettaz, 2012). Most Mediterranean countries are concerned (McCulloch et al., 1992), with countries such as Portugal (Fairbrass et al., 2016), Spain (Arizaga and Laso, 2015; Domínguez et al., 2010) and Italy (Barca et al., 2016), while France was identified as the seventh country of major concern in the Mediterranean basin (Brochet et al., 2016). Such practices are often localized, with examples like Emberiza hortulana (Ortolan bunting) in the South West France (Menz and Arlettaz, 2012). There is currently only limited and anecdotal information on the illegal poaching prevalence of passerines,

with a roughly estimated number of kills per country (Brochet et al., 2016). As such illegal activities are poorly known nor mapped precisely, it is difficult to assess the true distribution and impact of poaching practices and to understand how it could have cumulative direct or indirect effects on bird populations, combined with pressures of climate (Devictor et al., 2008; Jarzyna et al., 2015; Princé and Benjamin Zuckerberg, 2015) and land use (Donald et al., 2006; Princé et al., 2013; Siriwardena et al., 2000; Zuckerberg et al., 2011) changes. Nonetheless we suspect such cumulative effects to result in substantial negative effects on local seedeaters population sizes, with depressed abundances compared to non-poached areas. Further investigations, with a focus at local scale, are required to improve our understanding on how global changes and local human activities affect seedeaters passerine abundance and distribution.

To do so, independent large-scale birds monitoring (Jiguet et al., 2012), such as garden bird surveys, could provide informative trends in spatial and temporal variations in abundance (Chamberlain et al., 2004), since trends in the use of gardens by birds reflect trends in the surrounding wider countryside (Soykan et al., 2016; Wells et al., 1998). Such survey could help us understanding spatial and local trends in bird populations (Cannon et al., 2005).

To model the winter spatial distribution of some seedeater passerines in France, we used data collected by the French national garden birdwatch scheme, collected from November to January. Our aim was to estimate and extrapolate the spatial distribution of three seedeater passerines across France, by first accounting for garden characteristics, weather conditions and surrounding habitats. We then aimed at spatially extrapolate residuals of such models to identify potential areas of depressed abundances. We hypothesized that maybe the comparison between expected and observed spatial abundance distributions for two species targeted by poachers (Goldfinch and Chaffinch) could mirror the distribution of local poaching activities. For comparison, we also modelled spatial variations in the abundance of a third granivorous species, the Greenfinch, which is not targeted by poachers.

2. Material and methods

2.1. Garden bird count data

To explore variations in spatial abundance distributions of three seedeater passerines throughout France, we used garden bird counts from the French national garden birdwatch scheme (see www.oiseauxdesjardins.fr). Started in Spring 2012, this citizen science program aims to register volunteer-based bird counts in private backyards at a national scale and throughout the year. This program is operated by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) and the French National Museum of Natural History (MNHN). Each garden has a unique user ID and is geolocated and associated with a brief description online. More than 30 000 gardens have been counted at least once since 2012, covering a representative range of garden types and geographic distribution. We restrained our subset to gardens with winter food supply (e.g. 90% of all gardens). Each bird count corresponds to the maximum simultaneous abundance of each species observed during a count session. Each count session is associated with a date, a time and a duration. The scheme is divided in two surveys: the basic survey, with no standardization of duration, and the annual national winter bird count, organized each year during the last weekend of January by the managers of the program to animate the network. In this paper, we considered data from the basic survey only, between November and January. When there was more than one session per year per garden, we retained only sessions separated by at least five days. Within January, we did not consider the last ten days to exclude gardens counted during the annual winter bird count. 927 gardens were surveyed at least once in November, 1326 gardens in December and 1632 gardens in January, with a total of 2473 gardens considering data from November 2012 to January 2017 (minus ten days), so five years of data.

We considered the 20 commonest bird species observed at those periods. The total count of these 20 species corresponded to more than 90% of all reported counts. Among these species, we focused on three seedeater passerines. Two of them are known to be targeted by poaching practices in some French regions: *Carduelis carduelis* (European Goldfinch) and *Fringilla coelebs* (Common Chaffinch). The third species, *Chloris chloris* (European Greenfinch), was used as a control, to allow us to compare the three seedeater passerines across France. Furthermore, we used two variables as controls of global bird abundance at garden feeders. Firstly, we considered the sum of counts for all other 17 species during the count session (i.e. the 20 commonest species minus the three focused species). Secondly, we considered the reported counts for *Parus major* (Great Tit) only, which is the most abundant species counted at garden feeders. As volunteers report only the species they have seen, we zero-filled the dataset to have absence data.

2.2. Surrounding landscape variables: HNV score, proportions of urbanization and forest

As the number of birds visiting garden feeders can be affected by the availability of food resources in adjacent landscapes (Chamberlain et al., 2004; McKenzie et al., 2007), we used in our analyses the HNV score as an index to estimate the intensification of agriculture. The HNV score is available for the year 2010 at a detailed spatial scale: the municipality level (Local Administrative Unit - LAU2; average area: 15km²). This HNV score (Pointereau et al., 2007, 2010) is the aggregation of three components, each associated to a score ranging from zero to ten points: a “Crop diversity” score (a proxy for the crop rotation system), an “Extensive farming practices” score (an estimation of inputs such as herbicides or pesticides inputs and the level of irrigation) and a “Landscape elements” score (an estimation of the presence of elements considered as beneficial to biodiversity, mainly semi-natural habitats availability; e.g. hedgerows, forests, traditional orchards). A sub-score of zero means a low agricultural intensity for the component and inversely a sub-score of ten a high agricultural intensity. These three sub-scores are combined with equal weighting (i.e. summed) to compute the final HNV score. The HNV score

constitutes a useful and comprehensive index of agricultural production intensity (Tscharntke et al., 2005), as it includes characteristics of agricultural production intensity at both local and landscape scale, and it was already used to consider birds abundance and birds response in France in relation with farmland habitats (Doxa et al., 2010, 2012). Then, we also used the proportion of urbanization (%urbanization) and the proportion of forest (%forest) within the landscape surrounding each garden using the CORINE Land Cover (CLC) raster data from 2012 in 25m resolution (http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/clc), because abundance could be strongly related with the presence of urban area and forest habitat (De Coster et al., 2015; Jokimäki and Suhonen, 1998). Both environmental variables were extracted within the surrounding landscape of each garden, here considering landscape located within a 1km radius circle area from the garden.

2.3. Meteorological data

The daily weather conditions can also affect the number of birds visiting garden feeders, through impacting their foraging range and behavior (Bonter et al., 2013; Chamberlain et al., 2005; Goławski et al., 2015; Goławski and Dombrowski, 2011). Thus, we included daily mean temperature (°C) and daily sum of precipitations (mm) in our statistical models. These daily weather conditions were obtained for each garden location from the E-OBS gridded dataset version 16.0 – a daily gridded observational dataset based on the European Climate Assessment and Dataset (ECA&D) – and were available on a 0.25 degree regular grid (http://www.ecad.eu/ ; Haylock et al., 2008).

2.4. Statistical analysis

Generalized Additive Mixed Models (GAMM) with a Poisson log-link function were used to explore spatial variation in the abundance of the three species (Wood, 2017; Zuur et al., 2009) using the package ‘mgcv’ (Wood and Wood, 2017) in R statistical software 3.4.2 (R Core Team, 2017). Each

performed model always presented the same following parameters as covariates to control the observational process (to deal with potential biases in counts and to further standardized count data): the garden area and the session duration (both log-transformed as we expect a saturation of the observation effort with space and time), the distance to the closest farmed field (dist.field), the altitude, the production intensity (HNV score) of adjacent farmland, the proportion of urbanization (%urbanization) and forest (%forest), the daily temperature and precipitations of the count session. We then added the month as a factor covariate and the day of the month as a numerical covariate. As some gardens have been counted in multiple years or inside the same winter, we always considered the garden identity and the year as random effects to account for the non-independence of the data (Zuur et al., 2009). We also included a two-dimensional spline on geographical coordinates x and y to account for trends across larger geographical distances (Dormann et al., 2007). We then added the spline of the control abundance (abundance of all the 17 species or abundance of *Parus major*) as the relation between the control abundance and the abundance of each seedeaters were not linear. Thus, we fitted the model whose structures read as follows for each species i:

November-January seedeater abundance i ~ log(duration) + log(garden area) + dist.field + altitude + HNV score + %urbanization + %forest + temperature + precipitations + month + day of the month + spline(control abundance)+ spline(geographical coordinates) + (1|year) + (1|garden ID)

Then, we produced spatial interpolations of the residuals of species abundances using the package 'gstat' (Hiemstra, 2015) to explore variations between expected and observed abundance of the three target species (Bivand et al., 2013).

3. Results

In all models, the fit was always better when considering the abundance of all species rather than when considering *Parus major* as a control variable (Arnold, 2010; Nakagawa and Schielzeth, 2013). Residual abundances were spatially interpolated for the three species first for all three months, e.g. from November to January (Figure 1), then for each month separately (Figure 2). There were a lot of patches of residual excess or depletion of abundance, meaning more or less birds observed than expected by models, while these patterns were consistent between months for a given specie. There were a lot of patches of residuals deficit of abundance for *Fringilla coelebs*, meaning less birds observed than expected by the models. These patches were dispersed across the France, with nothing noteworthy in the south-west of the country. There were very few patches of residuals deficit for *Carduelis carduelis* and *Chloris chloris*. The variances of interpolation were high, but almost uniformly distributed across the country with a mean between two to five more or less birds than showed by spatial interpolations. Models before interpolations explained a reasonable part of the variance, 11.7% for *Carduelis carduelis*, 7.11% for *Chloris chloris* and up to 26.6% for *Fringilla coelebs*.

4. Discussion

Using large spatial scale monitoring data of the French garden bird scheme, we analyzed variations in bird abundances during five winters in five years of birds counts in private backyards where owners provide food supply. For individual species, we found congruent month-to-month patterns in areas of deficit or excess in residual abundances. Overall, we found small patches of depressed residual abundances and more patches of excess in abundance residuals. As we did not highlight deficit of abundance in the two known French areas with identified poaching activity, the Bouche-du-Rhônes for

Carduelis carduelis and the Landes for *Fringilla coelebs* (LPO, 2017), we thought that the deficit area in Fringilla coelebs did not mirror poaching activities.

It remained difficult to interpret the excesses and deficits we found in spatial residual abundance. Such trends could be explained by a lot of other parameters that we did not consider in our study, as a large part of the variance is still not captured by the independent variable we considered in our models (Bivand et al., 2013; Zuur et al., 2012). Maybe we did not take into account important variables to model the habitat surrounding the garden, even if we tried to (Goławski et al., 2017), but also the garden habitat itself (Paker et al., 2014). As an example, we could not consider the network of birdfeeders in the surrounding, which could spread the local birds between food patches (Cannon et al., 2005; Fuller et al., 2008), or the quantity and quality of food distributed in the garden which could be more or less attractive to different species because of their food preferences (Holland et al., 2006; Perkins et al., 2008; Rosenberg and Bonney, 1994). Then, we did also not consider the year-to-year variation in species abundance nor the weather during the month before the day of count which could also explain part of the variations in local abundance (Petty et al., 2015; Zuckerberg et al., 2011) or could lead to variation in the proportion between resident local population and migratory population of a same species. We also did not consider that spatial segregation in winter exists in some small passerines local distribution with age and sex (Catry et al., 2004; Figuerola et al., 2001; Humple et al., 2001). We could also improve our models by considering that a garden is in the core or at the margin of a species wintering range, for example using the latest French winter bird atlas (Issa and Muller, 2015). Indeed, a species should be naturally less abundant at sites located close to its range margin. All of this led us to conclude that we probably did not consider the best parameters in our models to explain our three species local distributions. However, these elements could help to improve further developments of these preliminary analyses.

Another explanation to our lack of evidence in deficit of abundance with identified poaching activity could be that the spatial interpolation method we used was not able to detect such patterns, although we fixed with meticulously kriging parameters (Bivand et al., 2013), to standardized our kriging resolution in spatial interpolation of residual abundance with each species, considering variogram functions, the radius of spatial correlation and spatial neighbor plot number to better fit the residuals count and produce same spatial resolution (Hiemstra, 2015). To improve our spatial interpolation, a moving window approach (Gaüzère et al., 2015, 2016) could also be considered: the principle would be to calculate the residual abundance within a moving window which is delineated by a circle around a given monitored garden and must include enough gardens to allow the estimation of the spatial trends. As we did here, the standardization must include the same fixed number of gardens in each pixel, but a moving window could shift around area, leading to finer resolution and so the moving window approach could allow to better capture local temporal trends of residual abundance, to be compared between months and between species (Gaüzère et al., 2015).

Moreover, it is also likely that poaching practices do not affect the overall local wintering numbers of the concerned species, explaining the absence of spatial local gaps in bird abundance. Our idea was to use gardens and garden bird watch scheme to survey the impacts of human illegal activities, as bird trend in the use of garden is link with local bird abundance (Chamberlain et al., 2004). Using such local variation in bird abundance, between expected and observed abundance, to mirror human practice, is innovative and requires further work and consideration before concluding on its effectiveness or not. More, as poaching is a trouble often view as a taboo which is few or not exposed to the general public (Barca et al., 2016), tolerated under cover of traditions or economic issues by government policies (Murgui, 2014), there is a need to find a good and independent method to highlight such practices, in the context of particular legal, ethical and conservation concerns (Murgui, 2014). It is also important to better understand the variations in spatial and local abundance of such granivorous species, considering that some of them passerines are considered as vulnerable to extinction in France, and

listed as such on the French Red List (UICN, 2016). If a better modelling process and a better account for appropriate variables lead to robust results, it could be a useful tool to identify local practices, whose true implications on population dynamics remain poorly evaluated and understood (Brochet et al., 2016). Mapping the spatial and temporal distribution of poaching activities could be crucial for determining location of hot spots for these practices and subsequently for establishing efficient policy action and protection measure, but also to improve our overall knowledge on bird trends. Highlighting hotspots of poaching activities could be a first step to understand how poaching activities affect bird population in order to understand the overall threats these species face in our changing world.

Acknowledgements

We are extremely grateful to the tens of thousands of volunteers who have contributed to the French Garden Birdwatch scheme. We wish to thank Vincent Devictor and Pierre Gaüzère for their advice with spatial interpolation methods. This study was supported by a grant from Region Ile-de-France within the DIM-ASTREA program.

