



**THESE DE DOCTORAT DE
L'UNIVERSITE PIERRE ET MARIE CURIE**

Spécialité

Ecologie

Ecole doctorale Diversité du Vivant (ED 392)

Présentée par

Karine PRINCÉ

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR de l'UNIVERSITÉ PIERRE ET MARIE CURIE

**Quel futur pour la biodiversité en milieu agricole dans un
contexte de changements climatiques ?**

De l'évaluation des mesures de conservation aux scénarios d'usage des sols.

Thèse dirigée par **Frédéric JIGUET**

Soutenue le 19 Septembre 2012

Devant le jury composé de :

Thierry BOULINIER	Directeur de Recherche, CNRS	Rapporteur
Lluís BROTONS	Chercheur, Forest Technology Centre of Catalonia	Rapporteur
Jane LECOMTE	Professeur des Universités, Paris XI	Examinatrice
Frédéric ARCHAUX	Ingénieur Chercheur, CEMAGREF	Examineur
Jean-Yves Dubuisson	Professeur des Universités, UPMC	Examineur
Frédéric JIGUET	Maître de Conférences, MNHN	Directeur

“It is a wholesome and necessary thing for us to turn again to the earth and in the contemplation of her beauties to know of wonder and humility.”

Silent Spring - Rachel Carson

Résumé

Les changements climatiques et d'usages des sols sont des facteurs clés affectant la biodiversité. Par ailleurs, la nécessité de concilier production agricole et biodiversité, en améliorant les mesures de conservation existantes et en intégrant les considérations environnementales dans les futures politiques agricoles, est devenue une préoccupation majeure. L'objectif de la thèse était d'étudier comment les changements environnementaux (climatiques et d'usages des sols agricoles) et les mesures de conservation mises en œuvre en réponse à ces pressions environnementales, sont susceptibles d'affecter les communautés d'oiseaux nicheurs. Une première partie de mes travaux a porté sur l'évaluation des effets des mesures agro-environnementales (MAE) récemment mises en œuvre en France. Ces travaux mettent en évidence l'efficacité mitigée des MAE dans leur ensemble, bien que certaines semblent pouvoir améliorer la dynamique des populations en déclin. Dans une seconde partie, j'ai cherché à prédire les impacts potentiels des changements environnementaux futurs sur les communautés d'oiseaux. Les prédictions des impacts potentiels de différents scénarios PAC à l'horizon 2020 m'ont tout d'abord permis de mettre en évidence la nécessité de développer des scénarios à fine échelle spatiale, tenant compte de la diversité des systèmes agricoles en France. J'ai donc développé différents scénarios de changements d'assolements à l'échelle des petites régions agricoles, certains étant déclinés à deux échelles de prise de décision politique : nationale et régionale. Les prédictions des impacts de ces scénarios combinés à différents scénarios de changements climatiques et d'usage des sols, nous permettent notamment de mettre en évidence que la régionalisation de politiques d'extensification en fonction des agrosystèmes, pourrait permettre de maximiser la conservation des communautés d'oiseaux communs en milieu agricole. En conclusion, le développement de telles approches prédictives est utile pour prédire les impacts des changements potentiels du climat et de l'utilisation des terres, et est par conséquent un réel outil d'aide à la décision pour élaborer les futures politiques agricoles.

Mots-clés : biodiversité, agriculture durable, usage des sols, mesures agro-environnementales, oiseaux communs, changements climatiques, scénarios.

Title: What future for biodiversity in agricultural areas in a context of climate change? From evaluation of conservation measures to scenarios of land use.

Abstract

Climate and land use changes are both key factors affecting biodiversity. Moreover, the need to reconcile agricultural production and biodiversity, by improving existing conservation measures and by integrating environmental considerations into future agricultural policies, has become a major concern. The aim of the thesis was to study how environmental changes (climate and agricultural land use) and conservation measures implemented in response to these environmental pressures, may affect breeding bird communities. The first part of my work focused on assessing the effects of agri-environment schemes (AES) recently implemented in France. The results demonstrated overall mixed effectiveness of AES, although some of them seem to have the potential to improve the dynamics of declining populations. In the second part, I tried to predict the potential impacts of changes in future environments on bird communities. Predictions of potential impacts of different CAP scenarios by 2020 highlighted the need to develop scenarios at fine spatial scale, taking into account the diversity of agroecosystems in France. Thus, I developed different scenarios of changes in cropping patterns across French small agricultural regions, some of which developed at two different scales of policy-making: national and regional. Predicted impacts of these scenarios combined with various scenarios of climate and land use changes, proved especially that regionalization of extensification policies according to agroecosystems could help to maximize the conservation of common bird communities in agricultural landscapes. In conclusion, the development of such predictive approaches is useful for estimating the environmental impacts of potential changes in climate and land use, and is therefore a real tool for decision support to participate in the development of policies.

Keywords: biodiversity, agriculture, land use changes, agri-environment schemes, breeding birds, climate change, scenarios.

Laboratoire : Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 55 rue Buffon 75005 Paris

Remerciements

Tout d'abord je tiens à remercier les membres de mon jury pour avoir accepté d'évaluer cette thèse : **Jane Lecomte, Frédéric Archaux, Jean-Yves Dubuisson** et en particulier mes deux rapporteurs, **Thierry Boulinier** et **Lluís Brotons**.

Je remercie bien évidemment **Frédéric Jiguet**, mon directeur de thèse. Je te remercie sincèrement pour ta confiance et tes conseils avisés. Ton investissement et ton aide précieuse ces derniers mois ont fait de cette thèse ce qu'elle est aujourd'hui. Merci pour tes passages éclairés dans le bureau, toujours plein de bonnes intentions et d'un petit mot pour rire. Enfin, si tu as été présent pendant ces trois années, tu le resteras par la suite car ton investissement et ta détermination m'ont permis de donner à cette thèse, la suite dont je rêvais : un post-doc aux Etats-Unis dans un grand laboratoire de recherche. J'espère sincèrement continuer de collaborer dans les années à venir avec le scientifique de renom que tu es.

Je tiens également à remercier mes collaborateurs **Romain, Morgane, François C., François L.** et **Jean-Pierre**. Ce fut un réel plaisir de collaborer avec vous au cours de cette thèse. Merci pour vos idées enrichissantes et votre implication dans tous nos travaux de recherches.

Un grand merci à **Anne D., Romain, Anne-Christine, Julie, Céline** et **Julien** pour la relecture et la mise en forme. Sans eux, j'aurais passé encore plus de nuits blanches...

Merci à ces experts dans leurs domaines, merci à eux pour leurs soutiens techniques qui ont permis le bon développement de cette thèse. A **Olivier Gimenez** pour son expertise et son savoir sur les modèles bayésiens, à **Alessandro Giassi** pour le développement des modèles d'optimisation sous contrainte à la base des scénarios d'agriculture largement présents dans cette thèse, à **Aude Barbottin** pour son initiation au monde de l'agriculture qui n'était pas le mien avant de me lancer dans cette thèse et enfin à **Luc Doyen** pour ses conseils avisés et son aide sur les processus d'optimisation.

Merci à **François Sarrazin**. Chronologiquement, merci pour sa fibre scientifique et la transmission de sa passion pour la biologie de la conservation en tant qu'enseignant en Master EBE. Merci ensuite pour la transmission de son goût pour la recherche en tant que superviseur lors de mon stage de M1. Il a contribué au développement de la passion qui m'anime aujourd'hui. Merci ensuite pour son implication dans notre collaboration en enseignement, en tant que collègues enseignants cette fois, j'ai appréciée passer d'étudiante à enseignante à ses côtés.

Merci enfin à toi François pour l'œil attentionné que tu portes au bon déroulement de mes recherches même depuis la longue distance qui sépare le 55 du 61.

Plus personnellement, je tiens à remercier la personne par qui tout a commencé. Merci à **JB** pour m'avoir ouvert les portes de ce vaste monde qu'est la recherche, et pour avoir éveillé ma curiosité. Je n'aurais peut-être pas choisi cette orientation si je ne t'avais pas rencontré. Notre relation est depuis devenue un profond lien d'amitié. Tu as été très présent tout au long de ces trois années, même à plusieurs milliers de kilomètres (ce qui me donne aussi l'occasion de remercier Skype... !). Ne tombons pas dans le mélo-dramatico-sentimentalo-larmoyant, car je sais que tu n'aimes pas ça et puis tu sais très bien tout ce que je pense de toi. Merci donc, pour ton éternel soutien. J'espère que nous serons amenés à collaborer de nouveau ensemble.

Je tiens également à remercier « mon coach », **Romain**. Pour ton soutien technique d'abord, merci pour les nombreuses heures passées sur mes codes, je suis désormais une « convertie », R n'a plus de secret pour moi... Si ?... Bon d'accord, l'élève est encore loin de dépasser le maître ! Sur un plan plus personnel, si tu es mon coach au labo, tu as aussi été mon coach sportif ! « Mens sana in corpore sano » (un esprit sain dans un corps sain). C'est sans aucun doute grâce à nos nombreuses séances de courses à pied et autres matchs de Badminton (qui m'ont souvent servis de défouloir) que cette thèse s'achève ainsi. Merci aussi de m'avoir permis de m'évader et de sortir un peu la tête de mes codes R et autres modèles mixtes, en m'initiant à l'ornithologie au cours de quelques sessions STOC. Enfin, merci à l'ami que tu es. Tu m'as soutenue, encouragée et surtout supportée pendant ces 3 années. Allez, je te l'accorde, j'ai peut-être par moment, de manière vraiment clairsemée, été un peu sur les nerfs de temps à autres...

J'adresse un grand merci à **Céline**, pour sa générosité et sa disponibilité. Deux traits de ton caractère sur lesquels je me suis appuyée sans relâche tout au long de ces trois années de thèse. Tu as su te rendre disponible et à l'écoute professionnellement à chaque fois que je suis venue te voir pour bénéficier de ton avis. Mais aussi et surtout, pour ton oreille attentive et tes paroles pleines de réconfort qui m'ont aidées dans cet accomplissement et ce défi personnel qu'a représenté cette thèse.

Merci également à **Anne D.**, dite « Chouchou » ou encore « la Doze » (ou encore pour certains « Anne écureuils »), merci pour avoir partagé ces années de thèse, et surtout ces derniers mois, je suis sûre que tu vas tout déchirer les prochaines semaines !!! Rassures-toi-même de l'autre côté de l'Atlantique, je garderai un œil sur toi... Aggel, Julie décidemment indissociables ! **Aggel** pour ta présence et ton soutien quotidiens au début de ma thèse. Et ton suivi régulier les années qui ont suivies. **Julie**, pour avoir pris le relais ensuite avec une mention spéciale pour ton

tiramisu à la pâte à tartiner aux noisettes (a-t-on le droit de citer des marques dans ce manuscrit ?). Merci à toutes les deux pour votre soutien. Merci à **Assaf** pour sa bienveillance, ses conseils toujours pertinents et nos longues discussions enrichissantes sur l'écologie, la conservation, la société et autres...

Nico, mon acolyte de thèse, on ne se quitte plus depuis le master ! Merci pour ta présence au quotidien, nos rires et nos coups de gueule (ok... peut-être plus les miens que les tiens...). Tu auras été notre souffre douleurs, mais ne vas pas t'imaginer que c'est un rôle ingrat, car c'est au nom de toutes les filles du bureau que je te remercie d'avoir (presque) toujours pris ça avec le sourire ! A ce propos, Anne-Christine, Hélène je vous remercie pour nos fous rires/craquages qui vont me manquer. **Hélène** merci pour ta bonne humeur, ton soutien, ta capacité à animer des débats sociétaux et pour conclure : Vive le Piou Piou Style. **Anne-Christine**, bien qu'arrivée récemment, ça m'a fait très plaisir d'avoir passé ma dernière année de thèse à tes côtés, tu assures la relève. Les « Inglorious Busters » n'ont qu'à bien se tenir ! Je tenais aussi à remercier **Alex** et **Isa** pour leurs disponibilités et toutes les discussions que nous avons eues au cours de ces trois années.

François C. merci pour ton aide. Tu as su répondre présent à chaque fois que je t'ai sollicité. Merci pour cette collaboration qui m'a permis d'avoir des discussions enrichissantes. **Morgane**, merci pour ta disponibilité et ton soutien continu, même à distance. Je suis ravie d'avoir pu collaborer avec toi. J'espère que nous nous verrons sur le sol américain ! Pour la bonne ambiance générale je tenais à remercier **Sophie** (la mangeuse de kangourous), Stéphane (merci pour nos interactions « bayésiennes »), **Aliénor**, **Pierre-Yves** et **Camila**. Parce que le soutien et la bonne humeur n'a pas de frontière, je voulais aussi remercier le 61, en particulier **Noëlie**, **Cat'**, **Vincent**, **Christian**, **Anne M**, **Audrey**, **Emmanuelle**, **Nathalie** et les anciennes coquelicots (**Laure** et **Carole**). Je remercie également toutes les personnes que j'ai oubliées, et qui ont partagé mon quotidien pendant ces trois ans.

Merci aussi à mes amis pour leur soutien et leur intérêt dans mon avancement. Merci à mes deux Normands préférés **Camille & Antoine**, **Peggy**, **Alessandro**, **Estelle & Charles** pour les sorties « aérations de l'esprit – décrochage de l'écran », **Dylan** qui m'a soutenu à sa manière bien à lui...

Je souhaite remercier également ma famille : **mes parents**, **Alex & Christophe**, **Nine**, **Cathy**, **Denis** et **Pierrot**, pour leur soutien et l'assiduité avec laquelle ils ont suivi mes recherches. Je remercie particulièrement mes parents pour m'avoir toujours soutenue dans mes choix. Merci à mes sœurs pour leur soutien psychologique à distance (merci à **Alex** pour le sister-sitting de fin thèse !).

Enfin et surtout, je tiens à remercier **Julien**, cette thèse est un peu la tienne... Tu m'as soutenue tout au long de cette thèse (et bien avant !). Sans toi, je n'aurais peut-être pas fait les mêmes choix. Merci d'avoir supporté mes absences, mes sautes d'humeur et mes coups de stress ! Merci d'avoir toujours été une oreille attentive et bienveillante. Tu as toujours été d'un grand soutien et d'un grand réconfort lors de mes périodes de doutes. Merci pour la relecture assidue de ce manuscrit et pour ton œil avisé de statisticien pendant ces trois années de recherche... Merci enfin pour cette dernière soirée au labo jusqu'au bout de la nuit, avec cet excellent plat de coquillettes au pistou et au jambon de pays que nous avons partagé. Merci pour avoir partagé toutes ces années, tous les bonheurs (surtout ces derniers mois !!), toutes les galères, merci pour tout ! Une page se tourne, mais un nouveau chapitre reste à écrire... à nous les Etats-Unis d'Amérique !!!!

Sommaire

Introduction	11
1. Contexte général : la biodiversité face aux changements globaux.....	11
2. Agriculture & Biodiversité	16
2.1 L'évolution des paysages agricoles au cours des dernières décennies	16
2.2 Impacts de l'intensification agricole sur la biodiversité.....	17
2.3 Enjeux de conservation de la biodiversité en milieu agricole.....	20
3. Prise en compte des considérations environnementales dans les politiques agricoles : vers la définition des objectifs de la thèse	24
3.1 Les politiques environnementales actuelles	24
3.2 Quelles solutions pour l'avenir ? Intégration des nouveaux enjeux.....	27
3.3 Les objectifs de la thèse.....	28
4. Les oiseaux nicheurs, indicateurs de biodiversité.....	30
5. Structure des travaux.....	35
I. Efficacité des mesures actuelles de conservation de la biodiversité en milieu agricole.....	37
1. Contexte général : le besoin d'évaluation à large échelle spatiale	37
2. Quelle efficacité des mesures agro-environnementales françaises pour la conservation de l'avifaune commune à l'échelle nationale ?	39
2.1 Les mesures agro-environnementales en France.....	39
2.2 Evaluation des effets des MAE sur la biodiversité agricole en France, à travers les oiseaux nicheurs	44
3. Conclusion partielle : une efficacité mitigée des mesures agro-environnementales.....	54
II. Quels futurs possibles pour la biodiversité en milieu agricole ?.....	57
1. Les scénarios, un outil de prédictions.....	57
2. Que nous apprennent les scénarios agricoles existants ?.....	63
2.1 Evaluation de l'impact de scénarios de la PAC sur l'indicateur des oiseaux agricoles à l'horizon 2020.....	64
2.2 Conclusion partielle : vers des scénarios de changements d'usage des sols à plus fine échelle spatiale	70
3. Scénarios de biodiversité sous changements climatiques et d'usage/couverture des sols agricoles.....	71
3.1 Développement de scénarios de changements régionalisés d'assolement	72
3.2 Prédications des impacts potentiels des changements agricoles sur les communautés d'oiseaux sous contraintes climatiques.....	85
Conclusion générale.....	105

1. Synthèse des principaux résultats.....	105
2. Perspectives.....	107
2.1 Efficacité des mesures actuelles de conservation en milieu agricole.....	107
2.2 Les scénarios d'évolution de l'agriculture : des outils d'aide à la décision.....	108
Bibliographie.....	111
Manuscrits	129

Introduction

1. Contexte général : la biodiversité face aux changements globaux

L'expansion des populations humaines, leur taux de consommation croissant et l'accès à la technologie ont mené à des changements de l'ensemble des écosystèmes de la Terre. L'utilisation des terres pour produire des biens et des services représente la modification d'origine anthropique la plus importante du système Terre. En effet, les changements d'usage des sols, que ce soit la conversion des paysages naturels à l'usage de l'homme ou l'évolution des pratiques de gestion sur les terres dominées par l'homme, ont transformé une grande partie de la surface terrestre de la planète (DeFries et al., 2004). Bien que les usages des sols varient grandement à travers le monde, leur finalité est généralement la même : l'acquisition de ressources naturelles pour les besoins immédiats de l'homme, souvent au détriment des conditions environnementales (Foley et al., 2005). Plusieurs décennies de recherche ont révélé des impacts environnementaux de l'usage des sols dans le monde entier, allant de changements dans la composition atmosphérique à la modification importante des écosystèmes de la Terre (Matson et al., 1997; Tilman et al., 2002; Vitousek et al., 1997).

L'usage des sols a joué un rôle dans l'évolution du cycle mondial du carbone et a priori du climat mondial: depuis 1850, environ 35% des émissions anthropiques de CO₂ résultent directement de l'usage des sols (Houghton, 1999). L'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre depuis la période préindustrielle (i.e. depuis 1750) a conduit à un forçage radiatif du climat - une perturbation du bilan énergétique du système Terre-atmosphère - tendant à réchauffer la surface et à produire d'autres changements du climat (Hartmann et al., 2000). Malgré la difficulté de distinguer les changements climatiques d'origine naturelle de ceux dus à l'homme, il est aujourd'hui largement admis que le changement climatique rapide de ces dernières décennies est issu principalement de l'activité anthropique (Hurrell and Trenberth, 2010; IPCC, 2007). En effet, les températures de surface ont augmenté de 0.75°C depuis le début du 20^{ème} siècle (Figure 1), l'augmentation la plus rapide ayant eu lieu ces dernières décennies. Les changements de couverture des sols affectent également les climats régionaux du fait de changements dans l'énergie de surface et le bilan hydrique (Kalnay and Cai, 2003; Pielke et al., 2002). Les activités anthropiques ont également modifié le cycle hydrologique pour fournir de l'eau douce pour l'irrigation, l'industrie et la consommation domestique (Postel et al., 1996; Vorosmarty et al., 2000). En outre, les apports anthropiques de nutriments à la biosphère, par les engrais et les polluants atmosphériques, dépassent maintenant les sources naturelles et ont

des effets généralisés sur la qualité de l'eau et les écosystèmes côtiers et d'eau douce (Bennett et al., 2001; Matson et al., 1997). Enfin, plus important encore, 30 à 50% de la surface terrestre ont été modifiés directement et substantiellement par l'activité humaine (Vitousek, 1994). L'usage des sols impacte les écosystèmes par le biais de la destruction, la modification et la fragmentation d'habitat, la dégradation de la qualité des sols et de l'eau, la réduction de l'approvisionnement en eau, l'exploitation des espèces indigènes et l'introduction d'espèces exotiques (IPPC, 1995; Sala, 1995).

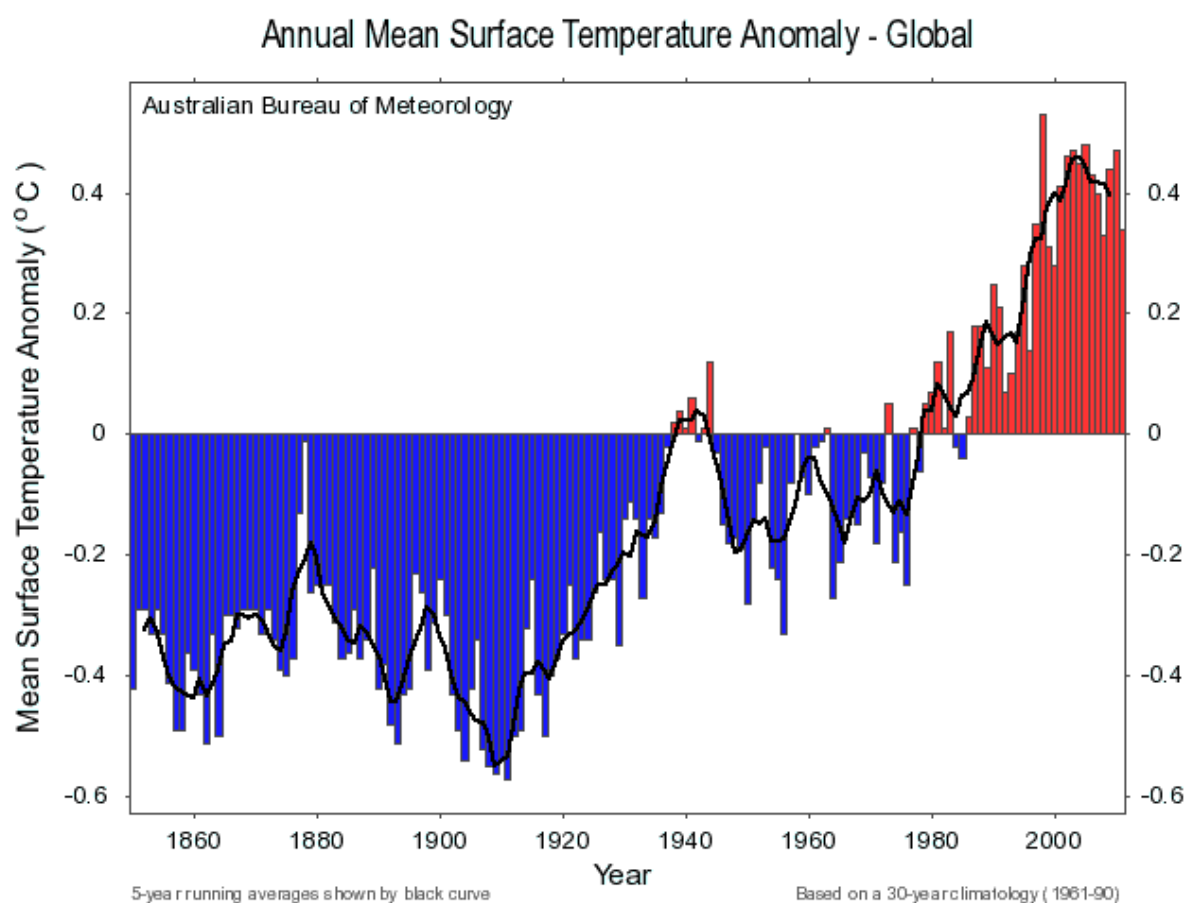
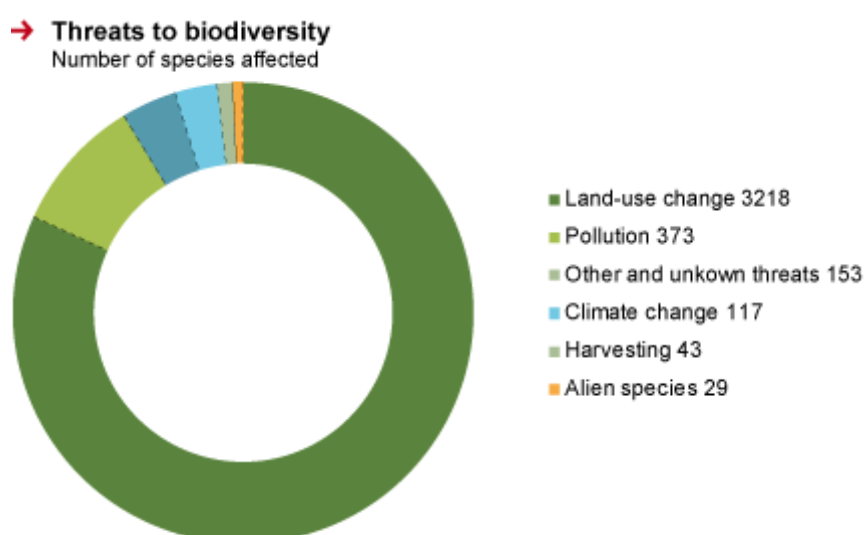


Figure 1. Anomalies des températures de surface (continents et océans) de 1850 à 2010. Les anomalies sont relatives à la moyenne des températures sur la période 1961-1990. La courbe noire représente les moyennes quinquennales. Source: Australian Bureau of Meteorology, <http://www.bom.gov.au/>

Un des objectifs majeurs de l'écologie de la conservation actuelle est de déterminer comment le changement global récent affecte les populations et les écosystèmes afin de prédire et de limiter les conséquences de ces changements sur la biodiversité et sur les services écologiques qu'elle rend. Le changement climatique est considéré comme l'une des principales forces motrices du déclin et des extinctions des espèces (Parmesan and Yohe, 2003; Pounds et al., 2006; Sekercioglu et al., 2008; Thomas et al., 2004a; Thuiller et al., 2005). Les réponses de la biodiversité au réchauffement climatique ont été documentées au travers d'études sur les changements de distribution (Araujo and New, 2007; Hickling et al., 2006), d'abondances (Biro et al., 2007), de phénologies des espèces (Both et al., 2006; Sherry et al., 2007) ou dans des mesures plus intégrées comme la richesse et la composition des communautés (Lemoine et al., 2007; Menendez et al., 2006; Wilson et al., 2007). Cependant, autre que le changement climatique, le changement d'usage des sols est également reconnu comme l'une des principales formes de pression anthropique globale affectant la biodiversité (Figure 2) (Sala et al., 2000; Zebisch et al., 2004). La dégradation et la destruction des habitats sont en effet une cause majeure de la perte récente de biodiversité (Fahrig, 2003; Harrison and Bruna, 1999; Henle et al., 2004) et mettent en danger la persistance de la majorité des espèces menacées à l'heure actuelle (Brooks et al., 2002; Pimm and Raven, 2000; Vitousek et al., 1997). Les changements d'usage des sols conduisent souvent à des paysages plus homogènes réduisant ainsi la diversité des écosystèmes (Flather et al., 1998).



SOURCE: The 2010 Norwegian Red List for Species.
Norwegian Biodiversity Information Centre, 2010 / www.environment.no

Figure 2. Menaces pesant actuellement sur la biodiversité, nombre d'espèces affectées, selon les données de la Liste Rouge norvégienne (Norwegian Biodiversity Information Centre, 2010).

En outre, ces grandes causes de perturbation des écosystèmes (changement climatique et changement d'usage des sols) agissent en synergie, et accentuent les effets néfastes sur la biodiversité. En effet, la fragmentation des habitats, qui accompagne généralement leur réduction, diminue la capacité des populations à s'adapter aux changements climatiques régionaux en entravant leurs déplacements vers d'autres sites au climat plus (Meier et al., 2012; Thomas et al., 2001; Walther et al., 2002; Warren et al., 2001). L'expansion des terres agricoles, notamment par la déforestation, est largement reconnue comme étant la plus importante modification de l'environnement global par l'homme (Matson et al., 1997). Les terres agricoles occupent désormais environ 40% de la surface terrestre du globe (FAO, 2009). En Europe, avec 34% de la surface utilisée pour la production agricole et 14% pour les prairies (Figure 3) (Verburg et al., 2006), l'agriculture est le mode d'utilisation des terres le plus important et - contrairement à la perception largement répandue - les zones agricoles abritent une part importante de la biodiversité européenne: jusqu'à 20% de la flore britannique, française et allemande (Marshall et al., 2003) et 50% des espèces d'oiseaux (Pain and Pienkowski, 1997). Les habitats agricoles en Europe accueillent 173 espèces d'oiseaux prioritaires d'un point de vue de conservation, dont 70% ont un statut défavorable. C'est plus que pour tout autre grand type d'habitat. Par ailleurs, bien que l'idée ne soit pas nouvelle (Darwin, 1859; Hector and Hooper, 2002), de nombreux travaux ont pu récemment mettre en évidence que la biodiversité est un élément essentiel pour la productivité et la durabilité à long terme de l'agriculture (Bullock et al., 2007; Frison et al., 2011; Hector and Loreau, 2005; Tilman et al., 2006). C'est pourquoi les paysages agricoles sont au cœur des préoccupations en ce qui concerne le maintien de la biodiversité.

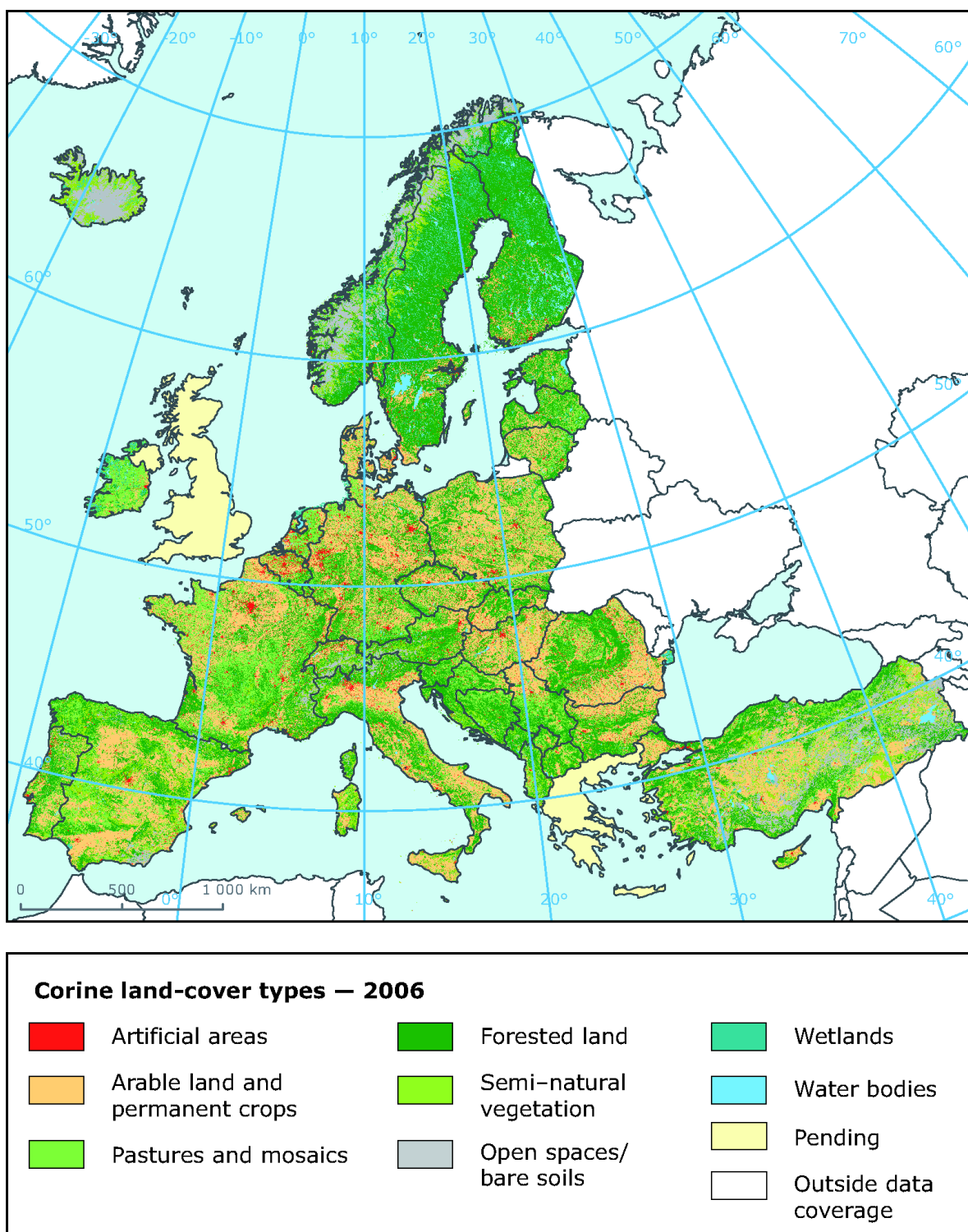


Figure 3. CORINE Land Cover 2006, principales catégories de couverture des sols Européens. Agence Européenne de l'Environnement (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps>).

2. Agriculture & Biodiversité

2.1 *L'évolution des paysages agricoles au cours des dernières décennies*

Historiquement, l'agriculture a façonné de nombreux paysages européens au fil des siècles, donnant naissance à un environnement semi-naturel unique et offrant une grande variété d'habitats et d'espèces dont l'existence dépend du maintien de l'agriculture. Cependant au cours des 50 dernières années, l'agriculture a connu des modifications très importantes dans les méthodes et l'organisation de la production, qui ont conduit à des transformations profondes des paysages agricoles (Burel and Baudry, 1990; Robinson and Sutherland, 2002; Turner et al., 1994). Les incitations économiques et technologiques visant à accroître la productivité agricole à la suite de la seconde guerre mondiale, et dans le même temps la compétitivité sur le plan national et international, ont abouti à une intensification rapide sans précédent de l'agriculture (Gardner, 1996; Krebs et al., 1999). L'intensification de l'agriculture est associée à des changements profonds des pratiques culturales à l'échelle locale (i.e. de la parcelle) comme à l'échelle du paysage (voir Table 1) (Tschardt et al., 2005), provoquant une homogénéisation du paysage et des pratiques, ainsi qu'une dégradation de la qualité des habitats cultivés (amplification des perturbations anthropiques, en fréquence et en intensité) et une perte nette d'habitats non cultivés. L'agriculture est ainsi devenue progressivement industrielle, dépendant fortement de la mécanisation et des intrants chimiques, occupant des surfaces de plus en plus étendues dédiées entièrement à la production (Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001). Les exploitations mixtes (polyculture/élevage) ont fortement diminué au profit d'exploitations spécialisées, adoptant des rotations culturales plus simples que par le passé (Robinson & Sutherland, 2002). La diversité des paysages a chuté en Europe au cours de la période d'intensification agricole (Meeus, 1993), avec une tendance marquée vers la simplification des paysages (Stoate et al., 2001). Cette métamorphose de l'agriculture a été soutenue dès le début par la création de la Politique Agricole Commune (PAC) de l'Union Européenne, qui a subventionné la production et maintenu des prix artificiellement élevés. La PAC a en effet été prévue dès l'avènement de la communauté européenne et mise en place en 1962 avec pour objectif d'accroître la productivité et d'assurer l'autonomie et la sécurité alimentaires à des prix raisonnables pour les producteurs et les consommateurs, tout en réduisant la dépendance aux importations et en permettant aux agriculteurs/éleveurs de vivre de leur travail. Dans de nombreux pays, comme la Grande-Bretagne et la France par exemple, les capitaux disponibles grâce à la PAC ont grandement contribué à la perte d'un grand nombre d'éléments semi-permanents tels que les haies, digues, bois, prairies, etc. (Stoate et al., 2001). Par ailleurs, la modernisation et la rationalisation (modification des méthodes de production

pour accroître la productivité) de l'agriculture ont engendré de véritables pressions sur les agrosystèmes traditionnels, à faible quantité d'intrants (tels que les terres agricoles à haute valeur naturelle HNV) (Strijker, 2005). Ces processus ont conduit non seulement à l'intensification de l'utilisation des terres, mais également à l'abandon des terres et au reboisement (Henle et al., 2008; MacDonald et al., 2000).

Echelle locale (parcelle)	Echelle du paysage
<ul style="list-style-type: none"> - Mécanisation (labour profond ; récoltes rapides...) - Augmentation de la surface des terres arables - Homogénéisation des cultures (diminution des cycles de rotations culturales, voire monocultures ; diminution des cultures intermédiaires et des cultures sous-couverts) - Utilisation massive d'intrants (engrais minéraux, pesticides, régulateurs de croissance des plantes, etc) - La mise en œuvre des cultures génétiquement modifiés (GM), sélection de variétés à haut rendement, adaptées à l'agriculture à haut niveau d'intrants 	<ul style="list-style-type: none"> - Spécialisation des agriculteurs sur une ou quelques cultures (arables), au dépend de la polyculture/élevage - Abandon des pratiques agricoles traditionnelles, de faible intensité - Conversion des prairies en terres arables - Augmentation de la taille des parcelles pour les rendre plus productives, remembrement - Homogénéisation du paysage - Destruction des habitats agricoles non-productifs (haies, bordures des champs, zones tampons le long des ruisseaux...) - Fragmentation et perte d'habitats naturels (bois, mares, arbres isolés...)

Table 1. Principales modalités de l'intensification agricole à l'échelle locale et à l'échelle du paysage.

2.2 *Impacts de l'intensification agricole sur la biodiversité*

L'agriculture européenne d'après-guerre peut être considérée comme un succès en ce qu'elle a permis un accroissement des rendements agricoles et une meilleure capacité d'autosuffisance alimentaire, cependant, cette intensification agricole pose de graves problèmes environnementaux (Krebs et al., 1999) et menace de nombreux services écosystémiques (Bjorklund et al., 1999). Les problèmes potentiels de l'agriculture intensive avaient été soulignés, dès le début des années 60, par Rachel Carson dans son livre « Silent Spring »,

dépeignant déjà un sombre tableau des paysages agricoles pratiquement dépourvus de faune sauvage (Carson, 1962). Au cours des dernières décennies, le déclin de la biodiversité s'est produit à une échelle sans précédent et l'intensification de l'agriculture a été identifiée comme l'un des principaux moteurs de ce changement global (Donald et al., 2001; Kleijn et al., 2009).