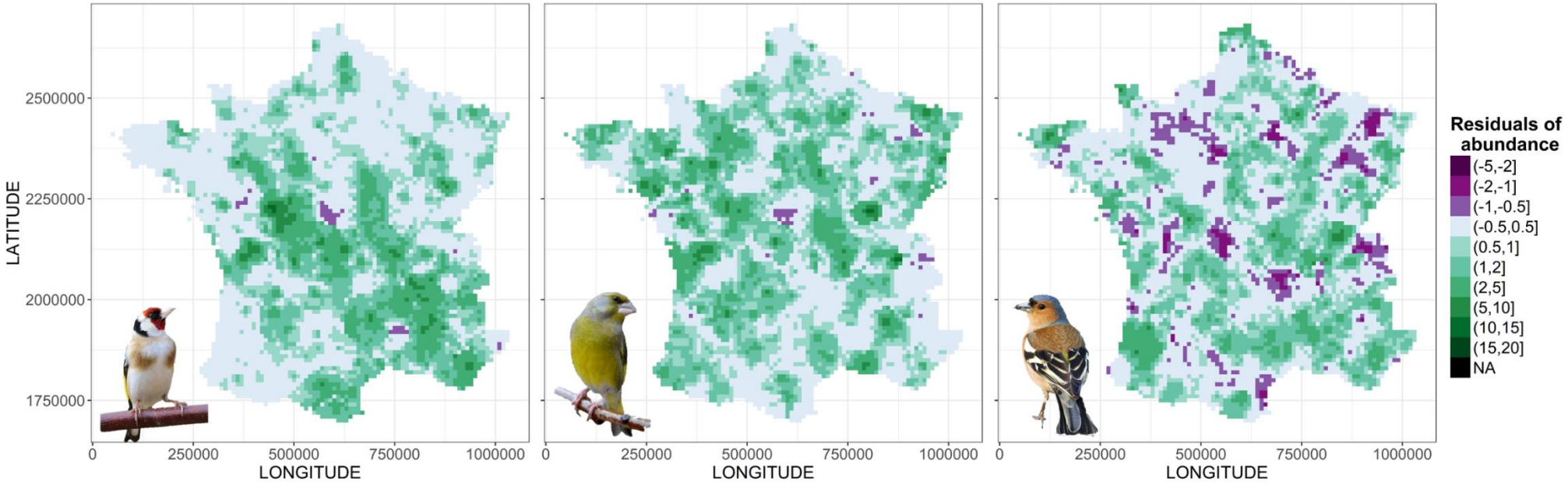


Figure 1: Spatial interpolations of the response residuals for the three seedeaters passerines in their trends in the use of French gardens from November to January (minus the last ten days of January). Response residuals were obtained from GAMM models (response residual = (observed abundance - predicted abundance)) considering the sum count of all the other 17 species as a control variable. From the top to the bottom: Top panels - *Carduelis carduelis* (European Goldfinch); Center panels - *Chloris chloris* (European Greenfinch); Bottom panels - *Fringilla coelebs* (Common chaffinch). Results from month to month were presented with Figure 2.

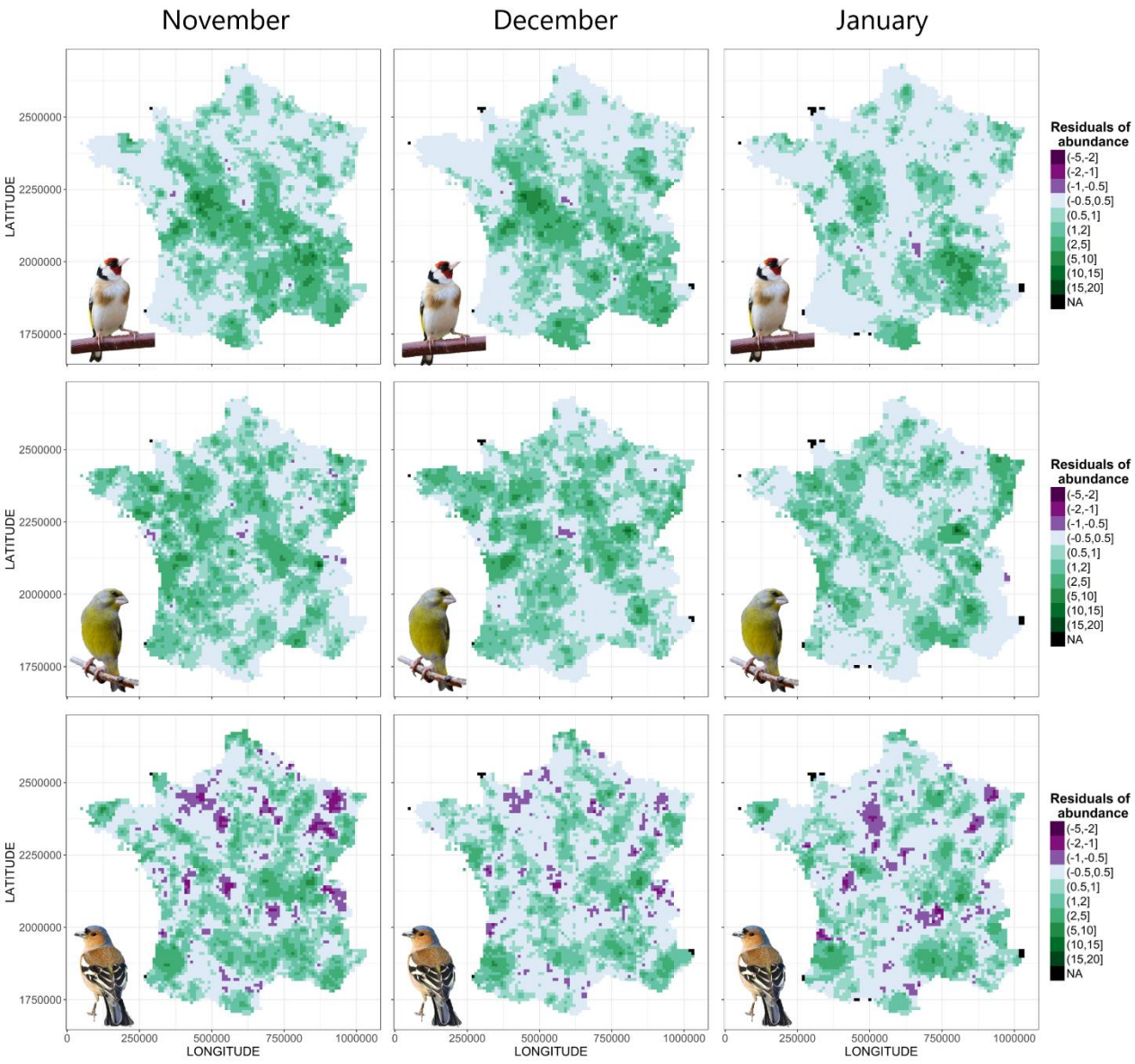


Figure 2: Spatial interpolations of the response residuals for the three seedeaters passerines in their trends in the use of French gardens in each in each winter months. Response residuals were obtained from GAMM models (response residual = (observed abundance - predicted abundance)) considering the sum count of all the other 17 species as a control variable. From the top to the bottom: Top panels - *Carduelis carduelis* (European Goldfinch); Center panels - *Chloris chloris* (European Greenfinch); Bottom panels - *Fringilla coelebs* (Common chaffinch). From the left to the right side: Left panels - November, Middle panels - December, Right panels - January.

Bibliography

Arizaga, J., Laso, M., 2015. A quantification of illegal hunting of birds in Gipuzkoa (north of Spain). Eur. J. Wildl. Res. 61, 795–799. doi:10.1007/s10344-015-0940-6

Arnold, T.W., 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. J. Wildl. Manag. 74, 1175–1178. doi:10.2193/2009-367

Barca, B., Lindon, A., Root-Bernstein, M., 2016. Environmentalism in the crosshairs: Perspectives on migratory bird hunting and poaching conflicts in Italy. Glob. Ecol. Conserv. 6, 189–207. doi:10.1016/j.gecco.2016.03.001

BirdLife International, 2015. The Killing - BirdLife Report Mediterranean.

Bivand, R.S., Pebesma, E.J., Gomez-Rubio, V., 2013. Applied spatial data analysis with R - Second Edition, Use R! Springer.

Bonter, D.N., Zuckerberg, B., Sedgwick, C.W., Hochachka, W.M., 2013. Daily foraging patterns in free-living birds: exploring the predation-starvation trade-off. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 280, 20123087–20123087. doi:10.1098/rspb.2012.3087

Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndang'Ang'A, P.K., Jones, V.R., Abdou, W.A.L.I., Al-Hmoud, A.R., Asswad, N.G., Atienza, J.C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S.I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K.S., Feltrup-Azafzaf, C., Figelj, J., Gustin, M., Kmecl, P., Kocevski, V., Korbeti, M., KotrošAn, D., Mula Laguna, J., Lattuada, M., LeitãO, D., Lopes, P., LóPez-JiméNez, N., Lucić, V., Micol, T., Moali, A., Perlman, Y., Piludu, N., Portolou, D., Putilin, K., Quaintenne, G., Ramadan-Jaradi, G., Ružlć, M., Sandor, A., Sarajli, N., Saveljić, D., Sheldon, R.D., Shialis, T., Tsiopelas, N., Vargas, F., Thompson, C., Brunner, A., Grimmett, R., Butchart, S.H.M., 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conserv. Int. 26, 1–28. doi:10.1017/S0959270915000416

Butchart, S.H.M., 2008. Red List Indices to measure the sustainability of species use and impacts of invasive alien species. Bird Conserv. Int. 18. doi:10.1017/S095927090800035X

Butler, S.J., Mattison, E.H.A., Glithero, N.J., Robinson, L.J., Atkinson, P.W., Gillings, S., Vickery, J.A., Norris, K., 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. J. Appl. Ecol. 47, 67–75. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x

Cannon, A.R., Chamberlain, D.E., Toms, M.P., Hatchwell, B.J., Gaston, K.J., 2005. Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995-2002: Garden bird trends. J. Appl. Ecol. 42, 659–671. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01050.x

Catry, P., Campos, A., Almada, V., Cresswell, W., 2004. Winter segregation of migrant European robins Erithacus rubecula in relation to sex, age and size. J. Avian Biol. 35, 204–209. doi:10.1111/j.0908-8857.2004.03266.x

Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. Ecography 27, 589–600. doi:10.1111/j.0906-7590.2004.03984.x

Chamberlain, D.E., Vickery, J.A., Glue, D.E., Robinson, R.A., Conway, G.J., Woodburn, R.J., Cannon, A.R., 2005. Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. Ibis 147, 563–575. doi:10.1111/j.1474-919x.2005.00430.x

De Coster, G., De Laet, J., Vangestel, C., Adriaensen, F., Lens, L., 2015. Citizen science in action—Evidence for long-term, region-wide House Sparrow declines in Flanders, Belgium. Landsc. Urban Plan. 134, 139–146. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.10.020

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F., 2008. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 275, 2743–2748. doi:10.1098/rspb.2008.0878

Domínguez, J., Vidal, M., Tapia, L., others, 2010. Morphological changes in European goldfinches (Carduelis carduelis) released by bird trappers. Anim. Welf. 19, 385.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 268, 25–29. doi:10.1098/rspb.2000.1325

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agric. Ecosyst. Environ. 116, 189–196. doi:10.1016/j.agee.2006.02.007

Dormann, F.C., McPherson, M.J., Araújo, B.M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W.D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, R.P., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, M.F., Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. Ecography 30, 609–628. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x

Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France: High nature value farmland birds. J. Appl. Ecol. 47, 1348–1356. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01869.x

Doxa, A., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Devictor, V., Jiguet, F., 2012. Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. Agric. Ecosyst. Environ. 148, 83–88. doi:10.1016/j.agee.2011.11.020

Fairbrass, A., Nuno, A., Bunnefeld, N., Milner-Gulland, Ej., 2016. Investigating determinants of compliance with wildlife protection laws: bird persecution in Portugal. Eur. J. Wildl. Res. 62, 93–101. doi:10.1007/s10344-015-0977-6

Figuerola, J., Jovani, R., Sol, D., 2001. Age-related habitat segregation by robins Erithacus rubecula during the winter. Bird Study 48, 252–255. doi:10.1080/00063650109461225

Fuller, R.A., Warren, P.H., Armsworth, P.R., Barbosa, O., Gaston, K.J., 2008. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. Divers. Distrib. 14, 131–137. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00439.x

Gaüzère, P., Jiguet, F., Devictor, V., 2016. Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? Divers. Distrib. 22, 625–637. doi:10.1111/ddi.12426

Gaüzère, P., Jiguet, F., Devictor, V., 2015. Rapid adjustment of bird community compositions to local climatic variations and its functional consequences. Glob. Change Biol. 21, 3367–3378. doi:10.1111/gcb.12917

Gavin, M.C., Solomon, J.N., Blank, S.G., 2010. Measuring and Monitoring Illegal Use of Natural Resources. Conserv. Biol. 24, 89–100. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01387.x

Goławski, A., Dombrowski, A., 2011. The effects of weather conditions on the numbers of wintering birds and the diversity of their assemblages in villages and crop fields in east-central Poland. Ital. J. Zool. 78, 364–369. doi:10.1080/11250003.2010.535858

Goławski, A., Polakowski, M., Filimowski, P., Stępniewska, K., Stępniewski, K., Kiljan, G., Kilon, D., 2015. Factors influencing the fat load variation in three wintering bird species under stable food access conditions. J. Ethol. 33, 205–211. doi:10.1007/s10164-015-0433-9

Goławski, A., Skibbe, A., Paczuska, M., 2017. The effect of the habitat on wintering birds in Central Europe. Folia Zool. 66.

Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank, A.M.G., Klok, E.J., Jones, P.D., New, M., 2008. A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. J. Geophys. Res. 113. doi:10.1029/2008JD010201

Hiemstra, P., 2015. Package "automap."

Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B., Aebischer, N.J., 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. Ann. Appl. Biol. 148, 49–71. doi:10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x

Humple, D.L., Nur, N., Geupel, G.R., Lynes, M.P., 2001. Female-biased sex ratio in a wintering population of Ruby-crowned Kinglets. Wilson Bull. 113, 419–424. doi:10.1676/0043-5643(2001)113[0419:FBSRIA]2.0.CO;2

Issa, N., Muller, Y., 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine: nidification et présence hivernale. Delachaux et Niestlé.

Jarzyna, M.A., Porter, W.F., Maurer, B.A., Zuckerberg, B., Finley, A.O., 2015. Landscape fragmentation affects responses of avian communities to climate change. Glob. Change Biol. 21, 2942–2953. doi:10.1111/gcb.12885

Jiguet, F., Godet, L., Devictor, V., 2012. Hunting and the fate of French breeding waterbirds. Bird Study 59, 474–482. doi:10.1080/00063657.2012.731378

Jokimäki, J., Suhonen, J., 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. Landsc. Urban Plan. 39, 253–263. doi:10.1016/S0169-2046(97)00089-3

LPO, 2017. Ligue de Protection des Oiseaux - www.lpo.fr/actualites (Accessed 25.11.2017).

McCulloch, M.N., TUCKER, G.M., Baillie, S.R., 1992. The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. Ibis 134, 55–65. doi:10.1111/j.1474-919X.1992.tb04734.x

McKenzie, A.J., Petty, S.J., Toms, M.P., Furness, R.W., 2007. Importance of Sitka Spruce Picea sitchensis seed and garden bird-feeders for Siskins Carduelis spinus and Coal Tits Periparus ater. Bird Study 54, 236–247. doi:10.1080/00063650709461480

Menz, M.H.M., Arlettaz, R., 2012. The precipitous decline of the ortolan bunting Emberiza hortulana: time to build on scientific evidence to inform conservation management. Oryx 46, 122–129. doi:10.1017/S0030605311000032

Murgui, E., 2014. When governments support poaching: a review of the illegal trapping of thrushes Turdus spp. in the parany of Comunidad Valenciana, Spain. Bird Conserv. Int. 24, 127–137. doi:10.1017/S095927091300052X

Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R 2 from generalized linear mixed-effects models. Methods Ecol. Evol. 4, 133–142. doi:10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x

Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T., Barnea, A., 2014. The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. Landsc. Urban Plan. 122, 186–195. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.10.005

Perkins, A.J., Maggs, H.E., Wilson, J.D., 2008. Winter bird use of seed-rich habitats in agri-environment schemes. Agric. Ecosyst. Environ. 126, 189–194. doi:10.1016/j.agee.2008.01.022

Petty, S.K., Zuckerberg, B., Pauli, J.N., 2015. Winter conditions and land cover structure the subnivium, a seasonal refuge beneath the snow. PloS One 10, e0127613. doi:10.1371/journal.pone.0127613

Pointereau, P., Doxa, A., Coulon, F., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2010. Analysis of spatial and temporal variations of High Nature Value farmland and links with changes in bird populations a study on France. Publications Office, Luxembourg.

Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.-M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. JRC Sci. Tech. Rep. EUR 22786.

Princé, K., Benjamin Zuckerberg, 2015. Climate change in our backyards: the reshuffling of North America's winter bird communities. Glob. Change Biol. 21, 572–585. doi:10.1111/gcb.12740

Princé, K., Lorrillière, R., Barbet-Massin, M., Jiguet, F., 2013. Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate change scenarios. Environ. Sci. Policy 33, 120–132. doi:10.1016/j.envsci.2013.04.009

R Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Robinson, R.A., Siriwardena, G.M., Crick, H.Q., 2005. Size and trends of the House Sparrow Passer domesticus population in Great Britain. Ibis 147, 552–562. doi:10.1111/j.1474-919x.2005.00427.x

Robinson, R.A., Wilson, J.D., Crick, H.Q., 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. J. Appl. Ecol. 38, 1059–1069. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00654.x

Rosenberg, K.V., Bonney, R., 1994. Birds Like Millet and Milo, Too! Birdscope 8, 8–9.

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q., Wilson, J.D., 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. J. Appl. Ecol. 37, 128–148. doi:10.1046/j.1365-2664.2000.00484.x

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., Sutherland, W.J., 2006. The effect of the spatial distribution of winter seed food resources on their use by farmland birds: Spatial patterns of winter food use by farmland birds. J. Appl. Ecol. 43, 628–639. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01170.x

Soykan, C.U., Sauer, J., Schuetz, J.G., LeBaron, G.S., Dale, K., Langham, G.M., 2016. Population trends for North American winter birds based on hierarchical models. Ecosphere 7, e01351. doi:10.1002/ecs2.1351

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecol. Lett. 8, 857–874. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

UICN, 2016. UICN - La Liste Rouge des espèces menacées en France: Oiseaux de France métropolitaine.

Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpilová, J., Gregory, R.D., 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156, 1–22. doi:10.1111/ibi.12118

Wells, J.V., Rosenberg, K.V., Dunn, E.H., Tessaglia-Hymes, D.L., Dhondt, A.A., 1998. Feeder Counts as Indicators of Spatial and Temporal Variation in Winter Abundance of Resident Birds. J. Field Ornithol. 577–586.

Wood, S., Wood, M.S., 2017. Package "mgcv."

Wood, S.N., 2017. Generalized additive models: an introduction with R. CRC press.

Zuckerberg, B., Bonter, D.N., Hochachka, W.M., Koenig, W.D., DeGaetano, A.T., Dickinson, J.L., 2011. Climatic constraints on wintering bird distributions are modified by urbanization and weather: Wintering birds, weather, food, and climate. J. Anim. Ecol. 80, 403–413. doi:10.1111/j.1365-2656.2010.01780.x

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

Zuur, A.F.S., Ieno, A.A., others, 2012. Zero inflated models and generalized linear mixed models with R.

Réflexions complémentaires du chapitre 3

Résultats supplémentaires

Au cours de cette dernière partie, nous n'avons pas réussi à mettre en évidence un déficit d'abondance pour deux des zones les plus connues pour leurs pratiques de braconnage du Chardonneret élégant et du Pinson des arbres (voir la localisation de ces deux zones en Figure 21). Ce travail était essentiellement exploratoire, afin de tenter d'identifier des variables qui permettraient à terme de mener des analyses d'extrapolation spatiale de l'abondance des oiseaux en France, et peut être même de mettre en évidence et suivre des zones de braconnages.

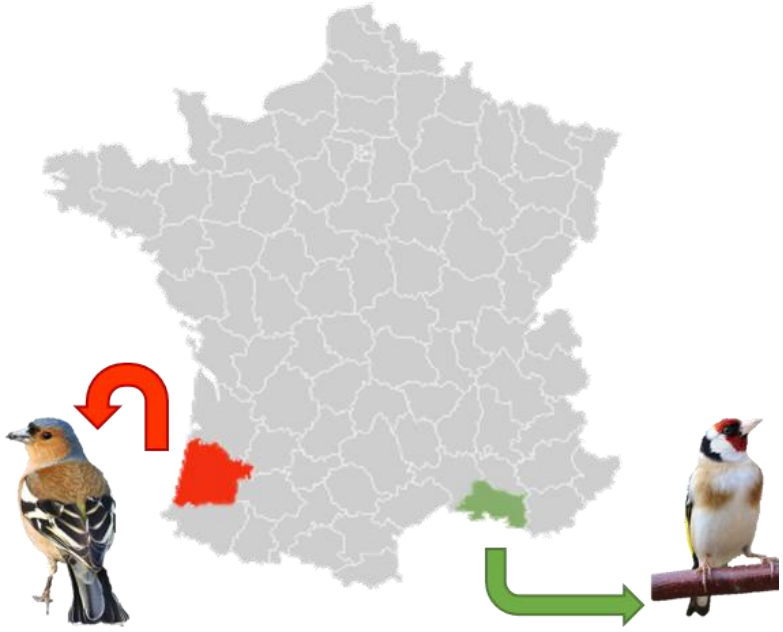


FIGURE 21 : ZONES DE BRACONNAGE CONNUES POUR LE CHARDONNERET ÉLÉGANT (*CARDUELIS CARDUELIS*, EN VERT), CORRESPONDANT AU DÉPARTEMENT DES BOUCHES-DU-RHÔNE, ET DU PINSON DES ARBRES (*FRINGILLA COELEBS*, EN ROUGE) DANS LE DÉPARTEMENT DES LANDES.

Afin d'essayer de comprendre les variations d'abondances spatiales des oiseaux, nous avons également effectuer un modèle tout simple (Modèle Linéaire Généralisé, selon une loi de Poisson) pour visualiser l'abondance spatiale des trois espèces de passereaux étudiés dans cette troisième partie, corrigée uniquement par la pression d'observation (durée d'observation et surface du jardin) (Figure 22, Figure 23 etFigure 24), qui permettent de voir que les zones où il y a peu de Chardonnerets élégants, Verdiers d'Europe et Pinson des arbres dans les jardins (abondance corrigée uniquement par la pression d'observation) sont les zones les mieux prédites par le modèle complet (résidus d'abondance autour de zéro). Cela s'explique car ces endroits où il y a peu d'abondance des trois espèces sont également des zones avec peu d'oiseaux en général, donc quand l'abondance d'une des trois espèces est rapportée à la proportion de l'espèce dans le jardin cela donne des valeurs autour de zéro.

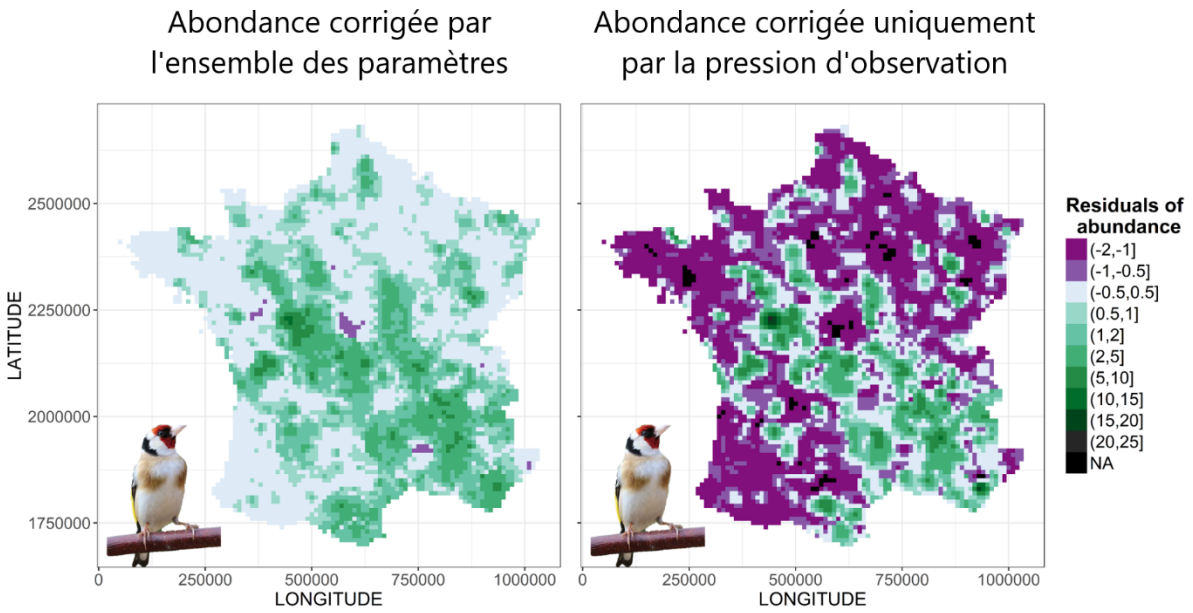


FIGURE 22 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU CHARDONNERET ÉLÉGANT (*CARDUELIS CARDUELIS*) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN).

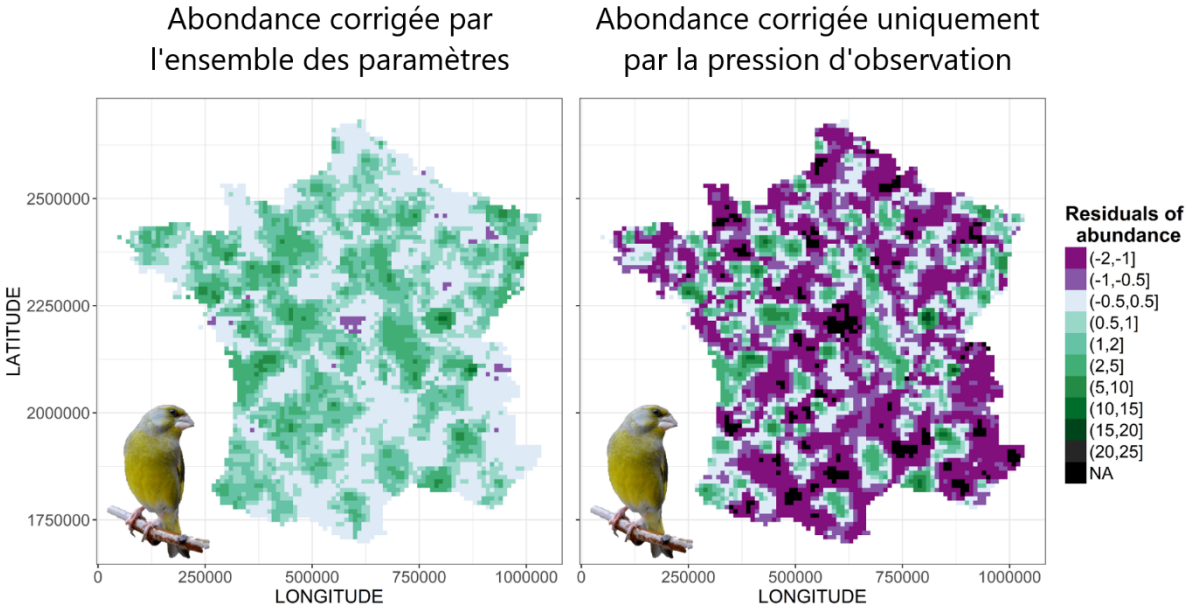


FIGURE 23 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU VERDIER D'EUROPE (*CHLORIS CHLORIS*) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN).

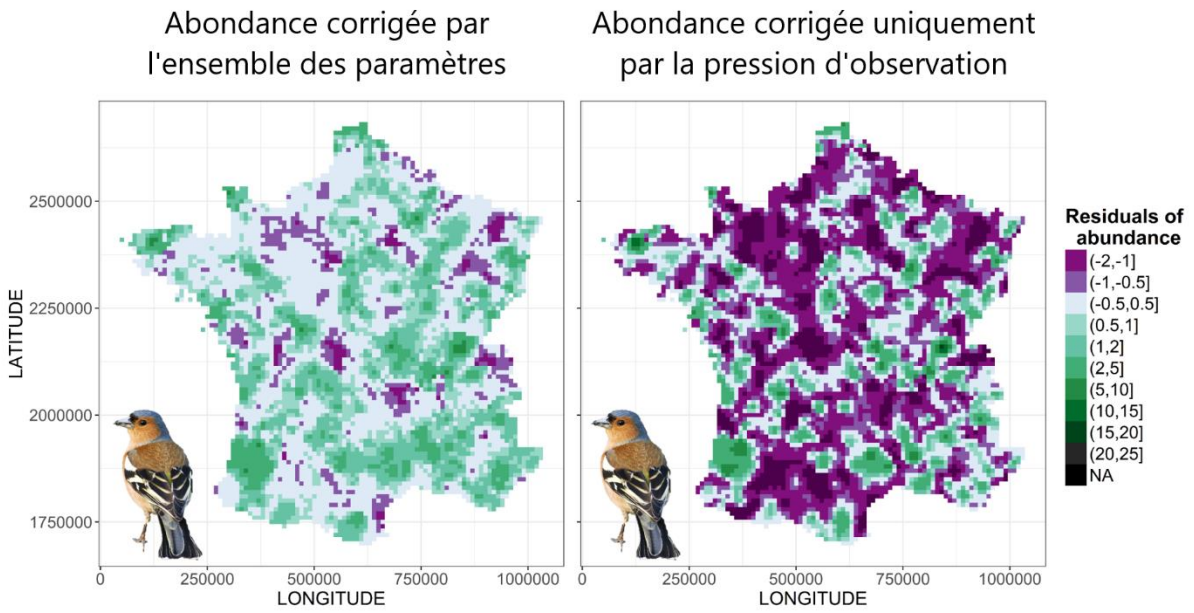


FIGURE 24 : INTERPOLATIONS SPATIALES DES RÉSIDUS DE RÉPONSE DE L'ABONDANCE DU PINSON DES ARBRES (*FRINGILLA COELEBS*) DANS LES JARDINS POUR LA PÉRIODE DE NOVEMBRE À JANVIER (MOINS LES DIX DERNIERS JOURS DE JANVIER). LES RÉSIDUS DE RÉPONSE SONT OBTENUS À GAUCHE POUR LE MODÈLE COMPLET (GAMM, VOIR FIGURE 1 DE L'ARTICLE) ; À DROITE POUR UN MODÈLE QUI NE CORRIGE L'ABONDANCE QUE PAR LA PRESSION D'OBSERVATION (GLM AVEC DURÉE D'OBSERVATION ET SURFACE DU JARDIN).