Le déclin de la biodiversité agricole a été documenté pour de nombreux taxons : les oiseaux (Donald et al., 2006; Krebs et al., 1999), les mammifères (Smith et al., 2005; Sotherton, 1998), les insectes (Benton et al., 2002; Schweiger et al., 2005) et les plantes (Liira et al., 2008; Wilson et al., 1999). Bien que le lien avec l'intensification agricole soit souvent corrélatif, les fortes corrélations temporelles et spatiales suggèrent que les changements de l'agriculture sont en partie responsables (Matson et al., 1997; Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001). Les causes de ce déclin restent multiples et affectent la biodiversité à différentes échelles spatiales (Stoate et al., 2001). A l'échelle locale, la mise en œuvre de pratiques néfastes à la biodiversité sur les parcelles cultivées telles que l'usage de produits agrochimiques peuvent avoir des effets directs (Geiger et al., 2010; Mader et al., 2002) ou indirects via les chaînes trophiques (Benton et al., 2002; Boatman et al., 2004). L'intensité de pâturage (Wallis De Vries et al., 2007), la réduction des rotations culturales (Chamberlain and Gregory, 1999) ou le labour profond (Kladivko, 2001; Shuler et al., 2005) sont également des facteurs pouvant altérer la biodiversité agricole. A l'échelle du paysage, la transformation des systèmes d'utilisation des sols traditionnels en systèmes modernes intensifs - par la conversion des terres à partir de systèmes naturels complexes vers des écosystèmes agricoles simplifiés - a été identifiée comme une cause majeure du taux actuel de perte de la biodiversité (Tscharrntke et al., 2005). Par ailleurs, l'intensification agricole conduit à la perte d'habitats : d'habitats agricoles traditionnels d'une part, au détriment des espèces spécialistes qui sont souvent les plus affectées (Filippi-Codaccioni et al., 2010), d'habitats naturels et semi-naturels d'autre part, sources importantes de nourriture et de refuges pour une gamme de plantes et d'invertébrés (Green, 1990; Stoate et al., 2001), avec leur cortège d'espèces propres ainsi qu'avec leur potentiel de refuge pour les espèces agricoles (Devictor and Jiguet, 2007). La fragmentation des habitats naturels ou semi-naturels restants, ou des habitats agricoles extensifs, du fait de l'expansion de l'agriculture, se traduit par un isolement géographique et une perte de connectivité. Ces modifications de la matrice agricole conduisent à un isolement des populations, souvent de petites tailles dans ces habitats de surface restreinte, et une augmentation des effets stochastiques, autant du point de vue démographique que génétique, susceptibles de conduire à des extinctions locales (Benton et al., 2003; Ewers and Didham, 2006).

La perte de biodiversité observée dans les agro-écosystèmes soulève la question des conséquences de l'agriculture intensive sur le maintien du fonctionnement de ces agro-écosystèmes, en termes de structuration et de fonctionnement des communautés sauvages d'une part, et en termes de services apportés par cette biodiversité à l'agriculture d'autre part. Comme évoqué précédemment, l'érosion de la biodiversité ne touche pas toutes les espèces de la même manière. En effet, il a été montré que les espèces spécialistes étaient plus sensibles à l'intensification agricole (Smart et al 2006, Storkey et al 2012 ; Figure 4, Devictor et al 2008).

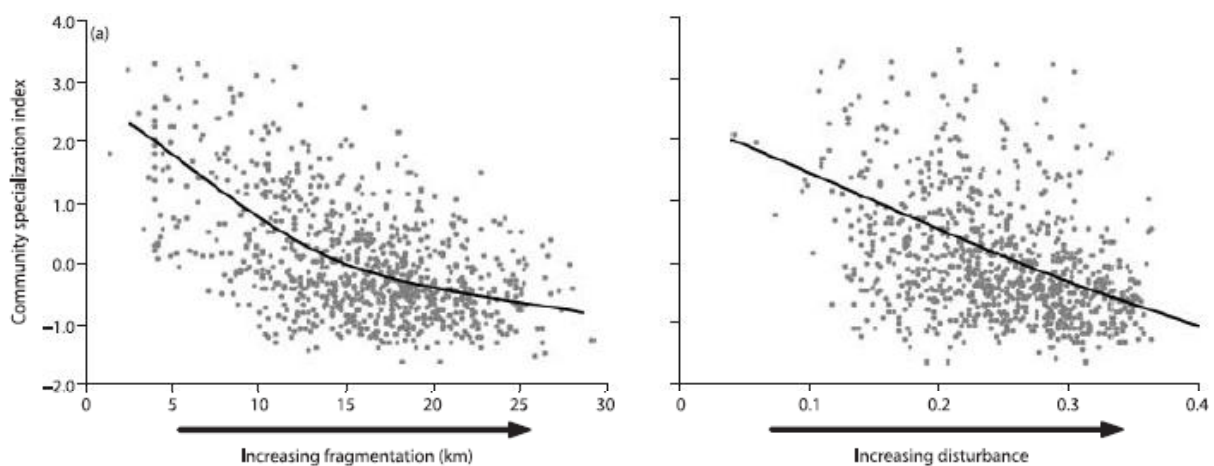


Figure 4. Relation entre l'indice de spécialisation des communautés (CSI) d'oiseaux et la fragmentation ou la perturbation du paysage au sein des habitats agricoles (d'après Devictor et al., 2008).

De même, certains traits fonctionnels conduisent à une sensibilité plus forte aux perturbations (Gabriel and Tschardtke, 2007; Williams et al., 2010) et donc au déclin ciblé des espèces qui les portent (Barbaro and van Halder, 2009; Biesmeijer et al., 2006; Flynn et al., 2009). Cette érosion différentielle pourrait conduire à la perte de groupes fonctionnels entiers, avec très probablement des conséquences sur les processus écosystémiques, et à une échelle plus large vers une homogénéisation biotique, c'est-à-dire une augmentation de la similarité taxonomique, génétique ou fonctionnelle (McKinney and Lockwood, 2001), si partout les mêmes espèces remplacent les espèces en déclin. Enfin, les différentes espèces présentes dans les agro-écosystèmes ne sont pas indépendantes les unes des autres. Les espèces sont liées par des interactions (compétition, prédation, mutualisme) entre et au sein des guildes fonctionnelles, pouvant conduire à des répercussions des variations d'abondance ou de richesse spécifique d'un niveau trophique à l'autre (Tylianakis, 2009), parfois même différées dans le temps (Krauss et al., 2010). Haddad et al. (2009) montrent que, sur le long terme, la perte d'espèces végétales se

propage à travers les réseaux trophiques (réseaux d'interactions alimentaires), réduisant considérablement la richesse en arthropodes, déplaçant une structure trophique dominée par des prédateurs à une autre dominée par les herbivores, et impactant probablement sur le fonctionnement et les services des écosystèmes. En outre, les réseaux trophiques qui décrivent la structure sous-jacente des communautés écologiques, pourraient être fondamentalement liés à leur stabilité et leur fonction (Ebeling et al., 2012; Tylianakis et al., 2007).

2.3 *Enjeux de conservation de la biodiversité en milieu agricole*

Historiquement, le concept de biodiversité a tout d'abord été associé à une vision conservationniste exprimée lors du sommet planétaire de Rio de Janeiro (1992). Issue de ce sommet, la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), ratifiée par 168 pays et par l'Union Européenne, est devenue le premier texte juridique de droit international à vocation universelle qui reconnaît la nécessité de protéger la biodiversité. Elle a par ailleurs établi la définition la plus communément retenue de la diversité biologique : « la variabilité des organismes vivants de toute origine, ce qui inclut, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins, les autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie. Cela comprend la diversité au sein des espèces (diversité génétique intraspécifique) et entre les espèces (diversité génétique interspécifique), ainsi que celle des écosystèmes (diversité écologique) ». Cette définition avait pour but de rendre compte des trois niveaux autour desquels s'organise la diversité biologique (le gène, l'espèce, l'écosystème) mais aussi d'insister sur les interactions existant entre ces différents niveaux contrairement aux conventions internationales adoptées précédemment qui insistaient seulement sur certains de ces aspects (protection d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, protection d'une espèce et pas de son habitat et inversement, réglementation de la pêche ou de la chasse...). La prise de conscience du déclin de la biodiversité s'est également accompagnée d'une prise de conscience des services écologiques rendus. En effet, plus récemment, la vision conservationniste de la biodiversité s'est doublée d'une vision fonctionnelle et utilitariste à travers les notions de ressources génétiques et de services écologiques. Cette double vision a été exprimée dans le Millenium Ecosystem Assessment (MEA), commandité par l'ONU, dont les rapports de synthèse sont parus en 2005. L'originalité du MEA réside à la fois dans son approche multidisciplinaire, sa prise en compte des différentes échelles spatiales et dans sa volonté de croiser des questions écologiques avec des questions sociales et économiques.

Les raisons légitimant la préservation de la biodiversité de manière générale, et au sein des paysages agricoles en particulier, sont nombreuses et de différents ordres. Sur le plan éthique et patrimonial tout d'abord, nous pouvons considérer que l'homme s'étant rendu maître de la planète, il a donc le devoir de la préserver. Dorst (2012) écrit « l'homme n'a pas le droit de détruire une espèce de plante ou d'animal sous prétexte qu'elle ne sert à rien. Nous n'avons pas le droit d'exterminer ce que nous n'avons pas créé ». Par ailleurs, de quel droit priverions-nous les générations futures de l'héritage que nous avons nous-mêmes reçu ? Mais, au-delà de ce « credo » des défenseurs de la Nature, il existe des raisons écologiques légitimant la conservation de la biodiversité. L'ensemble des espèces présentes dans un lieu donné, l'ensemble des interactions qu'elles entretiennent entre elles et avec le milieu physique, et l'ensemble des flux de matière et d'énergie qui parcourent les espèces et leur environnement, constituent ce que l'on appelle communément un écosystème. La biodiversité est de fait le moteur des écosystèmes. Plusieurs études montrent, à plus ou moins grande échelle, l'importance de la diversité des espèces d'une part, et des groupes fonctionnels d'autre part, dans le fonctionnement des écosystèmes, en augmentant, par des effets de complémentarité ou d'échantillonnage (Tilman et al., 1997), l'efficacité des processus écosystémiques (Balvanera et al., 2006; Cardinale et al., 2007; Hector and Bagchi, 2007). Outre le nombre d'espèces et de groupes fonctionnels, la nature et l'intensité des interactions entre espèces ont également un impact fort sur les performances et le maintien des écosystèmes. La biodiversité est donc indispensable pour le maintien des processus d'évolution du monde vivant. Elle joue par ailleurs un rôle dans la régulation des grands équilibres physico-chimiques de la biosphère, notamment au niveau de la production et du recyclage du carbone et de l'oxygène. La biodiversité contribue à la fertilité des sols et à sa protection, ainsi qu'à la régulation du cycle hydrologique. Elle absorbe et décompose divers polluants organiques et minéraux, et participe par exemple à l'épuration des eaux (Kremen and Ostfeld, 2005).

L'agriculture est globalement une forme dominante de l'utilisation des terres. Les services écosystémiques, définis par le MEA (2003) comme les services rendus par la biodiversité à l'homme, sont nombreux en milieu agricole. La préservation de la biodiversité y représente donc, outre les enjeux écologiques incontestables, un enjeu économique pour notre société. En effet, la biodiversité contribue à la fourniture de nombreux produits alimentaires, de matières premières pour l'industrie, de médicaments, de matériaux de construction et à usages domestiques. Elle est à la base de toute la production agricole, tant du point de vue du nombre d'espèces utilisées que des nombreuses variétés patiemment sélectionnées ; elle est indispensable pour l'amélioration des végétaux et des animaux domestiques. La biodiversité

naturelle a en effet servi de fondement à toutes les plantes et les animaux agricoles. La gamme complète des cultures nationales utilisées dans l'agriculture mondiale dérive d'espèces sauvages qui ont été modifiés par la domestication, l'élevage sélectif et l'hybridation (Altieri, 1999). Cependant, dans les agro-écosystèmes, la biodiversité fournit des services écosystémiques qui vont au delà de la production de nourriture, fourrage, fibres, bioénergie, produits pharmaceutiques, etc. La production de biens agricoles est en effet fortement tributaire des services fournis rendus par la biodiversité. **Le contrôle biologique** des insectes ravageurs dans les agro-écosystèmes est un service important de l'écosystème qui est souvent pris en charge par les écosystèmes naturels (Power, 2010). Les habitats non cultivés fournissent l'habitat et les diverses ressources alimentaires nécessaires pour les arthropodes prédateurs et parasitoïdes, les oiseaux insectivores et les chauves-souris, ainsi que les pathogènes microbiens qui agissent comme des ennemis naturels des ravageurs agricoles et fournissent des services de lutte biologique dans les écosystèmes agricoles (Gurr et al., 2003; Tschardt et al., 2005). Ces services rendus par la biodiversité peuvent réduire les « mauvaises herbes » et les populations d'insectes ou de rongeurs dommageables pour la production agricole, réduisant ainsi la nécessité, et donc les coûts, d'utilisation de pesticides ou autres herbicides (Landis et al., 2008; Losey and Vaughan, 2006). **La pollinisation** est un autre service écosystémique important fourni par la biodiversité. Klein et al (2007) ont estimé que 75% des espèces végétales d'importance mondiale pour la production alimentaire dépendent de la pollinisation animale, principalement par les insectes. Gallai et al (2009) ont estimé que le service de pollinisation par les insectes s'élevait à plus de 153 milliards d'euros en 2005 – coût annuel associé à une perte totale des services de pollinisation sur les rendements, qui nécessiterait donc de polliniser les cultures à la main. Cette valeur serait équivalente à 9,5% de la valeur de la production agricole utilisée pour l'alimentation humaine à l'échelle planétaire. Par ailleurs, la microfaune du sol assurant **la structure et la fertilité des sols** fournit des services écosystémiques essentiels aux agro-écosystèmes. Des sols bien aérés avec une matière organique abondante sont nécessaires pour l'acquisition des éléments nutritifs par les cultures, ainsi que pour la rétention de l'eau. La diversité des organismes du sol est de ce fait un facteur clé pour la durabilité des agro-écosystèmes. A travers leur rôle de régulateur du fonctionnement des écosystèmes des sols, les organismes du sol assurent un certain nombre de fonctions vitales telles que la décomposition de la litière, l'aération du sol, la fixation de l'azote atmosphérique... (Paoletti and Pimentel, 1992). **La fourniture d'eau potable** en quantité suffisante est également un service écologique essentiel fourni aux agro-écosystèmes, et l'agriculture représente environ 70% de la consommation mondiale de l'eau (FAO, 2003). Les plantes jouent un rôle dans les cycles hydrologiques en contrôlant l'infiltration, la rétention et le ruissellement de l'eau à travers le paysage. Enfin, la fourniture des services écosystémiques à l'agriculture est fortement

dépendante de la structure du paysage dans lequel les agro-écosystèmes sont intégrés. Les paysages agricoles s'étendent sur un continuum de paysages structurellement simples dominés par un ou deux systèmes de culture, à des mosaïques complexes de divers systèmes de cultures noyés dans une matrice d'habitats naturels. Les services naturels de lutte biologique et de pollinisation dépendent essentiellement de la circulation des organismes à travers le paysage agricole et, de fait, la structure spatiale du paysage influe fortement sur l'ampleur de ces services écologiques pour les écosystèmes agricoles (Kremen et al., 2007; Tscharntke et al., 2005). De la même manière, l'approvisionnement en eau des agro-écosystèmes repose sur l'écoulement à travers le paysage et peut être influencé par un certain nombre de facteurs biophysiques (Power, 2010).

La biodiversité agricole a donc une importance capitale dans le fonctionnement des agro-écosystèmes (Tscharntke et al., 2005) et à ce titre mérite d'être non seulement conservée mais également intégrée comme un élément majeur d'une agriculture durable.

3. Prise en compte des considérations environnementales dans les politiques agricoles : vers la définition des objectifs de la thèse

3.1 *Les politiques environnementales actuelles*

En 1992, 168 pays se sont engagés dans la conservation de la biodiversité en signant la Convention sur la diversité biologique (CDB). En 2002, avec ce qui a été appelé l'accord de conservation le plus important du début du 21^e siècle (Balmford et al., 2005), les dirigeants mondiaux avaient fixé l'objectif concret de parvenir à une réduction significative du taux de perte de biodiversité d'ici 2010 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2003). Des outils importants - la plupart étant déjà préexistants - avec lesquels cet objectif devait être atteint comprenaient un éventail de traités internationaux, tels que la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction (Convention de Washington), la Convention sur la Conservation des Espèces Migratrices (Convention de Bonn) ou encore, la Convention de Ramsar sur les zones humides, ainsi que divers outils stratégiques, tels que la directive « Nitrates », le réseau Natura 2000 (mis en place en application de la Directive "Oiseaux" de 1979 et de la Directive "Habitats » de 1992) et les programmes agro-environnementaux de l'UE.

La PAC est l'instrument de financement le plus important au niveau de l'UE ayant le potentiel de promouvoir la biodiversité associée à l'agriculture à l'échelle européenne, étant donné qu'elle influence la gestion de la majorité des terres agricoles. Le maintien, l'amélioration et la restauration de la biodiversité ont été une des priorités clés des mesures environnementales au sein de la PAC, depuis qu'elles ont été introduites dans les années 1980-1990, la priorité principale étant sur les mesures visant à influencer les pratiques de gestion des terres. La conservation de la biodiversité sur les terres agricoles englobe un éventail de mesures différentes, dont la majeure partie est subventionnée dans le cadre de ces programmes agro-environnementaux (Encart 1). Les mesures agro-environnementales (MAE) visent à encourager les agriculteurs à protéger et à valoriser l'environnement en les rémunérant pour la prestation de services environnementaux (European Commission, 2009). Les agriculteurs s'engagent, pour une période minimale de cinq ans, à adopter des techniques agricoles respectueuses de l'environnement allant au-delà des obligations légales. En échange, ils perçoivent une aide financière qui compense les coûts supplémentaires et les pertes de revenus résultant de l'adoption de ces pratiques, prévues dans le cadre de contrats agro-environnementaux. Les MAE peuvent être définies au niveau national, régional ou local, et peuvent donc être adaptées pour

répondre à des systèmes agricoles et des conditions environnementales spécifiques. Cela leur permet de cibler et de réaliser des objectifs environnementaux. Les MAE sont diverses, mais elles permettent de faire face à quatre grands enjeux environnementaux :

- ❖ la gestion et la qualité de l'eau, en encourageant par exemple les cultures intermédiaires-pièges à nitrate et la protection des captages ;
- ❖ la biodiversité animale et végétale, en incitant notamment à la préservation des habitats, la préservation des milieux humides et des prairies permanentes ;
- ❖ le paysage, l'entretien d'éléments fixes du paysage comme les bosquets, les arbres isolés et les mares ;
- ❖ le sol, en encourageant la lutte contre l'érosion et en favorisant la couverture des sols en hiver.

Concernant les MAE relatives à la gestion des paysages, bien qu'elles soient dissociées de l'enjeu environnemental « Biodiversité », les modes d'action de cette catégorie de mesure sont attendus pour avoir des effets positifs directs ou indirects sur la biodiversité, en particulier sur les espèces agricoles animales. Les MAE relatives à la gestion de l'eau et la préservation de l'intégrité des sols n'ont quant à elles pas pour objectif principal de bénéficier à la biodiversité ; il n'est cependant pas exclu que ces mesures puissent avoir, de manière très indirecte, des effets sur la biodiversité agricole (AND International, 2008). La réduction de l'apport en fertilisants et la modification des pratiques de labour, par exemple, visant à fournir un couvert du sol plus hétérogène et à augmenter la fertilité des sols, peuvent également avoir des effets positifs indirects sur les pollinisateurs (en augmentant la richesse en plantes) ou sur l'avifaune agricole en augmentant la disponibilité des ressources... (voir par exemple Decourtye and Bouquet, 2011; Potts et al., 2009).

Alors que de réels progrès ont été faits ces dernières années grâce aux efforts pour inverser les tendances au déclin de la biodiversité agricole dans l'UE, les pressions auxquelles la biodiversité doit faire face sont telles que ces traités et les instruments associés ont été des moyens insuffisants pour atteindre les objectifs fixés pour 2010 (Butchart et al., 2010). Il y a de nombreuses raisons à cela. Cependant, il est clair que le cadre politique actuel fournit une bonne base sur laquelle s'appuyer pour effectuer les changements requis pour réussir à atteindre, à plus ou moins long terme, de nouveaux objectifs de biodiversité et les objectifs agricoles qui y sont relatifs. C'est dans cet esprit notamment que la Stratégie pour la Biodiversité de l'UE, adoptée en 2011, souligne l'importance du secteur agricole pour atteindre l'objectif prioritaire de biodiversité de l'UE. La Stratégie inclut un objectif spécifique pour « étendre au maximum les zones cultivées dans les prairies, les terres arables et les cultures permanentes couvertes par des mesures de biodiversité au titre de la PAC, afin d'assurer la conservation de la biodiversité et

d'améliorer sensiblement l'état de conservation des espèces et des habitats tributaires de l'agriculture ou subissant ses effets, ainsi que la fourniture des services écosystémiques par rapport au niveau de référence fixé par l'UE en 2010, en contribuant ainsi à une gestion plus durable ».

Encart 1. Les mesures agro-environnementales en Europe : quelques chiffres.

Une des réponses aux préoccupations concernant le déclin de la biodiversité en milieu agricole a été la conception de régimes agro-environnementaux, intégrés à la politique agricole commune (PAC) pour la première fois à la fin des années 1980. Les États membres avaient alors le choix de les appliquer ou non. Depuis 1992, ils sont devenus obligatoires pour les États membres dans le cadre de leurs plans de développement rural, mais restent facultatifs pour les exploitants, selon le règlement (CEE) n° 2078/92 (EU, 2005). Les mesures agro-environnementales (MAE) sont depuis devenues un élément essentiel du dispositif prévu pour intégrer les préoccupations environnementales à la politique agricole commune (PAC). Les surfaces sous accords agroenvironnementaux couvrent plus de 25% de la surface totale agricole au sein de l'Union (EU 2005). Le financement des programmes agro-environnementaux provient du volet sur le Développement Rural (pilier 2) de la PAC. Les mesures agro-environnementales sont cofinancées par les États membres. La participation de l'Union européenne pour la période 2007-2013 s'élève à près de 20 milliards d'euros, ce qui équivaut à 22% des fonds consacrés au développement rural. Tandis que le financement du pilier 2 est réparti entre les États membres en fonction de la superficie agricole, l'emploi agricole et du PIB, les États membres disposent d'un haut niveau de flexibilité en ce qui concerne l'affectation de ces fonds à travers une série de mesures de développement rural, qui comprennent les MAE mais également des mesures destinées à l'accroissement de la compétitivité des secteurs agricole et forestier, l'amélioration de la qualité de vie dans les zones rurales et la diversification de l'économie rurale. En conséquence, la répartition effective des budgets spécifiques aux MAE est extrêmement faible dans certains États membres et peuvent ne pas refléter la santé de la biodiversité des terres agricoles (Butler et al., 2010). La part des terres agricoles de l'UE couvertes par les programmes agro-environnementaux varie de moins de 5% en Grèce et aux Pays-Bas à plus de 80% pour l'Autriche, la Finlande, le Luxembourg et la Suède (EEA, 2010). Le niveau d'application des programmes reste généralement faible dans les zones où la production agricole est intensive et très productive, et la diversité biologique risque d'y subir des pressions croissantes.

3.2 Quelles solutions pour l'avenir ? Intégration des nouveaux enjeux

L'enjeu, aujourd'hui, repose sur les alternatives qui s'offrent pour préserver la biodiversité et continuer à produire suffisamment pour nourrir la population mondiale sans arrêt croissante (Green et al., 2005). En effet, les projections démographiques sont relativement sûres lorsqu'il s'agit d'annoncer l'effectif de la population dans les prochaines décennies. La population mondiale a franchi le seuil de 7 milliards en 2011, devrait atteindre 8 milliards vers 2025, et devrait se stabiliser autour de 10 milliards d'habitants d'ici la fin du siècle (les scénarios haut et bas qui encadrent ce scénario moyen conduisent respectivement à 16 et 6 milliards en 2100 ; **Figure 5**).

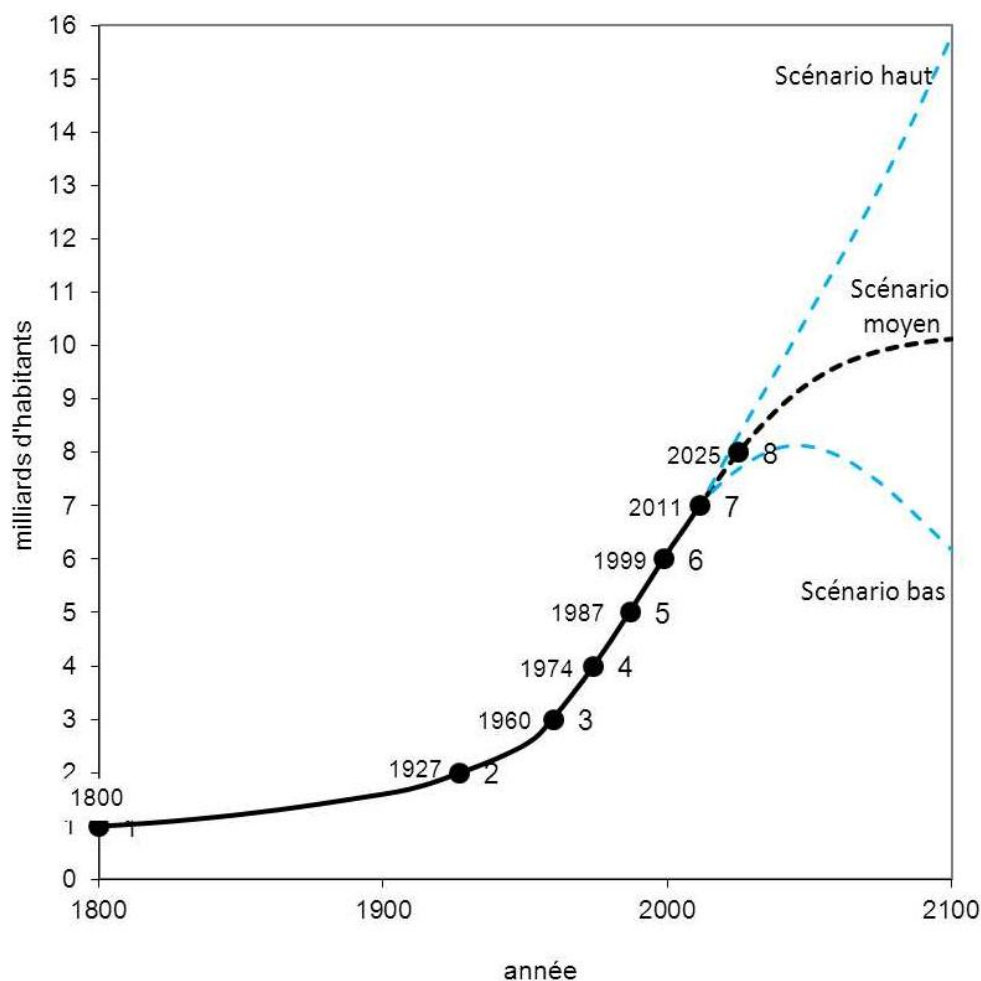


Figure 5. Evolution de la population mondiale depuis 1800 et projections jusqu'en 2100 (d'après Pison, 2011).

Au cours des prochaines décennies, la structure de la production agricole et la répartition spatiale de l'utilisation des terres agricoles en Europe devraient faire face à des changements majeurs dus à l'évolution du commerce et des technologies, à la démographie et

aux politiques (Busch, 2006). L'expansion urbaine et l'abandon des terres agricoles devraient par ailleurs entraîner des changements importants dans l'utilisation des terres à travers l'Europe (Rounsevell et al., 2005; Rounsevell et al., 2006b). Étant donné que les terres agricoles d'un genre ou d'un autre recouvrent presque la moitié de la surface terrestre européenne, la demande croissante pour la production alimentaire, le changement climatique, l'introduction et l'expansion des cultures bioénergétiques, la modernisation de l'agriculture, la spécialisation des cultures et l'abandon des terres (MacDonald et al., 2000; Rounsevell et al., 2005; Rounsevell et al., 2006b) sont autant de facteurs qui peuvent influencer sur l'étendue des terres agricoles. Dans ce contexte, la nécessité de concilier la production agricole et la biodiversité, par des considérations environnementales dans l'intégration des futures politiques agricoles et l'amélioration des mesures de conservation existantes, est une préoccupation prioritaire (Wilson et al., 2010).

3.3 *Les objectifs de la thèse*

C'est dans ce contexte que je me suis intéressée à la manière dont les changements environnementaux (changements climatiques et d'usages des sols) et les mesures de conservation mises en œuvre en réponse à ces pressions environnementales, pouvaient affecter la dynamique et la composition des communautés animales en milieu agricole. Nous nous sommes intéressés ici au cas de la France.

Comme dans de nombreux pays Européens, la France a intégré, depuis les années 90, les programmes agro-environnementaux dans ses politiques agricoles nationales. Avec la mise en place du Plan de Développement Rural en 2000 (pour la période 2000-2006), les mesures agro-environnementales (MAE) en faveur de la biodiversité sont devenues partie intégrante des politiques publiques françaises. Cependant, contrairement aux autres pays, il n'existe à ce jour en France aucune évaluation de l'efficacité globale de ces mesures. Compte tenu des effets mitigés des MAE, mis en évidence dans diverses études en Europe (Kleijn et al., 2006; Kleijn et al., 2011; Whittingham, 2007), et du déclin continu de la biodiversité agricole, il apparaît nécessaire de réaliser de telles évaluations afin de pouvoir envisager si nécessaire un réajustement des politiques agro-environnementales.

Par ailleurs, les changements d'usage/couverture des sols sont parmi les sources les plus répandues et les plus importantes de modifications récentes de la surface terrestre de la Terre. Ces changements terrestres affectent de manière significative les principaux aspects du

fonctionnement du système terrestre, en contribuant par exemple au changement climatique local et régional ainsi qu'au réchauffement climatique global, en impactant sur la qualité de la biodiversité et de l'eau, ou en augmentant la dégradation des sols (c.f. ci-dessus). Face aux changements globaux engendrés par des besoins croissants et l'augmentation des pressions anthropiques associées, il apparaît également nécessaire d'accroître notre capacité à prédire les conséquences des changements environnementaux en milieux agricoles.

Les travaux de cette thèse s'articulent donc autour d'une étude approfondie de deux questions :

- Dans quelle mesure les politiques actuelles de conservation de la biodiversité en milieu agricole, par le biais des mesures agro-environnementales (MAE), sont-elles efficaces en France ?
- Comment les changements environnementaux futurs en milieu agricole peuvent potentiellement affecter la biodiversité ? Autrement dit, quels impacts potentiels peut-on prédire sur la biodiversité ?

4. Les oiseaux nicheurs, indicateurs de biodiversité

Il est certain que la biodiversité est un terme à multiples facettes, défini comme la somme totale de toutes les variations biotiques à partir du niveau des gènes jusqu'aux écosystèmes (Purvis and Hector, 2000). En tant que telle, elle peut être mesurée de différentes façons, et une seule métrique ne peut être susceptible de décrire de manière adéquate la biodiversité dans son ensemble. Le défi réside donc dans le choix d'un groupe d'espèces et l'élaboration de statistiques synthétiques qui décrivent de manière précise et robuste les tendances de tous les composants de la biodiversité (Butchart et al., 2010), de sorte à pouvoir communiquer cette information aux décideurs politiques (Gregory et al., 2005). L'élaboration des indicateurs a sensiblement progressé depuis que l'objectif 2010 a été fixé (Butchart et al., 2010), renforçant par ailleurs le développement de suivis appropriés, devenu un enjeu majeur de conservation (Pereira and Cooper, 2006).

Les différents travaux de cette thèse sont basés sur l'étude d'un groupe : les oiseaux communs nicheurs, qui sont largement utilisés comme indicateurs de biodiversité du milieu agricole. Les espèces communes occupent une large gamme d'écosystèmes, sont par ailleurs constituées de grandes quantités d'individus – à l'inverse des espèces rares caractérisées par une faible abondance – et contribuent donc le plus au fonctionnement des écosystèmes et à leurs évolutions. Le suivi de ces espèces permet donc d'assurer la valeur statistique et la robustesse des indicateurs. Les oiseaux constituent l'un des groupes les mieux connus du point de vue biologique compte tenu de la grande quantité d'informations disponibles sur ces espèces (un critère prédominant de jugement de la qualité de ce groupe taxonomique à être utilisé comme indicateur de l'impact des changements affectant les écosystèmes). Ce groupe fait l'objet de nombreux suivis populationnels à grande échelle sur tous les continents, et parfois avec de longues séries temporelles (aux Etats-Unis le « North American Breeding Bird Survey » a été initié en 1966 et est toujours en cours ; en Angleterre le programme de suivi actuel « Breeding Bird Survey » fait suite au « Common Bird Census » qui a été actif de 1962 à 2000). Enfin, le choix des oiseaux communs nicheurs pour appréhender la biodiversité en milieu agricole repose sur différents aspects :

- ❖ Les augmentations de l'intensité agricole ont été associées à d'importants déclinés dans les populations d'oiseaux des terres agricoles en Europe (Donald et al., 2006). La sensibilité de ce taxon à l'évolution de l'agriculture a été mise en évidence dans de nombreuses études (e.g. Donald et al., 2001; Doxa et al., 2010; Gregory et al., 2005).

- ❖ Ces populations - situées à un niveau élevé dans la chaîne alimentaire - sont indirectement sensibles aux perturbations que subit l'ensemble des composants de l'écosystème (Sekercioglu et al., 2004). Leur évolution offre donc un indicateur qui permet de mesurer l'état de santé des écosystèmes.
- ❖ Ils assurent de nombreux services écologiques tels que la régulation des ravageurs des cultures ou la dissémination des espèces végétales (Fischer et al., 2006; Sekercioglu et al., 2004).
- ❖ La présence d'espèces « spécialistes », i.e. à la niche écologique fondamentale réduite, mais très performantes dans l'exploitation de conditions environnementales à l'intérieur de cette niche fondamentale est aussi un avantage majeur (Hilty and Merenlender, 2000). En effet, dans un contexte de perturbation spatiale et temporelle des écosystèmes, la théorie de la niche prédit un relatif succès des espèces « généralistes », i.e. possédant une niche écologique fondamentale plus large (Clavel et al., 2010; Devictor et al., 2007; Julliard et al., 2004). De ce fait, suivre le devenir des espèces spécialistes au sein de ce groupe revient à mesurer l'intensité de l'impact du changement auquel il se trouve confronté.
- ❖ Ils constituent un indicateur visible du grand public par lequel il est facile de faire passer un message (Ormerod and Watkinson, 2000). De fait, l'indicateur oiseaux communs été choisi par l'UE comme indicateur structurel de développement durable pour la biodiversité (Balmford and Bond, 2005; Eurostat, 2010).

L'analyse des données issues des suivis des populations d'Oiseaux Communs permet la quantification de l'impact des pressions anthropiques, telles que le changement climatique (Devictor et al., 2012) et les changements d'usage des sols, ainsi que celle des réponses (politiques de gestion de la biodiversité) lorsqu'elles existent (Gregory et al., 2005). Afin d'atteindre ces deux objectifs, l'étude des variations d'abondance des espèces communes semble particulièrement intéressante, pour au moins deux raisons. La première est la simplicité potentielle des méthodes de mesures permettant la multiplicité des sites d'observation (donc de distinguer l'impact de nombreux facteurs) à travers la coordination de réseaux naturalistes. La seconde raison est que la biologie des populations fournit un cadre théorique pour interpréter par des mécanismes les variations observées. Lorsque l'on connaît les mécanismes, on peut alors développer des scénarios de devenir de la biodiversité et quantifier les pressions anthropiques et les réponses de la biodiversité. L'abondance des espèces communes est dès lors considérée comme un indicateur d'état de la biodiversité, les variations de cette abondance sont, elles, un indicateur de la dynamique de la biodiversité.

Comme nous l'avons évoqué précédemment, les indicateurs Oiseaux Communs sont construits à partir d'une source d'information facilement accessible et répartie de manière relativement homogène sur le territoire. En France un réseau d'observateurs bénévoles sur les oiseaux communs a ainsi pu être mis en place et générer un grand nombre de données ces dernières années (voir Encart 2). Le premier objectif de ces relevés des oiseaux nicheurs est de mesurer les tendances temporelles afin de détecter les déclinés ou augmentations potentiels des espèces (Figure 6). La combinaison des indices annuels d'espèces partageant des affinités écologiques ou un statut fournit de plus des indicateurs de biodiversité pour les décideurs politiques. Deux grands types d'indicateurs sont couramment calculés à partir de ces données : les indicateurs de variations d'abondance et les indicateurs relatifs à la structure des communautés. Un premier indicateur est disponible pour les espèces spécialistes des milieux agricoles, il s'agit du Farmland Bird Index (FBI) qui a montré dans de nombreuses études sa pertinence pour comprendre l'impact des changements agricoles sur la biodiversité (Doxa et al., 2010; Doxa et al., 2012; Gregory et al., 2005). D'autres indicateurs tels que l'indicateur de spécialisation des communautés (CSI), mesurant le degré moyen de spécialisation de l'habitat entre les individus formant une communauté locale (Julliard et al., 2006), se sont également montrés utiles pour évaluer la biodiversité. Au cours de cette thèse nous avons utilisé différents indicateurs, présentés dans Encart 3 (les formules détaillées des calculs à l'échelle régionale et à l'échelle nationale sont détaillées dans les Annexes du **Manuscrit 5**).