DISCUSSION GÉNÉRALE

Discussion générale

Les oiseaux sont utilisés comme indicateurs de biodiversité et du bon fonctionnement des écosystèmes (Gregory et al., 2005) à l'aide de données récoltées sur de larges échelles spatio-temporelles par des observateurs bénévoles (Jiguet et al., 2012). En France, il existait depuis la fin des années 1980 des programmes de suivis standardisés des oiseaux, à destination d'un public naturaliste. *Oiseaux des Jardins* a été mis en place en 2012 dans l'objectif de créer un nouveau programme participatif de suivi, cette fois à destination du grand public. Ce programme s'ancre dans le domaine privé (De Coster et al., 2015), offrant de nouvelles perspectives de recherches (Cerra and Crain, 2016) : l'effet des pesticides et des pratiques de gestions dans les jardins sur les papillons et bourdons n'aurait, par exemple, jamais pu être étudié autrement que grâce à des programmes participatifs réalisés dans ces lieux dont l'accès est restreint (Muratet and Fontaine, 2015). De plus, *Oiseaux des jardins* collecte des données de suivi toute l'année ; il devrait donc permettre de suivre les tendances des populations de façon régulière, ce qui n'est réalisable avec aucun autre des programmes participatifs oiseaux déjà existants en France (STOC-EPS, STOC-Capture, SHOC ou encore le SPOL-mangeoire) qui n'échantillonnent qu'une période de l'année et ne sont qu'à destination de publics naturalistes expérimentés.

Dans cette thèse, nous nous sommes attachés à comprendre quels paramètres pouvaient expliquer les variations spatiales et temporelles d'abondance des oiseaux dans les jardins, en se focalisant sur ceux qui distribuent de la nourriture en hiver, en fonction du milieu alentour, de la localisation des jardins, ainsi que des conditions météorologiques.

A. Synthèse des principaux résultats

Dans un premier temps, notre travail a permis de confirmer que la distribution de nourriture dans les jardins peut attirer les oiseaux, dans les paysages où l'alimentation naturelle est rare. Cela s'accentue au fur et à mesure de l'hiver et à proximité de milieux agricoles intensifs. L'alimentation de substitution fournie dans les jardins attire divers granivores, dont les espèces qui dépendent des milieux agricoles, lesquelles viennent davantage visiter les jardins quand les milieux agricoles autour sont exploités intensivement. La plupart de ces granivores sont en déclin (UICN, 2016), notamment en raison des pratiques agricoles intensives qui entrainent une réduction des ressources de graines en hiver (Newton, 2004). Notre travail soutient donc l'idée que les jardins peuvent fournir une ressource alimentaire de substitution en hiver et que cette

activité pourrait contribuer à la conservation d'espèces en déclin, telles que le Bruant jaune, la Linotte mélodieuse ou le Moineau Friquet, ou classées comme vulnérables à l'extinction sur la Liste Rouge française UICN/MNHN (UICN, 2016), comme le Chardonneret élégant ou le Verdier d'Europe.

Dans un second temps, l'analyse des variations d'abondance d'oiseaux dans les jardins avec mangeoires nous a permis de montrer que ces abondances fluctuent entre années. Cependant ces variations ne présentent aucun pattern de réponse commun à l'ensemble des espèces ou selon leur niveau trophique. Les abondances d'oiseaux ne fluctuent pas non plus de façon similaire en réponse aux conditions météorologiques de l'hiver (température et précipitations). L'absence de pattern général commun entre les différentes espèces n'est guère étonnant en raison de leur biologie et écologie différentes, cependant mettre en évidence cette absence de pattern commun confirme que toute analyse des abondances d'oiseaux en hiver dans les jardins devrait tenir compte des réponses spécifiques aux conditions météorologiques. L'analyse des variations interannuelles d'abondance a montré que le programme *Oiseaux des Jardins* pourrait produire un indicateur d'abondance hivernal des oiseaux. Les abondances interannuelles des espèces dans les jardins permettent aussi de confirmer le déclin de certaines espèces déjà constaté en saison de reproduction et de mettre en évidence le déclin d'espèces dont les tendances ne peuvent pas être calculées en France en période de reproduction, comme le Pinson du Nord qui est un migrateur. Ce programme participatif grand public peut donc être utilisé en complémentarité des autres suivis oiseaux en France pour mieux appréhender les tendances des populations.

Dans un troisième temps, nous avons mené une étude exploratoire pour essayer de modéliser spatialement les variations spatiales d'abondance de quelques espèces braconnées ou susceptibles de souffrir du braconnage, pour tenter de mettre en évidence des zones de surplus ou de déficit d'abondance. Cette première analyse a permis de mettre au point des méthodes et offre déjà des pistes sur la façon d'explorer les variations spatiales d'abondance dans les jardins.

B. Perspectives

1. *Oiseaux des Jardins*, un observatoire qui fait ses preuves

Bien que l'utilisation du terme « science participative » soit devenue de plus en plus courante, une question revient souvent : il s'agit de savoir si les programmes de sciences participatives réussissent ou non à produire des études scientifiques efficaces, aux résultats pertinents. Notamment, le professeur Pierre Rasmont, directeur du laboratoire de Zoologie de

l'Université de Mons en Belgique, écrivait en 2010 à Gilles Leboeuf (président de l'époque du MNHN) une lettre ouverte où il présentait le Suivi Photographique des Insectes Pollinisateurs (SPIPOLL, un programme de science participative coordonné par Vigie Nature), comme une « imposture scientifique ». Il s'agit là d'une question légitime, et qui s'explique car le terme même de « science participative » se heurte parfois à une certaine réticence dans la recherche académique (venant de l'idée reçue que ce sont des données plus biaisées que celles obtenues par des chercheurs seuls) (Cooper et al., 2014). Certains programmes ne soulèvent pas de polémique et leurs résultats sont acceptés sans être remis en question, en partie parce que ces programmes utilisent depuis longtemps le terme « volontaires » plutôt que celui de « science participative », comme le *Christmas Bird Count* : la contribution n'était pas remise en question, puisque pas explicitée clairement (Cooper et al., 2014; Eitzel et al., 2017). Les données collectées par des amateurs peuvent être biaisées, tout comme celles récoltées par un chercheur, mais si le processus de mise en place du programme est correctement mené et conçu, avec des questions correctement posées en amont, mais aussi remis en question avant, pendant et après la mise en application, alors les biais peuvent être identifiés et pris en compte, permettant l'exploitation des données (Dickinson et al., 2010). De plus, ces programmes produisent des résultats qui sont diffusés dans des revues à comité de lecture, ils sont donc évalués avant d'être publiés comme tout autre travail de recherche. Ainsi, l'utilisation d'un nouveau programme doit toujours être rigoureuse, avec prise de recul et remise en question, ce qui a été précisément l'un des buts de cette thèse. Malgré un protocole peu contraignant, les données récoltées sont de qualités suffisantes pour observer des patterns de réponse aux variations temporelles et spatiales d'abondance des oiseaux les plus communs dans les jardins qui fournissent de la nourriture. Cela, grâce à une bonne répartition spatiale des jardins suivis et à leur grand nombre, qui permet d'explorer des patterns sur une large échelle spatiale et temporelle, en réponse à différentes conditions environnementales (ici à travers l'étude de l'intensité de production des milieux agricoles) ou météorologiques.

Cependant, nous avons pu constater qu'il y a peu de jardins suivis d'une année à l'autre, la participation bien souvent ponctuelle des observateurs ayant déjà été constatée dans différents programmes de science participative (Boakes et al., 2016). Nous imputons en partie le manque de fidélisation à l'observatoire au manque de retours aux observateurs réalisés jusqu'à présent (Shirk et al., 2012). En effet, des retours réguliers sont réalisés (résumés du nombre d'espèces, de leur distribution, anecdotes), mais aucun travail scientifique complet n'avait été réalisé à ce jour pour valoriser les données récoltées par les observateurs. Or le retour aux observateurs est reconnu comme étant un des paramètres clés du succès d'un programme de science participative (Bonney et al., 2009; Devictor et al., 2010; Tulloch et al., 2013). Les résultats de cette thèse, en étant prochainement valorisés auprès des participants, devraient permettre de créer un lien entre

les chercheurs, et leurs questions scientifiques, et les participants qui communiquent leurs observations (Bonney et al., 2016b).

Une des limites observées avec le protocole, et qui nous a semblé être importante au cours de cette thèse, est l'absence d'informations fiables sur la présence, la quantité et la qualité de la nourriture dans le jardin au cours du comptage. Un objectif majeur de conception du protocole devrait donc être l'ajout de cette information dans le formulaire à remplir pour chaque session d'observation, sur le site internet. Nous avons également mis en évidence à travers le travail de sélection préparatoire des données que certains observateurs ne semblent pas comprendre le protocole (règle d'abondance maximale par espèce essentiellement). De nouveaux conseils furent donc apportés suite à ce constat par les coordinateurs de l'observatoire avec la sortie d'un bulletin d'information, en insistant sur l'importance de ces consignes pour produire des données exploitables par la recherche.

2. Nourrir les oiseaux en hiver dans les jardins : une mesure de conservation ?

Tandis que la mise en place de mesures environnementales au sein des parcelles agricoles pour aider au maintien de la biodiversité nécessite la participation des agriculteurs, davantage motivés par les bienfaits subséquents sur leurs terres ou par d'éventuelles aides financières (Guillem and Barnes, 2013), les foyers qui distribuent de la nourriture aux oiseaux le font sans attendre de telles compensations (Davies et al., 2012). Ainsi, en plus des mesures incitatives d'optimisation de la production alimentaire en tenant compte de la biodiversité (Lechenet et al., 2017; Teillard et al., 2017), les jardins et la distribution de nourriture par les particuliers pourraient être une solution supplémentaire pour accroître le potentiel d'accueil du milieu agricole en hiver pour les oiseaux. Les jardins participent à la mosaïque du paysage, des habitats et des ressources disponibles. Nos travaux suggèrent donc que la distribution de nourriture en hiver pourrait être conseillée comme mesure de conservation dans les paysages agricoles intensifs. La relation entre pénurie de ressources naturelles et venue aux mangeoires n'avait jusque-là jamais été montrée en considérant le milieu agricole ; bien que le lien entre abondance d'oiseaux en fonction de la présence de graines dans les jardins comparativement à la présence de graines dans les habitats forestiers ait déjà été établi (Chamberlain et al., 2007; McKenzie et al., 2007). Des actions de conservations mises en place dans les jardins ont d'ailleurs déjà été conseillées dans le cadre de programmes particuliers (Schoech et al., 2008).

Cependant, l'alimentation aux mangeoires est sujette à controverse car reconnue pour avoir des effets biologiques et écologiques forts sur les populations d'oiseaux (Galbraith et al.,

2014; Jones, 2011; Robb et al., 2008a). Notre travail ne tenait pas compte des implications nombreuses de cette activité tant au niveau individuel (conditions physiques (Wilcoxen et al., 2015) ou survie (Jansson et al., 1981; Kallander, 1981)), que populationnel (démographie subséquente : augmentation ou réduction de reproduction (Harrison et al., 2010; Plummer et al., 2013; Robb et al., 2008b)), au niveau des communautés ou de l'évolution des traits. Pourtant ces implications sont réelles : une étude récente suggère ainsi que l'alimentation aux mangeoires est responsable de l'évolution de la taille du bec chez les Mésanges charbonnières (sélection des oiseaux aux becs les plus longs) (Bosse et al., 2017), tandis que d'autres études dévoilent des modifications dans les comportements, par exemple migratoires (Møller et al., 2014; Plummer et al., 2015) ou de nidification (Smith et al., 2013). De plus, les mangeoires sont également le lieu d'interactions biotiques où peuvent se transmettre des maladies (Galbraith et al., 2017; Robinson et al., 2010; Wilcoxen et al., 2015), se modifier les compétitions (Cooper et al., 2007) et hiérarchies de dominance (Wojczulanis-Jakubas et al., 2015), ou les comportements de vigilance et prédation (Hanmer et al., 2017; Mónus and Barta, 2016; Swallow et al., 2015). Notamment, la prédation par les chats est reconnue comme une forte cause de mortalité aviaire (Baker et al., 2008; van Heezik et al., 2010; Woinarski et al., 2017). On peut donc supposer que les espèces moins présentes dans les jardins (dépendantes du milieu agricole par exemple) n'auront pas les mêmes comportements face aux dangers présents aux alentours des mangeoires et des habitations, ce qui sera à prendre en compte et à prévenir dans nos recommandations. Enfin, les mangeoires peuvent favoriser l'implantation d'espèces invasives (Peck et al., 2014) ce qui pourrait modifier les interactions biotiques précédemment évoquées (Le Louarn et al., 2016). Ainsi, bien que notre premier chapitre ait mis en avant l'intérêt de nourrir dans les jardins, les impacts potentiels de cette mesure de conservation doivent être considérés : la supplémentation à long terme ou en saison de reproduction sont par exemple fortement déconseillées ; le site *Oiseaux des Jardins* conseille ainsi de ne nourrir qu'en saison hivernale. En outre, les effets de la supplémentation ne seront pas les mêmes selon le milieu, les éléments du paysage ou la composition du jardin (Daniels and Kirkpatrick, 2006; Paker et al., 2014) ; par exemple en ville la lumière artificielle modifie le comportement de prospection (Clewley et al., 2016; Ockendon et al., 2009), et tout cela doit également être considéré. Enfin, il est à noter que l'alimentation des oiseaux dans les jardins n'impactera pas uniquement les populations d'oiseaux mais pourra également avoir des effets indirects sur d'autres organismes, comme cela a été montré pour les populations de carabes (Orros et al., 2015) ou de pucerons (Orros and Fellowes, 2012), ou encore en créant une compétition interspécifique par interférence aux mangeoires, comme c'est le cas avec les écureuils gris au Royaume Unis (Bonnington et al., 2014).

D'autre part, le nourrissage des oiseaux est une manifestation physique du lien entre l'homme et la nature (Cox and Gaston, 2015, 2016; Crain et al., 2014; Fuller et al., 2008; Shaw et

al., 2013), certains considèrent même cette activité comme la plus grande interaction positive homme-nature existante (Jones, 2011), et ce lien est renforcé pour des personnes impliquées dans un programme participatif (Cosquer et al., 2012). Nous pouvons donc penser que des recommandations de conservation destinées à ce public pourrait être comprises et assimilées, les impliquant davantage un processus de conservation qui les touche directement (Greenwood, 2007) puisque avant toute chose nourrir les oiseaux est un plaisir qui participe au bien être humain (Beumer and Martens, 2015; Cammack et al., 2011; Goddard et al., 2013). Comme la plupart des personnes donnent à manger aux oiseaux en hiver pour voir des espèces (Orros and Fellowes, 2014), avec l'idée générale que cela aide les oiseaux à survivre à cette saison difficile (Jones, 2011), nos résultats et recommandations pourraient conforter le public dans son idée que le nourrissage aide les oiseaux, voir même à augmenter leur implication (Greenwood, 2007; Jordan et al., 2016) puisqu'à travers nos travaux de thèse nous démontrons que ce n'est pas qu'une simple activité ludique et plaisante, mais que cela peut attirer les oiseaux en leur fournissant une alimentation de substitution en absence de ressources naturelles. Il a déjà été montré l'appropriation par le public de telles problématiques de conservation et son implication (Tulloch et al., 2013) : au Royaume Uni par exemple c'est parce que les habitants avaient plaisir à voir dans leur jardin le Milan royal (Orros and Fellowes, 2014), qu'ils ont participé au nourrissage de cet oiseau et donc à sa réintroduction (Orros and Fellowes, 2015). De plus, une part du grand public pourrait également s'impliquer dans cette activité de nourrissage à but de conservation si ces résultats sont vulgarisés et diffusés (van Heezik et al., 2012).

Conclusion

Les jardins particuliers sont déjà identifiés comme des zones clés de biodiversité à ne pas négliger (Cannon, 1999; Galluzzi et al., 2010), notamment en paysage agricole intensif, par exemple pour leur rôle dans la conservation des pollinisateurs (Samnegård et al., 2011). Cette thèse appuie donc cette idée et soutient que les jardins pourraient également devenir le siège de pratiques de conservation à destination des passereaux granivores, en incitant au nourrissage en hiver, et tout particulièrement dans les paysages agricoles les plus intensifs, sous réserve de bonnes recommandations, en impliquant les particuliers et donc le grand public.

Bibliographie (hors articles)

Agnan, Y., Séjalon-Delmas, N., Probst, A., 2013. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: a story of lichens. Environmental pollution 172, 139–148. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.008

Allen, J.M., Terres, M.A., Katsuki, T., Iwamoto, K., Kobori, H., Higuchi, H., Primack, R.B., Wilson, A.M., Gelfand, A., Silander, J.A., 2014. Modeling daily flowering probabilities: expected impact of climate change on Japanese cherry phenology. Global Change Biology 20, 1251–1263. https://doi.org/10.1111/gcb.12364

Amano, T., Lamming, J.D.L., Sutherland, W.J., 2016. Spatial Gaps in Global Biodiversity Information and the Role of Citizen Science. BioScience 66, 393–400. https://doi.org/10.1093/biosci/biw022

Antrop, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. Landscape and urban planning 67, 9–26. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4

Arab, A., Courter, J.R., Zelt, J., 2016. A spatio-temporal comparison of avian migration phenology using Citizen Science data. Spatial Statistics. https://doi.org/10.1016/j.spasta.2016.06.006

Arntzen, J.W., Abrahams, C., Meilink, W.R., Iosif, R., Zuiderwijk, A., 2017. Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. Biodiversity and Conservation 26, 1411–1430. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1307-y

Baker, D.J., Freeman, S.N., Grice, P.V., Siriwardena, G.M., 2012. Landscape-scale responses of birds to agri-environment management: a test of the English Environmental Stewardship scheme: *Evaluating the effects of ES for farmland birds*. Journal of Applied Ecology 49, 871–882. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02161.x

Baker, P.J., Molony, S.E., Stone, E., Cuthill, I.C., Harris, S., 2008. Cats about town: is predation by free-ranging pet cats Felis catus likely to affect urban bird populations? Ibis 150, 86–99. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00836.x

Ballard, H.L., Robinson, L.D., Young, A.N., Pauly, G.B., Higgins, L.M., Johnson, R.F., Tweddle, J.C., 2017. Contributions to conservation outcomes by natural history museum-led citizen science: examining evidence and next steps. Biological Conservation 208, 87–97. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.040

Balmford, A., Crane, P., Dobson, A., Green, R.E., Mace, G.M., 2005. The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 360, 221–228. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1599

Barbaro, L., Rusch, A., Muiruri, E.W., Gravellier, B., Thiery, D., Castagneyrol, B., 2017. Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. Journal of Applied Ecology 54, 500–508. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12740

Barca, B., Lindon, A., Root-Bernstein, M., 2016. Environmentalism in the crosshairs: Perspectives on migratory bird hunting and poaching conflicts in Italy. Global Ecology and Conservation 6, 189–207. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.03.001

Bas, Y., Renard, M., Jiguet, F., 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. Agriculture, Ecosystems & Environment 134, 143–147. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.006

Batáry, P., Matthiesen, T., Tscharntke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. Biological Conservation 143, 2020–2027. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. Ecology Letters 15, 365–377. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x

Benamou, G.-M., 1997. Le dernier Mitterand.
Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9
Bergman, K.-O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H. akan, Wahlman, H., Milberg, P., 2004. Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. Ecography 27, 619–628. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03906.x
Beumer, C., Martens, P., 2015. Biodiversity in my (back) yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. Sustainability Science 10, 87–100. https://doi.org/10.1007/s11625-014-0270-8
BirdLife Cyprus, 2010. BirdLife Cyprus - Reports on illegal bird trapping activity in Cyprus from 2010 to 2017 - https://birdlifecyprus.org/surveillance-programme (Accessed 25.11.2017).
BirdLife International, 2015. The Killing - BirdLife Report Mediterranean.
Boakes, E.H., Gliozzo, G., Seymour, V., Harvey, M., Smith, C., Roy, D.B., Haklay, M., 2016. Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers' recording behaviour. Scientific reports 6. https://doi.org/10.1038/srep33051
Bohannon, J., 2007. Astronomy - Tooled-up amateurs are joining forces with the professionals. Science 318, 192–193.
Bonney, R., Cooper, C., Ballard, H., 2016a. The theory and practice of Citizen Science: Launching a new journal. Citizen Science: Theory and Practice 1. https://doi.org/10.5334/cstp.65
Bonney, R., Cooper, C.B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K.V., Shirk, J., 2009. Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. BioScience 59, 977–984. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9
Bonney, R., Phillips, T.B., Ballard, H.L., Enck, J.W., 2016b. Can citizen science enhance public understanding of science? Public Understanding of Science 25, 2–16. https://doi.org/10.1177/0963662515607406
Bonnington, C., Gaston, K.J., Evans, K.L., 2014. Assessing the potential for Grey Squirrels Sciurus carolinensis to compete with birds at supplementary feeding stations. Ibis 156, 220–226. https://doi.org/10.1111/ibi.12107
Bonter, D.N., Cooper, C.B., 2012. Data validation in citizen science: a case study from Project FeederWatch. Frontiers in Ecology and the Environment 10, 305–307. https://doi.org/10.1890/110273
Bonter, D.N., Harvey, M.G., 2008. Winter survey data reveal rangewide decline in Evening Grosbeak populations. The Condor 110, 376–381. https://doi.org/10.1525/cond.2008.8463
Bonter, D.N., Zuckerberg, B., Dickinson, J.L., 2010. Invasive birds in a novel landscape: habitat associations and effects on established species. Ecography. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06017.x
Bonter, D.N., Zuckerberg, B., Sedgwick, C.W., Hochachka, W.M., 2013. Daily foraging patterns in free-living birds: exploring the predation-starvation trade-off. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280, 20123087–20123087. https://doi.org/10.1098/rspb.2012.3087
Bosse, M., Spurgin, L.G., Laine, V.N., Cole, E.F., Firth, J.A., Gienapp, P., Gosler, A.G., McMahon, K., Poissant, J., Verhagen, I., others, 2017. Recent natural selection causes adaptive evolution of an avian polygenic trait. Science 358, 365–368. https://doi.org/10.1126/science.aal3298
Bouwman, A., Van Drecht, G., Knoop, J., Beusen, A., Meinardi, C., 2005. Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. Global Biogeochemical Cycles 19. https://doi.org/10.1029/2004GB002314
Brait, C.H.H., Antoniosi Filho, N.R., 2011. Use of feathers of feral pigeons (Columba livia) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. Environmental monitoring and assessment 179, 457–467. https://doi.org/10.1007/s10661-010-1748-1

Bright, J.A., Field, R.H., Morris, A.J., Cooke, A.I., Fern, J., Grice, P.V., Peach, W., 2014. Influence of crop type and Agri-Environment management on the use of over-winter stubbles by farmland birds in England. Bird Study 61, 332–339. https://doi.org/10.1080/00063657.2014.939940

Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndang'Ang'A, P.K., Jones, V.R., Abdou, W.A.L.I., Al-Hmoud, A.R., Asswad, N.G., Atienza, J.C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S.I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K.S., Feltrup-Azafzaf, C., Figelj, J., Gustin, M., Kmecl, P., Kocevski, V., Korbeti, M., KotrošAn, D., Mula Laguna, J., Lattuada, M., LeitãO, D., Lopes, P., LóPez-JiméNez, N., Lucić, V., Micol, T., Moali, A., Perlman, Y., Piludu, N., Portolou, D., Putilin, K., Quaintenne, G., Ramadan-Jaradi, G., RužIć, M., Sandor, A., Sarajli, N., Saveljić, D., Sheldon, R.D., Shialis, T., Tsiopelas, N., Vargas, F., Thompson, C., Brunner, A., Grimmett, R., Butchart, S.H.M., 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conservation International 26, 1–28. https://doi.org/10.1017/S0959270915000416

Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. Trends in ecology & evolution 23, 453–460. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011

Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling Zero-Inflated Count Data With glmmTMB. bioRxiv. https://doi.org/10.1101/132753

Brossard, D., Lewenstein, B., Bonney, R., 2005. Scientific knowledge and attitude change: The impact of a citizen science project. International Journal of Science Education 27, 1099–1121. https://doi.org/10.1080/09500690500069483

Bruce, E., Albright, L., Sheehan, S., Blewitt, M., 2014. Distribution patterns of migrating humpback whales (Megaptera novaeangliae) in Jervis Bay, Australia: A spatial analysis using geographical citizen science data. Applied Geography 54, 83–95.

Brückmann, S.V., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., 2010. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. Journal of Applied Ecology 47, 799–809. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01828.x

Bryant, D.M., 1997. Energy expenditure in wild birds. Proceedings of the Nutrition Society 56, 1025–1039. https://doi.org/10.1079/PNS19970107

Buchanan, A.L., Kolb, L.N., Hooks, C.R., 2016. Can winter cover crops influence weed density and diversity in a reduced tillage vegetable system? Crop Protection 90, 9–16. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.006

Buckingham, D.L., Bentley, S., Dodd, S., Peach, W.J., 2011. Seeded ryegrass swards allow granivorous birds to winter in agriculturally improved grassland landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 142, 256–265. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.017

Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., Baillie, J.E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., others, 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science 328, 1164–1168. https://doi.org/10.1126/science.1187512

Butchart, S.H.M., 2008. Red List Indices to measure the sustainability of species use and impacts of invasive alien species. Bird Conservation International 18. https://doi.org/10.1017/S095927090800035X

Butler, S.J., Mattison, E.H.A., Glithero, N.J., Robinson, L.J., Atkinson, P.W., Gillings, S., Vickery, J.A., Norris, K., 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. Journal of Applied Ecology 47, 67–75. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x

BWPI, 2006. BWPI: Birds of the Western Palearctic Interactive (DVD-ROM). Oxford and Birdguides.

Calladine, J., Robertson, D., Wernham, C., 2006. The ranging behaviour of some granivorous passerines on farmland in winter determined by mark–recapture ringing and by radiotelemetry. Ibis 148, 169–173. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00488.x

Cammack, P.J., Convery, I., Prince, H., 2011. Gardens and birdwatching: recreation, environmental management and human-nature interaction in an everyday location: Gardens and birdwatching. Area 43, 314–319. https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2011.00992.x

Cannon, A., 1999. The significance of private gardens for bird conservation. Bird Conservation International 9, 287–297. https://doi.org/10.1017/S095927090000349X

Cannon, A.R., Chamberlain, D.E., Toms, M.P., Hatchwell, B.J., Gaston, K.J., 2005. Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995-2002: Garden bird trends. Journal of Applied Ecology 42, 659–671. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01050.x

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., others, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486, 59–67. https://doi.org/10.1038/nature11148

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Dirzo, R., 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings of the National Academy of Sciences 114, E6089–E6096. https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114

Cerra, J.F., Crain, R., 2016. Urban birds and planting design: strategies for incorporating ecological goals into residential landscapes. Urban Ecosystems 19, 1823–1846. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0570-0

Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. Ecography 27, 589–600. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03984.x

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 applied ecology 37, 771–788. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x

Chamberlain, D.E., Gosler, A.G., Glue, D.E., 2007. Effects of the winter beechmast crop on bird occurrence in British gardens: **Capsule** Woodland birds were significantly less likely to occur in gardens in years of high beechmast crop. Bird Study 54, 120–126. https://doi.org/10.1080/00063650709461463

Chamberlain, D.E., Vickery, J.A., Glue, D.E., Robinson, R.A., Conway, G.J., Woodburn, R.J., Cannon, A.R., 2005. Annual and seasonal trends in the use of garden feeders by birds in winter. Ibis 147, 563–575. https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00430.x

Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A.M., López, B.C., Danielsen, F., Legind, J.K., Masinde, S., Miller-Rushing, A.J., Newman, G., others, 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. Biological Conservation 213, 280–294. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004

Chiron, F., Chargé, R., Julliard, R., Jiguet, F., Muratet, A., 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. Agriculture, Ecosystems & Environment 185, 153–160. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013

Chiron, F., Princé, K., Paracchini, M.L., Bulgheroni, C., Jiguet, F., 2013. Forecasting the potential impacts of CAP-associated land use changes on farmland birds at the national level. Agriculture, Ecosystems & Environment 176, 17–23. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.018

Claessens, O., 1992. La situation du Bruant ortolan Emberiza hortulana en France et en Europe. Alauda 60, 65–76.

Clewley, G.D., Plummer, K.E., Robinson, R.A., Simm, C.H., Toms, M.P., 2016. The effect of artificial lighting on the arrival time of birds using garden feeding stations in winter: A missed opportunity? Urban Ecosystems 19, 535–546. https://doi.org/10.1007/s11252-015-0516-y

Cooper, C.B., Hochachka, W.M., Dhondt, A.A., 2007. Contrasting natural experiments confirm competition between House Finches and House Sparrows. Ecology 88, 864–870. https://doi.org/10.2307/27651177

Cooper, C.B., Shirk, J., Zuckerberg, B., 2014. The invisible prevalence of citizen science in global research: migratory birds and climate change. PloS one 9, e106508. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106508

Cosquer, A., Raymond, R., Prevot-Julliard, A.-C., 2012. Observations of everyday biodiversity: a new perspective for conservation? Ecology and Society 17. https://doi.org/10.5751/ES-04955-170402

Couvet, D., Jiguet, F., Julliard, R., Levrel, H., Teyssedre, A., 2008. Enhancing citizen contributions to biodiversity science and public policy. Interdisciplinary science reviews 33, 95–103. https://doi.org/10.1179/030801808X260031

Cox, D.T., Gaston, K.J., 2015. Likeability of garden birds: Importance of species knowledge & richness in connecting people to nature. PLoS One 10, e0141505. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141505

Cox, D.T.C., Gaston, K.J., 2016. Urban Bird Feeding: Connecting People with Nature. PLOS ONE 11, e0158717. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158717

Crain, R., Cooper, C., Dickinson, J.L., 2014. Citizen Science: a tool for integrating studies of human and natural systems. Annual Review of Environment and Resources 39. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-154609

Cramp, S., 1998. The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM. Oxford University Press, Oxford.

Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. Science 356, 260–264. https://doi.org/10.1126/science.aal2011

Cunningham, H.M., Bradbury, R.B., Chaney, K., Wilcox, A., 2005. Effect of non-inversion tillage on field usage by UK farmland birds in winter: **Capsule** Several guilds of wintering farmland birds showed preferences for cereal fields established by non-inversion tillage, rather than ploughing. Bird Study 52, 173–179. https://doi.org/10.1080/00063650509461388

Daniels, G.D., Kirkpatrick, J.B., 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? Biological Conservation 133, 326–335. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.011

Danielsen, F., Pirhofer-Walzl, K., Adrian, T.P., Kapijimpanga, D.R., Burgess, N.D., Jensen, P.M., Bonney, R., Funder, M., Landa, A., Levermann, N., others, 2014. Linking public participation in scientific research to the indicators and needs of international environmental agreements. Conservation Letters 7, 12–24. https://doi.org/10.1111/conl.12024

Davey, C., Vickery, J., Boatman, N., Chamberlain, D., Parry, H., Siriwardena, G., 2010. Regional variation in the efficacy of Entry Level Stewardship in England. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 121–128. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.07.008

Davies, L., Bell, J., Bone, J., Head, M., Hill, L., Howard, C., Hobbs, S.J., Jones, D.T., Power, S.A., Rose, N., others, 2011. Open Air Laboratories (OPAL): A community-driven research programme. Environmental Pollution 159, 2203–2210. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.053

Davies, Z.G., Fuller, R.A., Dallimer, M., Loram, A., Gaston, K.J., 2012. Household Factors Influencing Participation in Bird Feeding Activity: A National Scale Analysis. PLoS ONE 7, e39692. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039692

De Coster, G., De Laet, J., Vangestel, C., Adriaensen, F., Lens, L., 2015. Citizen science in action—Evidence for long-term, region-wide House Sparrow declines in Flanders, Belgium. Landscape and urban planning 134, 139–146. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.020

Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C., 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. Frontiers in Ecology and the Environment 12, 212–217. https://doi.org/10.1890/130054

Devictor, V., Jiguet, F., 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: the importance of surrounding habitats. Agriculture, ecosystems & environment 120, 179–184. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.013

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F., 2008a. French birds lag behind climate warming, in: Proc. R. Soc. Lond. B. pp. 2743–2748. https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0878

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Jiguet, F., 2008b. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 275, 2743–2748. https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0878

Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F., 2008c. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. Oikos 0, 080211051304426-0. https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16215.x

Devictor, V., Whittaker, R.J., Beltrame, C., 2010. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. Diversity and distributions 16, 354–362. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00615.x

Dickinson, J.L., Zuckerberg, B., Bonter, D.N., 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. Annual review of ecology, evolution, and systematics 41, 149–172. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636

Donald, P.F., Buckingham, D.L., Moorcroft, D., Muirhead, L.B., Evans, A.D., Kirby, W.B., 2001a. Habitat use and diet of skylarks Alauda arvensis wintering on lowland farmland in southern Britain. Journal of Applied Ecology 38, 536–547. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00618.x

Donald, P.F., Evans, A.D., Muirhead, L.B., Buckingham, D.L., Kirby, W.B., Schmitt, S.I.A., 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark Alauda arvensis nests on lowland farmland. Ibis 144, 652–664. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00101.x

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001b. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 268, 25–29. https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agriculture, Ecosystems & Environment 116, 189–196. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007

Donald, P.F., Vickery, J.A., 2000. The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks Alauda arvensis in the UK. Ecology and conservation of lowland farmland birds 140, 150.

Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France: High nature value farmland birds. Journal of Applied Ecology 47, 1348–1356. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01869.x

Doxa, A., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Devictor, V., Jiguet, F., 2012. Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. Agriculture, Ecosystems & Environment 148, 83–88. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.020

Dross, C., Jiguet, F., Tichit, M., 2017. Concave trade-off curves between crop production and taxonomic, functional and phylogenetic diversity of birds. Ecological Indicators 79, 83–90. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.046

Dross, C., Princé, K., Jiguet, F., Tichit, M., 2018. Contrasting bird communities along production gradients of crops and livestock in French farmlands. Agriculture, Ecosystems & Environment 253, 55–61. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.025

Eitzel, M., Cappadonna, J.L., Santos-Lang, C., Duerr, R.E., Virapongse, A., West, S.E., Kyba, C.C.M., Bowser, A., Cooper, C.B., Sforzi, A., others, 2017. Citizen Science terminology matters: exploring key terms. Citizen Science: Theory and Practice 2. https://doi.org/10.5334/cstp.96

Ekroos, J., Heliölä, J., Kuussaari, M., 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. Journal of Applied Ecology 47, 459–467. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x

Elmhagen, B., Destouni, G., Angerbjörn, A., Borgström, S., Boyd, E., Cousins, S., Dalén, L., Ehrlén, J., Ermold, M., Hambäck, P., others, 2015. Interacting effects of change in climate, human population, land use, and water use on biodiversity and ecosystem services. Ecology and Society 20. https://doi.org/10.5751/ES-07145-200123

EUROSTAT, 2017. Sustainaible Development Indicators (SDG) 15 “Life on Land” - Common bird indices by type of estimate (EU aggregate) - http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_bio3&lang=en (Accessed 25.11.2017).

Evans, A., Vickery, J., Shrubb, M., 2004. Importance of overwintered stubble for farmland bird recovery: a reply to Potts: **Capsule** Without this prescription, populations of seed-eating passerines are unlikely to recover. Bird Study 51, 94–96. https://doi.org/10.1080/00063650409461339

Fairbrass, A., Nuno, A., Bunnefeld, N., Milner-Gulland, Ej., 2016. Investigating determinants of compliance with wildlife protection laws: bird persecution in Portugal. European journal of wildlife research 62, 93–101. https://doi.org/10.1007/s10344-015-0977-6

FAOSTAT, 2014. Food and agricultural commodities production - Agricultural area. URL http://www.fao.org/faostat/en/#data/EL (Accessed 2.11.2017).

Flick, T., Feagan, S., Fahrig, L., 2012. Effects of landscape structure on butterfly species richness and abundance in agricultural landscapes in eastern Ontario, Canada. Agriculture, ecosystems & environment 156, 123–133. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.006

Foley, J.A., 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309, 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O’Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., others, 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature 478, 337–342. https://doi.org/10.1038/nature10452

Fontaine, B., van Achterberg, K., Alonso-Zarazaga, M.A., Araujo, R., Asche, M., Aspöck, H., Aspöck, U., Audisio, P., Aukema, B., Bailly, N., others, 2012. New species in the Old World: Europe as a frontier in biodiversity exploration, a test bed for 21st century taxonomy. PLoS One 7, e36881. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036881

Fuller, R.A., Warren, P.H., Armsworth, P.R., Barbosa, O., Gaston, K.J., 2008. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. Diversity and Distributions 14, 131–137. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00439.x

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R., Carter, N., 1995. Population Declines and Range Contractions among Lowland Farmland Birds in Britain. Conservation Biology 9, 1425–1441. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061425.x

Galbraith, J.A., Beggs, J.R., Jones, D.N., McNaughton, E.J., Krull, C.R., Stanley, M.C., 2014. Risks and drivers of wild bird feeding in urban areas of New Zealand. Biological Conservation 180, 64–74. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.038

Galbraith, J.A., Beggs, J.R., Jones, D.N., Stanley, M.C., 2015. Supplementary feeding restructures urban bird communities. Proceedings of the National Academy of Sciences 112, E2648–E2657. https://doi.org/10.1073/pnas.1501489112

Galbraith, J.A., Stanley, M.C., Jones, D.N., Beggs, J.R., 2017. Experimental feeding regime influences urban bird disease dynamics. Journal of Avian Biology. https://doi.org/10.1111/jav.01076

Galluzzi, G., Eyzaguirre, P., Negri, V., 2010. Home gardens: neglected hotspots of agro-biodiversity and cultural diversity. Biodiversity and conservation 19, 3635–3654. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9919-5

Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W., Hopkins, J., 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. Biological reviews 88, 912–927. https://doi.org/10.1111/brv.12036

Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. Trends in Ecology & Evolution 23, 14–19. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001

Gavin, M.C., Solomon, J.N., Blank, S.G., 2010. Measuring and Monitoring Illegal Use of Natural Resources. Conservation Biology 24, 89–100. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01387.x

Geiger, F., de Snoo, G.R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M.B., Oñate, J.J., Eggers, S., Pärt, T., Bommarco, R., Bengtsson, J., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P.,

Hawro, V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C., Tscharntke, T., 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: A pan-European approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 571–577. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.018

Gibbons, D.W., Bohan, D.A., Rothery, P., Stuart, R.C., Haughton, A.J., Scott, R.J., Wilson, J.D., Perry, J.N., Clark, S.J., Dawson, R.J.., Firbank, L.G., 2006. Weed seed resources for birds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 273, 1921–1928. https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3522

Gillings, S., Fuller, R.J., 2001. Habitat selection by Skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. Bird Study 48, 293–307. https://doi.org/10.1080/00063650109461229

Gillings, S., Henderson, I.G., Morris, A.J., Vickery, J.A., 2010. Assessing the implications of the loss of set-aside for farmland birds. Ibis 152, 713–723. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01058.x

Gillings, S., Newson, S.E., Noble, D.G., Vickery, J.A., 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 272, 733–739. https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3010

Gillings, S., Wilson, A.M., Conway, G.J., Vickery, J.A., Fuller, R.J., 2008. Distribution and abundance of birds and their habitats within the lowland farmland of Britain in winter: **Capsule** Farmland bird species occurred at low densities and were highly aggregated in a small proportion of available pastures, stubble fields and farmyards. Bird Study 55, 8–22. https://doi.org/10.1080/00063650809461500

Gimenez, O., Bonner, S.J., King, R., Parker, R.A., Brooks, S.P., Jamieson, L.E., Grosbois, V., Morgan, B.J., Thomas, L., 2009. WinBUGS for population ecologists: Bayesian modeling using Markov Chain Monte Carlo methods, in: Modeling Demographic Processes in Marked Populations. Springer, pp. 883–915.

Goddard, M.A., Dougill, A.J., Benton, T.G., 2013. Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. Ecological Economics 86, 258–273. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.016

Godfrey, J.D., Bryant, D.M., 2000. State-dependent behaviour and energy expenditure: an experimental study of European robins on winter territories. Journal of Animal Ecology 69, 301–313. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00393.x

Goławski, A., Dombrowski, A., 2011. The effects of weather conditions on the numbers of wintering birds and the diversity of their assemblages in villages and crop fields in east-central Poland. Italian Journal of Zoology 78, 364–369. https://doi.org/10.1080/11250003.2010.535858

Goławski, A., Kasprzykowski, Z., Jobda, M., Duer, I., 2013. The importance of winter catch crops compared with other farmland habitats to birds wintering in Poland. Pol. J. Ecol 61, 357–364.

Gonsamo, A., Chen, J.M., Wu, C., 2013. Citizen Science: linking the recent rapid advances of plant flowering in Canada with climate variability. Scientific reports 3. https://doi.org/10.1038/srep02239

Goulson, D., 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. Journal of Applied Ecology 50, 977–987. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. science 307, 550–555. https://doi.org/10.1126/science.1106049

Greenwood, J.J., 2007. Citizens, science and bird conservation. Journal of Ornithology 148, 77–124. https://doi.org/10.1007/s10336-007-0239-9

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360, 269–288. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602

Guillem, E.E., Barnes, A., 2013. Farmer perceptions of bird conservation and farming management at a catchment level. Land Use Policy 31, 565–575. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.09.002
Hancock, M., Smith, T., Chamberlain, D., Wilson, J., Lack, P., 2009. Using repeated winter surveys to estimate changes in abundance of seed-eating passerines. Bird Study 56, 65–74. https://doi.org/10.1080/00063650802648218
Hancock, M.H., Duffield, S., Boyle, J., Wilson, J.D., 2016. The effect of harvest method on cereal stubble use by seed-eating birds in a High Nature Value farming system. Agriculture, Ecosystems & Environment 219, 119–124. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.014
Hancock, M.H., Wilson, J.D., 2003. Winter habitat associations of seed-eating passerines on Scottish farmland: Extensive surveys highlighted the importance of weedy fodder brassicas, stubbles and open farmland landscapes to declining birds. Bird Study 50, 116–130. https://doi.org/10.1080/00063650309461303
Hanmer, H.J., Thomas, R.L., Fellowes, M.D., 2017. Provision of supplementary food for wild birds may increase the risk of local nest predation. Ibis 159, 158–167. https://doi.org/10.1111/ibi.12432
Harrison, T.J.E., Smith, J.A., Martin, G.R., Chamberlain, D.E., Bearhop, S., Robb, G.N., Reynolds, S.J., 2010. Does food supplementation really enhance productivity of breeding birds? Oecologia 164, 311–320. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1645-x
Hart, J.D., Milsom, T.P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S.J., Murray, A.W.A., Robertson, P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland: Insecticides, arthropods and yellowhammer productivity. Journal of Applied Ecology 43, 81–91. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x
Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F., Niemelä, J., Rebane, M., others, 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe–A review. Agriculture, Ecosystems & Environment 124, 60–71. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005
Herkert, J.R., Reinking, D.L., Wiedenfeld, D.A., Winter, M., Zimmerman, J.L., Jensen, W.E., Finck, E.J., Koford, R.R., Wolfe, D.H., Sherrod, S.K., Jenkins, M.A., Faaborg, J., Robinson, S.K., 2003. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. Conservation Biology 17, 587–594. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01418.x
Hochachka, W.M., Fink, D., Hutchinson, R.A., Sheldon, D., Wong, W.-K., Kelling, S., 2012. Data-intensive science applied to broad-scale citizen science. Trends in ecology & evolution 27, 130–137. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.006
Hodge, I., Hauck, J., Bonn, A., 2015. The alignment of agricultural and nature conservation policies in the European Union. Conservation Biology 29, 996–1005. https://doi.org/10.1111/cobi.12531
Hole, D.G., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Anderson, G.Q., Lee, P.L., Wilson, J.D., Krebs, J.R., 2002. Agriculture: widespread local house-sparrow extinctions. Nature 418, 931–932. https://doi.org/10.1038/418931a
Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B., Aebischer, N.J., 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. Annals of Applied Biology 148, 49–71. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x
Hopkins, J., 2012. Extreme Cuisine: The Weird and Wonderful Foods That People Eat. Tuttle Publishing.
Horn, D.J., Johansen, S.M., 2013. A comparison of bird-feeding practices in the United States and Canada: Bird-Feeding Practices. Wildlife Society Bulletin 37, 293–300. https://doi.org/10.1002/wsb.281
Jansson, C., Ekman, J., von Brömssen, A., von Bromssen, A., 1981. Winter Mortality and Food Supply in Tits Parus spp. Oikos 37, 313. https://doi.org/10.2307/3544122
Jeliazkov, A., Chiron, F., Garnier, J., Besnard, A., Silvestre, M., Jiguet, F., 2014. Level-dependence of the relationships between amphibian biodiversity and environment in pond systems