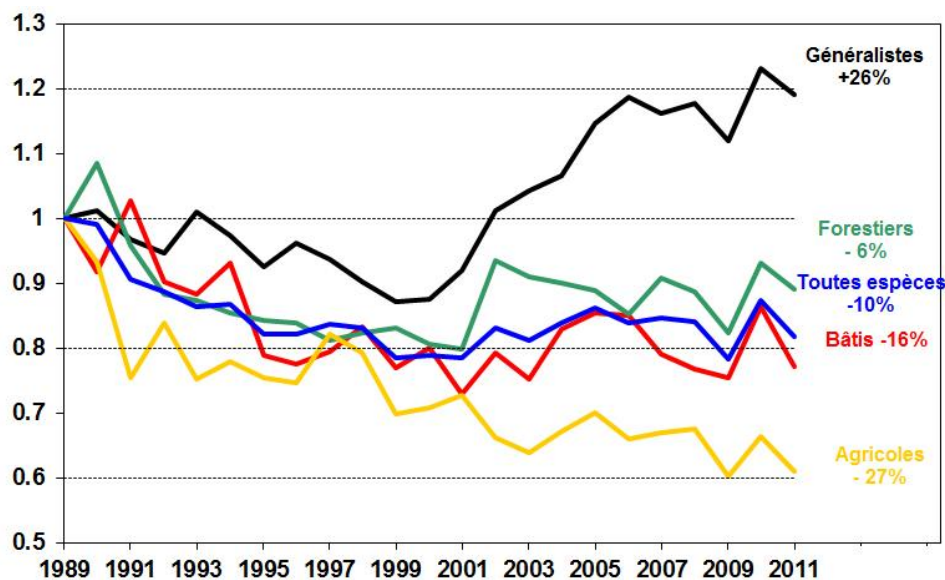


Figure 6. Evolution de l'abondance des oiseaux communs (95 espèces) en France selon les habitats (Jiguet, 2012).

Encart 2. Le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC)

En France, nous disposons du programme de Suivi Temporel des Oiseaux Communs par Echantillonnages Ponctuels Simples (STOC-EPS) lancé en France au printemps 2001 (Jiguet et al., 2011). Chaque observateur, ornithologue bénévole, se voit attribuer un carré de 2x2 km tiré au sort dans un rayon de 10 km autour d'une commune de son choix. A l'intérieur de ce carré l'observateur répartit 10 points de comptage de manière homogène et proportionnellement aux habitats présents, sur lesquels il effectue deux relevés de 5 minutes exactement (= EPS) chaque printemps, à au moins 4 semaines d'intervalle, avant et après la date charnière du 8 mai. Tous les oiseaux vus et entendus sont notés, et un relevé de l'habitat est également effectué, selon un code utilisé dans d'autres pays européens et adapté pour la France. Cet observatoire nous fournit donc des données datées d'abondance pour plus d'une centaine d'espèces d'oiseaux communs. La Figure 7 ci-dessous montre la répartition spatiale des carrés STOC situés en milieu agricole, suivis entre 2001 et 2009.

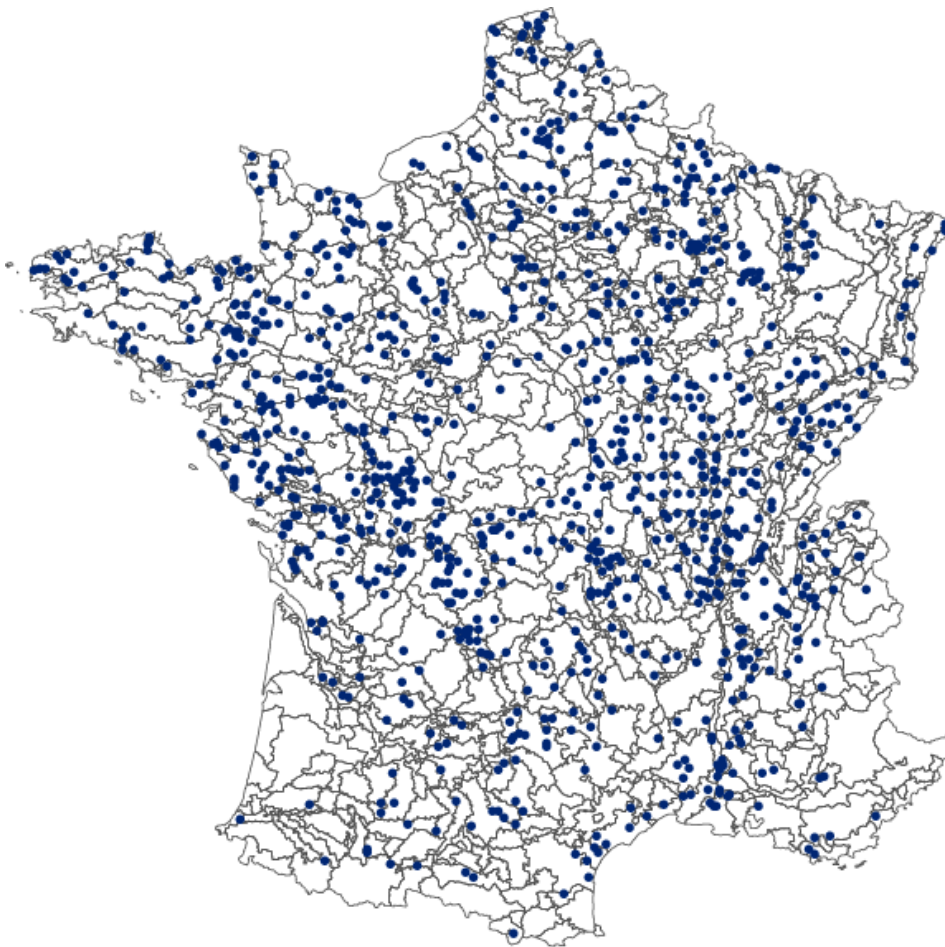


Figure 7. Distribution spatiale des carrés STOC, possédant au moins 5 points en milieu agricole, suivis entre 2001 et 2009.

Encart 3. Les indicateurs de biodiversité

Deux grands types d'indicateurs peuvent être calculés à partir des données de monitoring d'oiseaux communs : les indicateurs de variation d'abondance et les indicateurs de variation de composition des communautés. Pour les premiers, à l'instar du Farmland Bird Index (FBI), un indicateur relatif aux espèces généralistes peut être construit, le Generalist Bird Index (GBI). Ils sont calculés comme la moyenne géométrique des indices annuels d'abondance des S espèces du groupe considéré :

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

Trois indicateurs de variation de composition des communautés ont été considérés :

1. L'indice de Shannon-Wiener (H'), qui nous renseigne sur l'homogénéité de la distribution d'abondance des espèces dans la communauté. L'indice sera d'autant plus grand que les espèces seront équi-réparties.

$$H'(t) = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i \quad \text{avec } p_i \text{ la proportion de l'espèce } i \quad (2)$$

2. L'indice de spécialisation des communautés (CSI). Il est basé sur l'indice de spécialisation des espèces (SSI) à l'habitat, défini comme le coefficient de variation (écart-type/moyenne) de la densité des espèces parmi 7 classes d'habitat (forêt, landes/maquis, marais, champs agricoles, bâti, aquatique, roches). Plus le SSI est élevé, plus l'espèce est spécialiste et dépendante d'un milieu spécifique. Au niveau communautaire, l'indice de spécialisation (CSI) est élevé lorsque la communauté est dominée par des espèces hautement spécialisées des terres agricoles. Il est calculé comme la moyenne arithmétique des SSI de chaque espèce i pondérée par leur abondance N_i :

$$CSI = \frac{\sum_i N_i \cdot SSI_i}{\sum_i N_i} \quad (3)$$

3. L'indice trophique des communautés (CTI), nous renseigne sur le niveau trophique moyen de la communauté. Cet indicateur discrimine les communautés avec plus d'espèces granivores (de faible niveau trophique) des communautés composées d'espèces plus insectivores et carnivores (de niveau trophique élevé). Il est calculé comme la moyenne arithmétique pondérée de l'exponentielle du niveau trophique des espèces STI_i , pondérée par leur abondance N_i . L'indice trophique spécifique est déterminé en fonction du régime alimentaire de chaque espèce (BWPI, 2006) et augmente avec le niveau trophique.

$$CTI = \frac{\sum_i N_i \cdot \exp(STI_i)}{\sum_i N_i} \quad (4)$$

5. Structure des travaux

Afin répondre aux deux questions formulées dans la section 3.3, mes travaux s'articuleront en deux parties dans lesquelles j'ai étudié les réponses de la biodiversité aux changements récents et à venir au sein des paysages agricoles français, en terme de mises en œuvre de mesures de conservation et d'évolution d'usage et de couverture des terres agricoles. Les oiseaux communs nicheurs ayant été reconnus comme indicateur de biodiversité par l'UE, l'ensemble de mes recherches ont été conduites sur la base des données du suivi temporel des oiseaux communs STOC (dont une description est donnée dans la section 4 ci-dessus). Par ailleurs, pour tenir compte de la diversité des systèmes agricoles français, j'ai réalisé mes travaux à une échelle spatiale relativement fine : celle des Petites Régions Agricoles (PRA). Leur homogénéité à la fois au niveau agro-écologique et au niveau économique les rendent particulièrement adaptées pour les analyses conduites dans cette thèse.

Dans une première partie, je m'intéresse à l'évaluation de l'efficacité des mesures agro-environnementales (MAE) actuelles pour la préservation de la biodiversité agricole. Après avoir donné un aperçu des méthodes d'évaluation des MAE en Europe, je présente les résultats des deux études portant sur l'impact des MAE en France sur les populations d'oiseaux spécialistes agricoles au niveau national. La première évalue l'efficacité globale de ces mesures, tandis que la seconde s'intéresse de manière plus ciblée à l'impact de différentes catégories de MAE herbagères, associées principalement aux agrosystèmes d'élevage et correspondant aux mesures les plus contractualisées en France. Ces deux études mettent en évidence les effets globalement mitigés des MAE françaises, bien que certaines mesures herbagères, en répondant aux exigences écologiques de certaines espèces, soient capables de fournir des bénéfices.

Compte tenu de ces résultats, des changements environnementaux importants à venir (climat et usage des sols) et des nouveaux enjeux environnementaux, si l'on veut optimiser la conservation de la biodiversité, il est nécessaire de pouvoir estimer l'impact des différentes politiques agricoles qui pourraient être mises en place dans le futur. Dans une seconde partie, je cherche donc à prédire les impacts de différents scénarios de changements agricoles sur la biodiversité. Cette partie s'articule en deux axes. Dans un premier temps, je présente l'impact potentiel de différents scénarios existants de changements agricoles dans le cadre de la prochaine réforme de la PAC 2013-2020, permettant de mettre en évidence la nécessité de développer des scénarios à fine échelle spatiale, tenant compte de la diversité des systèmes agricoles en France. Dans un second temps, je m'intéresse aux impacts potentiels de scénarios de changements de couverture des sols agricoles (i.e. des changements d'assolements) définis à

l'échelle des PRA, combinés à des scénarios globaux de changements climatiques et d'usage des sols, sur les communautés d'oiseaux nicheurs. Tout d'abord, je présente les différents scénarios de changements d'assolements que j'ai développés ainsi que la méthodologie utilisée. Ensuite, je présente les résultats de deux études complémentaires sur les prédictions des impacts des changements potentiels agricoles au sein des futures aires de distribution des oiseaux nicheurs, étudiant respectivement les changements prédits moyens d'abondances régionales (à l'échelle des PRA) des espèces spécialistes et généralistes, et les changements prédits de différents indicateurs d'abondance et de structure de communautés. Ces études nous permettent notamment de mettre en évidence que la régionalisation de politiques d'extensification sur l'ensemble des agrosystèmes pourrait permettre de maximiser la conservation des communautés de l'avifaune commune en milieux agricoles.

Les manuscrits des articles qui forment le travail de recherche proprement dit sont disponibles sous forme d'annexes.

I. Efficacité des mesures actuelles de conservation de la biodiversité en milieu agricole

Comme nous l'avons exposé précédemment, la biodiversité agricole continue à décliner en dépit de l'implantation de conventions et de mesures nationales et internationales. Pour contrecarrer cette perte de biodiversité il est crucial de comprendre comment les actions de conservation affectent les tendances de la biodiversité.

1. Contexte général : le besoin d'évaluation à large échelle spatiale

Les mesures agro-environnementales (MAE) sont actuellement considérées comme l'instrument politique le plus important pour inverser les tendances de déclin général de la biodiversité dans les paysages agricoles en Europe (Donald and Evans, 2006). Bien que les programmes agro-environnementaux soient conçus, en partie du moins, avec l'objectif d'améliorer les niveaux de la biodiversité en milieu agricole, il semble cependant que leur efficacité soit sujet à débat (Whittingham, 2007) (Kleijn et al., 2011; Wilson et al., 2007). En 2003, une étude signalait que la conception de la majorité des études était scientifiquement inappropriée pour évaluer avec fiabilité l'efficacité des MAE (Kleijn and Sutherland, 2003).

Depuis, le rôle que les MAE peuvent jouer dans l'amélioration de la biodiversité dans les paysages agricoles a fait l'objet d'un nombre croissant d'études dans la littérature scientifique (Figure 8), et il est clair que la compréhension de l'efficacité des initiatives de conservation dans les paysages agricoles s'est considérablement améliorée au cours des dernières années. Cependant, le consensus général est que les MAE ne peuvent fournir que des bénéfices modérés ou limités pour la biodiversité (voir par exemple Birrer et al., 2007; Davey et al., 2010; Kleijn et al., 2006). Bien qu'un certain nombre d'études mettent en évidence les effets positifs de la réduction de l'impact local des pratiques agricoles (Hole et al., 2005; Primdahl et al., 2003) ; (Benton et al., 2003; Letourneau and Bothwell, 2008) et de certains dispositifs agro-environnementaux (voir par exemple Attwood et al., 2008; Bengtsson et al., 2005), ceux-ci n'offrent aucune garantie de succès (Kleijn et al., 2006; Kleijn and Sutherland, 2003). En effet, nombre de ces études se sont intéressées à l'efficacité d'un type de mesures en particulier et sont centrées sur une espèce cible ou un groupe d'espèces à des échelles spatiales relativement fines ; il est donc difficile de généraliser leurs résultats à l'ensemble du dispositif agro-environnemental et pour la biodiversité dans son ensemble.

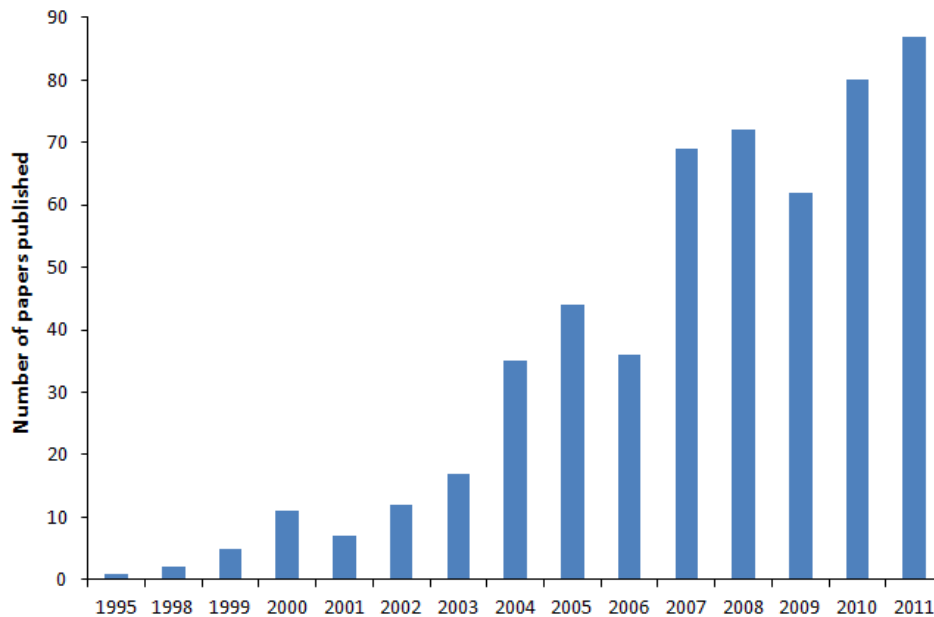


Figure 8. Nombre croissant d'études scientifiques sur les mesures agro-environnementales. Ces articles sont ceux listés dans Web of Science en utilisant le terme 'agri-environment schemes' dans une requête lancée le 3 juillet 2012.

D'autre part, il est important de noter que l'efficacité des MAE est souvent évaluée (par des études scientifiques) à l'échelle locale, i.e. de la parcelle ou de l'exploitation, ce qui n'est pas suffisant si l'on veut déterminer dans quelle mesure les programmes agro-environnementaux contribuent à la conservation de la biodiversité au niveau national (Kleijn et al., 2011). En effet, des effets positifs locaux ne garantissent pas que le déclin de la biodiversité au niveau national ou même régional puisse être stoppé (Berendse et al., 2004). Cela dépend de l'amplitude de l'effet des mesures, par exemple si les effets positifs sont suffisamment forts pour entraîner une augmentation de la biodiversité plutôt qu'une simple réduction du déclin de la biodiversité, ainsi que de la surface de terres agricoles couverte par ces mesures (Bradbury et al., 2004). Par ailleurs, les populations d'un grand nombre de macro-organismes répondent aux modifications de leur environnement à des échelles spatiales plus larges que celle de la parcelle ou de l'exploitation agricole (Benton et al., 2002; Donald et al., 2001). Il apparaît sans conteste que les effets des MAE sont plus faciles à mettre en évidence à l'échelle locale (parcelle, exploitation agricole) qu'à une échelle plus globale (paysage, région ou même pays) (Kleijn et al., 2006; Merckx et al., 2009). Aussi, jusqu'à présent peu d'études ont lié les initiatives de conservation aux tendances nationales des populations des espèces ciblées (mais voir Davey et al., 2010; Peach et al., 2001; Wilson et al., 2007). À l'échelle européenne, les études existantes concernent un petit nombre de pays, manquent souvent d'un suivi rigoureux et d'une analyse permettant de conclure effectivement sur l'impact des MAE, et peu d'entre elles montrent clairement un effet

positif des MAE sur la biodiversité (Finn and Huallachain, 2012; Kleijn et al., 2006; Kleijn et al., 2001; Kleijn et al., 2004; Kleijn and Sutherland, 2003). Pourtant, une preuve de l'efficacité de ces mesures permettrait de justifier les aides apportées (plusieurs milliards d'euros pour la France pour le plan 2007-2013), d'encourager les agriculteurs à s'engager, voire à ajuster leurs pratiques, et surtout d'assurer une protection efficace de la biodiversité et des autres ressources environnementales. Les disparités des mesures et des méthodes d'évaluation entre les états membres, et parfois la complexité et le manque de transparence des dispositifs, rendent difficile l'évaluation de l'efficacité globale des MAE. La validation scientifique de ces mesures – ou leur démenti – reste donc encore largement à faire, même si la diversité des situations rend la tâche difficile.

2. Quelle efficacité des mesures agro-environnementales françaises pour la conservation de l'avifaune commune à l'échelle nationale ?

2.1 *Les mesures agro-environnementales en France*

Avant 1999, en France, les principales mesures ayant un lien avec la biodiversité étaient celles qui visaient l'entretien de l'espace naturel. Ainsi, des mesures nationales telles que la prime à l'herbe (PHAE) pour le maintien des pâturages et la prime au maintien des systèmes d'élevage extensif (PMSEE) ont été introduites pour faciliter le maintien de certains agriculteurs éleveurs et entretenir les milieux. Néanmoins, ces primes uniformes à l'échelle du pays ne reflétaient pas les disparités entre exploitations ou zones géographiques. Bien que certaines mesures plus locales aient été mises en place à la même époque, elles étaient souvent peu rémunératrices ou proches des pratiques déjà existantes. Avec la mise en place du Plan de Développement Rural National (PDRN) pour la période 2000-2006 et l'introduction du Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), plusieurs mesures concernant la préservation de la biodiversité et des habitats semi-naturels des zones agricoles ont fait leur apparition. Des paiements ont été accordés aux agriculteurs pour le retrait de certaines ressources de la production à travers par exemple la conversion de terres arables en prairies temporaires ou permanentes ou l'implantation de dispositifs enherbés autour des parcelles proches de zones à enjeu environnemental important comme les cours d'eau (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2006). D'autres paiements visaient à inciter les agriculteurs à adopter ou maintenir des pratiques respectueuses de la faune et de la flore comme l'entretien d'éléments du paysage

constituant des écosystèmes particuliers (haies, arbres, mares, bosquets, talus, fossés...), le respect de contraintes sur les dates de récolte ou de fauche des parcelles, l'amélioration de prairies déjà existantes en prairies favorables au maintien de certaines espèces menacées (Outarde Canepetière par exemple) ou encore la réduction des traitements phytosanitaires préjudiciables à la faune et à la flore. Enfin, des paiements structurels ont été mis en place pour financer les investissements liés à la réimplantation d'arbres, de haies, de bosquets ou en encore à la réhabilitation d'anciennes mares ou de cours d'eau. Le soutien à l'agro-environnement, en France, repose sur un grand nombre de mesures élémentaires, appelées également « actions », mises en œuvre dans le cadre de différents dispositifs. Bien que très diverses, ces mesures peuvent être regroupées en grands types d'action (Table 2), répondant eux-mêmes aux grands enjeux environnementaux que nous avons déjà évoqué dans l'introduction.

Enjeux	Modes d'action
Qualité des sols	Couverture des Sols Améliorer la structure des sols Maintien des sols par des éléments fixes
Quantité Eau	Reduction des prélèvements en eau pour l'irrigation
Qualité Eau	Réduction des apports en Nitrate Reduction des transferts en Nitrate Réduire les apports en Pesticides Réduire les transferts en Pesticides
Biodiversité	Reduction des intrants Diversité des agrosystèmes Gestion des périodes critiques Gestion des éléments fixes
Paysage	Maintien des éléments du paysage Diversité des paysages

Table 2. Enjeux environnementaux et modes d'action des Mesures Agro-environnementales en France définis selon la typologie d'AND International (2008). Les détails des mesures dans l'Annexe B1 du Plan de Développement Rural National 2000-2006).

En termes d'occupation du territoire agricole, la surface totale contractualisée était, en 2006, proche de 9 millions d'hectares, dont environ la moitié dans le cadre des CTE. La carte de la **Figure 9** illustre le taux de couverture à l'échelle des Petites Régions Agricoles Départementales. Elle montre un taux de contractualisation nettement plus élevé au sud d'une ligne Bordeaux - Strasbourg, La corrélation entre cette carte et celle des zones à handicap naturel (zones de montagne et autres zones défavorisées), qui est aussi celle des zones d'élevage herbager extensif, apparaît nettement; ceci est cohérent avec la part prédominante des MAE herbagères dans le total des MAE surfaciques. La PHAE couvrait à elle seule une surface équivalente à 3,2 millions d'hectares et moins de 10 % des surfaces contractualisées l'ont été dans le cadre d'un contrat d'agriculture durable (qui a succédé au CTE en 2003).

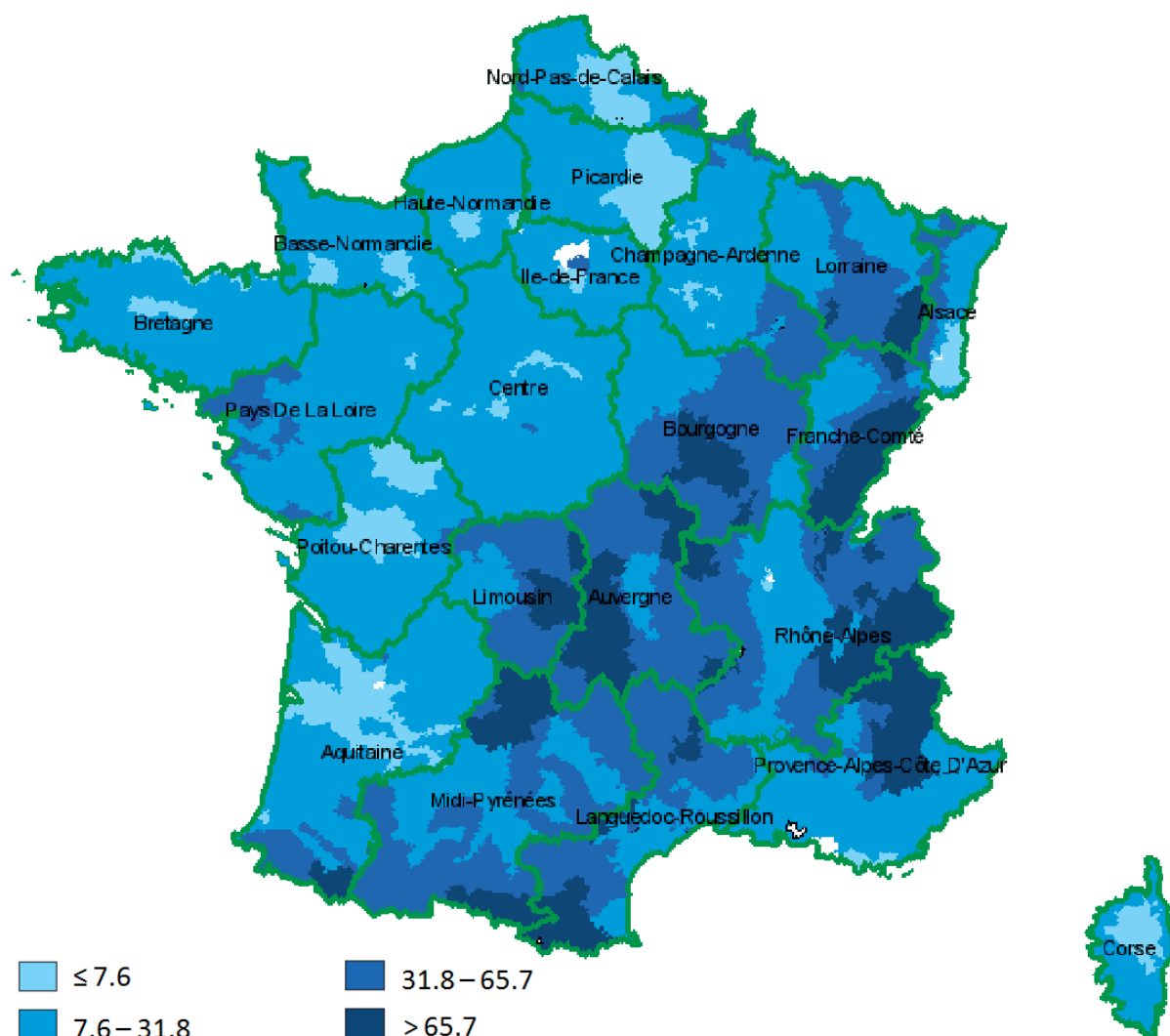


Figure 9. Cartographie du pourcentage de SAU contractualisée/SAU totale en France. Le taux de couverture correspond à la surface contractualisée/SAU des communes dans chaque Petite Région Agricole (PRA). D'après Baschet (2008). (*SAU = Surface Agricole Utile*)

Les MAE dites "herbagères" visent à maintenir la prairie et l'élevage extensif, tant pour des raisons sociales (maintien de l'agriculture dans les zones de montagne) qu'environnementales (biodiversité, qualité de l'eau). Elles ont constitué, aux côtés des indemnités compensatoires de handicap naturel (ICHN, **Figure 10**), l'une des deux "mesures de masse" du deuxième pilier de la politique agricole commune en France pendant la période de mise en œuvre du premier règlement européen de développement rural (RDR), couvrant la période 2000-2006. La large diffusion de ces mesures tient à leur caractère peu contraignant pour les systèmes d'élevage à l'herbe extensifs existants à qui elles offrent une alternative à l'intensification ; elles ont été conçues dans cet objectif en France, pour compenser l'aide au maïs

mise en place après la réforme de 1992, pouvant être perçue comme une prime à l'intensification.

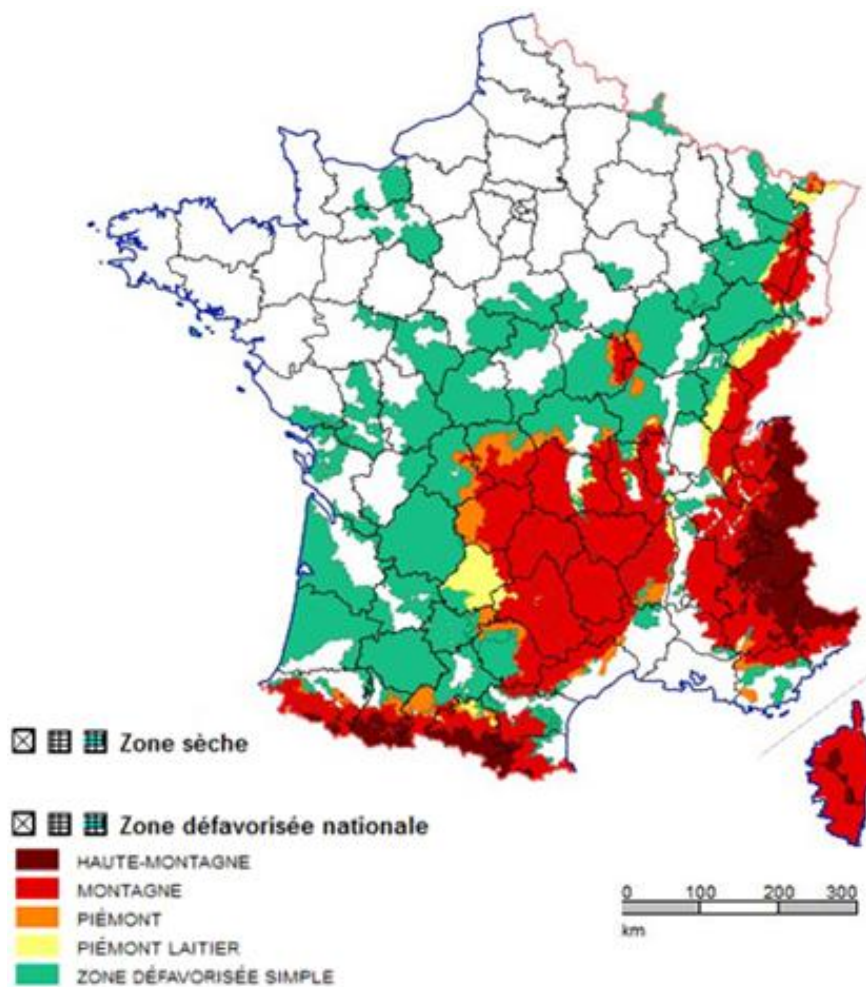


Figure 10. Carte des zones défavorisées nationales (données 2005) percevant les Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels (ICHN). Auteur : CIHEAM - IAM.Montpellier

Par ailleurs, les réalisations financières pour les MAE engagées à partir de 2000, ont été très concentrées sur quelques types d'actions. Il s'agit, en premier lieu, des MAE herbagères (code 19 et 20) pour 57 % des dépenses, des MAE conversion à l'agriculture biologique (7,5 %) tandis que celles concernant plutôt les cultures atteignent 14 % des dépenses.

2.2 *Evaluation des effets des MAE sur la biodiversité agricole en France, à travers les oiseaux nicheurs*

Les MAE ayant été lancées avant la mise en place d'un système d'évaluation préalable ou conjoint, l'évaluation de ces dernières a pris un retard assez important en France comparée à d'autres pays d'Europe tels que le Royaume-Uni, les Pays-Bas, l'Espagne, etc. Les seules études relatives aux initiatives de conservation en milieu agricole concernent l'agriculture biologique (Geiger et al., 2010) et des mesures spécifiques à la préservation d'espèces ciblées telle que la Perdrix grise (Bro et al., 2004) ou l'Outarde canepetière (Bretagnolle et al., 2011). Aucune étude jusqu'à ce jour n'est parue sur l'évaluation de l'efficacité des MAE à but « biodiversité » en France, à large échelle spatiale. Nous avons donc cherché à évaluer l'efficacité globale des MAE françaises à l'échelle nationale, en nous intéressant particulièrement à leur impact sur l'avifaune commune des paysages agricoles. Le développement récent des programmes de suivis, et en particulier du suivi des oiseaux communs en France (STOC, voir Encart 2), nous fournit des jeux de données importants, particulièrement adaptés pour analyser les tendances temporelles et spatiales des populations à l'échelle nationale. De plus, cette vaste base de données permet des analyses à la fois au niveau spécifique et au niveau de la communauté.

Dans une première étude, nous nous sommes donc intéressés à l'efficacité globale des MAE – implantées dans le cadre du PDRN 2000-2006 - à large échelle spatiale (i.e. à l'échelle nationale). Sur la base des données du programme STOC, nous avons cherché à mettre évidence l'effet de la densité de MAE sur les tendances temporelles des populations d'oiseaux appartenant à l'indicateur des espèces spécialistes des milieux agricoles (Voir **Manuscrit 1** pour des détails des méthodes et résultats). Pour chaque espèce, j'ai estimé les effets des proportions de deux catégories de MAE, celles ayant des effets attendus forts (directs et indirects) sur la biodiversité *versus* celles n'ayant a priori pas d'effets forts attendus sur la biodiversité (voir **Manuscrits 1 et 2** pour des détails sur les données et les méthodes), ainsi que l'effet de ces deux catégories de mesures dans le temps sur l'abondance des espèces (interaction MAE x temps). Les effets de ces variables ont, par ailleurs, été ajustés aux caractéristiques des systèmes de production locaux, c'est-à-dire à l'intensité de production agricole et au type d'agrosystème et de sol (voir Encart 4).

Encart 4. Aspects méthodologiques de l'évaluation des MAE à l'échelle de la France.

La France est divisée en 713 Petites Régions Agricoles (PRA) constituées par le croisement du département et de la Région Agricole (RA). Ces entités territoriales sont relativement homogènes du point de vue des contextes pédologiques, hydro-climatiques et du relief, lesquels déterminent à la fois un potentiel agronomique, conditionnant les formes d'agriculture qu'il est possible de pratiquer, et un cadre environnemental (paysage, biodiversité, ressources...) plus ou moins influencé par l'agriculture.

Comme nous l'avons précisé précédemment, afin d'ajuster l'évaluation 'biodiversité' (basée sur l'abondance et les variations d'abondance des Oiseaux) aux caractéristiques des systèmes de production locaux : intensité de production agricole, types d'agriculture et de sol, nous avons utilisé plusieurs variables relatives à ces caractéristiques au sein de chaque PRA. Le type d'agriculture correspond à l'agrosystème principal de chaque PRA. Les PRA peuvent être classées au sein de 10 agrosystèmes (**Figure 11** ; AND International, 2008), sur la base des modes dominants d'utilisation de la surface agricole utile (SAU) et l'orientation technico-économique des exploitations. L'indice d'intensité de production (IP) est basé sur des taux standardisés de rendements agricoles et de densité d'herbivores par commune (Bas et al., 2009). Cependant, cet indice peut être critiquable car l'intensité de production agricole peut-être la même sur deux types de sol complètement différents (exemple : un sol pauvre et un sol riche) alors que l'intensification des pratiques agricoles permettant cette production sera, elle, différente. La quantité d'intrants à implémenter sur le sol pauvre sera plus importante que sur le sol riche pour obtenir au final une intensité de production similaire. Pour réduire ce biais, nous avons corrigé l'indice d'intensité de production par l'effet du type de sol en extrayant les résidus du modèle linéaire ($IP \sim SOL$). Nous avons utilisé ces résidus comme nouveaux indices IP dans nos modèles statistiques évaluant la réponse des oiseaux agricoles aux mesures agro-environnementales. La Figure 12 illustre la répartition spatiale de l'intensité de production ajustée à la typologie des sols sur l'ensemble du territoire français.

Afin de prédire l'abondance de chaque espèce sous différents modes de gestion agro-environnementale, nous avons choisi une approche statistique bayésienne utilisant les méthodes de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC). L'utilisation de statistiques bayésiennes, de part leur flexibilité, permet l'analyse de jeux de données de tailles conséquentes sous des modèles incorporant un grand nombre de paramètres et, dans notre cas, avec peu de données de comptages bruts pour certaines espèces (voir Encart 5 pour des détails sur le principe de l'analyse bayésienne).

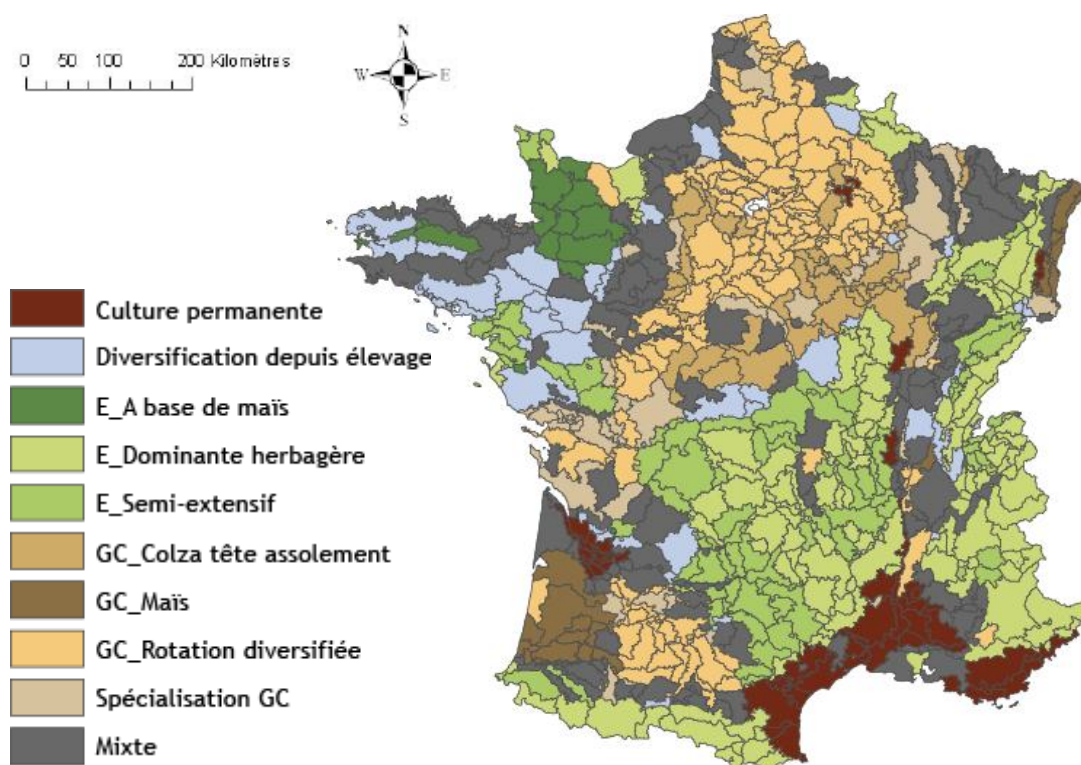


Figure 11. Typologie des principaux agrosystèmes à l'échelle de la PRA départementale (d'après AND International 2008). E = Elevage ; GC = Grandes Cultures.