within an intensive agricultural landscape. Hydrobiologia 723, 7–23. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1503-z
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. https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.05.003
Jones, D.N., 2011. An appetite for connection: why we need to understand the impact and value of feeding wild birds.
Jordan, R., Crall, A., Gray, S., Phillips, T., Mellor, D., 2015. Citizen science as a distinct field of inquiry. BioScience 65, 208–211. https://doi.org/10.1093/biosci/biu217
Jordan, R., Gray, S., Sorensen, A., Newman, G., Mellor, D., Hmelo-Silver, C., LaDeau, S., Biehler, D., Crall, A., 2016. Studying citizen science through adaptive management and learning feedbacks as mechanisms for improving conservation. Conservation Biology 30, 487–495. https://doi.org/10.1111/cobi.12659
Josefsson, J., Berg, Å., Hiron, M., Pärt, T., Eggers, S., 2017. Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit? Journal of Applied Ecology 54, 518–526. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12779
Kallander, H., 1981. The Effects of Provision of Food in Winter on a Population of the Great Tit Parus major and the Blue Tit P. caeruleus. Ornis Scandinavica 12, 244. https://doi.org/10.2307/3676087
Kamp, J., Oppel, S., Heldbjerg, H., Nyegaard, T., Donald, P.F., 2016. Unstructured citizen science data fail to detect long-term population declines of common birds in Denmark. Diversity and Distributions 22, 1024–1035. https://doi.org/10.1111/ddi.12463
Kasprzykowski, Z., Goławski, A., 2012. Habitat preferences of granivorous passerine birds wintering on farmland in eastern Poland. Bird study 59, 52–57. https://doi.org/10.1080/00063657.2011.643292
Kawrykow, A., Roumanis, G., Kam, A., Kwak, D., Leung, C., Wu, C., Zarour, E., Sarmenta, L., Blanchette, M., Waldispühl, J., others, 2012. Phylo: a citizen science approach for improving multiple sequence alignment. PloS one 7, e31362. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031362
Kéry, M., Schaub, M., 2011. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. Academic Press.
Khatib, F., DiMaio, F., Cooper, S., Kazmierczyk, M., Gilski, M., Krzywda, S., Zabranska, H., Pichova, I., Thompson, J., Popović, Z., others, 2011. Crystal structure of a monomeric retroviral protease solved by protein folding game players. Nature structural & molecular biology 18, 1175–1177. https://doi.org/10.1038/nsmb.2119
King, R., Morgan, B., Gimenez, O., Brooks, S., 2009. Bayesian analysis for population ecology. CRC press.
Kjellén, N., 2012. Migration counts at Falsterbo in the autumn 2012- Sträckfågelräkningar vid Falsterbo hösten 2012 (www.falsterbofagelstation.se/arkiv/pdf/274.pdf). Meddelande från Falsterbo Fågelstation nr. 274.
Kullenberg, C., Kasperowski, D., 2016. What is citizen science? – A scientometric meta-analysis. PloS one 11, e0147152. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147152
Le Louarn, M., Couillens, B., Deschamps-Cottin, M., Clergeau, P., 2016. Interference competition between an invasive parakeet and native bird species at feeding sites. Journal of Ethology 34, 291–298. https://doi.org/10.1007/s10164-016-0474-8
Le Viol, I., Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindstrom, A., Pearce-Higgins, J.W., Reif, J., Van Turnhout, C., Devictor, V., 2012. More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. Biology Letters 8, 780–782. https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496
Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N., 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. Nature Plants 3, 17008. https://doi.org/10.1038/nplants.2017.8
LegiFrance, n.d. www.legifrance.gouv.fr (Accessed 2.11.2017).
Lehikoinen, E., 1987. Seasonality of the Daily Weight Cycle in Wintering Passerines and Its Consequences. Ornis Scandinavica 18, 216. https://doi.org/10.2307/3676769

Levin, G., Jepsen, M.R., 2010. Abolition of set-aside schemes, associated impacts on habitat structure and modelling of potential effects of cross-farm regulation. Ecological Modelling 221. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.08.015

Levrel, H., Fontaine, B., Henry, P.-Y., Jiguet, F., Julliard, R., Kerbiriou, C., Couvet, D., 2010. Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: A French example. Ecological Economics 69, 1580–1586. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.001

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology 22, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

LPO, 2017. Ligue de Protection des Oiseaux - www.lpo.fr/actualites (Accessed 25.11.2017).

Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., Bentham, K. van, Bolker, B., Brooks, M., 2017. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder.

McCracken, D.I., Tallowin, J.R., 2004. Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. Ibis 146, 108–114. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00360.x

McCulloch, M.N., TUCKER, G.M., Baillie, S.R., 1992. The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. Ibis 134, 55–65. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1992.tb04734.x

McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J., Magurran, A.E., 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. Trends in ecology & evolution 30, 104–113. https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006

McKenzie, A.J., Emery, S.B., Franks, J.R., Whittingham, M.J., 2013. Landscape-scale conservation: collaborative agri-environment schemes could benefit both biodiversity and ecosystem services, but will farmers be willing to participate? Journal of Applied Ecology n/a-n/a. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12122

McKenzie, A.J., Petty, S.J., Toms, M.P., Furness, R.W., 2007. Importance of Sitka Spruce *Picea sitchensis* seed and garden bird-feeders for Siskins *Carduelis spinus* and Coal Tits *Periparus ater*. Bird Study 54, 236–247. https://doi.org/10.1080/00063650709461480

McKinley, D.C., Miller-Rushing, A.J., Ballard, H.L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S.C., Evans, D.M., French, R.A., Parrish, J.K., Phillips, T.B., Ryan, S.F., Shanley, L.A., Shirk, J.L., Stepenuck, K.F., Weltzin, J.F., Wiggins, A., Boyle, O.D., Briggs, R.D., Chapin, S.F., Hewitt, D.A., Preuss, P.W., Soukup, M.A., 2016. Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. Biological Conservation. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.015

McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Van Thang, H., Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., others, 2011. Hard choices: making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. Biological Conservation 144, 966–972. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.038

MEA, M.E.A., 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island, Washington, DC.

Menz, M.H.M., Arlettaz, R., 2012. The precipitous decline of the ortolan bunting Emberiza hortulana: time to build on scientific evidence to inform conservation management. Oryx 46, 122–129. https://doi.org/10.1017/S0030605311000032

Migraction, 2017. Mission migraction - www.migraction.net (Accessed 25.11.2017).

Møller, A.P., Jokimäki, J., Skorka, P., Tryjanowski, P., 2014. Loss of migration and urbanization in birds: a case study of the blackbird (Turdus merula). Oecologia 175, 1019–1027. https://doi.org/10.1007/s00442-014-2953-3

Mónus, F., Barta, Z., 2016. Is Foraging Time Limited During Winter? - A Feeding Experiment with Tree Sparrows Under Different Predation Risk. Ethology 122, 20–29. https://doi.org/10.1111/eth.12439

Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. Journal of Applied Ecology 39, 535–547. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00730.x

Moorcroft, D., Wilson, J., Bradbury, R., 2006. Diet of nestling Linnets Carduelis cannabina on lowland farmland before and after agricultural intensification: Capsule Between the 1960s and 1990s, nestling diet has changed in ways consistent with the impact of agricultural intensification on the availability of seed sources. Bird Study 53, 156–162. https://doi.org/10.1080/00063650609461428

Morelli, F., 2013. Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. Ecological Engineering 57, 261–266. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.043

Morris, A.J., Wilson, J.D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (Emberiza citrinella). Agriculture, Ecosystems & Environment 106, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.016

Moussus, J.-P., Julliard, R., Jiguet, F., 2010. Featuring 10 phenological estimators using simulated data: Featuring the behaviour of phenological estimators. Methods in Ecology and Evolution 1, 140–150. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00020.x

Muratet, A., Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. Biological Conservation 182, 148–154. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045

Murgui, E., 2014. When governments support poaching: a review of the illegal trapping of thrushes Turdus spp. in the parany of Comunidad Valenciana, Spain. Bird Conservation International 24, 127–137. https://doi.org/10.1017/S095927091300052X

Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussoff, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. 10.1614/WS-04-125R1.1 54, 69–77.

Naranjo, S.E., Ellsworth, P.C., Frisvold, G.B., 2015. Economic value of biological control in integrated pest management of managed plant systems. Annual review of entomology 60, 621–645. https://doi.org/10.1111/oik.02915

Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R., others, 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science 353, 288–291. https://doi.org/10.1126/science.aaf2201

Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., others, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature 520, 45–50. https://doi.org/10.1038/nature14324

Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146, 579–600. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x

Noiret, A., Pierret, P., Princé, K., 2016. Phénologie hivernale des oiseaux dans les jardins : interaction avec l'intensité agricole adjacente (Thesis --> Master 2 degree).

Ockendon, N., Davis, S.E., Miyar, T., Toms, M.P., 2009. Urbanization and time of arrival of common birds at garden feeding stations. Bird Study 56, 405–410. https://doi.org/10.1080/00063650902937313

Orros, M.E., Fellowes, M.D., 2015. Widespread supplementary feeding in domestic gardens explains the return of reintroduced Red Kites Milvus milvus to an urban area. Ibis 157, 230–238. https://doi.org/10.1111/ibi.12237

Orros, M.E., Fellowes, M.D.E., 2014. Supplementary feeding of the reintroduced Red Kite *Milvus milvus* in UK gardens. Bird Study 61, 260–263. https://doi.org/10.1080/00063657.2014.885491

Orros, M.E., Fellowes, M.D.E., 2012. Supplementary feeding of wild birds indirectly affects the local abundance of arthropod prey. Basic and Applied Ecology 13, 286–293. https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.03.001

Orros, M.E., Thomas, R.L., Holloway, G.J., Fellowes, M.D.E., 2015. Supplementary feeding of wild birds indirectly affects ground beetle populations in suburban gardens. Urban Ecosystems 18, 465–475. https://doi.org/10.1007/s11252-014-0404-x

Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T., Barnea, A., 2014. The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. Landscape and Urban Planning 122, 186–195. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005

Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421, 37–42. https://doi.org/10.1038/nature01286

Pavón-Jordán, D., Santangeli, A., Lehikoinen, A., 2017. Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. Journal of Avian Biology 48, 988–996. https://doi.org/10.1111/jav.01125

Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C., 2001. Countryside stewardship delivers cirl buntings (Emberiza cirlus) in Devon, UK. Biological Conservation 101, 361–373. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00083-0

Peach, W.J., Siriwardena, G.M., Gregory, R.D., 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings Emberiza schoeniclus in Britain. Journal of Applied Ecology 36, 798–811. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00445.x

Peck, H.L., Pringle, H.E., Marshall, H.H., Owens, I.P., Lord, A.M., 2014. Experimental evidence of impacts of an invasive parakeet on foraging behavior of native birds. Behavioral Ecology 25, 582–590. https://doi.org/10.1093/beheco/aru025

Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., others, 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344, 1090–1092. https://doi.org/10.1126/science.1253425

Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tscharntke, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L.M.E., Sirami, C., Schmidt, J., Hoyer, C., Schleyer, C., Lakner, S., 2017. Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. Conservation Letters 10, 517–530. https://doi.org/10.1111/conl.12333

Pereira, H.M., Navarro, L.M., Martins, I.S., 2012. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. Annual Review of Environment and Resources 37. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511

Perkins, A.J., Anderson, G., Wilson, J.D., 2007. Seed food preferences of granivorous farmland passerines: **Capsule** Large buntings prefer cereal grains whilst sparrows also take oily seeds. Bird Study 54, 46–53. https://doi.org/10.1080/00063650709461455

Perkins, A.J., Maggs, H.E., Wilson, J.D., 2008. Winter bird use of seed-rich habitats in agri-environment schemes. Agriculture, Ecosystems & Environment 126, 189–194. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.022

Peters, C., Zhan, Y., Schwartz, M., Godoy, L., Ballard, H., 2017. Trusting land to volunteers: How and why land trusts involve volunteers in ecological monitoring. Biological Conservation 208, 48–54. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.029

Plummer, K.E., Bearhop, S., Leech, D.I., Chamberlain, D.E., Blount, J.D., 2013. Winter food provisioning reduces future breeding performance in a wild bird. Scientific Reports 3. https://doi.org/10.1038/srep02002

Plummer, K.E., Siriwardena, G.M., Conway, G.J., Risely, K., Toms, M.P., 2015. Is supplementary feeding in gardens a driver of evolutionary change in a migratory bird species? Global Change Biology 21, 4353–4363. https://doi.org/10.1111/gcb.13070

Plummer, M., 2016. rjags: Bayesian Graphical Models using MCMC.

Pointereau, P., Doxa, A., Coulon, F., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2010. Analysis of spatial and temporal variations of High Nature Value farmland and links with changes in bird populations a study on France. Publications Office, Luxembourg.

Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.-M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 22786.

Potvin, D.A., Pavón-Jordán, D., Lehikoinen, A., 2017. To filter or not to filter: assessing the exclusion of hunting and persecution data in ringing recovery studies. Ornis Fennica 94.
Potvin, D.A., Välimäki, K., Lehikoinen, A., 2016. Differences in shifts of wintering and breeding ranges lead to changing migration distances in European birds. Journal of Avian Biology. https://doi.org/10.1111/jav.00941
Princé, K., Benjamin Zuckerberg, 2015. Climate change in our backyards: the reshuffling of North America's winter bird communities. Global Change Biology 21, 572–585. https://doi.org/10.1111/gcb.12740
Princé, K., Jiguet, F., 2013. Ecological effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities. Journal of Environmental Management 121, 110–116. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.039
Princé, K., Lorrillière, R., Barbet-Massin, M., Jiguet, F., 2013. Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate change scenarios. Environmental Science & Policy 33, 120–132. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.04.009
Princé, K., Moussus, J.-P., Jiguet, F., 2012. Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. Agriculture, Ecosystems & Environment 149, 74–79. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.021
Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R.H., Bouchet, P., Fontaine, B., 2015. Mass extinction in poorly known taxa. Proceedings of the National Academy of Sciences 112, 7761–7766. https://doi.org/10.1073/pnas.1502350112
Reynolds, S.J., Galbraith, J.A., Smith, J.A., Jones, D.N., 2017. Garden Bird Feeding: Insights and Prospects from a North-South Comparison of This Global Urban Phenomenon. Frontiers in Ecology and Evolution 5. https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00024
Robb, G.N., McDonald, R.A., Chamberlain, D.E., Bearhop, S., 2008a. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Frontiers in Ecology and the Environment 6, 476–484. https://doi.org/10.1890/060152
Robb, G.N., McDonald, R.A., Chamberlain, D.E., Reynolds, S.J., Harrison, T.J.., Bearhop, S., 2008b. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. Biology Letters 4, 220–223. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0622
Robinson, R.A., Hart, J.D., Holland, J.M., Parrott, D., 2004. Habitat use by seed-eating birds: a scale-dependent approach. Ibis 146, 87–98. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00364.x
Robinson, R.A., Lawson, B., Toms, M.P., Peck, K.M., Kirkwood, J.K., Chantrey, J., Clatworthy, I.R., Evans, A.D., Hughes, L.A., Hutchinson, O.C., others, 2010. Emerging infectious disease leads to rapid population declines of common British birds. PLoS one 5, e12215. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012215
Robinson, R.A., Siriwardena, G.M., Crick, H.Q., 2005. Size and trends of the House Sparrow Passer domesticus population in Great Britain. Ibis 147, 552–562. https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00427.x
Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39, 157–176. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x
Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. Ecography 447–454. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00581.x
Robinson, R.A., Wilson, J.D., Crick, H.Q., 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. Journal of Applied Ecology 38, 1059–1069. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00654.x
Rosenberg, K.V., Bonney, R., 1994. Birds Like Millet and Milo, Too! Birdscope 8, 8–9.
Ross, E.J., 2015. Non-uniform shifts in the spring arrival of temperate migrants are driven by conditions on their non-breeding grounds (Thesis --> Master degree). University of Wisconsin-Madison.