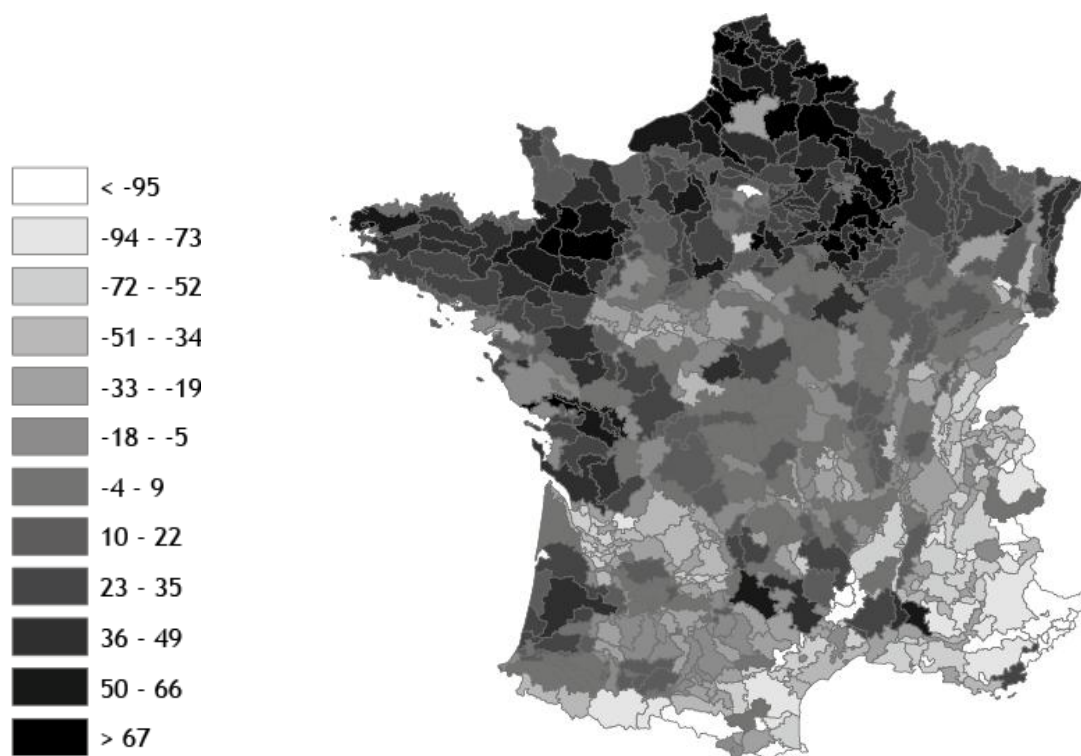


Figure 12. Carte de répartition de l'intensité de production ajustée à la typologie des sols à l'échelle des PRA.

Encart 5. Les principes de bases de l'analyse bayésienne.

Schématiquement, cette méthode consiste à baser l'estimation des paramètres sur une distribution nommée loi *a posteriori*, qui mélange l'information portée par les données (*via* la vraisemblance) et une information *a priori* exogène aux données (avis d'expert, informations régionales, contraintes physiques, ...) (Robert, 2001). Le principe des statistiques bayésiennes est basé sur le théorème de Bayes :

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

avec $p(\theta)$ la distribution a priori des paramètres, $L(x|\theta)$ la vraisemblance des données x sachant les paramètres et $\pi(\theta|x)$ la distribution a posteriori des paramètres sachant les données x .

Mathématiquement parlant, si l'on s'en tient à un modèle paramétré bien défini de densité $f\theta$, où la variable aléatoire (et l'observation) x évolue dans un espace probabilisé X et où θ est le paramètre indiquant la densité, à valeurs dans l'espace Θ , la démarche bayésienne consiste à probabiliser le paramètre inconnu en lui associant une loi de probabilité sur l'espace Θ dite loi *a priori*. Cette loi représente, pour le statisticien bayésien, l'ensemble des informations *a priori* disponibles sur le paramètre θ ainsi que les imprécisions qui s'y rattachent. S'il n'y a pas d'informations préalables solides sur les paramètres, des distributions *a priori* très vagues sont généralement spécifiées pour l'estimation des paramètres, ce qui permet de rester très peu informatif sur les paramètres du modèle (Gimenez et al., 2009). La multiplicité des choix possibles de lois *a priori* est modérée par le fait que, pour tous ces choix, les procédures résultantes possèdent les propriétés d'optimalité exigées des procédures classiques (convergence, admissibilité, invariance...), à l'exception de la propriété de sans-biais. Les connaissances *a priori* sur le paramètre θ sont actualisées à travers le théorème de Bayes, c'est à dire *via* la loi *a posteriori* $\pi(\theta | x)$. Ce principe – fondamental – d'actualisation joue un grand rôle dans la modélisation efficace des problèmes de choix de modèles et de sélection de variables.

Les méthodes de Monte Carlo par Chaînes de Markov (MCMC) sont utilisées pour simuler les observations des distributions *a posteriori*. Elles sont fondées sur le même principe de génération d'une chaîne de Markov, généralement homogène, de loi stationnaire la loi d'intérêt, $\pi(\theta | x)$. L'intérêt de cette méthode est que sous des restrictions sur π , l'algorithme choisi (ici, de Gibbs) produit asymptotiquement des variables distribuées selon la loi *a posteriori* (Brooks, 1998). La méthode de Monte Carlo est une méthode numérique, qui utilise des tirages aléatoires pour réaliser le calcul de quantités déterministes. Une période de rodage assure que la chaîne de Markov a atteint sa distribution stationnaire. L'inférence repose alors sur le reste des valeurs simulées par le calcul numérique, telles que les résumés des moyennes empiriques et les intervalles de confiance pour les paramètres d'intérêt.

Bien que 13 espèces, parmi les 19 étudiées, répondent positivement aux mesures à objectif « biodiversité », seules 2 de ces réponses sont significatives (la Buse variable et le Bruant proyer). D'autre part, une seule espèce, le Bruant zizi, montre une abondance qui augmente significativement dans le temps en réponse à la densité de MAE. En clair, cette espèce montre des effectifs en augmentation dans les petites régions agricoles où la densité en MAE a priori favorables à la biodiversité est plus forte. A l'inverse, la Buse variable tend à décroître significativement dans le temps là où la densité de MAE-biodiversité est plus forte. En dépit de ces résultats mitigés, un résultat intéressant ressort de cette étude : il existe une relation négative entre la réponse des populations d'oiseaux agricoles à la densité de MAE à objectif « biodiversité » et les tendances démographiques françaises de ces mêmes populations entre 1989 et 2001, i.e. avant l'implantation des MAE faisant l'objet de cette étude (Figure 13).

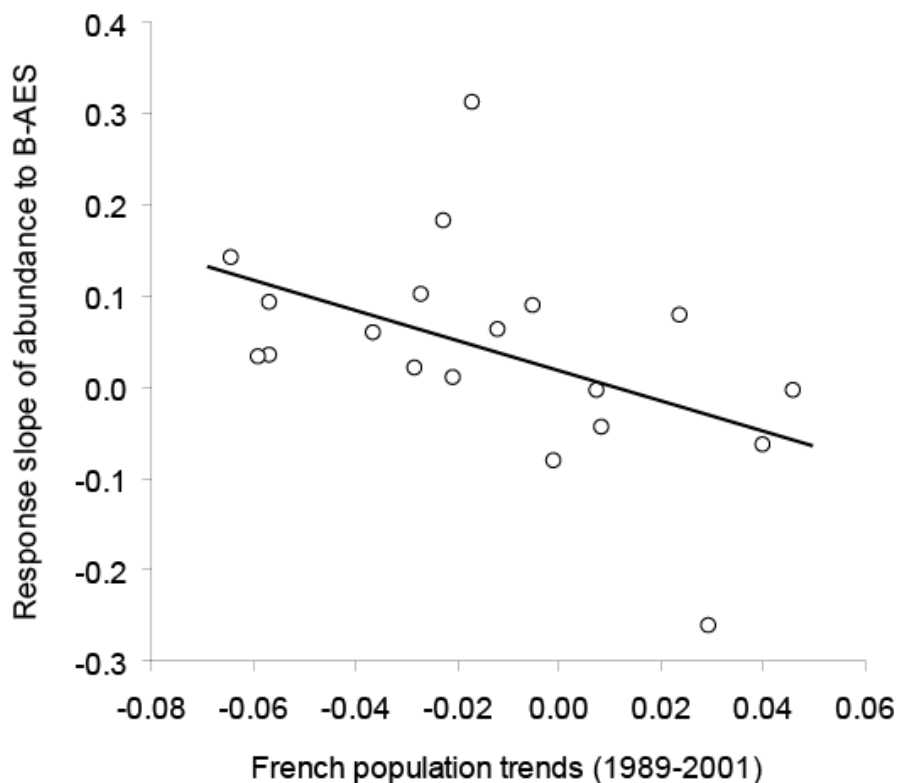


Figure 13. Relation entre l'abondance des espèces en réponse aux mesures agro-environnementales à objectif biodiversité et leurs tendances démographiques françaises entre 1989 et 2001. La réponse des espèces aux MAE-biodiversité a été estimée à l'aide d'un modèle mixte intégrant la proportion de chaque catégorie de mesures (B, biodiversité ; NB, non biodiversité) comme effets fixes, ajustés à l'intensité de production corrigée, au nombre de points dans chaque carré STOC. La structure spatiale du jeu de données a également été intégrée. Les effets site (carré STOC), agrosystème et année, ont été inclus dans le modèle comme des effets aléatoires (**Manuscrit 1**).

Autrement dit, ce sont les espèces les plus en déclin qui bénéficient le plus de ces mesures de conservation. Ces résultats suggèrent donc que les MAE en France sont implantées de manière appropriée et pourraient donc potentiellement être efficaces pour enrayer le déclin des espèces concernées. Cependant, les résultats mixtes concernant l'évolution des abondances des ces espèces en réponse à la densité de MAE nous amènent à conclure que ces mesures de conservation ne sont pas complètement efficaces et sont insuffisantes pour améliorer les tendances temporelles nationales des populations de l'ensemble de ces espèces agricoles. La possibilité ne peut être exclue que les quelques résultats positifs des MAE, en particulier pour les espèces les plus en déclin, soient dus à un effet de sélection, c'est-à-dire au fait que les MAE soient situées de préférence dans des régions avec une grande diversité biologique (Kleijn and Sutherland, 2003). Les agriculteurs participent de préférence, en général, à des programmes avec des parcelles moins adaptées pour l'agriculture intensive (Kleijn et al., 2004) et qui peuvent potentiellement contenir une plus grande biodiversité que les champs environnants (Kleijn and van Zuijlen, 2004).

Par ailleurs, comme nous l'avons évoqué plus haut, en France la majorité des mesures agro-environnementales sont des mesures herbagères, associées à une agriculture plutôt extensive. Aussi, afin d'avoir une évaluation plus fine ou ciblée de l'impact des MAE en France sur les tendances nationales des populations d'oiseaux, nous avons réitéré nos recherches sur un jeu de mesures plus particulier, en ne considérant que les mesures dites « herbagères ». Ces mesures étant les plus contractualisées en France, elles sont supposées être les plus efficaces et également, celles dont l'efficacité peut être le mieux évaluée.

Dans une seconde étude nous nous sommes donc intéressés à l'évaluation de l'efficacité des MAE herbagères (Voir manuscrit 2 pour des détails des méthodes et des résultats). Ces mesures ont été préalablement classées en 5 catégories en fonction de leurs objectifs explicites : gestion extensive des prairies ; ouverture des milieux en dynamique de déprise ; gestion de paysages/habitats particuliers d'intérêts biologiques, paysagers ou patrimoniaux (roselières, vergers, prairies humides); gestion des éléments ponctuels fixes du paysage (mares, arbres, bosquets...); gestion des éléments linéaires fixes du paysage (haies, fossés, murets...). Sur la même base méthodologique que l'étude précédente, nous avons estimé l'impact des cinq catégories de mesures herbagères sur les communautés d'oiseaux en milieux agricoles. L'effet des différentes mesures herbagères a dans un premier temps été évalué à l'échelle des communautés, à travers l'indice de richesse spécifique (estimé par capture-recapture), puis à l'échelle des espèces, en estimant l'abondance des spécialistes agricoles en fonction de la densité des ces 5 catégories de MAE herbagères.

En dépit de résultats très variés sur l'efficacité des différentes catégories de mesures herbagères, nous avons pu mettre en évidence que certaines mesures de conservation ont permis d'améliorer les tendances des populations de certaines espèces, avec des effets variant selon les exigences écologiques de ces dernières. Deux tiers des réponses significatives obtenues – sur l'ensemble des cinq catégories de MAE herbagères - étaient positives : l'abondance de ces espèces est plus forte quand la densité de MAE herbagères augmente (Table 3). Parmi les 19 espèces étudiées, seules quatre n'ont pas une abondance plus forte selon au moins l'une des 5 catégories de mesure, dont deux cependant présentent des tendances temporelles très positives en réponse aux pratiques de gestion extensives des prairies (catégorie C1) (voir Table 4).

Species	C1		C2		C3		C4		C5	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Alauda arvensis</i>	-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		0.002 ± 0.000*		0.000 ± 0.000	
<i>Alectoris rufa</i>	-0.004 ± 0.001*		0.003 ± 0.002		0.002 ± 0.002		0.005 ± 0.001*		-0.002 ± 0.001	
<i>Anthus pratensis</i>	0.005 ± 0.002*		-0.001 ± 0.003		0.002 ± 0.003		0.000 ± 0.003		0.000 ± 0.002	
<i>Buteo buteo</i>	0.003 ± 0.000*		-0.001 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.000	
<i>Carduelis cannabina</i>	-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Coturnix coturnix</i>	0.001 ± 0.001		0.003 ± 0.002		-0.002 ± 0.002		0.001 ± 0.002		0.000 ± 0.001	
<i>Emberiza calandra</i>	0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.005 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Emberiza cirius</i>	-0.004 ± 0.001*		0.002 ± 0.001*		-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.001'	
<i>Emberiza citrinella</i>	0.182 ± 0.136		0.066 ± 0.232		0.142 ± 0.217		-0.173 ± 0.145		-0.004 ± 0.104	
<i>Falco tinnunculus</i>	-0.001 ± 0.001*		0.001 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.003 ± 0.001*		-0.001 ± 0.001'	
<i>Lanius collurio</i>	-0.137 ± 0.242		-0.176 ± 0.398		0.400 ± 0.459		-0.253 ± 0.343		-0.126 ± 0.176	
<i>Lullula arborea</i>	-0.209 ± 0.284		-0.435 ± 0.326		0.274 ± 0.381		-0.314 ± 0.276		0.696 ± 0.170'	
<i>Motacilla flava</i>	-0.001 ± 0.001		-0.005 ± 0.002*		0.004 ± 0.001*		0.004 ± 0.001*		-0.003 ± 0.001'	
<i>Perdix perdix</i>	-0.001 ± 0.002		-0.005 ± 0.002*		0.005 ± 0.002*		0.002 ± 0.002		0.000 ± 0.001	
<i>Saxicola rubetra</i>	0.000 ± 0.003		0.003 ± 0.003		0.004 ± 0.003		0.001 ± 0.002		-0.002 ± 0.002	
<i>Saxicola rubicola</i>	0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		-0.001 ± 0.001'	
<i>Sylvia communis</i>	0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		0.001 ± 0.001*		0.003 ± 0.001*		-0.001 ± 0.000'	
<i>Upupa epops</i>	-0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		-0.002 ± 0.001*		0.004 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Vanellus vanellus</i>	0.004 ± 0.003		-0.002 ± 0.003		0.007 ± 0.003*		0.008 ± 0.003*		-0.009 ± 0.002'	

Table 3. Abondances moyennes estimées des 19 espèces d'oiseaux agricoles en réponse aux cinq catégories de MAE herbagères. Le tableau présente la moyenne a posteriori et l'écart type des paramètres d'abondance estimés avec le modèle bayésien. Les astérisques indiquent que l'effet est significatif, i.e. que zéro n'est pas inclus dans l'intervalle de confiance. Les 5 catégories de mesures sont les suivantes : C1, gestion extensive des prairies ; C2, gestion des milieux en déprise ; C3, gestion de paysages/habitats particuliers ; C4, gestion des éléments ponctuels fixes du paysage ; C5, gestion des éléments linéaires fixes (**Manuscrit 2**).

Species	C1 x Time		C2 x Time		C3 x Time		C4 x Time		C5 x Time	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Alauda arvensis</i>	0.003 ± 0.004		-0.0004 ± 0.005*		-0.016 ± 0.005		-0.009 ± 0.004*		0.003 ± 0.003	
<i>Alectoris rufa</i>	-0.004 ± 0.019		-0.015 ± 0.025		-0.010 ± 0.024		-0.009 ± 0.023		0.025 ± 0.018	
<i>Anthus pratensis</i>	-0.017 ± 0.029		0.006 ± 0.043		-0.005 ± 0.036		-0.067 ± 0.040		-0.017 ± 0.023	
<i>Buteo buteo</i>	-0.013 ± 0.007		-0.0005 ± 0.009		-0.008 ± 0.009		0.002 ± 0.009		-0.006 ± 0.007	
<i>Carduelis cannabina</i>	0.025 ± 0.010*		-0.023 ± 0.013		-0.014 ± 0.013		-0.030 ± 0.012*		0.007 ± 0.011	
<i>Coturnix coturnix</i>	-0.026 ± 0.019		-0.005 ± 0.027		0.034 ± 0.024		-0.017 ± 0.024		0.008 ± 0.018	
<i>Emberiza calandra</i>	0.006 ± 0.008		-0.007 ± 0.013		-0.001 ± 0.011*		-0.047 ± 0.010*		0.018 ± 0.007	
<i>Emberiza cirius</i>	0.019 ± 0.008*		0.006 ± 0.010		0.006 ± 0.012		0.014 ± 0.010		-0.014 ± 0.009	
<i>Emberiza citrinella</i>	2.608 ± 1.355*		1.774 ± 3.031		-1.245 ± 2.711*		-2.698 ± 1.526		2.462 ± 1.195	
<i>Falco tinnunculus</i>	0.006 ± 0.008		-0.015 ± 0.011		0.007 ± 0.011		-0.024 ± 0.010*		0.009 ± 0.008	
<i>Lanius collurio</i>	7.206 ± 3.222*		-9.246 ± 6.304		-7.415 ± 7.164		-4.893 ± 5.333		1.425 ± 2.460	
<i>Lullula arborea</i>	0.013 ± 2.805		-5.056 ± 3.951		3.276 ± 4.754		1.089 ± 3.272		-2.249 ± 1.784	
<i>Motacilla flava</i>	0.018 ± 0.012		-0.028 ± 0.022		-0.017 ± 0.014		-0.021 ± 0.015		0.015 ± 0.008	
<i>Perdix perdix</i>	0.033 ± 0.020		0.043 ± 0.035*		-0.074 ± 0.025		0.014 ± 0.021		-0.010 ± 0.014	
<i>Saxicola rubetra</i>	0.006 ± 0.038		-0.012 ± 0.043		-0.060 ± 0.040		-0.050 ± 0.039		0.018 ± 0.029	
<i>Saxicola torquatus</i>	0.006 ± 0.007		-0.028 ± 0.011		-0.019 ± 0.011		-0.013 ± 0.010		0.006 ± 0.008*	
<i>Sylvia communis</i>	-0.011 ± 0.006		-0.005 ± 0.008		-0.006 ± 0.008		-0.008 ± 0.007		0.009 ± 0.006	
<i>Upupa epops</i>	0.015 ± 0.010		-0.021 ± 0.016		0.016 ± 0.015*		-0.018 ± 0.015		0.025 ± 0.013	
<i>Vanellus vanellus</i>	-0.066 ± 0.037		-0.005 ± 0.050		-0.005 ± 0.044*		-0.039 ± 0.042		0.096 ± 0.034	

Table 4. Abondances moyenne estimée (10^{-2}) des 19 espèces d'oiseaux agricoles en réponse aux cinq catégories de MAE herbagères au cours du temps. Le tableau présente la moyenne a posteriori et l'écart type des paramètres d'abondance estimés avec le modèle bayésien. Les astérisques indiquent que l'effet est significatif, i.e. que zéro n'est pas inclus dans l'intervalle de confiance. Les 5 catégories de mesures sont les suivantes : C1, gestion extensive des prairies ; C2, gestion des milieux en déprise ; C3, gestion de paysages/habitats particuliers ; C4, gestion des éléments ponctuels fixes du paysage ; C5, gestion des éléments linéaires fixes (**Manuscrit 2**).

Néanmoins, cette étude nous permet de confirmer ce qui avait déjà pu être en mis en évidence dans certaines études antérieures (Baldi et al., 2005; Reino et al., 2010; Suarez-Seoane et al., 2002) : les programmes agro-environnementaux – se déclinant en un grand nombre de mesures de conservation - ne peuvent être appliqués avec l'objectif d'être favorables à l'ensemble de la biodiversité. En effet, certaines mesures peuvent être favorables à certaines espèces mais préjudiciables pour d'autres. Par exemple, les mesures de conservation dédiées à la gestion extensive des prairies ont un effet positif sur la richesse des communautés (Figure 14). De plus, cette catégorie de mesures semble à même de pouvoir améliorer les tendances démographiques des populations d'oiseaux (Table 4), comparées aux autres catégories de mesures. Cependant, les bénéfices directs semblent globalement limités étant donné le peu d'effets significativement positifs des mesures de gestion extensive des prairies sur l'abondance des espèces (Table 3, Figure 15)

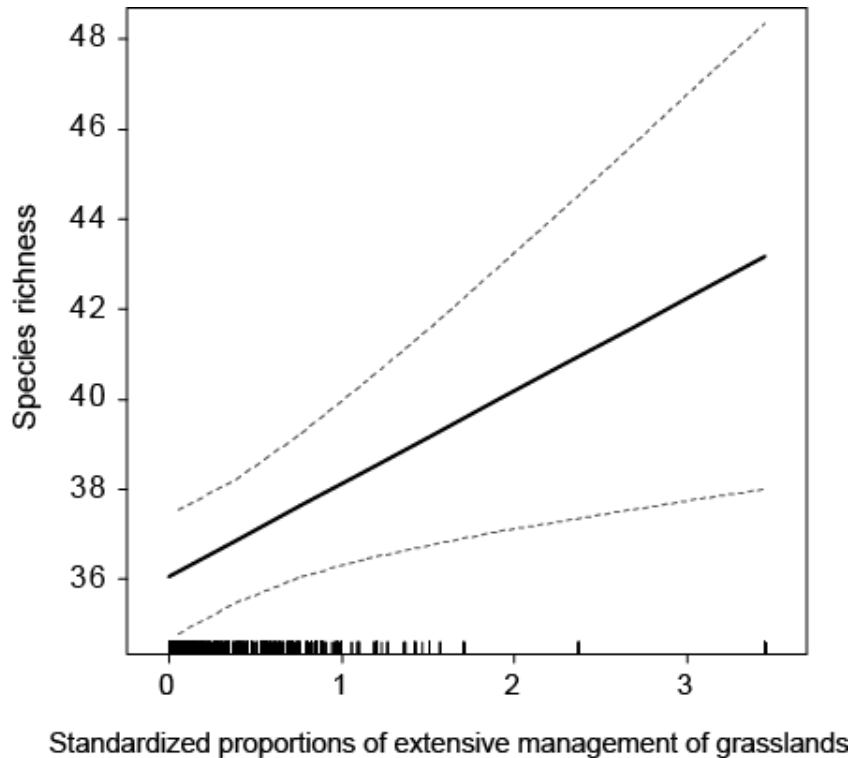


Figure 14. Effet ajusté des mesures de gestion extensive des prairies sur la richesse spécifique. Les lignes en pointillés correspondent à l'intervalle de confiance à 95%. La richesse spécifique a été estimée par une méthode de capture-recapture, appliquée sur une matrice de présence/absence des espèces détectées chaque année sur les 5 à 10 points d'écoute d'un carré STOC, localisés en milieu agricole. L'effet des cinq catégories de MAE herbagères a ensuite été estimé grâce à un modèle linéaire mixte, tenant compte de l'intensité de production corrigée et du nombre de point dans chaque carré STOC. Les effets site, année et agrosystème ont été intégrés comme des effets aléatoires (**Manuscrit 2**).

A l'inverse, les mesures relatives à la gestion des éléments ponctuels fixes du paysage ont clairement des effets positifs sur l'abondance d'un grand nombre d'espèces d'oiseaux (Table 3, Figure 16). Malgré tout, ces mesures ne semblent pas efficaces pour permettre l'augmentation des effectifs de ces espèces (Table 4). Enfin, la réponse des oiseaux agricoles à certains types de mesures est fortement conditionnée par les caractéristiques des niches environnementales de ces espèces, telles que la spécialisation à l'habitat, de même que par leurs traits d'histoire de vie (par exemple la fécondité).

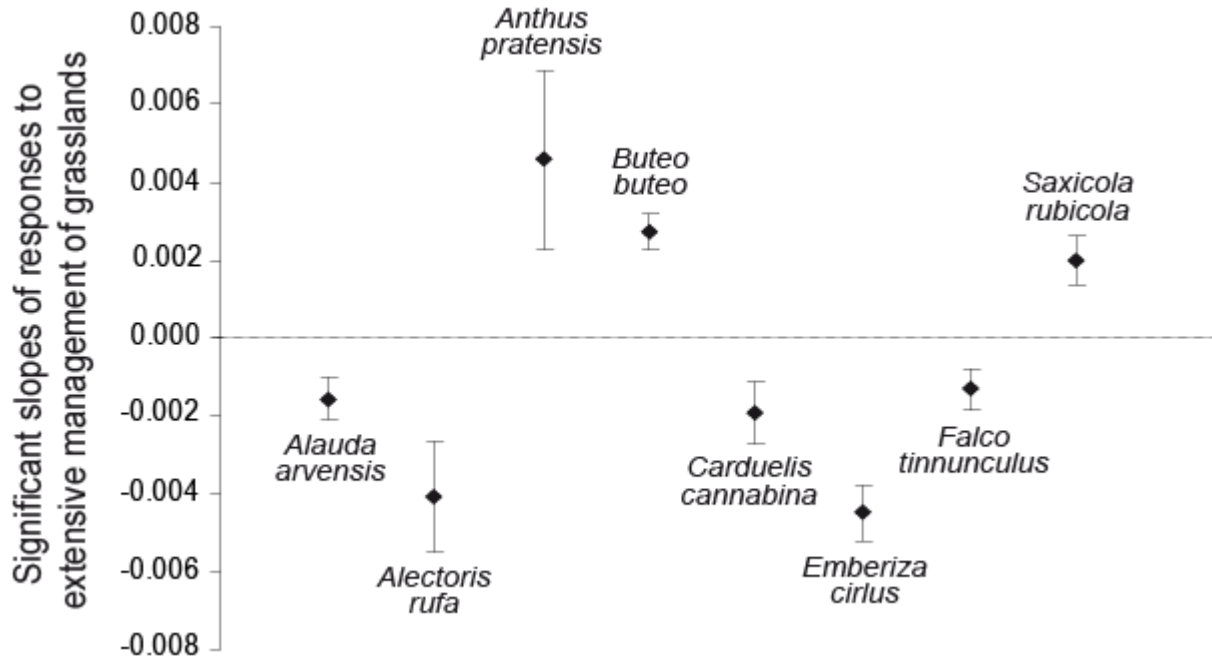


Figure 15. Réponses significatives de l'abondance des espèces d'oiseaux agricoles aux mesures relatives à la gestion extensive des prairies, estimées à partir d'une régression de Poisson. La proportion de chaque catégorie de MAE herbagère, ainsi que l'intensité de production ajustée au type de sol, le nombre de point dans chaque carré STOC et la structure spatiale du jeu de données ont été intégrés comme effets fixes dans un modèle mixte bayésien. Les effets site (carré STOC), année et agrosystème ont été inclus comme des effets aléatoires (**Manuscrit 2**).

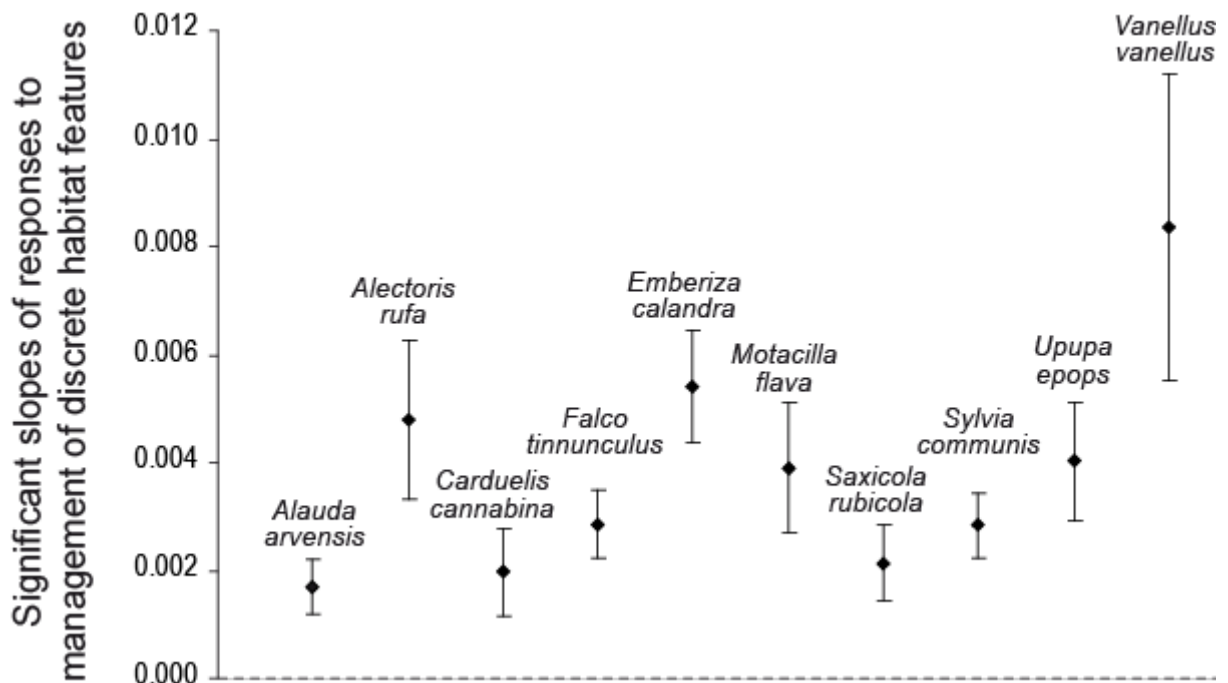


Figure 16. Réponses significatives de l'abondance des espèces d'oiseaux agricoles aux mesures relatives à la gestion des éléments ponctuels fixes du paysage (mares, arbres, bosquets, etc). Voir détails méthodologiques ci-dessus et dans le **Manuscrit 2**.

3. Conclusion partielle : une efficacité mitigée des mesures agro-environnementales

Les résultats de ces deux études aboutissent à la conclusion que les mesures agro-environnementales, mises en œuvre dans le cadre du PDRN 2000-2006, n'ont été que partiellement efficaces pour améliorer les tendances des populations d'oiseaux agricoles en France. Jusqu'à présent, la littérature en expansion sur les mesures agro-environnementales suggère que ces mesures de conservation de la biodiversité en milieu agricole ont des effets mitigés dans la plupart des pays Européens (Kleijn et al., 2006; Kleijn and Sutherland, 2003; Whittingham, 2007; Wilson et al., 2007), et les résultats de nos deux études viennent enrichir le débat actuel. En outre, toutes ces études sur l'évaluation de l'efficacité des MAE, effectuées à plus ou moins grande échelle, se rejoignent sur une conclusion commune : les mesures agro-environnementales sont susceptibles d'accroître la biodiversité, mais leurs effets dépendent de l'écologie de chaque espèce ou groupe d'espèces (Reino et al., 2010; Roth et al., 2008), ainsi que du contexte paysager dans lequel elles sont implantées (Batary et al., 2010; Concepcion et al., 2008).

En France, l'échelle à laquelle sont mises en œuvre les MAE pourrait être une explication aux bénéfices limités qu'en retire la biodiversité. Compte tenu du peu d'améliorations des tendances globales, évaluées ici à l'échelle régionale, les effets positifs locaux pourraient simplement refléter le déplacement des oiseaux vers des parcelles ou des exploitations avec MAE, en dépeuplant d'autres zones. Dans de tels cas, on pourrait voir apparaître des effets très positifs au niveau local, sans aucun bénéfice au niveau national. De plus, nous n'avons étudié que la réponse des oiseaux nicheurs. Des études incluant plus d'un taxon ont montré que l'effet des MAE sur la biodiversité pouvait varier selon le groupe d'organismes (voir par exemple Kleijn et al., 2006; Kleijn et al., 2001; Knop et al., 2006). Par conséquent, si l'objectif de MAE est de protéger la biodiversité en général, leur efficacité ne peut être évaluée de manière adéquate que si plusieurs groupes d'espèces indicatrices sont inclus dans les études.

Certains auteurs ont émis des doutes quant à la pertinence écologique de ces mesures et le fait qu'elles puissent avoir, à elles seules, des effets positifs (Berendse et al., 2004; Kleijn et al., 2011). En effet, selon eux l'efficacité de ces programmes dépend de nombreux autres facteurs, parmi lesquels le choix approprié des zones où déployer ces mesures environnementales, l'échelle spatiale de ce déploiement, la bonne réalisation des accords de gestion et la présence d'autres facteurs limitant la croissance de la population (apport de nourriture, mortalité lors de migrations...). D'autre part, les effets écologiques des MAE sont fortement influencés par la façon

dont un programme est conçu et mis en œuvre. La conception de ces programmes n'est pas seulement déterminée par les prescriptions qui découlent des exigences écologiques des groupes d'espèces cibles, mais est généralement le résultat d'un processus d'équilibre de toute une gamme de facteurs écologiques, socio-économiques, administratifs et politiques (Buller and Brives, 2000). Le résultat n'est généralement pas optimal d'un point de vue conservation. En outre, les agriculteurs participants s'engagent pour une période de 5 ou 6 ans, après quoi ils sont libres d'arrêter. Sur les parcelles agricoles utilisées de façon intensive, la restauration de communautés riches en espèces suivant le rétablissement de mesures plus étendues pourrait prendre beaucoup plus de temps que cela (Walker et al., 2004), c'est pourquoi les agriculteurs pourraient avoir besoin de participer à plusieurs contrats successifs avant que des effets significatifs soient visibles. Toutefois, les réglementations et les incitations gouvernementales ne réussiront que si les agriculteurs peuvent être persuadés que les programmes agro-environnementaux sont biologiquement significatifs en faveur de la biodiversité. Le succès des programmes dépend donc dans une large mesure de la motivation des agriculteurs à participer et de la capacité des scientifiques de rendre compte de l'efficacité, ou non, des mesures engagées.

La mise en œuvre des mesures agro-environnementales est considérée comme l'instrument politique le plus important et le plus réaliste actuellement permettant d'inverser la baisse généralisée de la biodiversité à travers les paysages agricoles. Toutefois, il reste des possibilités considérables pour optimiser leur rapport coût/efficacité, tant en termes de gain de la biodiversité (Kleijn et al., 2006) qu'en termes socio-économiques (Watzold and Schwerdtner, 2005). De fait, compte tenu des coûts élevés des mesures agro-environnementales (Kleijn and Sutherland, 2003) et de l'érosion continue de la biodiversité dans les systèmes agricoles intensifs, il apparaît nécessaire d'améliorer la gestion adaptative des MAE (Whittingham).

Toutefois, nous sommes à même de nous interroger sur la durabilité de ce « jardinage ». Ces haies plantées, ces quelques mares restaurées, ces bordures de champs que l'on laisse enherbées sont sûrement bénéfiques pour la diversité et l'abondance des espèces de manière générale, mais ces aménagements « locaux » sont-ils durables ? En effet, compte tenu de l'évolution actuelle de l'agriculture et des demandes en ressources qui conditionnent en grande partie cette évolution, il faudra certainement plus que des mesures agro-environnementales, visant à augmenter la diversité et à réduire les intrants à l'échelle de l'exploitation, pour limiter les pressions sur la biodiversité en milieux agricoles et maintenir les services écosystémiques fournis...

II. Quels futurs possibles pour la biodiversité en milieu agricole ?

1. Les scénarios, un outil de prédictions

Face aux changements globaux et devant des besoins croissants, la biodiversité et les services écosystémiques associés ont un devenir très incertain, avec des conséquences tout aussi incertaines sur les sociétés humaines. Récemment, la communauté scientifique a pris conscience qu'il y avait un besoin évident d'accroître notre capacité à prédire les conséquences des changements environnementaux. Sutherland a fait une synthèse des différentes méthodes utilisées pour faire des prédictions des conséquences écologiques des changements environnementaux (Sutherland, 2006). Parmi celles-ci on retrouve l'*extrapolation*, méthode utilisée par exemple par les modèles d'enveloppes climatiques (Thomas et al., 2004a). Ces modèles déterminent les conditions climatiques qui expliquent la répartition actuelle des espèces et ensuite utilisent des modèles climatiques pour prédire la région où ces conditions se rencontreront dans l'avenir (Huntley et al., 2004). L'un des avantages de l'extrapolation est sa simplicité, mais c'est également la faiblesse de l'approche. En effet des changements de conditions ou des comportements non-linéaires de la dynamique étudiée ne peuvent, le plus souvent, pas être pris en compte par les extrapolations, qui sont par conséquent des approches souvent insatisfaisantes (incertitudes non négligeables) dans le cas des problèmes complexes (Sutherland, 2006). De ce fait, ce type d'approche est souvent utilisé en combinaison avec d'autres méthodes de prédictions écologiques telles que les scénarios.

Les scénarios quantitatifs, en particulier, deviennent un outil majeur pour évaluer l'impact des trajectoires futures de développement socio-économique sur la biodiversité et les services écosystémiques (Pereira et al., 2010). Les projections de trajectoires futures plausibles de la biodiversité, que nous appelons, au sens large, scénarios de biodiversité, sont généralement basées sur le couplage de plusieurs composants complexes (Figure 17). i) Des scénarios socioéconomiques de diverses trajectoires possibles de développement des sociétés humaines, comme par exemple les scénarios d'émissions de gaz à effet de serre développés par le GIEC - Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (voir Encart 6, Figure 18) ; ii) des projections des effets de ces trajectoires sur les pressions majeures exercées sur la biodiversité, comme par exemple les changements d'occupations des sols grâce au modèle IMAGE (Encart 7, Figure 19); iii) des projections des impacts de ces pressions sur la biodiversité,

le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques associés, comme par exemple les modèles d'enveloppe climatique (abordés ci-dessus).

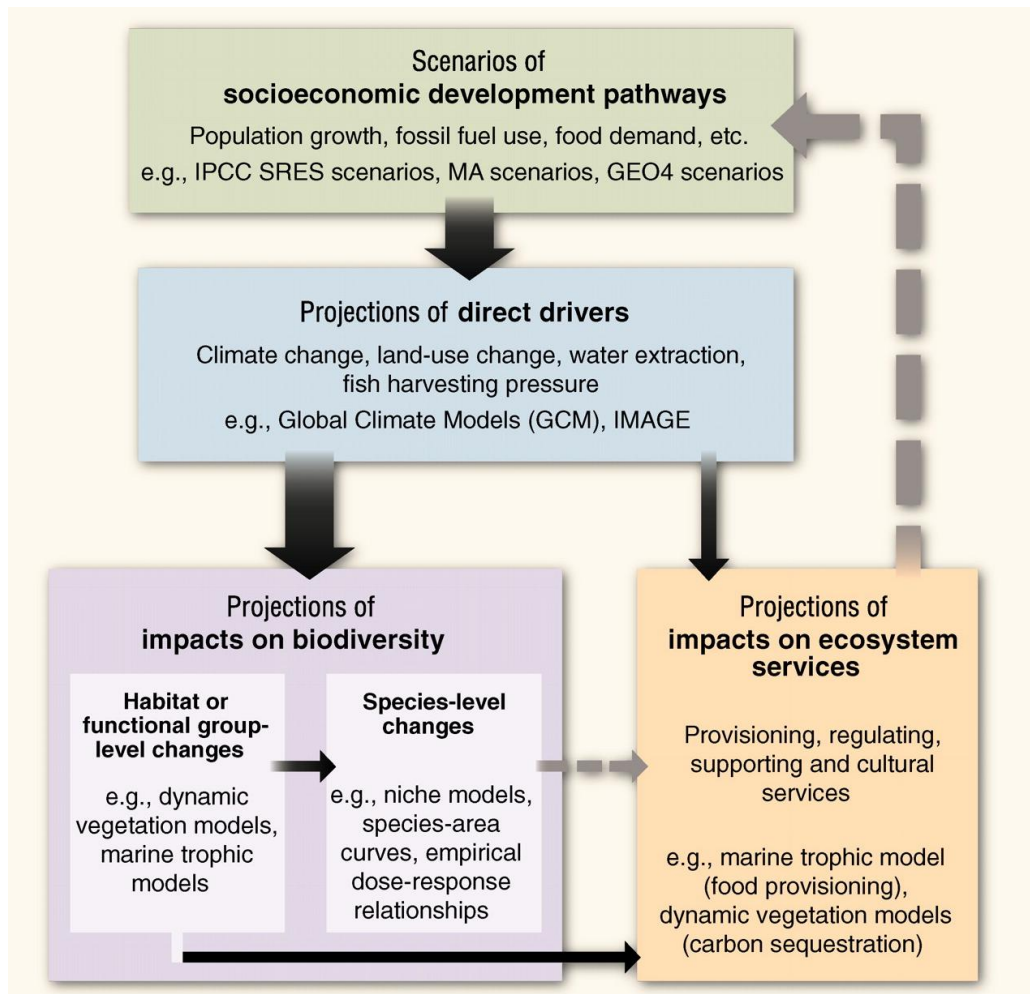


Figure 17. Présentation des méthodes et des modèles couramment utilisés pour la construction de scénarios de biodiversité (Pereira et al., 2010). Certains modèles incluent plusieurs composantes de cette figure, c'est le cas par exemple du modèle d'évaluation intégrée IMAGE (Alcamo et al., 1994). Les flèches noires indiquent les principaux liens considérés dans les scénarios de biodiversité. Les flèches grises en pointillés indiquent les liens qui sont absents dans les scénarios actuels de biodiversité. Dans certains cas, les impacts sur les services écosystémiques peuvent être médiés par des changements de condition abiotique des écosystèmes (flèche fine des facteurs directs vers les services écosystémiques).

Les scénarios peuvent donc être un outil utile pour examiner les meilleures réponses à l'évolution des mondes complexes avec de multiples inconnues. Ses défenseurs suggèrent qu'ils favorisent la pensée générale, améliorent la capacité de réagir au changement plutôt que d'attendre pour réagir aux crises, sont efficaces pour l'évaluation des plans existants et utiles dans l'évaluation des options (Ringland, 2002).

Encart 6 . Les différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (SRES - IPCC)

➤ La famille de scénarios **A1** décrit un monde futur dans lequel la croissance économique sera très rapide, la population mondiale atteindra un maximum au milieu du siècle pour décliner ensuite et de nouvelles technologies plus efficaces seront introduites rapidement. Les principaux thèmes sous-jacents sont la convergence entre régions, le renforcement des capacités et des interactions culturelles et sociales accrues, avec une réduction substantielle des différences régionales dans le revenu par habitant. La famille de scénarios A1 se scinde en trois groupes qui décrivent des directions possibles de l'évolution technologique dans le système énergétique. Les trois groupes A1 se distinguent par leur accent technologique : forte intensité de combustibles fossiles (A1FI), sources d'énergie autres que fossiles (A1T) et équilibre entre les sources (A1B)*.

** "Equilibre" signifie que l'on ne s'appuie pas excessivement sur une source d'énergie particulière, en supposant que des taux d'amélioration similaires s'appliquent à toutes les technologies de l'approvisionnement énergétique et des utilisations finales.*

➤ La famille de scénarios **A2** décrit un monde très hétérogène. Le thème sous-jacent est l'autosuffisance et la préservation des identités locales. Les schémas de fécondité entre régions convergent très lentement, avec pour résultat un accroissement continu de la population mondiale. Le développement économique a une orientation principalement régionale, et la croissance économique par habitant et l'évolution technologique sont plus fragmentées et plus lentes que dans les autres scénarios.

➤ La famille de scénarios **B1** décrit un monde convergent avec une population mondiale culminant au milieu du siècle et déclinant ensuite, comme dans le canevas A1, mais avec des changements rapides dans les structures économiques vers une économie de services et d'information, avec des réductions dans l'exploitation des ressources et l'introduction de technologies propres et utilisant les ressources de manière efficiente. L'accent est sur des solutions mondiales orientées vers une viabilité économique, sociale et environnementale, y compris une meilleure équité, mais sans initiatives supplémentaires pour gérer le climat.

➤ La famille de scénarios **B2** décrit un monde où l'accent est mis sur des solutions locales dans le sens de la viabilité économique, sociale et environnementale. La population mondiale s'accroît de manière continue mais à un rythme plus faible que dans A2, il y a des niveaux intermédiaires de développement économique et l'évolution technologique est moins rapide et plus diverse que dans les familles de scénarios B1 et A1. Les scénarios sont également orientés vers la protection de l'environnement et l'équité sociale, mais ils sont axés sur des niveaux locaux et régionaux.

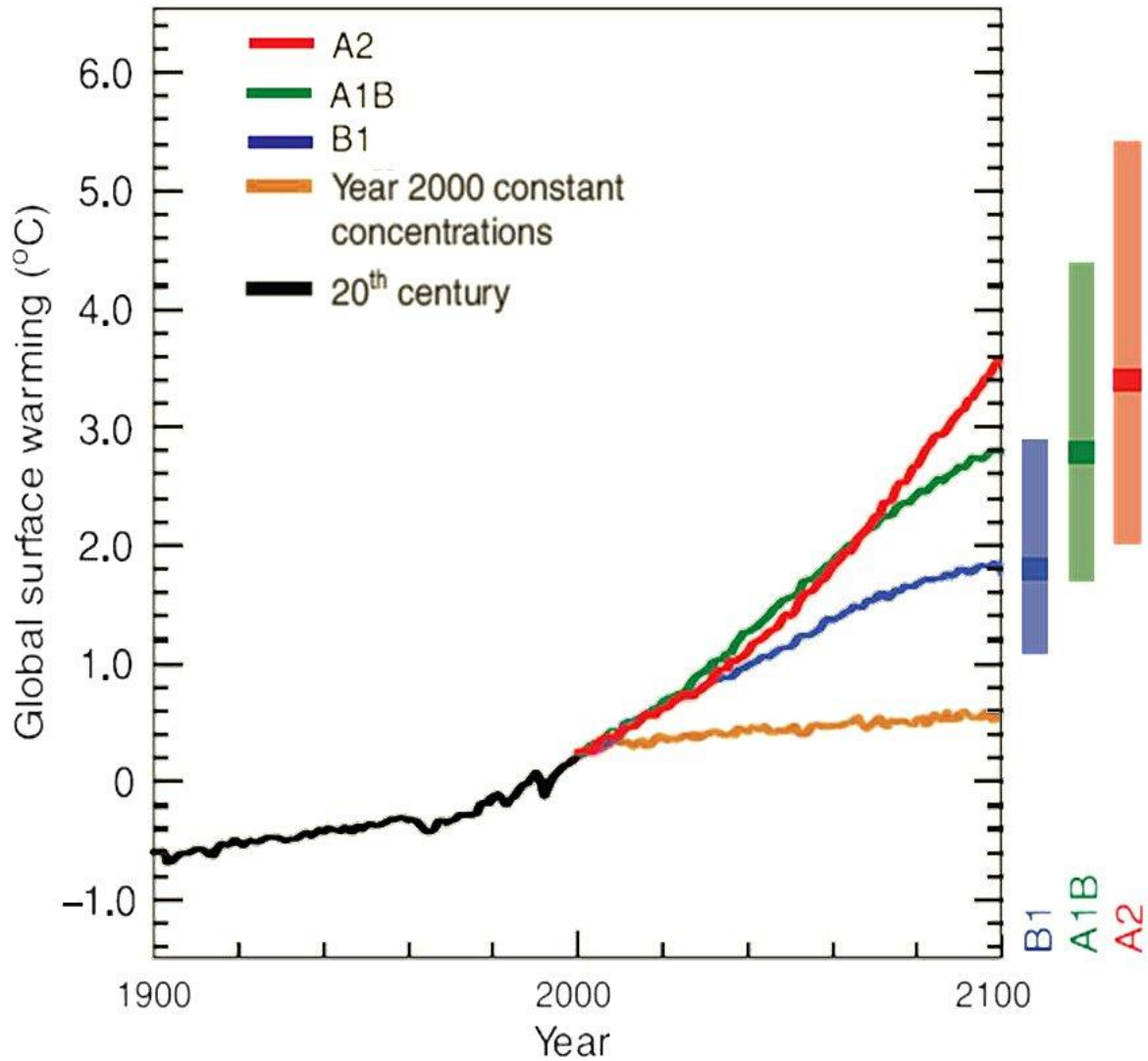


Figure 18. Projections relatives au réchauffement mondial pour les différents groupes de scénarios (source : quatrième rapport du GIEC, 2007). Les courbes en trait plein correspondent aux moyennes mondiales multi-modèles du réchauffement en surface (par rapport à la période 1980-1990) pour les scénarios A2, A1B, A1 de SRES, dans la continuité des simulations relatives au XX^e siècle. La courbe orange correspond au cas où les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère se maintiendraient aux niveaux de 2000. Les barres à droite de la figure indiquent les valeurs les plus probables (zone foncée) et les fourchettes probables selon les six scénarios SRES de référence pour la période 2090-2099 par rapport à 1980-1999. Ces valeurs et ces fourchettes tiennent compte des projections établies à l'aide des modèles de la circulation générale couplés atmosphère-océan (MCGAO) (partie gauche de la figure) ainsi que des résultats d'une hiérarchie de modèles indépendants et des contraintes liées à l'observation.

Encart 7 . Les scénarios de changements environnementaux globaux au 21^e siècle

IMAGE est un modèle écolo-environnemental qui simule les conséquences environnementales des activités humaines à travers le monde. Il représente les interactions entre la société, la biosphère et le système climatique pour évaluer les questions de durabilité, comme le changement climatique, la biodiversité et le bien-être humain. L'objectif de la version 2.4 du modèle IMAGE (MNP, 2006) - utilisée dans les travaux de recherche de cette thèse - est d'explorer la dynamique à long terme du changement global comme le résultat de l'interaction des facteurs démographiques, technologiques, économiques, sociaux, culturels et politiques.

En regardant le haut du schéma de la Figure 19, nous voyons une description des principales forces motrices de base, incluant la démographie, l'approvisionnement énergétique et la demande, ainsi que la demande agricole, le commerce et la production. Tous ces facteurs affectent les systèmes terrestres, les cycles biogéochimiques, etc., à travers l'utilisation des terres et les émissions. Ensuite, des éléments importants dans la modélisation biophysique de la couverture terrestre et l'utilisation des terres sont également considérés, à savoir l'usage des sols, la couverture du sol contemporaine et historique, les cycles du carbone et de l'azote, suivi par le climat et la variabilité du climat, y compris ses interactions avec la couverture terrestre. Enfin, les données et les informations provenant du modèle IMAGE sont utilisées comme entrée pour des outils d'exploration politique plus large, pour évaluer par exemple la biodiversité mondiale (modèle GLOBIO3, Alkemade et al., 2009) ou pour analyser des stratégies et des politiques mondiales d'atténuation des changements climatiques (voir par exemple den Elzen and Lucas, 2003).

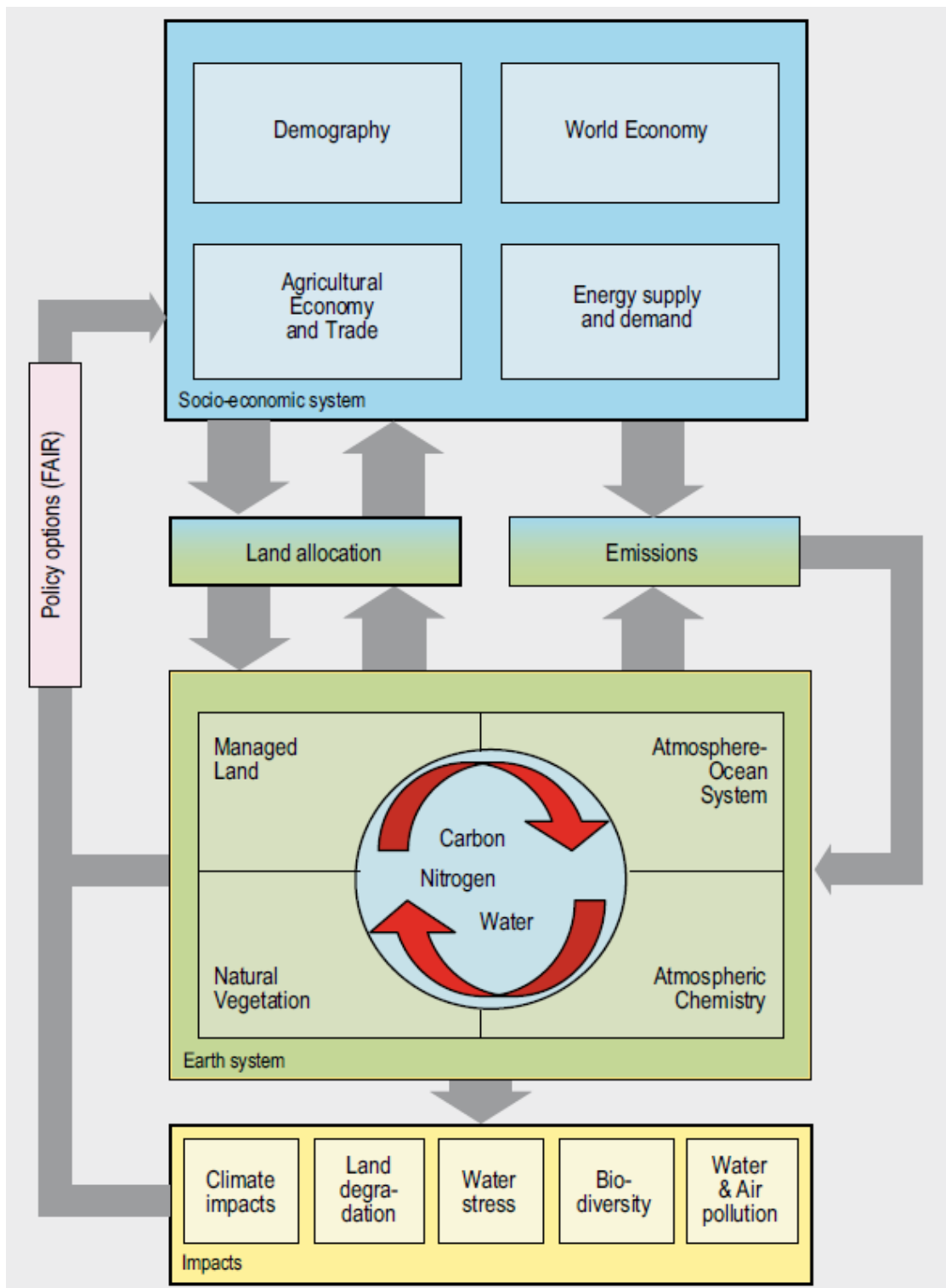


Figure 19. Structure du modèle actuel IMAGE version 2.4

2. Que nous apprennent les scénarios agricoles existants ?

En dépit des récentes réformes de la Politique Agricole Commune (PAC) et des diverses mesures de conservation engagées (voir Chap. 1 pour un aperçu sur les mesures agro-environnementales), l'objectif général de diminuer le taux de perte de biodiversité au niveau mondial d'ici à 2010 n'a pas été atteint (Butchart et al., 2010), comme le montre le rapport sur les perspectives mondiales en matière de diversité biologique (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010). Dans ce contexte, l'UE s'est récemment fixé de nouveaux objectifs globaux de biodiversité à moyen terme. L'objectif est de stopper la perte de la biodiversité et la dégradation des services écosystémiques dans l'UE d'ici à 2020, les restaurer dans la mesure où cela est possible, tout en renforçant la contribution de l'UE à éviter la perte de biodiversité mondiale (règlement de l'UE 7536/10). De toutes les politiques de financement de l'UE, la PAC a le plus fort potentiel pour promouvoir la biodiversité en milieu agricole et ses liens avec la Stratégie pour la Biodiversité sont d'une importance capitale pour réaliser les objectifs de l'UE 2020 pour la biodiversité.

La recherche environnementale et agro-écologique se concentre actuellement sur la compréhension des relations de causalité entre, par exemple, certaines pratiques agricoles spécifiques, l'utilisation des terres et les réponses à différents niveaux des écosystèmes. Ainsi, les approches de modélisation et les méthodologies d'écologie expérimentale sont utilisées pour tester les impacts de l'agriculture sur, par exemple, la biodiversité et les services écosystémiques. Quelques tentatives ont été faites pour construire des scénarios permettant d'évaluer les impacts que pourraient avoir des changements potentiels d'usage des sols sur l'environnement (voir Sala et al., 2000; Tilman et al., 2001; van Meijl et al., 2006; Verboom et al., 2007; Verburg et al., 2006). Cependant, les méthodes de scénarios ont été principalement liées à l'évaluation des impacts du changement climatique sur l'agriculture et les services écosystémiques. Les changements d'usage des surfaces agricoles reflètent les causes économiques, les mesures politiques ainsi que les objectifs d'aménagement du territoire, et montrent une large gamme d'impacts, incluant les changements biophysiques et socio-économiques, incluant des rétroactions entre l'usage des sols et ses forces motrices. Les scénarios sont, comme nous l'avons présenté ci-dessus, un outil approprié pour développer des options réalistes de directions futures d'utilisation des sols en Europe. Il existe un grand nombre de scénarios d'usage des sols en Europe développés à des échelles spatiales et temporelles différentes (voir la revue d'études de Busch, 2006). Cependant, en ce qui concerne la PAC et son évolution, un nombre limité d'études s'attachent à prédire leurs impacts potentiels sur la biodiversité (voir cependant le projet EURURALIS 2010, dans lequel des options stratégiques de

la politique de l'UE sur l'avenir de la PAC ont été très récemment incluses), et sur les populations d'oiseaux en particulier. Dans ce contexte, Scholefield et al (2011) ont développé des modèles pour prédire les tendances de l'indicateur européen des oiseaux agricoles (EFBI) - qui rappelons-le a été choisi par l'UE comme indicateur de développement structurel et durable pour la biodiversité – en réponse à différents scénarios de changements d'usage des sols, dérivés du modèle agricole CAPRI (Common Agricultural Policy Regional Impact analysis, Britz, 2005). Le modèle CAPRI offre une description détaillée du secteur agricole au niveau national et régional dans l'UE, sur la période de 1990 à 2007. CAPRI est un modèle économique, les politiques sont un moteur important de changement dans ce modèle. Cependant, plusieurs points de cette étude peuvent être discutés. Tout d'abord, les auteurs ont modélisé directement la réponse du FBI, ainsi la variabilité des réponses des espèces qui composent l'indicateur n'est pas prise en compte. En effet, les espèces d'oiseaux agricoles sélectionnées dans le FBI sont caractérisées par des exigences écologiques très contrastées (Butler et al., 2007), et il est donc probable que la réponse aux scénarios agricoles soit relativement variable entre espèces. Ne pas prendre en compte cette variabilité de réponse dans la construction de l'indicateur européen est une limite à la prédiction fiable du FBI. Par ailleurs, le FBI a été prédit à l'échelle de l'UE dans son ensemble et à l'échelle nationale pour 16 pays membres de l'UE. Or, les tendances démographiques des oiseaux nicheurs peuvent être spécifiques au type de paysage et à la région (Newson et al., 2009; Risely et al., 2009), de sorte que des réponses à des changements d'utilisation des sols pourraient également être sujettes à des variations spatiales notables.

2.1 Evaluation de l'impact de scénarios de la PAC sur l'indicateur des oiseaux agricoles à l'horizon 2020

A la veille d'une nouvelle réforme de la PAC et du budget agricole (PAC 2013-2020), il nous a donc semblé intéressant d'apporter de nouveaux éléments de discussion sur les effets de la PAC à l'horizon 2020. Pour cela, nous avons analysé les impacts potentiels de quatre scénarios de changements d'usage des terres agricoles sur l'abondance des 20 espèces d'oiseaux agricoles qui composent l'indicateur FBI pour la France (**Manuscrit 3**). Les quatre scénarios décrivent les changements les plus probables d'assolements (i.e. de diversité et de proportions de cultures) engendrés par: (1) la proposition de la réforme de la PAC pour augmenter la proportion de végétation semi-naturelle telle que les prairies, les bandes enherbées et les jachères dans les zones agricoles ('CAP greening'), (2) un scénario de la PAC visant à abolir les soutiens de marché et les paiements directs dans le premier pilier ('No pillar one'), et (3) un scénario de la PAC visant à augmenter la production de cultures dédiées aux bioénergies en fonction de la directive

sur les biocarburants ('Biofuel'). A l'échelle de la France, ces scénarios ont été comparés à un scénario de référence (4) correspondant à la poursuite de la politique agricole actuelle ('Baseline'). Compte tenu des remarques sur la méthode de Scholefield et al (Scholefield et al., 2011) exposées ci-dessus, dans cette étude, le FBI a été recalculé à partir des indices d'abondance de chaque espèce, déterminés à partir des abondances prédites en réponse aux différents scénarios (Voir détails des calculs dans le **Manuscrit 3**). Par ailleurs, nous avons analysé les variations régionales, pour tester si les projections nationales ne cachaient pas de différences de projection de FBI à des échelles spatiales plus fines.

Les projections de changements d'usage des terres agricoles correspondent à des changements d'utilisation de la surface agricole utile (SAU), et sont issues du modèle agricole CAPRI, mis à disposition par le Joint Research Center de la Commission Européenne, basé à Ispra en Italie. Les différents types de cultures (assolements) fournis par la base de données initiale CAPRI, ont été assemblés en 5 catégories : les céréales (blé dur et tendre, orge et avoine), les autres productions annuelles (betterave à sucre et de pomme de terre), la production de maïs (fourrage et grain), les prairies (productions de pâturages extensif et intensif) et jachères, et la production de graines oléagineuses (colza et tournesol). La Table 5 présente les changements de proportions de surface des assolements selon les quatre scénarios PAC et par rapport à 2007, année prise comme référence. L'impact des différents scénarios sur les abondances des oiseaux a été évalué, et projeté à partir des changements de proportions de SAU occupées par ces groupes de cultures selon chaque scénario.

Assolements	SCENARIOS (% de changement de SAU en 2020)			
	Baseline	CAP Greening	No pillar 1	Biofuel
Prairies et jachères	-12	-7	-13	-16
Céréales	0	-2	-10	1
Maïs	4	1	-5	5
Oléagineux	7	4	-21	1
Autres cultures annuelles	-16	-16	-14	-16
SAU (15 régions étudiées)	-1	-1	-8	-2
SAU (toute la France)	0	0	-7	-2

Table 5. Changements de proportions de surface des cinq catégories d'assolements et de la surface agricole utile (SAU) à l'échelle des 15 régions étudiées et à l'échelle nationale (sur l'ensemble des régions françaises), en fonction des différents scénarios PAC de changements d'usage des sols à l'horizon 2020.

Les prédictions des modèles montrent un déclin généralisé de l'abondance nationale des oiseaux spécialistes des milieux agricoles entre 2007 et 2020, et ce, quel que soit le scénario de PAC envisagé. Les espèces sont surtout sensibles à la perte de SAU, et très peu à la composition des cultures, bien que les deux soient liés dans les scénarios agricoles. Nous notons que la valeur nationale du FBI en 2020 présente une baisse plus importante avec le scénario 'No pillar one' (FBI = 0,82 (0,01)), tandis que les différences entre les 3 autres scénarios sont beaucoup moins marquées (Figure 20), avec un faible déclin proche de celui observé ces 10 dernières années (Jiguet, 2012).

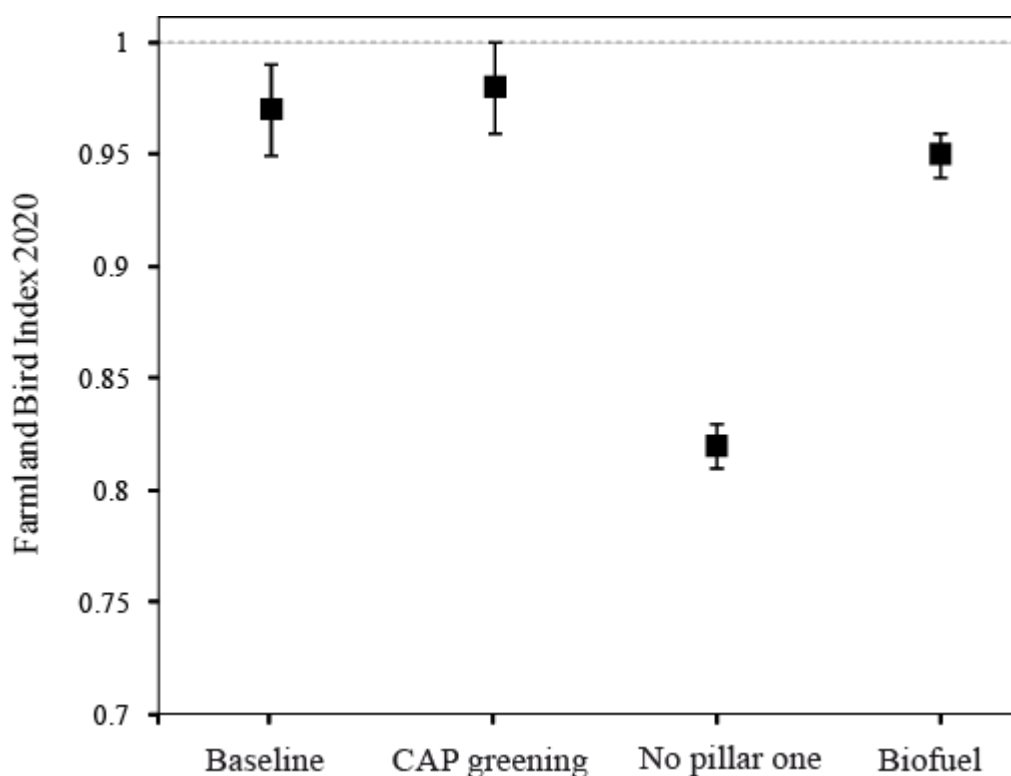


Figure 20. Estimation du FBI (et de la variance) pour l'année 2020 en France sous les quatre scénarios de changements d'usage des sols dérivés des résultats du modèle CAPRI. Le scénario « Baseline » est le scénario de référence. L'année de référence pour le calcul du FBI 2020 est 2007 (FBI = 1). Pour chacune des 20 espèces du FBI national, l'abondance relative régionale a été modélisée à partir d'un modèle mixte, suivant une loi de Poisson, dans lequel les proportions d'assolements et la SAU ont été intégrées en effets fixes, de même que le nombre de points STOC et la structure spatiale du jeu de données. L'année a été traitée en effet aléatoire (2001-2007). Les indices d'abondance, utilisés pour calculer le FBI, sont issus des sorties du modèle de calibration (i.e. des pentes de la relation entre l'abondance relative et les variables agricoles pour une espèce donnée à l'échelle régionale). Les données et les méthodes sont détaillées dans le **Manuscrit 3**.

Par ailleurs, les prédictions de FBI à l'horizon 2020 à l'échelle régionale nous permettent de mettre en évidence que pour un même scénario, il existe des différences importantes dans les variations du FBI (Table 6). Par exemple, dans le cas de scénario 'CAP greening', le FBI varie entre 0,81 (Rhône-Alpes) et 1,12 (Bretagne). En outre, le scénario le plus performant, i.e. celui permettant d'augmenter les populations d'oiseaux agricoles, diffère selon les régions (Table 6). Le scénario de référence ('Baseline') est le plus performant dans 5 régions par rapport aux trois autres scénarios alors que le scénario 'CAP greening' est le plus efficace dans 3 autres régions (par rapport à 2007). Ce dernier scénario est d'ailleurs majoritairement plus performant dans les régions arables, cultivées en céréales de façon intensive, telles que la Champagne-Ardenne, l'Île-de-France et la Picardie. La Table 12 montre par ailleurs que le scénario 'No pillar one' n'est jamais la meilleure option quelle que soit la région pour maintenir le FBI.

Region	SCENARIOS			
	'Baseline'	'CAP greening'	'No pillar one'	'Biofuel'
Auvergne	0.94	0.95	0.80	0.90
Basse Normandie	0.87	0.86	0.75	0.92
Bourgogne	0.96	0.95	0.86	0.93
Bretagne	1.11	1.12	0.92	1.13
Centre	0.91	0.91	0.83	0.89
Champagne Ardennes	1.02	1.04	0.93	0.97
Franche Comté	0.83	0.84	0.71	0.85
Ile de France	1.09	1.09	0.98	1.08
Lorraine	1.02	0.99	0.85	0.94
Midi Pyrénées	0.96	0.89	0.67	0.87
Nord Pas De Calais	1.03	1.03	0.82	1.04
Pays de la loire	1.01	0.98	0.79	0.97
Picardie	1.04	1.05	0.99	0.83
Poitou Charentes	1.13	1.05	0.85	0.99
Rhône Alpes	0.82	0.81	0.67	0.83

Table 6. Estimation du FBI par région pour l'année 2020 en France en fonction des quatre scénarios PAC testés. Le scénario 'Baseline' est le scénario de référence. L'année de référence pour le calcul du FBI 2020 est 2007 (FBI = 1). Pour chaque région est indiqué en gras le scénario qui permet le meilleur maintien des populations d'oiseaux, ou selon les cas, qui entraîne la plus faible baisse (**Manuscrit 3**).

Parmi les 20 espèces du FBI français, les exigences écologiques des espèces varient suivant le type de milieu agricole. Certaines sont capables de s'adapter à des niveaux d'intensification agricole relativement élevée (la Bergeronnette printanière, l'Alouette des champs et la Perdrix grise nichent en plein champ dans des paysages très ouverts et se sont relativement bien adaptées aux paysages agricoles intensifs des régions céréalières. D'autres espèces, en revanche, se retrouvent dans des habitats moins perturbés par l'agriculture comme le Tarier des prés, la Pie-grièche écorcheur ou l'Alouette lulu où les paysages présentent encore des habitats semi-naturels en bordure de parcelles. Ces espèces sont souvent associées aux milieux herbacés agricoles (prairies, jachères, bandes enherbées). L'hypothèse est faite que les oiseaux agricoles répondent différemment à l'utilisation des sols en fonction de leur niveau de spécialisation aux différents types de milieux ouverts, soit de type ' terres arables' (ou terres cultivées), soit de type 'prairial'. Pour évaluer l'efficacité des politiques qui visent à accroître les prairies et des terres mises en jachère ou à promouvoir le développement des terres arables, nous avons utilisé un indice de spécialisation des espèces 'prairiales'. Cet indice est calculé de manière similaire à l'indice de spécialisation à l'habitat développé par Julliard et al. (2006) (voir Encart 3). Sur la base de la méthodologie de Julliard et al. (2006), Teillard et al. (*submitted*) ont calculé un indice du niveau de spécialisation des espèces d'oiseaux agricoles, pour les habitats de terres arables ou les prairies. Cette mesure permet de classer les espèces agricoles, des 'spécialistes' des cultures (présent majoritairement dans les plaines de céréales, oléagineux, milieux agricoles ouverts,...) aux espèces 'prairiales' (rencontrées principalement dans les paysages de pâturages et bocages) et entre les deux se situent les espèces présentes préférentiellement dans les systèmes agricoles mixtes.

De manière inattendue, l'indicateur des espèces agricoles (abondance relative 2020/2007) dans le scénario 'CAP greening' n'est pas corrélé à l'indice de spécialisation aux habitats prairiaux. L'index spécifique dans le scénario 'Baseline' de référence est cependant négativement corrélé avec l'abondance relative des espèces spécialistes des prairies et des habitats mixtes comme la Huppe, la Pie-grièche écorcheur, l'Alouette lulu et le Tarier pâtre (Figure 21). Ce qui signifie que les changements d'usage des sols dans ce scénario, plus que dans les trois autres, sont plus néfastes pour les espèces associées aux milieux de type prairial que pour les espèces agricoles spécialistes des milieux ouverts telles que la Perdrix grise ou l'Alouette des champs.

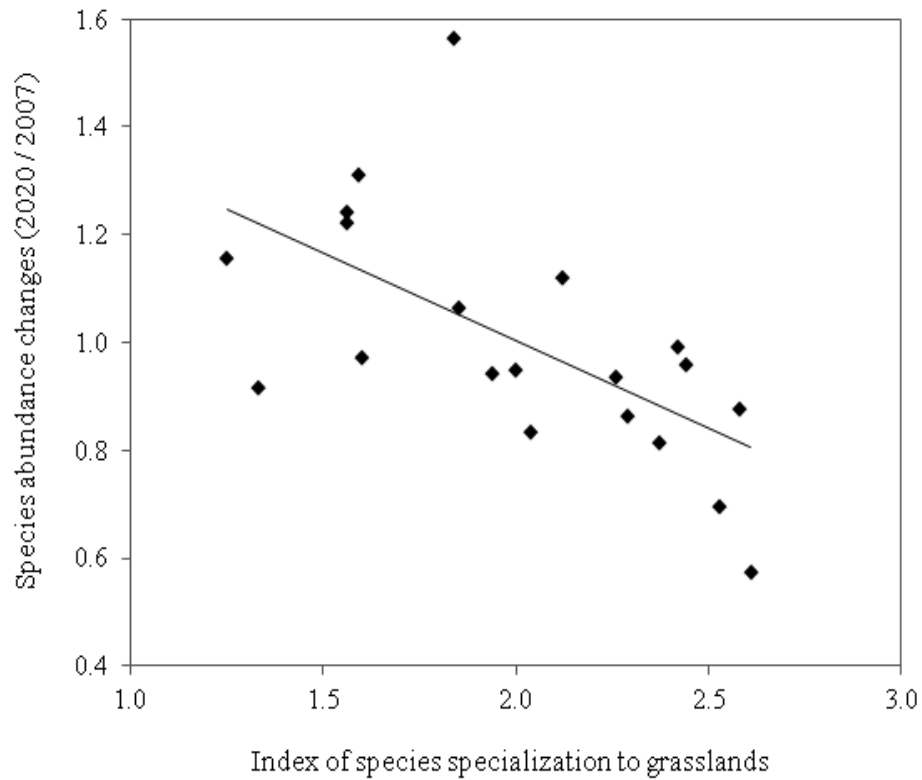


Figure 21. Corrélation entre les indices spécifiques (ratio d'abondance relative 2020/2007), calculés pour le scénario de référence de changements d'assolements 'Baseline', et la spécialisation des espèces aux habitats de type prairial (SSlg). Les données et les méthodes sont détaillées dans le Manuscrit 3.