Ruisi, P., Frangipane, B., Amato, G., Badagliacca, G., Di Miceli, G., Plaia, A., Giambalvo, D., 2015. Weed seedbank size and composition in a long-term tillage and crop sequence experiment. Weed research 55, 320–328. https://doi.org/10.1111/wre.12142

Rusch, A., Binet, D., Delbac, L., Thiéry, D., 2016. Local and landscape effects of agricultural intensification on Carabid community structure and weed seed predation in a perennial cropping system. Landscape ecology 31, 2163–2174. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0390-x

Rusch, A., Bommarco, R., Chiverton, P., Öberg, S., Wallin, H., Wiktelius, S., Ekbom, B., 2013. Response of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) communities to changes in agricultural policies in Sweden over two decades. Agriculture, Ecosystems & Environment 176, 63–69. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.014

Sabatier, R., Durant, D., Ferchichi, S., Haranne, K., Léger, F., Tichit, M., 2015. Effect of cattle trampling on ground nesting birds on pastures: an experiment with artificial nests. European Journal of Ecology 1, 5–11. https://doi.org/10.1515/eje-2015-0012

Salewski, V., Hochachka, W.M., Fiedler, W., 2013. Multiple Weather Factors Affect Apparent Survival of European Passerine Birds. PLoS ONE 8, e59110. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059110

Samnegård, U., Persson, A.S., Smith, H.G., 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. Biological Conservation 144, 2602–2606. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.008

Schawinski, K., Urry, C.M., Simmons, B.D., Fortson, L., Kaviraj, S., Keel, W.C., Lintott, C.J., Masters, K.L., Nichol, R.C., Sarzi, M., Skibba, R., Treister, E., Willett, K.W., Wong, O.I., Yi, S.K., 2014. The green valley is a red herring: Galaxy Zoo reveals two evolutionary pathways towards quenching of star formation in early- and late-type galaxies★. Monthly Notices of the Royal Astronomical Society 440, 889–907. https://doi.org/10.1093/mnras/stu327

Schmeller, D.S., HENRY, P.-Y., Julliard, R., Gruber, B., Clobert, J., Dziock, F., Lengyel, S., Nowicki, P., Déri, E., Budrys, E., others, 2009. Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. Conservation biology 23, 307–316. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01125.x

Schoech, S.J., Bridge, E.S., Boughton, R.K., Reynolds, S.J., Atwell, J.W., Bowman, R., 2008. Food supplementation: A tool to increase reproductive output? A case study in the threatened Florida Scrub-Jay. Biological Conservation 141, 162–173. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.009

Shaw, A., Miller, K., Wescott, G., 2013. Wildlife Gardening and Connectedness to Nature: Engaging the Unengaged. Environmental Values 22, 483–502. https://doi.org/10.3197/096327113X13690717320748

Shirk, J., Ballard, H., Wilderman, C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., McCallie, E., Minarchek, M., Lewenstein, B., Krasny, M., others, 2012. Public participation in scientific research: a framework for deliberate design. Ecology and Society 17. https://doi.org/10.5751/ES-04705-170229

Shrubb, M., 2013. Feasting, fowling and feathers: A history of the exploitation of wild birds. A&C Black.

Silvertown, J., 2009. A new dawn for citizen science. Trends in ecology & evolution 24, 467–471. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.017

Siriwardena, G.M., 2010. The importance of spatial and temporal scale for agri-environment scheme delivery. Ibis 152, 515–529. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01034.x

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Crick, H.Q., Wilson, J.D., 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. Journal of Applied Ecology 37, 128–148. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00484.x

Siriwardena, G.M., Baillie, S.R., Wilson, J.D., 1998. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. Bird Study 45, 276–292. https://doi.org/10.1080/00063659809461099

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? Ibis 150, 585–595. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00828.x

Siriwardena, G.M., Calbrade, N.A., Vickery, J.A., Sutherland, W.J., 2006. The effect of the spatial distribution of winter seed food resources on their use by farmland birds: Spatial patterns of winter food use by farmland birds. Journal of Applied Ecology 43, 628–639. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01170.x

Siriwardena, G.M., Stevens, D.K., 2004. Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. Ibis 146, 144–154. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00366.x

Smith, J.A., Harrison, T.J., Martin, G.R., Reynolds, S.J., 2013. Feathering the nest: food supplementation influences nest construction by Blue (Cyanistes caeruleus) and Great Tits (Parus major). Avian Biology Research 6, 18–25. https://doi.org/10.3184/175815512X13530764553094

Smith, V.H., Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? Trends in ecology & evolution 24, 201–207. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009

Soykan, C.U., Sauer, J., Schuetz, J.G., LeBaron, G.S., Dale, K., Langham, G.M., 2016. Population trends for North American winter birds based on hierarchical models. Ecosphere 7, e01351. https://doi.org/10.1002/ecs2.1351

Spencer, R., 1982. Birds in winter — an outline. Bird Study 29, 169–182. https://doi.org/10.1080/00063658209476754

Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. AMBIO: A Journal of the Human Environment 36, 614–621. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2

Stephens, P.A., Mason, L.R., Green, R.E., Gregory, R.D., Sauer, J.R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S.H., Campedelli, T., others, 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. Science 352, 84–87. https://doi.org/10.1126/science.aac4858

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management 91, 22–46. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005

Stoate, C., Boatman, N.., Borralho, R.., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. d., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management 63, 337–365. https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473

Stoate, C., Henderson, I.G., PARISH, D., 2004. Development of an agri-environment scheme option: seed-bearing crops for farmland birds. Ibis 146, 203–209. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00368.x

Stoate, C., Szczur, J., Aebische, N.J., 2003. Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England: Declining farmland species were more abundant in these crops which can be matched to the birds' requirements. Bird Study 50, 15–21. https://doi.org/10.1080/00063650309461285

Sukhdev, P.W., Schröter-Schlaack, H., Nesshöver, C., Bishop, C., Brink, J., others, 2010. The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP, Ginebra (Suiza).

Swallow, B., Buckland, S.T., King, R., Toms, M.P., 2015. Bayesian hierarchical modelling of continuous non-negative longitudinal data with a spike at zero: An application to a study of birds visiting gardens in winter: Bayesian hierarchical Tweedie models. Biometrical Journal n/a-n/a. https://doi.org/10.1002/bimj.201400081

Teillard, F., Allaire, G., Cahuzac, E., Léger, F., Maigné, E., Tichit, M., 2012. A novel method for mapping agricultural intensity reveals its spatial aggregation: Implications for conservation policies. Agriculture, Ecosystems & Environment 149, 135–143. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.018

Teillard, F., Antoniucci, D., Jiguet, F., Tichit, M., 2014. Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogenous farmlands: Implications for conservation. Biological Conservation 176, 243–251. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.001

Teillard, F., Doyen, L., Dross, C., Jiguet, F., Tichit, M., 2017. Optimal allocations of agricultural intensity reveal win-no loss solutions for food production and biodiversity. Regional Environmental Change 17, 1397–1408. https://doi.org/10.1007/s10113-016-0947-x

Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., 2015. The response of farmland bird communities to agricultural intensity as influenced by its spatial aggregation. PLOS ONE 10, e0119674. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119674

Tilman, D., Clark, M., Williams, D.R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. Nature 546, 73–81. https://doi.org/10.1038/nature22900

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters 8, 857–874. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tulloch, A.I.T., Possingham, H.P., Joseph, L.N., Szabo, J., Martin, T.G., 2013. Realising the full potential of citizen science monitoring programs. Biological Conservation 165, 128–138. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.05.025

Uchida, K., Ushimaru, A., 2015. Land abandonment and intensification diminish spatial and temporal β-diversity of grassland plants and herbivorous insects within paddy terraces. Journal of Applied Ecology 52, 1033–1043. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12443

UICN, 2016. UICN - La Liste Rouge des espèces menacées en France: Oiseaux de France métropolitaine.

U.S. Fish & Wildlife Service, 2011. National survey of fishing, hunting, and wildlife-associated recreation - https://www.census.gov/.

van Heezik, Y., Dickinson, K., Freeman, C., 2012. Closing the gap: communicating to change gardening practices in support of native biodiversity in urban private gardens. Ecology and Society 17. https://doi.org/10.5751/ES-04712-170134

van Heezik, Y., Smyth, A., Adams, A., Gordon, J., 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? Biological Conservation 143, 121–130. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.013

Van Zanten, B.T., Verburg, P.H., Espinosa, M., Gomez-y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piorr, A., others, 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. Agronomy for sustainable development 34, 309–325. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4

Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J., 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. Agriculture, Ecosystems & Environment 89, 41–52. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00317-6

Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpilová, J., Gregory, R.D., 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156, 1–22. https://doi.org/10.1111/ibi.12118

Vigie Nature, 2017. Vigie Nature, Un réseau de citoyens qui fait avancer la science - URL http://vigienature.mnhn.fr (Accessed 2.11.2017).

Walther, A., Johnstone, E., Swanton, C., Midgley, R., Tomlinson, I., Kerr, D., 2009. Genetic prognostic and predictive markers in colorectal cancer. Nature reviews Cancer 9, 489–499. https://doi.org/10.1038/nrc2645

Wilcoxen, T.E., Horn, D.J., Hogan, B.M., Hubble, C.N., Huber, S.J., Flamm, J., Knott, M., Lundstrom, L., Salik, F., Wassenhove, S.J., Wrobel, E.R., 2015. Effects of bird-feeding activities on the health of wild birds. Conservation Physiology 3, cov058. https://doi.org/10.1093/conphys/cov058

Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., others, 2009. Bird conservation and agriculture. Cambridge University Press Cambridge.

Wilson, J.D., Taylor, R., Muirhead, L.B., 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. Bird Study 43, 320–332. https://doi.org/10.1080/00063659609461025

Wilting, H.C., Schipper, A.M., Bakkenes, M., Meijer, J.R., Huijbregts, M.A., 2017. Quantifying biodiversity losses due to human consumption: a global-scale footprint analysis. Environmental science & technology 51, 3298–3306. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05296

Woinarski, J., Murphy, B., Legge, S., Garnett, S., Lawes, M., Comer, S., Dickman, C., Doherty, T., Edwards, G., Nankivell, A., others, 2017. How many birds are killed by cats in Australia? Biological Conservation 214, 76–87. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.006

Wojczulanis-Jakubas, K., Kulpińska, M., Minias, P., 2015. Who bullies whom at a garden feeder? Interspecific agonistic interactions of small passerines during a cold winter. Journal of Ethology 33, 159–163. https://doi.org/10.1007/s10164-015-0424-x

Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., Boulinier, T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. Trends in Ecology & Evolution 16, 446–453. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4

Zuckerberg, B., Bonter, D.N., Hochachka, W.M., Koenig, W.D., DeGaetano, A.T., Dickinson, J.L., 2011. Climatic constraints on wintering bird distributions are modified by urbanization and weather: Wintering birds, weather, food, and climate. Journal of Animal Ecology 80, 403–413. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01780.x

Zuckerberg, B., Ross, E.J., Princé, K., Bonter, D.N., 2015. Climate on wintering grounds drives spring arrival of short-distance migrants to the upper midwest. Phenological Synchrony and Bird Migration: Changing Climate and Seasonal Resources in North America 47, 83.

Zuur, A.F.S., Ieno, A.A., others, 2012. Zero inflated models and generalized linear mixed models with R.

Résumé

Nourrir les oiseaux dans les jardins privés est une activité très répandue en Occident. Elle fournit une remarquable opportunité de recherche et de suivi des populations d'oiseaux en hiver sur de larges échelles spatio-temporelles, en impliquant les citoyens dans des programmes de science participative. Nous avons utilisé le programme *Oiseaux des Jardins*, un programme de science participative coordonné par la *Ligue de Protection des Oiseaux*, pour étudier sur une grande échelle spatiale les variations d'abondance d'oiseaux en hiver dans les jardins qui fournissent de la nourriture. Le but de cette thèse est de comprendre quels paramètres peuvent expliquer les visites des oiseaux dans les jardins en hiver, saison traditionnellement considérée comme la plus décisive pour leur survie. Nous montrons que les jardins distribuant de la nourriture, proches de milieux agricoles intensifs, attirent les oiseaux en réponse à une raréfaction des ressources alimentaires naturelles, causée par l'intensité des pratiques agricoles. Cette relation est encore plus forte pour les espèces spécialistes des milieux agricoles. Les variations d'abondance d'oiseaux dans les jardins fluctuent selon les années et les conditions météorologiques, sans présenter de pattern de réponse commun entre espèces, en raison de leur biologie et écologie différentes. Ce suivi des oiseaux en hiver reflète également la tendance négative de population de plusieurs granivores, connue en France ou en Europe en période de reproduction, confirmant que l'utilisation des jardins avec mangeoires est un bon moyen de suivre les tendances des populations d'oiseaux. Nous suspectons que les variations d'abondances à l'échelle spatiale peuvent également refléter l'effet d'activités humaines, telles que le braconnage des passereaux, mais un travail supplémentaire est nécessaire pour confirmer cette hypothèse. Les résultats de cette thèse peuvent également aider au maintien des espèces granivores en déclin, en apportant des conseils adaptés à la distribution de nourriture de substitution pour les oiseaux dans les paysages agricoles intensifs, tout en continuant à engager le public dans le suivi et la protection de la nature.

Mots clés : oiseaux des jardins, mangeoires, science participative, intensification agricole, conditions météorologiques, tendances des populations

Abstract

Supplementary feeding of wild birds in private backyards is a globally widespread pastime. It provides a wonderful opportunity for research and survey of winter bird populations at spatial and temporal large-scales by involving householders in citizen science programs. We used data from the *French national garden birdwatch scheme*, a citizen science program operated by the *Ligue de Protection des Oiseaux*, to study winter bird abundance variations in gardens which provided food supply, at a large spatial scale. This thesis aims to understand which factors influence the visit of gardens by birds during winter, a season traditionally pointed out to have the greatest impact on passerine survival. We highlighted that gardens with feeders located close to intensively cultivated farmland attract birds as a response of the countryside natural resource scarcity leads by intensive agricultural practices. This relationship being stronger for farmland seedeater species. Variations in the use of garden by birds also fluctuate between years and with weather conditions, but the variations were not similar among species. This being consistent with the expected influence of their ecological and biological differences. This garden bird survey in winter also reflected the global negative trends observed for some granivorous species in France or Europe during the breeding season, confirming that the use of garden bird feeders by wild bird species offers a new tool to survey the global population trends. We also suspect that variation in abundance could mirror spatial differences, and maybe mirror human activities impacts such as poaching, but this part requires further investigation. Finally, our work could be beneficial for maintaining declining seedeater species, by advising to supply birds with winter food in garden located in intensive agricultural landscape, while continuing to engage the public with nature.

Keywords: garden birds, food supply, citizen science, countryside intensification, weather conditions, population trends