2.2 Conclusion partielle : vers des scénarios de changements d'usage des sols à plus fine échelle spatiale

Nos prédictions suggèrent donc une relative stabilité du FBI (0,98) par rapport à 2007 (1,00) avec le scénario 'CAP greening' qui limite la perte de zones herbagères et de zones mises en jachère. Pourtant, ce dernier scénario ne semble pas pouvoir améliorer de manière plus importante les populations d'oiseaux que le scénario de référence ('Baseline'), qui n'implique aucun changement dans la politique agricole actuelle. Le scénario 'Biofuel' semble diminuer le FBI plus que les deux scénarios cités précédemment (FBI = 0.95). Enfin, il y a des preuves solides que la suppression des soutiens de marché et des paiements directs dans l'agriculture, inclus jusqu'à présent dans le premier pilier de la PAC, conduirait inévitablement à une perte de biodiversité des oiseaux spécialistes des milieux agricoles (FBI = 0,82). Cette baisse dépend directement des réponses de chacune des espèces aux proportions d'assolements et aux changements de surfaces arables.

Afin de mieux apprécier les différences entre les scénarios, il pourrait être pertinent de prédire les réponses des oiseaux en 2050, et pas seulement en 2020. Prédire la réponse des espèces au-delà de 2050 nécessite de comparer l'influence des politiques agricoles avec les conséquences du changement climatique sur les oiseaux des terres agricoles.

Cette étude nous a permis de mettre en évidence d'importantes variations du FBI entre les régions en fonction d'un même scénario et pour une espèce donnée, avec des valeurs pouvant dépasser localement assez largement la moyenne nationale. Les prévisions des changements agricoles futurs devraient donc tenir compte de cette variabilité à l'échelle régionale afin de proposer une adaptation régionale des scénarios. Etant donné la diversité régionale des systèmes agricoles en France, il est plus pertinent d'envisager des scénarios à une échelle spatiale plus fine. En effet, pour analyser les évolutions des surfaces agricoles, il est nécessaire de se pencher à un niveau plus fin que l'échelle nationale, afin de voir dans quelle mesure la stabilité nationale ne cache pas des transferts à des niveaux inférieurs (une somme de spécialisations départementales peut conduire à une diversité maintenue au plan national) (Vert and Portet, 2010). Forts de notre expérience d'analyses à l'échelle des Petites Régions Agricoles (PRA), nous allons envisager de développer des scénarios à cette échelle régionale.

3. Scénarios de biodiversité sous changements climatiques et d'usage/couverture des sols agricoles

Les impacts passés des changements d'usage des sols, et de l'agriculture en particulier, sur la biodiversité, ont été longuement évoqués dans l'introduction de ce manuscrit. En réponse à des pressions majeures attendues dans les prochaines décennies (en terme de commerce mondial, de technologies, de politiques, etc.), des changements importants ont d'ores et déjà été prédits concernant l'organisation de la production agricole et la configuration spatiale des terres agricoles. Outre les changements d'usage/couverture des sols, le changement climatique est également un facteur reconnu de pressions sur la biodiversité (Bellard et al. 2012 *Ecology Letters*). Envisager les effets des changements futurs d'usage et de couverture des sols - à long terme - nécessite de tenir compte des effets du climat sur les espèces. De nombreuses études ont mis en évidence les changements récents des populations et des aires de distribution d'un grand nombre d'espèces en réponse aux modifications des conditions climatiques (Williams et al 2003 ; Dullinger et al 2004 ; Iverson et al 2004 ; Skov & Svenning, 2004 ; Gregory et al 2009), et des changements encore plus importants sont attendus dans le futur (voir par exemple Thomas et al 2004 ; Jetz et al 2007 ; Barbet-Massin et al 2012). Par conséquent, projeter les changements agricoles sur la biodiversité à l'horizon 2050 n'a pas de sens sans prendre en compte ce déplacement possible des espèces. Au travers deux études (**Manuscrits 4 et 5**), nous nous sommes intéressés à l'impact de différents scénarios de changements d'usage des terres agricoles et de changements d'assolement sur les oiseaux communs soumis aux changements climatiques. L'intérêt de ces études réside également dans le fait que la capacité des espèces à survivre à cette transition climatique dépendra de la disponibilité en habitats appropriés au sein de leur aire de distribution transitoire ou finale, et de leur capacité à les atteindre (Luoto et al 2006, Barbet-Massin et al. 2011). La disponibilité de ces habitats repose principalement sur les changements à venir d'usage et de couverture des sols.

Différentes pressions sont susceptibles de s'exercer sur les terres agricoles Européennes dans les prochaines décennies. L'expansion urbaine et l'abandon des terres d'une part, entraînant une diminution de la surface agricole (Rounsevell et 2005 ; 2006), et l'augmentation des demandes en ressources alimentaires et bioénergétiques - et les modifications de pratiques agricoles associées (modernisation, spécialisation de l'agriculture, etc.) - d'autre part, affectant la couverture du sol au sein des surfaces agricoles en diminution. Bien qu'il existe de nombreux scénarios d'usage des sols à l'échelle Européenne, peu d'entre eux évaluent les changements de

couverture des sols en milieux agricoles, et qui plus est à long terme. Nous avons donc développé des scénarios de changements de couverture des sols agricoles, basés sur les assolements (diversité des types de cultures), sur la France entière, à une échelle spatiale régionale (celle des petites régions agricoles).

3.1 *Développement de scénarios de changements régionalisés d'assolement*

Comme nous l'évoquions précédemment, un développement pertinent de scénarios d'évolution de l'agriculture doit tenir compte de la diversité et des dynamiques d'évolution de l'agriculture française. Ces dynamiques concernent à la fois les systèmes de production (en spécialisation ou en diversification) et les itinéraires techniques (en voie d'intensification ou d'extensification), et engendrent des pressions environnementales différentes et plus ou moins spécifiques selon les contextes territoriaux. Il a donc été choisi de travailler sur la base d'une typologie des grands « agrosystèmes » français (voir Figure 11, page 46) fondée sur l'utilisation principale de la Surface Agricole Utile (SAU) et sur l'orientation technico-économique des exploitations à l'échelle des petites régions agricoles départementales (PRA). Ces entités territoriales sont en effet relativement homogènes du point de vue des contextes pédologiques, hydro-climatiques et de relief, lesquels déterminent à la fois un potentiel agronomique, conditionnant les formes d'agriculture qu'il est possible de pratiquer, et un cadre environnemental (paysage, biodiversité, ressources...) plus ou moins influencé par l'agriculture.

Quatre scénarios ont été développés : « scénario Tendancier », « scénario Agro-carburants », « scénario Retour à l'herbe » (concerne principalement les zones d'élevage) et « scénario Extensification ». Ils ont été choisis en fonction des éléments mobilisés dans les débats sur l'évolution des politiques agricoles européennes. Ils sont en effet le produit d'une analyse des documents présentés en appui des propositions de la commission européenne pour la PAC 2013-2020 (EC 2011), et d'autres travaux de prospective conduits en particulier par l'INRA (Guindé et al 2008 ; Guyomard et al 2008). Ils correspondent à différentes combinaisons de tendances des marchés et de politiques agricoles. Parmi les quatre scénarios, deux d'entre eux (agro-carburants et extensification) ont été élaborés à deux niveaux de mise en œuvre : national et régional. Un niveau national signifie une mise en œuvre des politiques spatialement homogène dans toutes les PRA quel que soit l'agro-écosystème. A l'inverse, un niveau régional de mise en œuvre conduit à des politiques spatialement hétérogènes sur l'ensemble des PRA, aboutissant souvent à une spécialisation des territoires agricoles.

Les scénarios agricoles reposent sur des changements d'utilisation de la SAU au sein de chaque PRA, i.e. des variations d'assolement, entre 2000 (année de référence pour les données agricoles) et 2050 (horizon temporel considéré). Pour le développement des scénarios, les PRA classées en « Elevage à dominante herbagère » et « Elevage semi-extensif » ont été différenciées en deux catégories : les zones d'élevage de montagne et les zones d'élevage de plaine, en superposant la carte des principaux agrosystèmes avec celle des zones défavorisées définies comme étant de « montagne » et « haute montagne » percevant l'indemnité compensatoire de handicaps naturels (ICHN) (Figure 10, page 43). Par ailleurs, les PRA dont l'agrosystème principal était défini comme « Grandes Cultures dominées par la maïs » ont été regroupées avec les PRA d'agrosystème « Spécialisation en Grandes Cultures ». Dans un premier temps, nous avons défini les changements de dynamiques agricoles (i.e. agrosystèmes principaux) possibles au sein de chaque scénario (Table 7).

Actuel	Tendancier	Agrocarburants Global	Agrocarburants Regional	Retour à l'herbe	Extensification Global	Extensification Regional
EM Herbager						
EM Semi-Ext			EM Herbager	EM Herbager		EM Herbager
EP Herbager	EP Semi-Ext	EP Semi-Ext				
EP Semi-Ext	E base maïs		EP Herbager	EP Herbager		EP Herbager
E base maïs	Diversification		EP Semi-Ext	EP Semi-Ext		EP Semi-Ext
Diversification	Mixte		Mixte	EP Semi-Ext	EP Semi-Ext	
Mixte	Specialisation GC		Specialisation GC		Diversification	
GC colza					GC rotations div	GC rotations div
GC rotations div		GC colza	GC colza		GC rotations div	GC rotations div
Specialisation GC		GC colza	GC colza		GC rotations div	GC rotations div

Table 7. Evolution des agrosystèmes en fonction des scénarios de changements d'assolement. EM Herbager = élevage de montagne à dominante herbagère ; EM Semi-Ext = élevage de montagne semi-extensif ; EP Herbager = élevage de plaine à dominante herbagère ; EP Semi-Ext = élevage de plaine semi-extensif ; E base maïs = élevage à base de maïs fourrager ; Diversification = diversification des systèmes agricoles depuis élevage ; Mixte = systèmes diversifiés élevage/cultures ; GC colza = grandes cultures avec colza en tête d'assolement ; GC rotations div = grandes cultures avec rotations diversifiées ; Specialisation GC = spécialisation en grandes cultures.

Dans un second temps, nous avons estimé les variations des proportions d'assolements (cultures) au sein de chaque PRA en fonction du changement (ou non) d'agrosystème principal, pour chaque scénario. Nous avons considéré les 9 assolements suivants : prairie permanente, prairie temporaire, céréales, maïs grain, colza, tournesol, maïs fourrage, protéagineux et cultures fourragères. Le calcul des changements de proportions de ces assolements a été effectué à l'aide d'une méthode d'optimisation linéaire sous contraintes (voir Encart 8 pour des détails du principe d'optimisation linéaire).

Encart 8 . Principe général de l'optimisation linéaire sous contraintes.

Un programme linéaire (PL, ou optimisation linéaire) est un problème dans lequel on est amené à maximiser (ou minimiser) une application linéaire, appelée *fonction d'objectif*, sur un ensemble d'équations et/ou d'inéquations linéaires, dites *contraintes*. Autrement dit, la programmation linéaire est une branche des mathématiques qui a pour but de résoudre des problèmes d'optimisation linéaire de type :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max \text{ (ou min) } \left[Z(x_1, \dots, x_p) = \sum_{j=1}^p c_j x_j \right] \\ \sum_{j=1}^p a_{ij} x_j \leq \left(\begin{array}{l} \text{et} \\ \text{ou} \end{array} \right) = b_i, \quad \text{pour } i = 1, \dots, m \end{array} \right.$$

Les coefficients c_j , a_{ij} et b_i et sont des réels fixés et les x_j sont des variables réelles. Les contraintes d'égalités ou d'inégalités éventuelles sont toutes larges et non strictes. Un vecteur \bar{x} vérifiant les contraintes d'un PL est dit *solution* ou *solution réalisable* du PL. L'ensemble des solutions d'un PL forme son *domaine de définition*. Lorsque le problème admet une ou plusieurs solutions de coût maximal (ou minimal) par rapport à l'objectif, ces solutions sont dites *optimales*.

Nous avons choisi d'effectuer nos calculs d'optimisation avec GNU Linear Programming Kit (GLPK). Ce kit est composé d'un langage de modélisation GNU MathProg et d'une librairie de fonctions C (GLPK) utilisant le solveur glpsol. GLPK est un outil performant pour résoudre des problèmes d'optimisation linéaire de variables continues ou mixtes (entières et continues), en libre accès et sans limite de taille des problèmes résolus. Pour résoudre les problèmes linéaires, GLPK utilise l'algorithme du simplexe, procédé itératif qui progresse dans un sens évolutif : il passe d'une solution de base réalisable non optimale à une autre solution ayant une meilleure valeur d'objectif. On évite ainsi de parcourir toutes les solutions de base réalisable dont le nombre est en général prohibitif.

L'objectif était ici de trouver la valeur future d'assolement permettant de minimiser le taux de changement des assolements dans chaque PRA, en respectant le champ des possibles de chaque agrosystème (basés sur les critères de segmentation des agrosystèmes, AND International 2008) que nous avons défini comme un jeu de contraintes (**Table 8**). La fonction objectif a donc été définie comme suit :

$$\min \sum_{i,j} |x_{ij} - p_{ij}|$$

avec p_{ij} et x_{ij} correspondant respectivement aux proportions actuelle et future, dans chaque PRA, de l'assolement i dans l'agrosystème j . Cependant ce problème n'étant pas linéaire, il a été transformé ainsi :

$$\min \sum_{i,j} \alpha_{ij}$$

soumis aux contraintes linéaires suivantes :

$$x_{ij} - p_{ij} \leq \alpha_{ij}$$

$$-x_{ij} + p_{ij} \leq \alpha_{ij}$$

En plus du jeu de contraintes liées aux caractéristiques des agrosystèmes, évoqué ci-dessus, deux autres jeux de contraintes ont été appliqués pour résoudre ce programme linéaire. Un premier ensemble de contraintes a été défini en fonction des changements de dynamiques agricoles : lorsque dans une PRA un agrosystème j_1 (actuel) évolue en un agrosystème j_2 (futur) (voir Table 7), la proportion moyenne future de chaque assolement tend vers la proportion moyenne actuelle d'assolement dans l'agrosystème j_2 . Néanmoins, en fonction de l'évolution de l'agrosystème cette contrainte n'a pas toujours été appliquée à l'ensemble des 9 assolements (Table 9), de façon à respecter les contraintes liées aux agrosystèmes et à trouver une solution optimale au programme linéaire. Un deuxième ensemble de contraintes a été défini, reposant sur les caractéristiques d'utilisation de la SAU des agrosystèmes et sur les objectifs d'assolement propres aux différentes politiques publiques mises en œuvre dans chaque scénario (Table 10). Un exemple de contrainte liée aux caractéristiques des agrosystèmes est la proportion de colza, tournesol et protéagineux ne pouvant dépasser respectivement 40, 30 and 15% au sein de la surface arable. Enfin, une dernière contrainte a été appliquée à l'ensemble des PRA : la somme des surfaces dans chaque PRA doit être inférieure à la surface agricole disponible. S'agissant de proportions d'assolements, ceci a été matérialisé par la contrainte suivante : $\sum_{i,j} (x_{ij}) \leq 100$.

Les données utilisées et la méthodologie pour développer ces scénarios sont détaillées dans les **Manuscrits 4 et 5**. Les Tables proposées ci-dessous présentent les contraintes liées aux caractéristiques des agrosystèmes français qui ont été appliquées dans le processus d'optimisation (Table 8), les contraintes liées à l'évolution des agrosystèmes en fonction de chaque scénario (Table 9), ainsi qu'une synthèse globale mais complexe qui fait le point sur l'ensemble des contraintes imposées sur les agrosystèmes en fonction des scénarios d'évolution envisagés (Table 10), et sont extraites des documents Annexes liés aux **Manuscrits 4 et 5**.

Agrosystèmes	Contraintes	
GC colza	SGC $\geq 2/3$ SAU	colza $\geq 15\%$ SGC
GC rotations div		colza $\leq 15\%$ SGC maïs grain $\leq 50\%$ SGC
Specialisation GC		autres
E herbager	SFP $\geq 2/3$ SAU	STH $\geq 75\%$ SFP
E semi-extensif		autres
E base maïs		maïs fourrage $\geq 20\%$ SFP
Diversification	SFP $\geq 1/3$ SAU SGC $\geq 1/3$ SAU	
Mixtes	autres	

Table 8. Contraintes appliquées au programme linéaire, basées sur les critères de segmentation des petites régions agricoles (autrement dit, les caractéristiques des agrosystèmes). SGC = Surface en grandes cultures ; SFP = Surface fourragère principale ; STH = Surface toujours en herbe ; SAU = Surface agricole utile ; GC colza = grandes cultures avec colza en tête d'assolement ; GC rotations div = grandes cultures avec rotations diversifiées ; Specialisation GC = spécialisation en grandes cultures ; E Herbager = élevage à dominante herbagère ; E Semi-Ext = élevage semi-extensif ; E base maïs = élevage à base de maïs fourrager ; Diversification = diversification des systèmes agricoles depuis élevage ; Mixtes = systèmes diversifiés.

Agrosystèmes	Tendanciel	Agrocarburants Global	Agrocarburants Regional	Retour à l'herbe	Extensif Regional
EM herbager					
EP herbager	<i>sauf protéagineux</i>				
EM semi-extensif			toutes les cultures	toutes les cultures	toutes les cultures
EP semi-extensif	toutes les cultures		toutes les cultures	toutes les cultures	toutes les cultures
E base de maïs	<i>sauf les céréales</i>		<i>sauf cultures fourragères</i>	<i>sauf colza et tournesol</i>	<i>sauf cultures fourragères</i>
Diversification	<i>sauf les céréales</i>		<i>sauf colza</i>	toutes les cultures	
Mixtes	<i>sauf les céréales et maïs grain</i>		<i>sauf colza</i>		
GC colza					
GC rotations div		toutes les cultures	<i>sauf les céréales</i>		
Specialisation GC		toutes les cultures	<i>sauf les céréales</i>		

Table 9. Contraintes sur les proportions moyennes ('mu constraints' dans la Table 10) d'assolements en fonction du changement de dynamique agricole (agrosystème). Aucune contrainte de ce type n'a été appliquée pour le scénario Extensif global.

AGROECOSYSTEMS	TREND	BIOFUEL_GLOB	BIOFUEL_REG	BACK TO GRASS	EXTENSIF_GLOB	EXTENSIF_REG
Mountain pasture LF			cereals ≤ 5% grain maize ≤ 5% forage maize ≤ 5%	forage maize ≤ 5%		GRASS ≥ 75 %
Lowland pasture LF	<i>mu constraints</i> perm. grass. ≥ 16%	rape ≥ 15% FCA ³	cereals ≤ 10% grain maize ≤ 5% forage maize ≤ 5%		GRASS ≥ 75 %	
Mountain semi-extensive LF			<i>mu constraints</i>	<i>mu constraints</i>		GRASS ≥ 75 % <i>mu constraints</i>
Lowland semi-extensive LF	<i>mu constraints</i> perm. grass. ≥ 11%	rape ≥ 15% FCA ³	<i>mu constraints</i>	<i>mu constraints</i>		GRASS ≥ 75 % <i>mu constraints</i>
LF maize-LFased	<i>mu constraints</i>	rape ≥ 15% FCA ³	<i>mu constraints</i>	GRASS ≥ 55% <i>mu constraints</i>	forage maize ≤ 10% ⁴	<i>mu constraints</i>
Diversification	<i>mu constraints</i>	rape ≥ 15% FCA	<i>mu constraints</i>	GRASS ≥ 55% <i>mu constraints</i>	GRASS ≥ 55% perm. grass. ≥ 20% protein crops ≥ 5%	GRASS ≥ 55%
Mixed	<i>mu constraints</i>	rape ≥ 15% FCA	<i>mu constraints</i>	GRASS ≥ 55% forage maize ≤ 10% ¹	GRASS ≥ 55% perm. grass. ≥ 10% protein crops ≥ 5%	cereals ≤ 45 % ⁵ grain maize ≤ 45 % rape ≤ 45 % sunflower ≤ 45 % 5% ≤ protein crops ≤ 45 % ⁵
FC rape	FCA ≥ 3/4 UUA cereals: + 10% average protein crops ¹ , rape ²	rape ³	rape ≥ 24%			
FC rotations	FCA ≥ 3/4 UUA protein crops: - 2% average ¹ cereals ≥ 40%	<i>mu constraints</i> rape ³	<i>mu constraints</i>		GRASS ≥ 30% perm. grass. ≥ 5% protein crops ≥ 5%	cereals ≤ 45 % grain maize ≤ 45 % rape ≤ 45 % sunflower ≤ 45 % 5% ≤ protein crops ≤ 45 %
FC specialization	FCA ≥ 3/4 UUA cereals ≥ 40% protein crops ¹ , rape ²	<i>mu constraints</i> rape ³	<i>mu constraints</i>			

abbreviation: GRASS, permanent and temporary grasslands; perm. grassland, permanent grassland; B, Breeding; FC, Field Crops; FCA, Field Crops Area; UAA, Useful Agricultural Area.

¹ supplementary constraint: $(crop\ proportion)_{future} \leq (crop\ proportion)_{current}$

² supplementary constraint: $(crop\ proportion)_{future} \geq (crop\ proportion)_{current}$

³ supplementary constraint: $cereals_{future} = cereals_{current} - \Delta_{rape}$, with $\Delta_{rape} = rape_{future} - rape_{current}$

⁴ supplementary constraint: $cereals_{future} = cereals_{current} - \Delta_{forage\ maize}$, with $\Delta_{forage\ maize} = forage\ maize_{future} - forage\ maize_{current}$

⁵ supplementary constraint: temporary grassland_{future} = temporary grassland_{current} - $\Delta_{cereals}$ - $\Delta_{protein\ crops}$, with $\Delta_{cereals} = cereals_{future} - cereals_{current}$ and $\Delta_{protein\ crops} = protein\ crops_{future} - protein\ crops_{current}$

Table 10. Ensemble de contraintes reposant sur les caractéristiques des agrosystèmes et sur les objectifs d'assolement propres à chaque scénario ('mu constraints' renvoie à la Table 9).

Pour chacun des six scénarios de changements d'assolements développés, les grandes tendances qui se dégagent peuvent être résumées ainsi :

- **Scénario Tendancier** : le pourcentage de prairies continue à diminuer sur l'ensemble du territoire national, en particulier les prairies permanentes, du fait de l'augmentation de phénomènes de déprise agricole, d'une intensification d'ensemble et du retournement des prairies au niveau des exploitations. La prédominance importante des céréales continue et le phénomène de « céréalisation de l'élevage », noté ces 20 dernières années, continue à augmenter aux dépens des prairies et des cultures fourragères.
- **Scénario Agro-carburants global** : les politiques publiques mises en œuvre à l'échelle nationale favorisent le développement des cultures arables utilisées pour la production d'agro-carburants sur l'ensemble du territoire. Dans ce scénario, un modèle d'intensification nationale a été appliqué, tel qu'il peut être associé typiquement avec le développement des cultures destinées aux bioénergies. Cela correspond à une augmentation des surfaces de céréales-oléoprotéagineux (COP) dans la plupart des PRA (en zones de cultures et en zones d'élevage), au dépend à la fois des prairies, des cultures fourragères et de la diversité des cultures.
- **Scénario Agro-carburants régional** : dans ce scénario les objectifs et les changements définis à l'échelle nationale sont similaires à ceux du scénario précédent, cependant ils découlent ici d'une mise en œuvre régionale des politiques publiques. A la différence du précédent scénario, le développement des cultures destinées aux biocarburants est spécifique aux zones arables, mais l'intensification agricole est plus forte et s'étend aux systèmes agricoles mixtes (agrosystèmes « Diversification » et « Mixtes ») pour atteindre les mêmes objectifs de production de biocarburants qu'avec le scénario global. Cette intensification des zones arables est contrebalancée par une extensification des zones d'élevage sous l'effet principalement de l'implémentation d'une gestion extensive des prairies, et également de leur augmentation.
- **Scénario Retour à l'herbe** : ce scénario favorise l'extensification des zones d'élevage et de systèmes agricoles mixtes, principalement en augmentant les surfaces de prairies et en réduisant celles de maïs fourrager. Par ailleurs, ce scénario maintient le statu quo dans les zones arables (i.e. imitant les patterns actuels de cultures).
- **Scénario Extensification global** : extensification agricole généralisée dans toutes les PRA du territoire français. Un seuil minimum de proportions de prairies dans la SAU est imposé dans toutes les PRA, en fonction des caractéristiques de chaque agrosystème. Dans les zones

d'élevage et mixtes, cela correspond à une imitation d'implémentation de mesures agro-environnementales relatives au développement de pratiques agricoles durables telles que l'augmentation des surfaces de pâturage et une gestion plus extensive des prairies, accompagné par une réduction des cultures fourragères (en particulier du maïs). Dans les zones arables, cela correspond à une diminution généralisée des surfaces de COP, pour assurer un seuil minimum de 5% de prairies permanentes dans les PRA correspondantes, et également à une amélioration des rotations des cultures avec l'introduction de protéagineux par exemple.

➤ **Scénario Extensification régional**: ce scénario favorise comme le précédent une extensification généralisée sur l'ensemble du territoire, mais elle repose sur une mise en œuvre des politiques publiques à l'échelle régionale. Dans les zones arables et mixtes, cette extensification des pratiques agricoles résulte en une augmentation des surfaces dédiées aux cultures arables au dépend des prairies. En effet, bien que n'étant pas considérées quantitativement dans ces scénarios, les modifications des pratiques relatives à l'utilisation d'intrants (engrais, pesticides, etc.) sont malgré tout prises en compte « qualitativement ». Dans un scénario tel que celui-ci, une extensification des pratiques dans les zones arables repose en grande partie sur une diminution des quantités de produits phytosanitaires. Pour compenser cette diminution, et maintenir des rendements de cultures suffisamment élevés, le choix est fait dans ce scénario d'augmenter les surfaces de cultures dans la SAU des zones arables et mixtes. Cela s'accompagne d'un meilleur équilibre des rotations culturales et d'une diversification des cultures (la culture majoritaire ne devant pas occuper plus de 45% de la SAU). La perte en prairies dans les zones arables et mixtes est en partie compensée par une extensification des prairies dans les zones d'élevage, correspondant à une augmentation des surfaces de prairies permanentes au dépend de tous les autres types de cultures.

La Table 11 présente un bilan des changements de proportions de chacun des neuf assolements dans la sole nationale, en fonction du scénario développé. Les figures 22, 23 et 24 illustrent les changements de proportions d'assolements à l'échelle des PRA, sur l'ensemble du territoire, en fonction des différents scénarios par rapport à la situation actuelle.

Assolement	Tendanciel	Agrocarb. Global	Agrocarb. Regional	Retour à l'herbe	Extensif. Global	Extensif. Regional
Prairies permanentes	-23.0 %	0.2 %	4.2 %	21.6 %	17.6 %	2.3 %
Prairies temporaires	2.1 %	-2.2 %	-26.4 %	-2.7 %	17.3 %	-26.1 %
Céréales	24.2 %	10.8 %	10.1 %	-5.1 %	-1.5 %	-11.7 %
Maïs grain	76.2 %	-38.8 %	44.9 %	-6.0 %	-14.4 %	72.0 %
Colza	4.6 %	108.3 %	103.5 %	-7.2 %	-35.4 %	51.7 %
Tournesol	10.7 %	-30.6 %	-26.5 %	-3.1 %	29.0 %	186.1 %
Maïs fourrage	-8.3 %	-2.6 %	-36.8 %	-42.3 %	-23.4 %	-19.4 %
Cultures fourragères	-7.6 %	-38.5 %	-29.7 %	-27.4 %	-23.6 %	-19.7 %
Protéagineux	-28.6 %	-26.1 %	-20.1 %	-7.8 %	26.8 %	60.5 %

Table 11. Changements des proportions nationales pour chaque assolement en fonction du scénario développé. Agrocarb = Agro-carburants ; Extensif = Extensification.

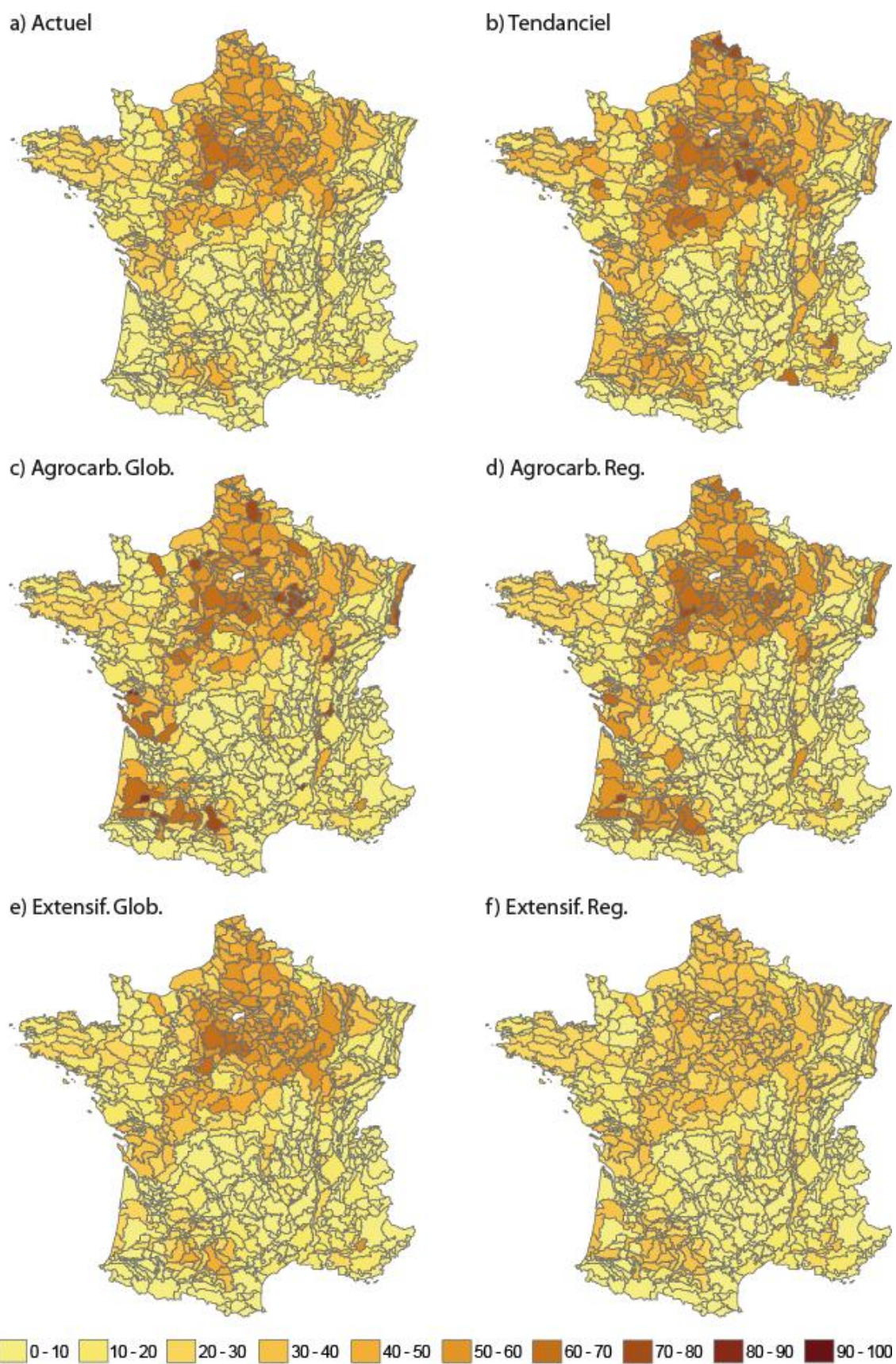


Figure 22. Proportions régionales de céréales actuelles (a) et en 2050 sous cinq scénarios de changements d'assolements (b-f). Le scénario retour à l'herbe n'a pas été présenté ici car les différences avec le scénario tendanciel étaient moins visibles.

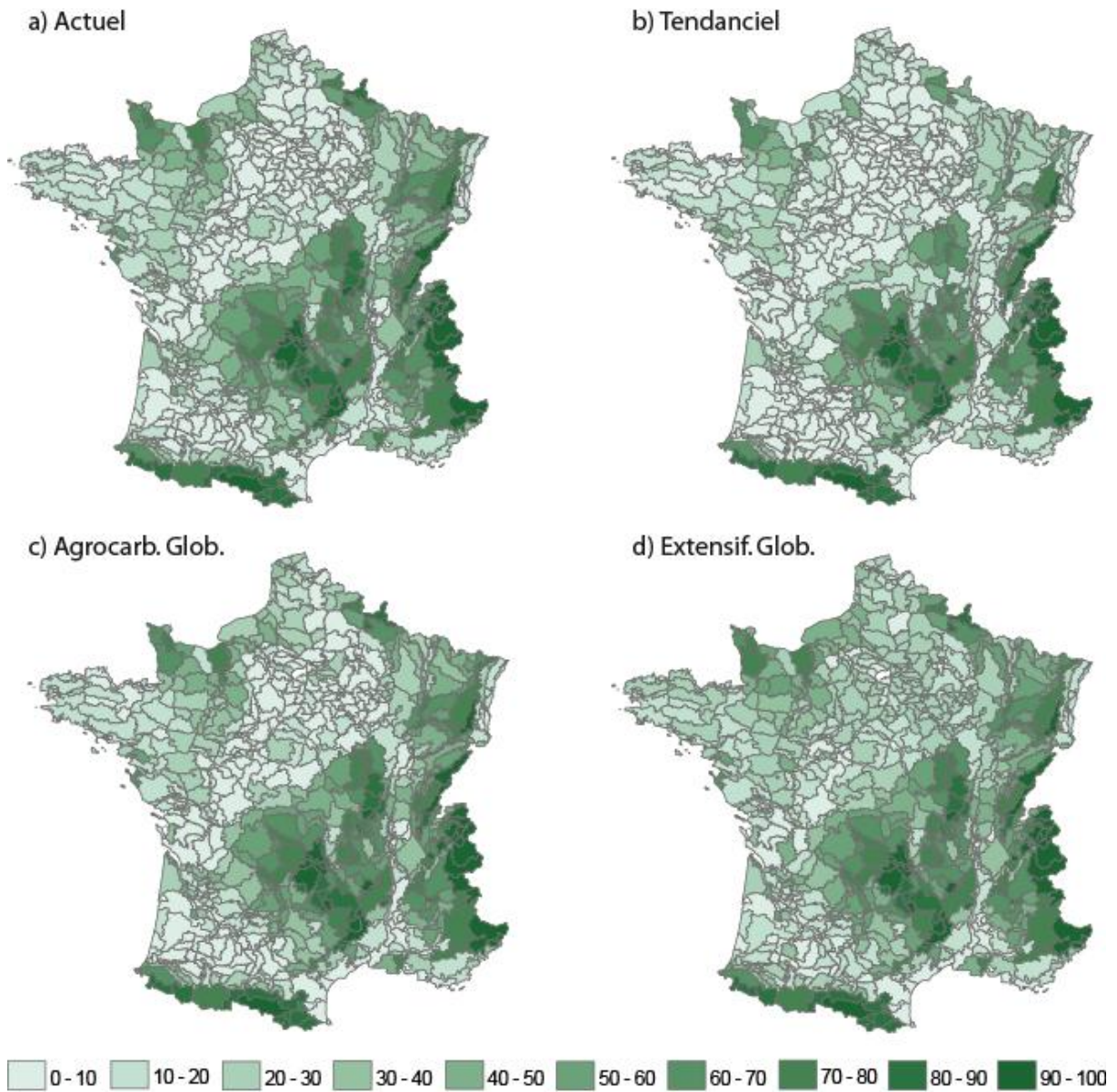


Figure 23. Proportions régionales de prairies permanentes actuelles (a) et en 2050 (b-d) selon les 3 scénarios de changements d’assolement reposant sur la mise en œuvre de politiques publiques à l’échelle nationale (respectivement sc. Tendanciel, sc. Agro-carburants et sc. Extensification). Les variations entre scénarios sont peu visibles, sauf pour l’Extensif Global dans les plaines de grandes cultures. Les scénarios Tendanciel et Agro-carburants sont quasi identiques.

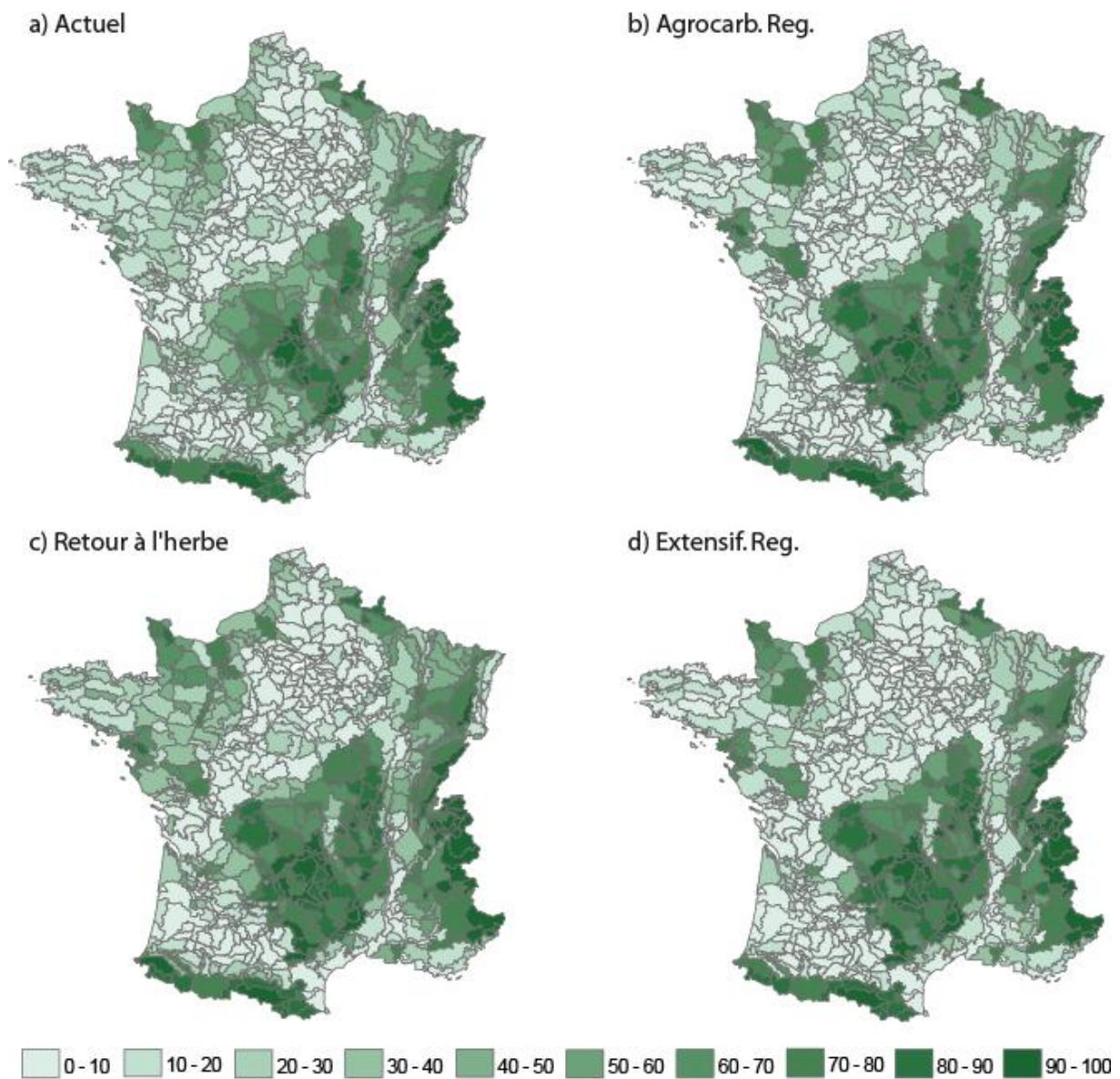


Figure 24. Proportions régionales de prairies permanentes actuelles (a) et en 2050 (b-d) selon les 3 scénarios de changements d'assolement reposant sur la mise en œuvre de politiques publiques à l'échelle régionale (respectivement sc. Agro-carburants, sc. Retour à l'herbe et sc. Extensification).

3.2 *Prédictions des impacts potentiels des changements agricoles sur les communautés d'oiseaux sous contraintes climatiques*

Sur la base des scénarios précédemment développés, nous avons étudié les réponses potentielles des oiseaux communs aux changements de surface agricole et d'assolements, au sein de leur future niche climatique prédite. Comme les espèces ont des exigences d'habitat spécifiques, des analyses détaillées au niveau de l'espèce sont nécessaires pour évaluer l'impact des changements d'usage/couverture des sols sur la composition des communautés (voir conclusion 2.2 page 70) (Gevers et al., 2011; Schroeder et al., 2008). De fait, les réponses des oiseaux communs ont été évaluées à deux niveaux : celui des populations, en évaluant les changements d'abondance des espèces spécialistes et généralistes présentes des les milieux agricoles, et celui des communautés, en analysant la réponse de différents indicateurs d'abondance et de structure des communautés (voir Encart 3), aux changements environnementaux prédits.

L'approche la plus couramment utilisée pour évaluer l'effet des changements climatiques à venir est celle de la modélisation de l'enveloppe climatique, dans laquelle les distributions des espèces sont modélisées à l'aide de variables climatiques. L'enveloppe climatique décrit les conditions climatiques déterminant la présence d'une espèce, et est appliquée aux projections de changements climatiques futurs pour cartographier les changements probables de la distribution des espèces, en supposant qu'elles suivent le climat qui leur est aujourd'hui favorable (voir par exemple Erasmus et al., 2002; Pearson and Dawson, 2003; Thomas et al., 2004a; Thuiller et al., 2003). En reliant les données de présence - absence à des variables climatiques sur l'ensemble de la distribution des espèces, les modèles de niches nous fournissent les valeurs d'adéquation climatique actuelle et future pour chaque espèce à travers toute son aire de répartition (Barbet-Massin et al., 2012).

En ce qui concerne les changements de surface agricole, de nombreuses études de scénarios d'usage des sols ont été fondées sur les scénarios SRES du GIEC (à l'échelle mondiale, modèle IMAGE 2.4, (Arnell, 2004); à l'échelle européenne, (Rounsevell et al., 2006a; van Meijl et al., 2006), ce qui a l'avantage d'assurer la cohérence avec les projections du changement climatique. La Figure 25 illustre les changements futurs (%) de surface agricole d'ici 2050, par comparaison avec la situation actuelle, pour trois scénarios SRES (A1B, A2, et B1) du modèle IMAGE 2.4, dont nous avons choisi d'utiliser les projections dans nos études pour modéliser les changements de surface des habitats agricoles.

Pour déterminer l'impact des scénarios d'assolements, combinés aux scénarios climatiques et d'usage des sols sur les communautés d'oiseaux, nous avons utilisé un modèle d'association espèce-habitat. Ce modèle a été utilisé pour calibrer les effets de l'utilisation des terres agricoles sur l'abondance spécifique des populations d'oiseaux, en fonction de la proportion d'assolements, la proportion d'habitats agricoles et de l'adéquation climatique actuelle au sein de chaque PRA française (voir les détails méthodologiques dans les **Manuscrits 4 et 5**). Les estimations des coefficients de chaque modèle ont ensuite été utilisées pour prédire comment les changements de couverture des sols agricoles, combinés aux changements climatiques et d'habitats agricoles, pouvaient potentiellement affecter les espèces d'oiseaux communs.

Dans un premier temps, un scénario SRES moyen a été considéré pour les changements d'habitats agricoles et pour les changements d'adéquation climatique, afin de prédire les changements d'abondance pour chaque espèce (**Manuscrit 4**). Les résultats montrent un impact négatif très marqué du climat sur les changements d'abondance (Table 12). Ceci est en accord avec les résultats d'autres études sur le rôle du climat dans la détermination des distributions des espèces (Barbet-Massin and Jiguet, 2011; Huntley et al., 2006). Par ailleurs, les résultats (Table 12) mettent en évidence, dans une moindre mesure, l'impact négatif de la perte de surface agricole sur les populations d'oiseaux. Cependant, l'effet moyen positif des scénarios d'assolements, qui permettent de compenser l'effet négatif de la diminution d'habitats agricoles, nous amènent à penser qu'il existe des solutions pour améliorer l'état des populations d'oiseaux en milieu agricole face aux contraintes des scénarios climatiques et d'usage des sols.

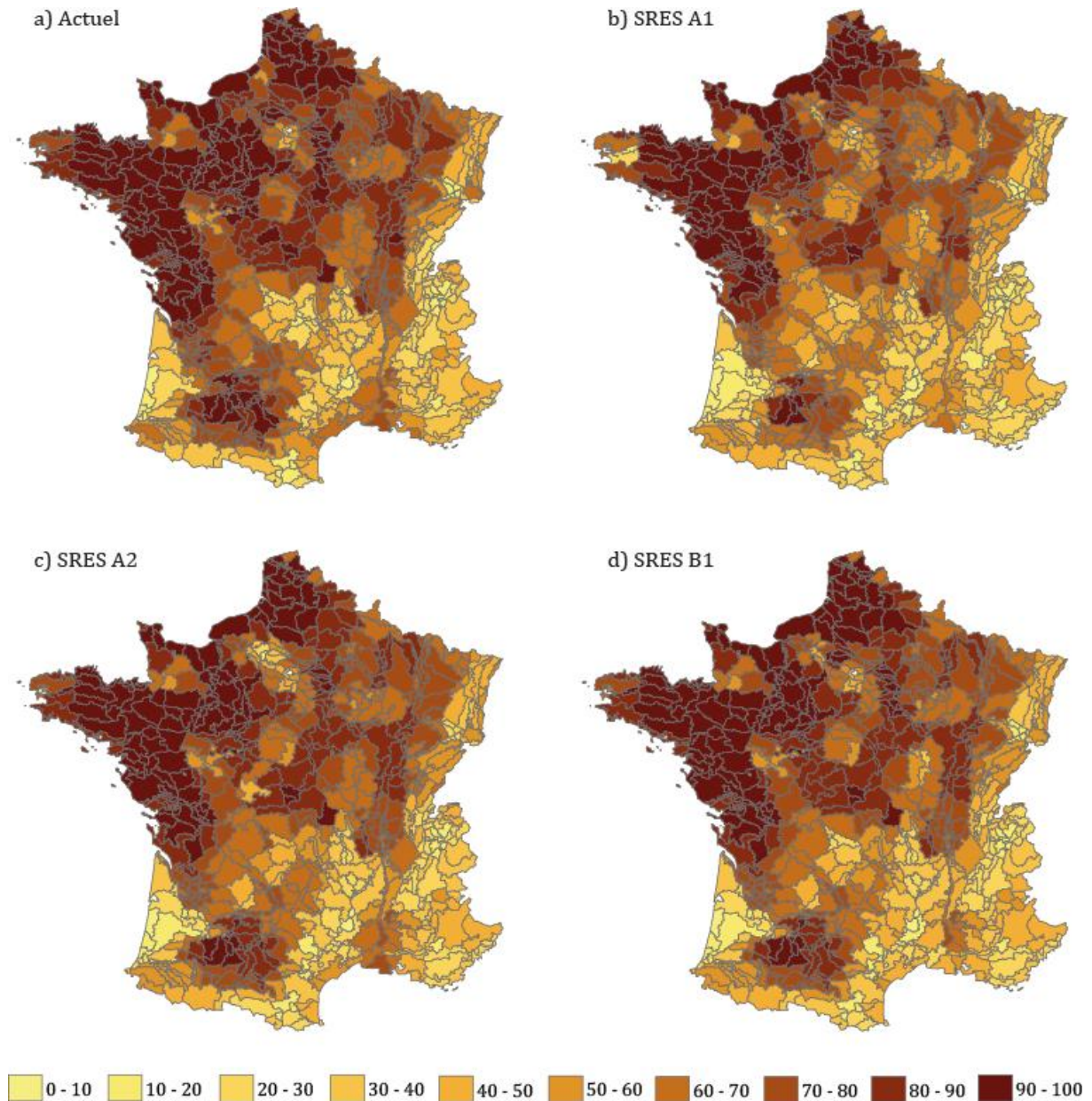


Figure 25. Proportion de surface agricole par petite région agricole a) en 1970, b) en 2050 avec le scénario SRES A1, c) en 2050 avec le scénario SRES A2, d) en 2050 avec le scénario SRES B1. Ces valeurs ont été calculées à partir des projections du modèle IMAGE à l'échelle d'une grille de pixels de 50km x 50km. La proportion régionale de surface agricole a été calculée comme la somme des proportions de i) pâturages herbagers ou cultivés, ii) zones cultivées et gérées, et iii) mosaïques de terres cultivées/habitats naturels. Ces variables ont été extraites des 19 types de couverture du sol disponibles dans le modèle IMAGE 2.4 (MNP, 2006), développé à l'échelle d'une grille de résolution 0.5° (pixels de 50km x 50km) pour toutes les décennies depuis 1960. Les variables ont été extraites à l'aide d'un logiciel SIG, et mises à l'échelle des PRA en faisant la moyenne pondérée par la proportion de PRA incluse dans les pixels. Les projections futures ont été obtenues à partir des trois scénarios SRES A1, A2 et B1 du modèle IMAGE 2.4.

Environmental changes	Mean	SD
Climate	-0.255	0.008
Land Use	-0.036	0.001
Farmland cover	0.037	0.002
Land Use + Farmland cover	0.005	0.002
Climate + Land Use + Farmland cover	-0.242	0.004

Table 12. Changements moyens ('Mean'), et erreurs standards (SD) associées, des abondances régionales prédites des populations d'oiseaux en réponse à différentes combinaisons de modifications de l'environnement : climat ('Climate'), proportion d'habitats agricoles ('Land Use') et assolements ('Farmland cover') (**Manuscrit 4**).

Notre étude prédit une diminution très forte des populations sous l'effet du climat. De récents travaux ont mis en évidence une forte corrélation entre les prédictions d'adéquation climatique et les variations spatiales de distribution des espèces. Cependant, ils ont également montré que les résultats des modèles d'enveloppes climatiques expliquaient très peu la variation de l'abondance des espèces (VanDerWal et al., 2009). L'hypothèse est que lorsque l'adéquation climatique est élevée, l'espèce peut être abondante, mais pas nécessairement. En effet, à de larges échelles spatiales - comme c'est le cas dans notre étude - il est souvent possible d'identifier les facteurs définissant la capacité de charge maximum d'une espèce sans pour autant déterminer complètement l'abondance dans tous les sites de la distribution (voir par exemple Cade et al., 1999; Vaz et al., 2008). Vraisemblablement, d'autres facteurs abiotiques non mesurés (par ex. le microclimat) ou des contraintes telles que les interactions biotiques ou une capacité de dispersion limitée, peuvent diminuer l'abondance dans certaines régions malgré tout adéquates (VanDerWal et al., 2009). Une standardisation de cet effet fort du climat a donc été effectuée pour nous permettre de mieux apprécier les performances des scénarios d'assolements (combinés aux changements de proportions d'habitats agricoles) sur les changements d'abondance des oiseaux communs.

Avec cette étude nous mettons en évidence que si les tendances agricoles actuelles persistent, le déclin observé ces dernières décennies des abondances d'oiseaux communs en milieu agricole devrait continuer (scénario Trend de la Figure 26). A l'inverse, des changements de politiques publiques favorisant une agriculture plus extensive semblent à même de pouvoir compenser (dans une certaine mesure) les effets des changements climatiques et de disponibilité d'habitats agricoles (effet moyen Farmland Cover de la Table 12; différents scénarios illustrés sur la (Figure 26). Cependant, nos résultats montrent que les réponses des oiseaux communs diffèrent fortement en fonction de leurs exigences écologiques. Les différences de réponses aux scénarios d'assolement sont nettement visibles entre les espèces spécialistes agricoles et les espèces généralistes (Figure 26), mais également au sein des spécialistes agricoles en fonction de la spécialisation des espèces aux habitats arables ou aux habitats prairiaux (Figure 26).

a)

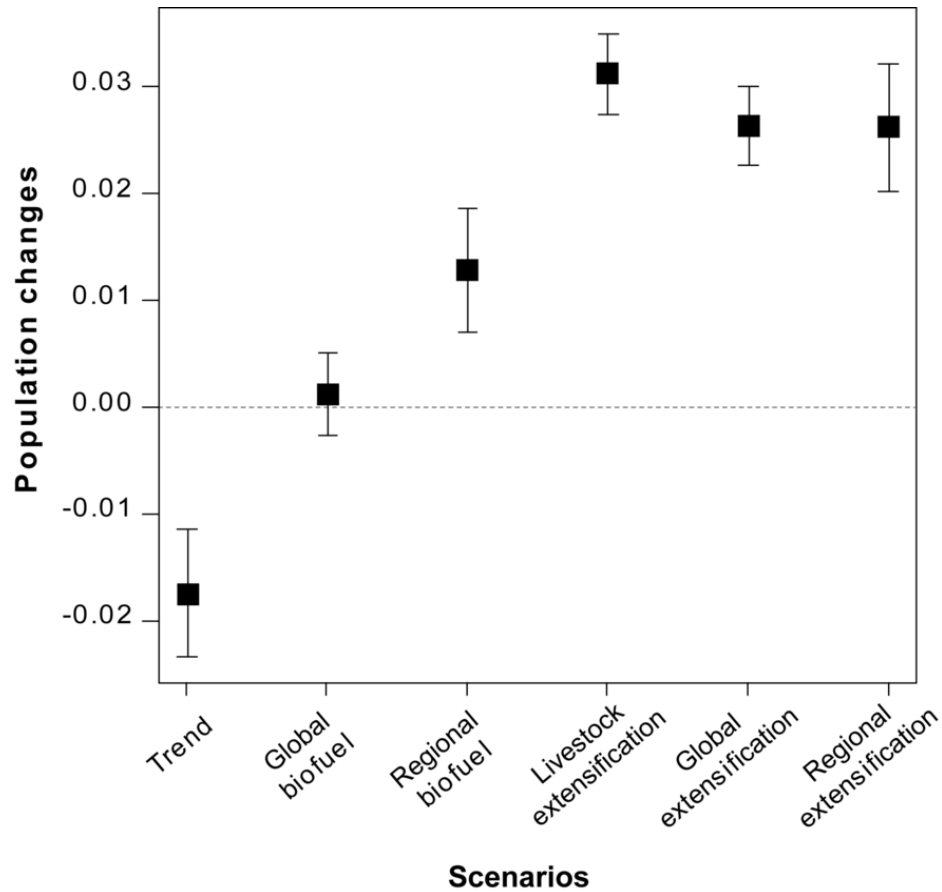
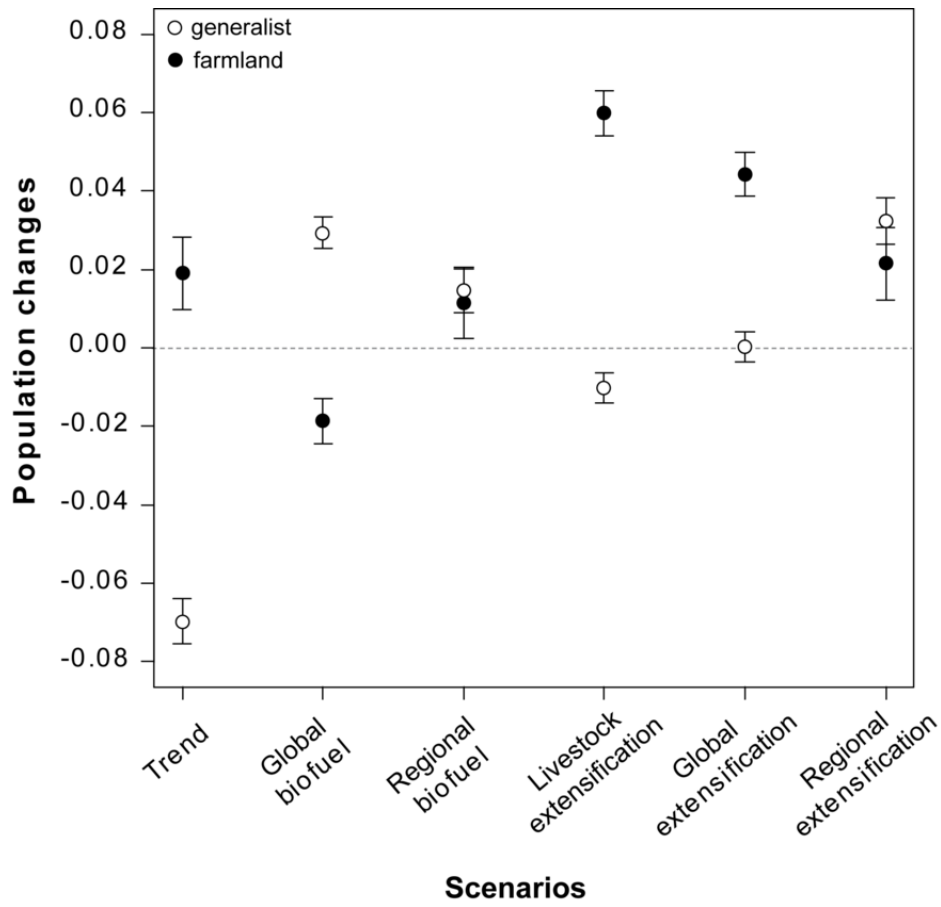
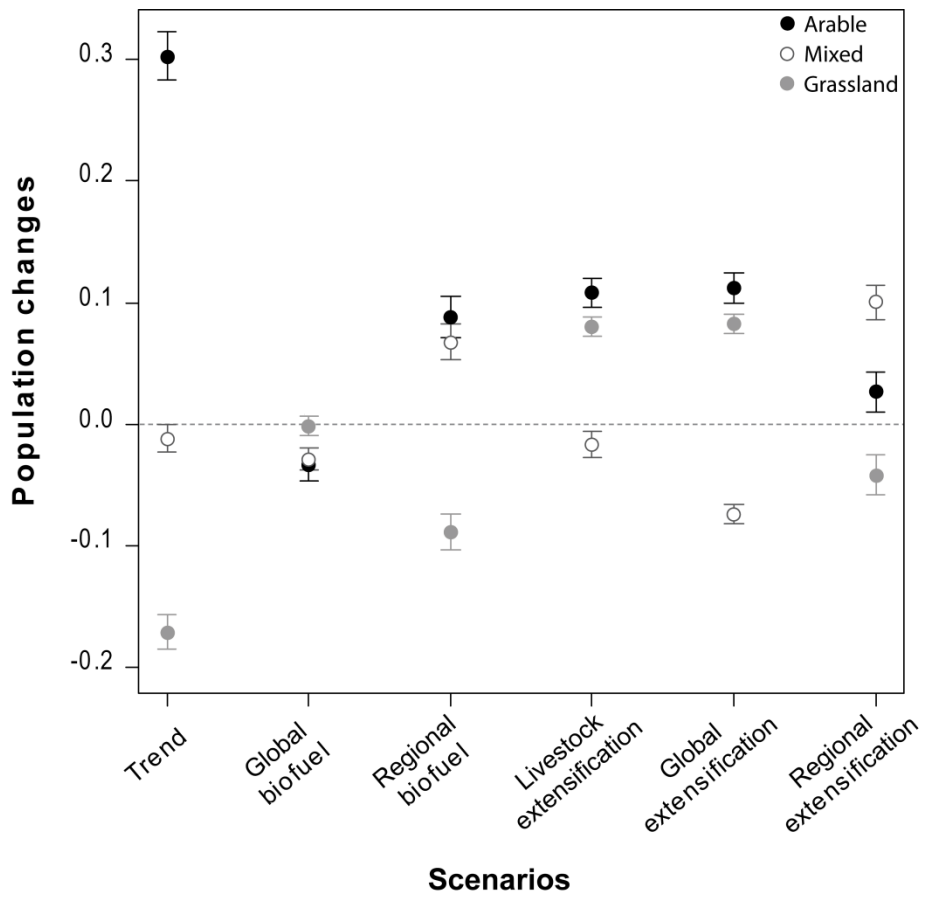


Figure 26. Changements moyens d'abondance (a) des populations d'oiseaux communs (b) des oiseaux communs en fonction de leur spécialisation à l'habitat et (c) des spécialistes agricoles en fonction de leur spécialisation aux habitats prairiaux, en réponse aux différents scénarios d'assolements. Le changement moyen des populations sous scénario climatique seul a été pris comme valeur de référence et a été fixé à 0. Le changement moyen des populations a été obtenu en faisant la moyenne des changements d'abondances régionales de l'ensemble des espèces (n=34), pondérée par le ratio de la surface de la PRA sur le nombre de points STOC dans la PRA correspondante (Voir les détails des méthodes dans le Manuscrit 4). Trend= Tendanciel, Global biofuel= Agro-carburants Global, Regional biofuel = Agro-carburants régional, Livestock extensification = Retour à l'herbe, Global extensification = Extensification globale, Regional extensification = Extensification régionale. (**Manuscrit 4**)

b)



c)



Compte tenu des variations de réponses de l'abondance des espèces d'oiseaux communs aux différents scénarios d'assolements, nous nous sommes intéressés dans une seconde étude à la réponse des différents compartiments de la communauté à travers divers indicateurs écologiques. Ces indicateurs nous renseignent à la fois sur les variations d'abondance de différents groupes d'espèces, différenciés en fonction de leur spécialisation à l'habitat, et sur les variations de la structure des communautés en terme de diversité des espèces, de composition de la chaîne trophique et de spécialisation des communautés (voir Encart 3 page 34). Etant donné l'impact significatif du changement climatique, et dans une moindre mesure, du changement de disponibilité des habitats agricoles, tous deux dérivés d'un scénario SRES moyen (voir détails méthodologiques du **Manuscrit 4**), dans cette seconde étude nous avons considéré les trois scénarios SRES A1B, A2 et B1, indépendamment les uns des autres. Les adéquations climatiques de chaque espèce ont donc été prédites sous chaque scénario climatique SRES (les détails méthodologiques sont donnés dans le **Manuscrit 5**), de même pour les changements de surface agricole, sans être moyennés par la suite.

En accord avec les prédictions du GIEC (IPCC, 2007), nos résultats mettent en évidence un impact négatif des changements climatiques et d'usage des sols (diminution de la surface agricole) en France sur les populations d'oiseaux communs des milieux agricoles (Table 13), d'autant plus prononcé pour le scénario A1.

SCENARIOS		INDICATORS							
SRES		FBI	cropFBI	grassFBI	mixedFBI	GBI	Shannon	CSI	CTI
A1	<i>Climate</i>	0.408	0.274	0.603	0.362	0.797	0.975	0.941	1.004
	<i>Farmland area</i>	0.905	0.861	0.949	0.891	0.946	0.995	0.993	0.999
A2	<i>Climate</i>	0.475	0.368	0.729	0.347	0.841	0.980	0.955	1.006
	<i>Farmland area</i>	0.972	0.958	0.987	0.967	0.986	0.999	0.998	1.000
B1	<i>Climate</i>	0.534	0.431	0.763	0.410	0.884	0.982	0.961	1.005
	<i>Farmland area</i>	0.975	0.970	0.981	0.971	0.985	0.999	0.998	1.000

Table 13. Réponses prédites des différents indicateurs écologiques à différents scénarios SRES de changement climatique seul ('Climate') et de changements de surface agricole seuls ('Farmland area'), i.e. sans changement des assolements (**Manuscrit 5**).

Les scénarios climatiques ont un effet négatif particulièrement important sur les indicateurs d'abondances des espèces, ce qui cohérent avec les résultats précédents concernant les changements de populations en réponse à un scénario climatique moyen. Néanmoins, comme

pour l'étude précédente, lorsque cet effet du climat est standardisé pour une meilleure « visibilité » des résultats, certains scénarios d'assolements se révèlent particulièrement performants pour améliorer la biodiversité des communautés d'avifaune commune en milieu agricole. La Figure 27 illustre les variations de réponses entre les différents indicateurs écologiques, les scénarios d'assolements et de changements de surface agricole (dérivés des scénarios SRES) étant classés selon leur performance, et la réponse au changement climatique seul pour chaque scénario SRES ayant été prise comme valeur de référence (i.e. indicateur fixé à 1 après effet climat).

Les réponses prédites des indicateurs écologiques aux différents scénarios d'assolements rejoignent celles mises en évidence précédemment avec les changements de populations en ce sens que, pour les communautés dans leur ensemble, la poursuite des tendances agricoles actuelles semblent être le scénario le plus néfaste en termes de diversité des espèces, avec des communautés plus spécialisées, mais de niveau trophique moyen faible. Ces résultats sont cohérents avec ceux d'autres études sur les effets passés et potentiels futurs de l'intensification agricole sur les oiseaux nicheurs (Butler et al., 2007; Donald et al., 2001; Doxa et al., 2010). Cependant, comme nous avons pu le montrer avec l'étude précédente cet impact négatif ne ressort pas pour toutes les espèces qui composent la communauté. En effet, les spécialistes agricoles et en particulier les espèces de milieux ouverts (spécialistes des zones de cultures), telles que l'Alouette des champs ou la Caille des blés, semblent être plus favorisées par un scénario tendanciel. Ce résultat ne semble pas en adéquation avec les corrélations établies entre le déclin des oiseaux agricoles et l'intensification des pratiques (Benton et al., 2002; Donald et al., 2006). Cela est cependant cohérent avec le ralentissement du déclin des populations françaises observé ces dernières années (voir Figure 6) (Jiguet, 2012), et avec le fait que le scénario Tendanciel tel qu'il a été développé correspond plus à une homogénéisation des assolements et une forte diminution des prairies permanentes sur l'ensemble du territoire qu'à une intensification des pratiques (par une augmentation des intrants et une mécanisation accrue). Ces changements agricoles sont, de fait, plus favorables aux espèces spécialistes des milieux très ouverts, de cultures intensives, qui tirent vers le haut les réponses des populations agricoles (FBI) et le niveau de spécialisation des communautés (CSI). Ces résultats soulignent l'importance de considérer les traits des espèces dans l'écologie des communautés, d'autant plus lorsque les conclusions sont susceptibles d'être appliqués aux politiques publiques agricoles et de conservation (les MAE par exemple).

a) **FBI**

Trend	1.075	1.133	1.149
L.Ext.	1.039	1.081	1.08
R.Ext.	1.009	1.039	1.054
G.Ext.	1.005	1.036	1.053
G.Biof.	0.997	1.022	1.037
R.Biof.	0.999	1.024	1.031
	A1	A2	B1

b) **GBI**

R.Ext.	1.037	1.077	1.077
G.Biof.	1.007	1.044	1.047
R.Biof.	0.979	1.008	1.011
L.Ext.	0.959	0.993	0.985
G.Ext.	0.956	0.989	0.985
Trend	0.946	0.973	0.978
	A1	A2	B1

c) **crop FBI**

Trend	1.204	1.349	1.411
G.Ext.	1.068	1.126	1.183
L.Ext.	1.01	1.051	1.062
G.Biof.	0.981	0.987	0.994
R.Biof.	0.96	0.959	0.956
R.Ext.	0.892	0.877	0.858
	A1	A2	B1

d) **grass FBI**

L.Ext.	1.191	1.236	1.268
R.Ext.	1.18	1.25	1.232
G.Ext.	1.069	1.112	1.124
Trend	0.995	1.012	1.03
G.Biof.	0.992	1.01	1.021
R.Biof.	0.969	0.975	0.994
	A1	B1	A2

e) **Shannon**

L.Ext.	1.007	1.01	1.01
R.Ext.	1.006	1.01	1.01
G.Ext.	1.001	1.004	1.005
R.Biof.	0.984	0.986	0.986
G.Biof.	0.982	0.984	0.984
Trend	0.974	0.974	0.974
	A1	B1	A2

f) **CSI**

Trend	1.109	1.122	1.124
R.Biof.	1.03	1.035	1.037
G.Biof.	1.022	1.026	1.029
G.Ext.	1.022	1.027	1.027
L.Ext.	1.015	1.02	1.02
R.Ext.	0.972	0.97	0.97
	A1	B1	A2

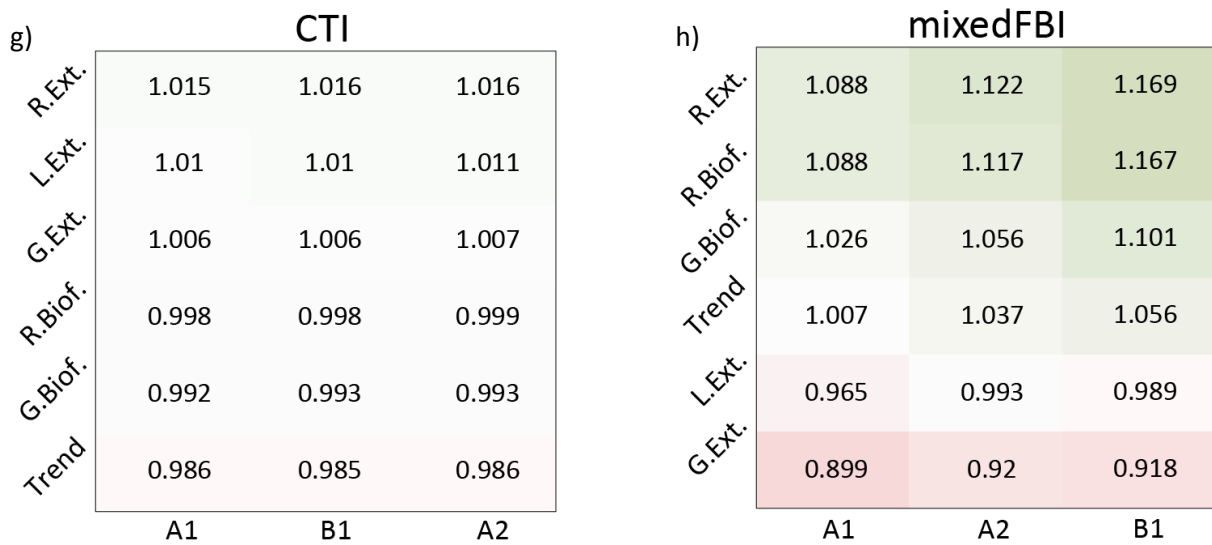


Figure 27. Réponses des différents indicateurs écologiques aux différentes combinaisons des scénarios SRES (A1, A2, B1) et des scénarios d'assolements (Trend = Tendancier, G.Biof. = Agro-carburants global, R.Biof. = Agro-carburants régional, L.Ext. = Retour à l'herbe, G.Ext. = Extensification globale, R.Ext. = Extensification régionale). L'effet du climat a été standardisé pour chaque scénario SRES, et a été utilisé comme valeur de référence (i.e. 1) pour comparer les réponses aux scénarios d'assolements. Pour chaque indicateur, les valeurs ont été classées en fonction de la performance des scénarios les uns par rapport aux autres. Plus l'indicateur décroît et plus il tend vers le rouge, plus il augmente et plus il tend vers le vert (**Manuscrit 5**).

L'impact négatif des scénarios de développement d'agro-carburants apparaît assez homogène sur l'ensemble des communautés, sauf pour les espèces des systèmes agricoles mixtes qui comme les espèces généralistes semblent bénéficier de ces politiques agricoles. Il en résulte alors une homogénéisation biotique des communautés d'avifaune commune présentes dans les milieux agricoles, phénomène ayant déjà été observé récemment (Filippi-Codaccioni et al., 2010). Les politiques de développement des agro-carburants engendrent une réduction de la diversité des cultures et une augmentation du retournement d'une part importante des surfaces de prairies temporaires (incluant les jachères) dans les zones arables pour être remplacées par des cultures liées aux bioénergies. De telles politiques tendent à réduire la biodiversité dans les communautés d'avifaune commune présentes en milieu agricole, et sont particulièrement défavorables pour les espèces ayant des exigences écologiques (ici en termes d'habitats) plus spécifiques. Des études ont mis en évidence que, plus que la modification de la structure des paysages agricoles, la diminution des rotations culturales - et donc la perte des jachères - était préjudiciable pour les oiseaux agricoles (Butler et al., 2010) et plus particulièrement pour certaines espèces (exemple de l'Alouette des champs et de la Perdrix grise dans l'article de Gevers et al., 2011).

A l'inverse, les scénarios d'extensification de l'agriculture - reposant notamment sur une augmentation des surfaces de prairies - semblent être les plus performants pour promouvoir les populations et la diversité fonctionnelle des communautés d'oiseaux communs en milieu agricole. De telles communautés présentent des avantages particuliers pour l'agriculture, car elles sont plus résistantes aux changements globaux (Keesing et al., 2010) et sont susceptibles de fournir des services écosystémiques plus diversifiés et durables (Altieri, 1999; Tilman et al., 2002). L'intérêt de la gestion extensive des prairies dans la préservation des populations d'oiseaux avait déjà été mis en avant dans différentes études (Britschgi et al., 2006; Fuller et al., 1995; Heikkinen et al., 2004). Par exemple, Doxa et al (2010; 2012) ont mis en évidence les bénéfices liés aux zones agricoles de Haute Valeur Naturelle pour les espèces des milieux agricoles, et leur rôle dans la prévention de l'homogénéisation biotique au sein des communautés d'oiseaux. Les scénarios d'extensification conduisent cependant à des réponses contrastées entre les pools d'espèces en fonction de l'échelle de mise en œuvre des politiques publiques. Cependant, le scénario Retour à l'herbe, favorisant l'augmentation des prairies extensives dans les zones d'élevage et les zones agricoles mixtes et le statu quo dans les zones arables, semble bénéficier à l'ensemble des composantes des communautés d'oiseaux - contrairement aux deux autres scénarios d'extensification - avec des effets positifs plus ou moins forts. De plus, un tel scénario conduit à une amélioration plus marquée des tendances des

spécialistes agricoles, en particulier pour les spécialistes des milieux très ouverts et des prairies (avec une forte augmentation pour ces derniers).

En outre, l'évaluation de tels scénarios nous apporte des éléments d'informations importants concernant l'application des politiques publiques dans les prochaines décennies. Les résultats que nous avons obtenus avec ces deux études nous permettent d'avancer que la régionalisation des politiques publiques agricoles semble être bénéfique pour les populations d'oiseaux communs. La régionalisation des politiques agricoles résulte en des changements d'assolements spatialement hétérogènes entre les PRA, aussi bien pour le développement des agro-carburants que pour l'extensification agricole, conduisant à des réponses contrastées des oiseaux et ne bénéficiant pas aux mêmes pools d'espèces. La Figure 28 illustre ces effets contrastés de la régionalisation sur deux espèces aux caractéristiques écologiques différentes : l'Alouette des champs, espèce agricole spécialiste des milieux ouverts, et le Tarier des prés, espèce spécialiste des prairies et des milieux semi-ouverts.

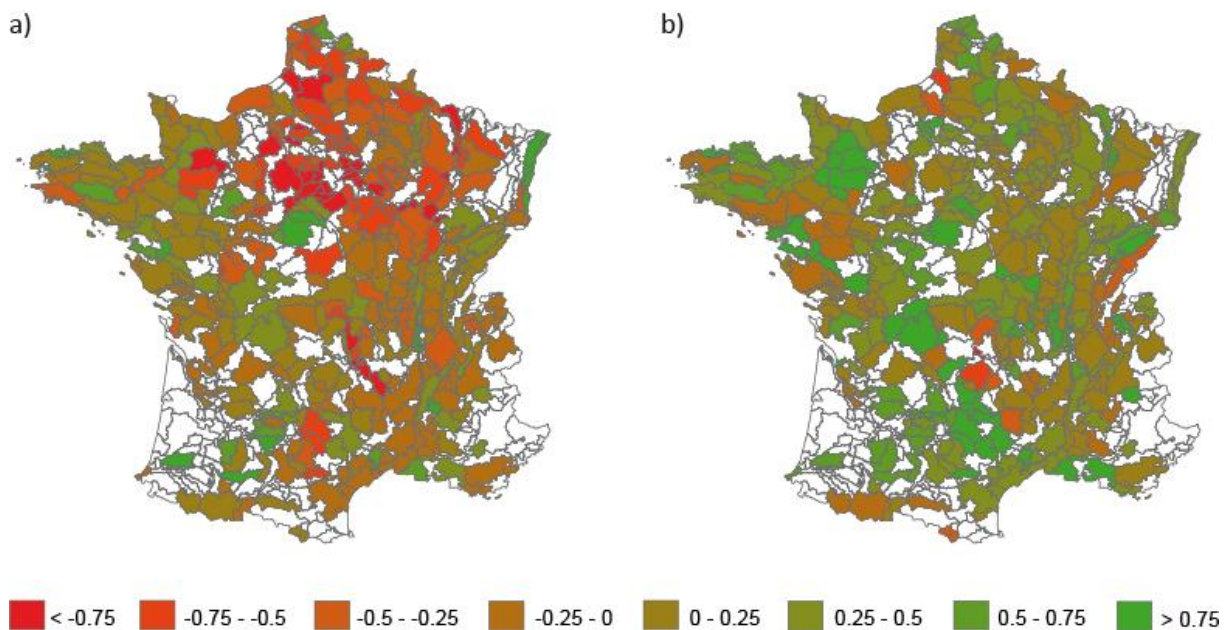


Figure 28. Changements d'abondance régionale de (a) l'Alouette des champs et (b) du Tarier des prés en réponse au scénario d'extensification régionale (Manuscrit 4).

Cet effet de la régionalisation se retrouve également au niveau des changements de disponibilité des habitats agricoles résultant des scénarios SRES. En effet, tandis que tous les indicateurs classent les scénarios climatiques dans le même ordre (avec A1 entraînant les plus graves déclinés et B1 le moins préjudiciable), pour les changements de surface agricole les réponses ne sont pas identiques, en particulier pour les espèces spécialistes des prairies. Ceci

peut s'expliquer par le fait qu'à l'échelle nationale la réduction des habitats agricoles est assez similaire entre les scénarios A2 et B1, respectivement -1.9% et -1.7% (A1 :- 7.4%), cependant dans avec le scénario A2 les changements sont plus régionalisés, et épargnent plus les zones d'élevage herbager (Massif Central notamment), milieux auxquels sont principalement inféodés les espèces 'prairiales'.

Enfin, la régionalisation des politiques publiques agricoles est plus appropriée pour mettre en œuvre des politiques qui tiennent compte des agrosystèmes régionaux. Des analyses post-hoc sur la réponse des indicateurs aux différents scénarios de changements environnementaux (climat et agriculture), nous permettent de mettre en évidence la prépondérance de l'effet de l'agrosystème dans la variance des réponses aux scénarios d'assolements. En effet, en fonction des changements de proportions de cultures/prairies, induits par les différents scénarios, les agrosystèmes ne contribuent pas de la même manière dans la réponse des oiseaux. Autrement dit, en fonction du scénario d'assolement, un même agrosystème peut avoir des effets très contrastés sur les communautés d'oiseaux. Par exemple, au sein des zones de grandes cultures de colza, les changements d'assolements induits par le scénario Tendancier conduisent à des communautés plus spécialisées (augmentation du CSI), tandis que les scénarios de développement des agro-carburants entraînent un déclin du CSI (Figure 30). Par ailleurs, pour un même scénario, un agrosystème peut avoir des effets antagonistes sur les différentes composantes des communautés d'avifaune commune. C'est le cas par exemple des zones spécialisées en grandes cultures, où la mise en œuvre de politiques publiques d'intensification agricole (sc. Tendancier et Agro-carburants) favorise les spécialistes agricoles (Figure 30), mais entraîne une baisse du niveau trophique moyen des communautés (Figure 31).

En examinant à la fois les changements prédits des populations d'oiseaux et les changements de structure des communautés dans chaque agrosystème, il semble possible de trouver des politiques agricoles qui maximisent les avantages pour les communautés d'oiseaux dans son ensemble, grâce à des changements de couverture des terres agricoles spécifiques à des systèmes agricoles régionaux. L'exercice peut ici être tenté, en dressant tout d'abord une brève synthèse des effets d'interactions entre les agrosystèmes et les scénarios d'assolements sur les différentes composantes des communautés (Figures 29 à 36).

Le scénario Tendancier est fortement préjudiciable à la diversité spécifique (Figure 29) et trophique des communautés (Figure 31) dans les différents systèmes de grandes cultures, de même que dans les systèmes d'élevage semi-extensif de montagne. A l'inverse les scénarios

d'extensification conduisent à des communautés plus diversifiées dans la plupart des agrosystèmes, avec quelques différences en fonction de l'échelle de mise en œuvre des politiques. Dans les systèmes d'élevage, mixtes et diversifiés, les scénarios d'extensification régionale et le scénario Agro-carburants régional (qui favorise l'extensification des prairies dans les zones d'élevage) conduisent à des communautés plus diversifiées et de niveau trophique plus élevé, avec une amélioration plus marquée avec le scénario Retour à l'herbe. Dans les systèmes de grandes cultures, en revanche, c'est le scénario Extensification global qui est le plus favorable.

En ce qui concerne le niveau moyen de spécialisation des communautés (Figure 30), le scénario Tendanciel est le plus favorable aux espèces spécialistes agricoles dans les agrosystèmes de grandes cultures ; cependant, il semble que le scénario Extensification global appliqué dans ces zones puisse permettre de maintenir un niveau moyen de spécialisation tel qu'on le trouve actuellement, voir même de l'augmenter légèrement dans les systèmes spécialisés en grandes cultures et ceux de grandes cultures de colza. Pour les systèmes d'élevage, comme dans les systèmes mixtes ou diversifiés, leur contribution aux seins des différents scénarios d'assolements est assez similaire à celle des systèmes de grandes cultures, avec une nuance toutefois : le scénario Tendanciel est défavorable aux spécialistes agricoles dans les systèmes d'élevage semi-extensif de montagne. Nous remarquons malgré tout que les différents scénarios d'extensification régionales dans ces agrosystèmes permettent, dans une moindre mesure, d'augmenter le niveau de spécialisation des communautés.

Concernant les espèces agricoles (Figure 32), il convient de différencier les espèces de milieux cultivés très ouverts (Figure 33) des espèces spécialistes des prairies (Figure 34). Les spécialistes des systèmes de grandes cultures ayant un indice de spécialisation (SSI) très élevé, leurs réponses conditionnent en partie les variations du niveau moyen de spécialisation des communautés. Les tendances de ces deux indices au sein de chaque agrosystème sont donc assez similaires, les conclusions également. Nous ferons toutefois remarquer que dans les systèmes d'élevage à base de maïs, bien que le scénario Tendanciel (favorisant la conversion de ces agrosystèmes vers des systèmes mixtes) soit le plus favorable aux spécialistes des grandes cultures, les scénarios d'extensification sont également à même d'améliorer les tendances de ces populations. En ce qui concerne les spécialistes des prairies, les systèmes d'élevage semi-extensif de montagne semblent toujours favorables à ces espèces quel que soit le scénario de changements d'assolements, avec une amélioration plus marquée engendrées par les scénarios régionaux (Agro-carburants, Retour à l'herbe et Extensification). Ces mêmes scénarios sont également favorables dans les systèmes d'élevage à base de maïs fourrage. En outre, le scénario Retour à l'herbe est le seul qui favorise les populations de spécialistes des prairies dans les agrosystèmes mixtes/diversifiés.

Enfin, le scénario Tendanciel conduit à une baisse des généralistes (Figure 36) dans l'ensemble des agrosystèmes. Les effets des autres scénarios sont assez variés dans les agrosystèmes, mais une tendance semble se dégager dans les systèmes d'élevage à base de maïs et les agrosystèmes mixtes/diversifiés où les scénarios d'extensification régionale, mais également de développement des agro-carburants, semblent plus favorables.

Nous pouvons donc conclure que pour promouvoir l'ensemble (ou presque) des composantes des communautés d'oiseaux, un scénario « idéal » d'évolution des assolements dans les paysages agricoles français devrait correspondre à la combinaison d'un scénario Retour à l'herbe et d'un scénario Extensification global, tels que développés dans cette thèse. Cela en différenciant les politiques mises en œuvre dans les systèmes de grandes cultures de celles mises en œuvre dans les systèmes d'élevage et les agrosystèmes mixtes/diversifiés – favorisant donc une régionalisation des politiques et des systèmes agricoles.

Les figures 29 à 36 ci-dessus présentent les effets estimés de l'interaction entre l'agrosystème régional initial et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux prédits des différents indicateurs oiseaux considérés dans cette dernière étude (**Manuscrit 5**). Les résultats ont été estimés à partir du meilleur modèle pour chaque indicateur, issu de la procédure de sélection (voir ci-dessus), testant les effets des scénarios SRES, des scénarios d'assolements, de l'agrosystème initial et de leurs interactions (lorsqu'elles étaient significatives) sur les valeurs prédites d'indices à l'échelle régionale (PRA).

Légende des figures :

- E base maïs
- EP Semi-Ext
- EM Semi-Ext
- GC colza
- GC rotations div
- Spécialisation GC
- Diversification
- Mixtes

Abbréviations : E base maïs = Elevage à base de maïs ; EP Semi-Ext = Elevage semi-extensif de plaine ; EM = Elevage semi-extensif de montagne ; GC colza = Grandes cultures colza tête d'assolement ; GC rotations div = Grandes cultures rotations diversifiées ; Spécialisation GC = Spécialisation grandes cultures ; Diversification = Diversification depuis élevage ; Mixtes = systèmes agricoles mixtes.

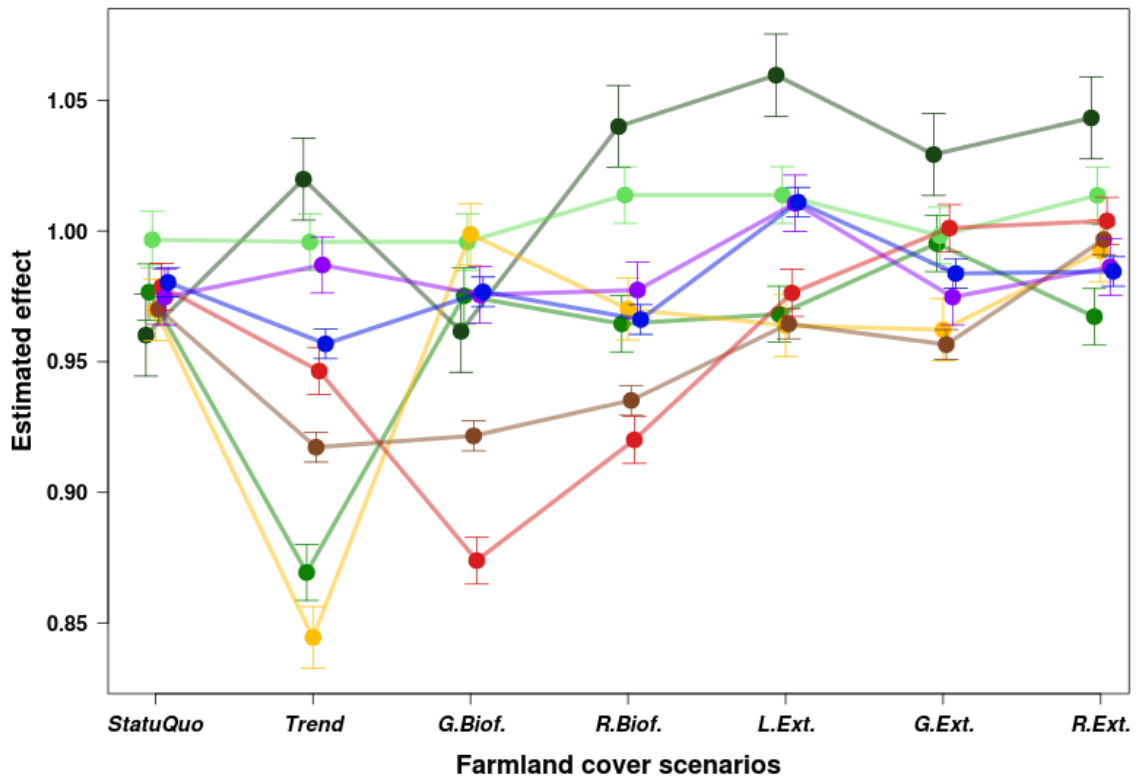


Figure 29. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice de Shannon.

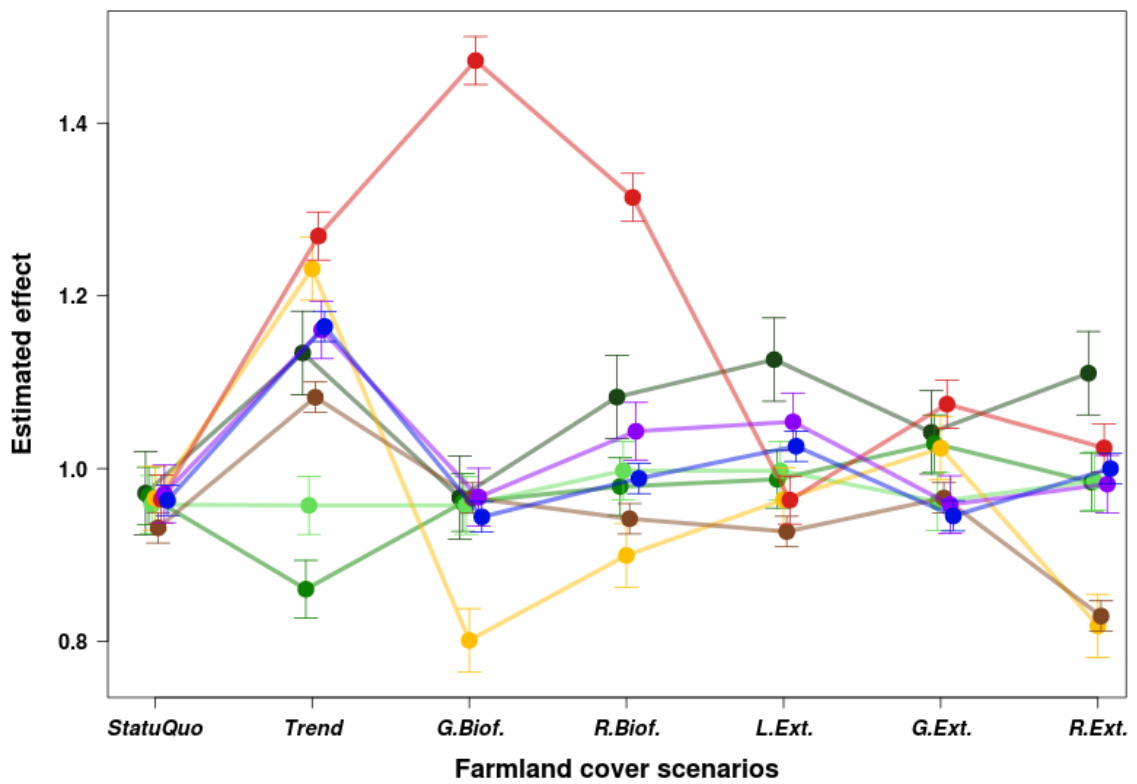


Figure 30. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice de spécialisation des communautés (CSI).

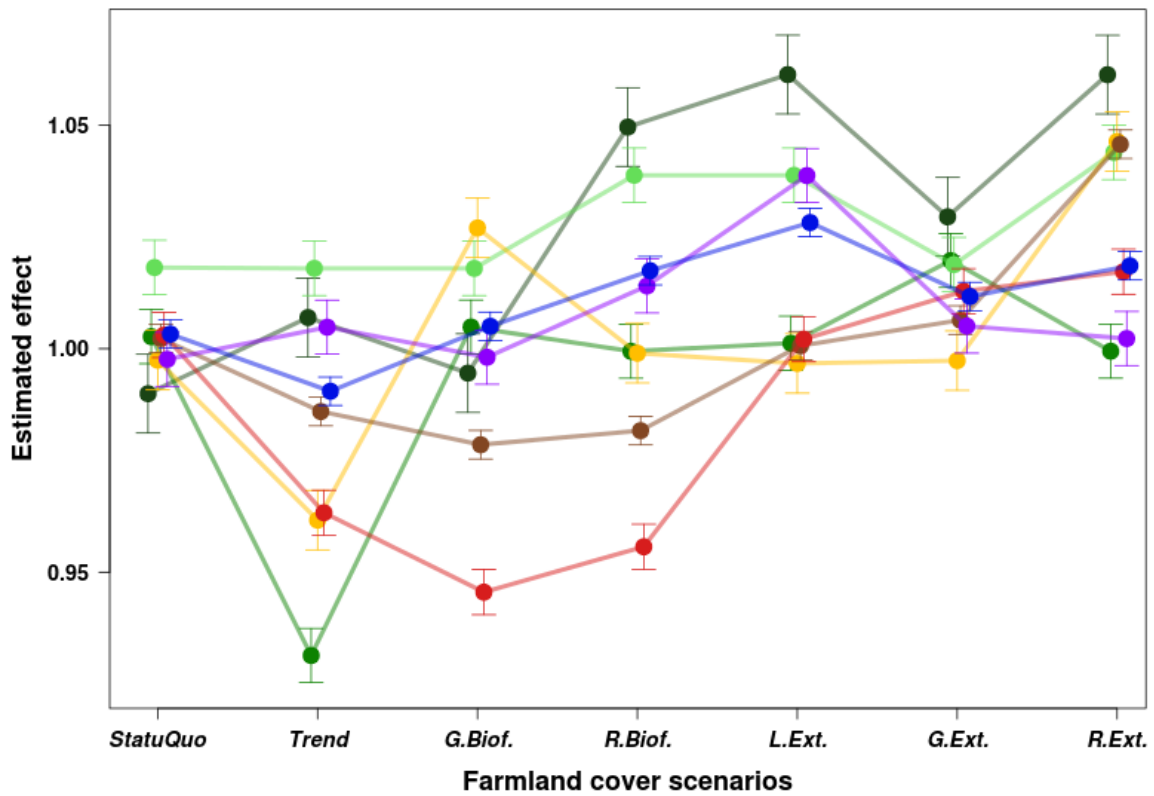


Figure 31. Effets de l'interaction entre les agroécosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice trophique des communautés (CTI).

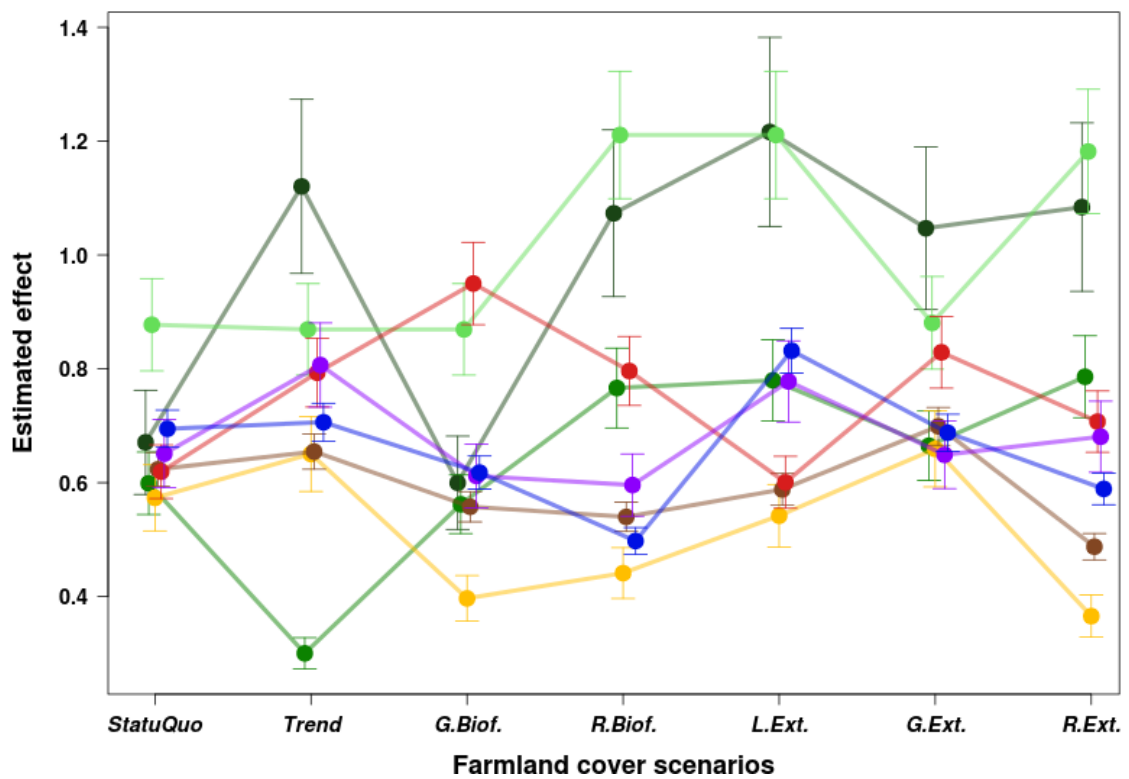


Figure 32. Effets de l'interaction entre les agroécosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice d'abondance des spécialistes agricoles (FBI).

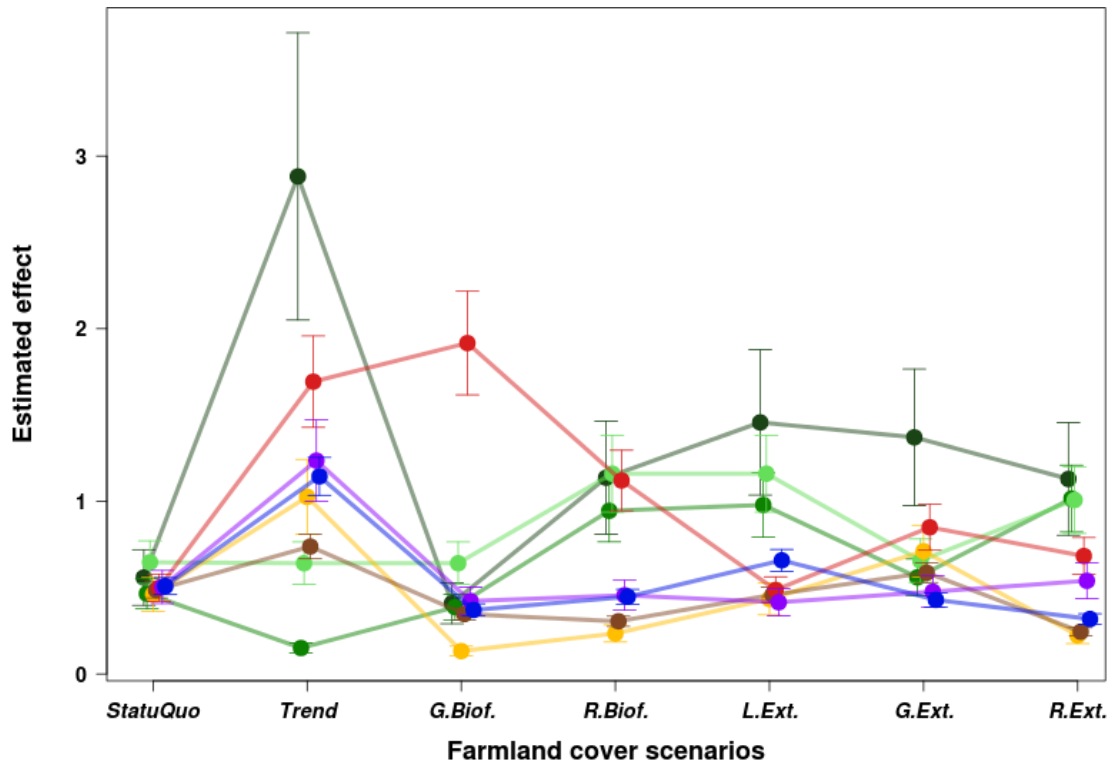


Figure 33. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice d'abondance des spécialistes des milieux cultivés (cropFBI).

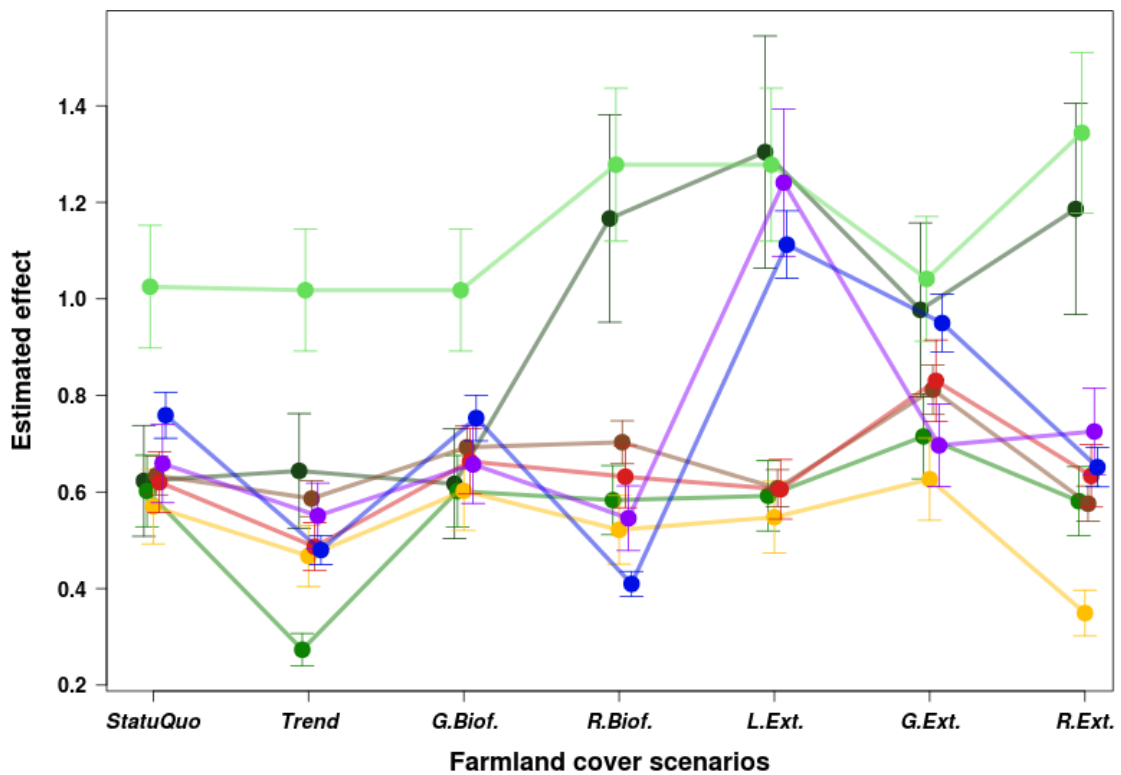


Figure 34. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice d'abondance des spécialistes des milieux cultivés (grassFBI).

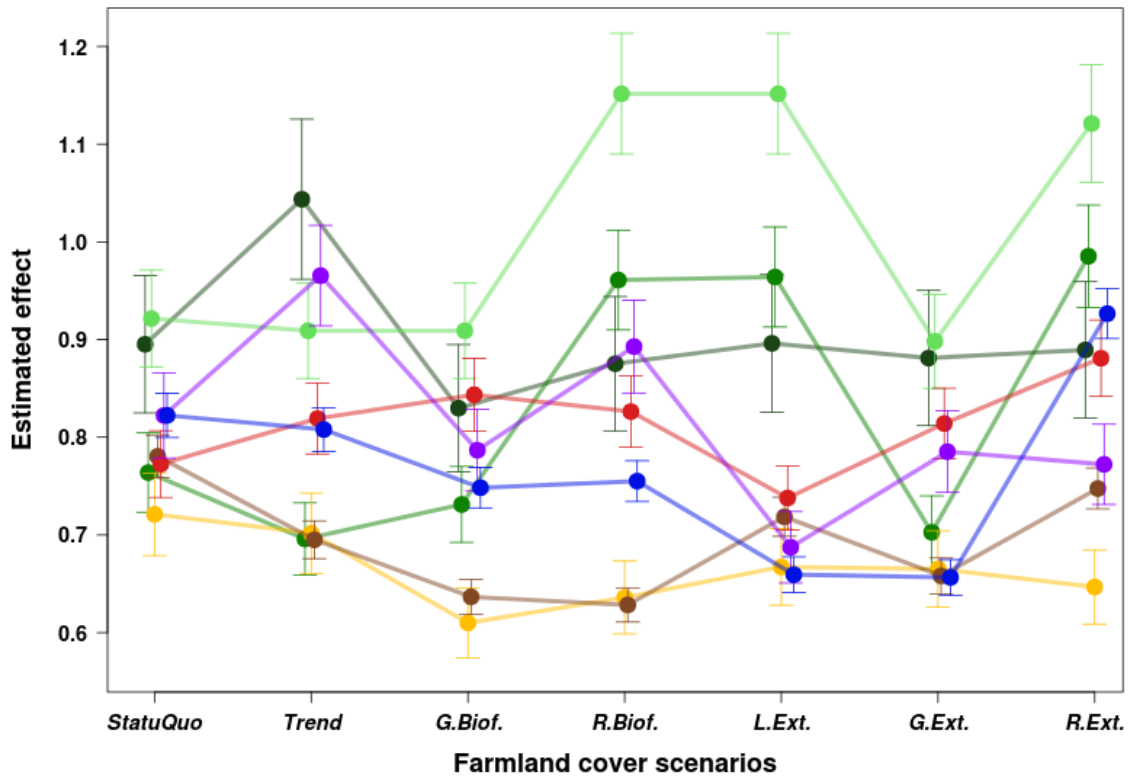


Figure 35. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice d'abondance des spécialistes des milieux cultivés (grassFBI).

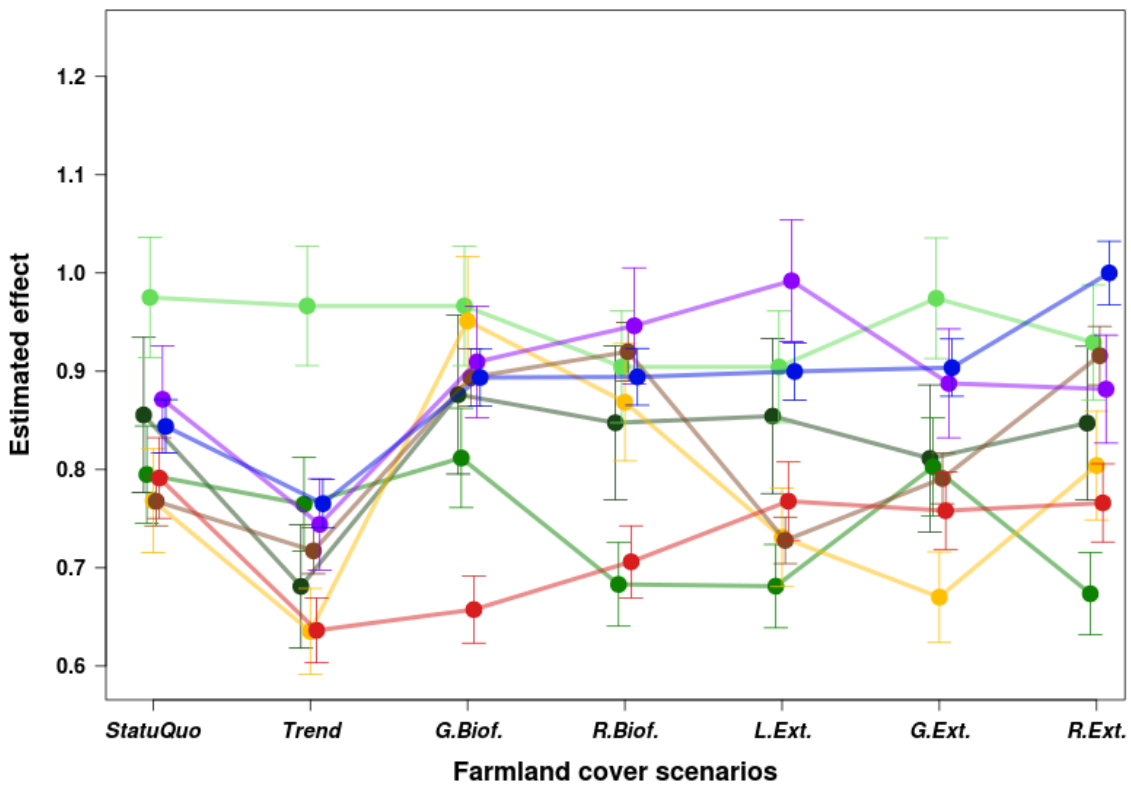


Figure 36. Effets de l'interaction entre les agrosystèmes initiaux et les scénarios d'assolements sur les changements régionaux (PRA) prédits de l'indice d'abondance des espèces généralistes (GFI).

Conclusion générale

Les impacts écologiques et environnementaux liés aux utilisations des sols, longtemps considérés comme une question locale, sont en train de devenir un enjeu d'importance globale (Foley et al., 2005). Les modifications d'utilisation du sol ont causé des déclinés dans la biodiversité à travers la perte, la modification et la fragmentation des habitats (Pimm and Raven, 2000). En Europe, ces changements concernent principalement les paysages agricoles, où l'intensification des pratiques agricoles des dernières décennies a engendré une diminution de la proportion des habitats semi-naturels et par conséquent, une diminution de l'hétérogénéité des paysages (Benton et al., 2003; Stoate et al., 2001; Tschardt et al., 2005).

Dans cette thèse, je me suis attachée à apporter des éléments de réponse sur l'efficacité des mesures actuelles de conservation en milieu agricole, en l'occurrence les mesures agro-environnementales, mises en œuvre depuis plus d'une décennie sur la biodiversité, à travers les oiseaux nicheurs. Je me suis par ailleurs intéressée à l'impact potentiel des changements prédits d'usage des sols et d'assolements, dans un contexte de changement climatique, sur les communautés d'avifaune commune.

1. Synthèse des principaux résultats

Dans un premier temps, les résultats mettent en évidence que les mesures agro-environnementales récemment mises en œuvre en France ont des effets mitigés sur les populations d'oiseaux agricoles. Les MAE françaises semblent être localisées à des endroits appropriés pour promouvoir la biodiversité et sont potentiellement en mesure de maintenir l'abondance des oiseaux agricoles, mais il est probable qu'elles soient insuffisantes ou pas suffisamment spatialement mises en œuvre pour pouvoir inverser les tendances nationales négatives des populations. Cependant, les résultats sur les MAE herbagères sont plus optimistes en ce qui concerne la capacité de certaines de ces mesures à fournir des bénéfices oiseaux spécialistes des milieux agricoles. Il semble en effet que certaines mesures herbagères aient atteint leurs objectifs en répondant aux exigences écologiques des espèces. A titre d'exemple, la gestion des éléments linéaires semble efficace pour fournir des caractéristiques paysagères essentielles pour l'Alouette lulu. En outre, la gestion extensive des prairies a le potentiel pour améliorer la dynamique des populations d'espèces en déclin, comme par exemple le Bruant jaune. Enfin, ces évaluations viennent confirmer le fait qu'un ensemble de mesures, bien qu'elles

aient le même objectif de biodiversité, ne peuvent fournir des bénéfices uniformes en terme de conservation de la biodiversité.

Dans un second temps, l'analyse des impacts potentiels de différents scénarios PAC de changements agricoles montrent un déclin généralisé des populations d'oiseaux spécialistes agricoles, avec toutefois une relative stabilité avec le scénario 'CAP greening' (« écologisation de la PAC »). De plus, la variabilité régionale des réponses des spécialistes agricoles au sein d'un même scénario, suggère qu'il serait plus pertinent de développer des scénarios à fine échelle spatiale, tenant compte de la diversité des systèmes agricoles en France. Ensuite, les prédictions des impacts potentiels de scénarios de changements d'assolements (développés à l'échelle des PRA), combinés à des scénarios globaux de changements climatiques et d'usage des sols, mettent en évidence que la disponibilité des habitats joue un rôle dans l'ajustement des réponses dynamiques des oiseaux au changement climatique. En outre, de la même façon que l'efficacité des MAE dépend des exigences écologiques des espèces, les différentes composantes des communautés d'oiseaux montrent des réponses contrastées aux différents scénarios de changements agricoles. Les politiques publiques favorisant l'extensification de l'agriculture sont favorables à un plus grand nombre d'espèces. De plus, la régionalisation de politiques d'extensification sur l'ensemble des agrosystèmes pourrait permettre de maximiser la conservation des communautés de l'avifaune commune en milieux agricoles. Enfin, une analyse fine des impacts régionalisés de différents scénarios de changements agricoles sur les différentes composantes des communautés d'avifaune commune nous permet d'identifier les politiques les plus appropriées à chaque agrosystème afin de promouvoir à large échelle l'ensemble des espèces qui composent les communautés d'avifaune commune en milieu agricole. Aux vues des réponses prédites des différents indicateurs d'abondance et de structure des communautés aux scénarios d'assolement, dans les différents agrosystèmes, il semble qu'un scénario d'extensification à application régionale, différenciant les pratiques extensives mises en œuvre dans les zones d'élevage de celles mises en œuvre dans les zones arables – en termes de proportions de prairies extensives, de céréales, de cultures fourragères, etc. - puisse maximiser la conservation des oiseaux en milieux agricoles, sur l'ensemble du territoire.

2. Perspectives

2.1 *Efficacité des mesures actuelles de conservation en milieu agricole*

Bien que certains éléments de réponse concernant l'efficacité des MAE en France aient pu être apportés à travers ces deux évaluations, il semble cependant que des améliorations soient nécessaires à la fois en terme d'évaluation et en terme de mise en œuvre des mesures. D'un point de vue méthodologique, il y a naturellement des limites à l'utilisation de l'indice d'abondance des oiseaux communs comme unique mesure de réponse de la biodiversité aux mesures agro-environnementales. Une question critique pour cet indice est de savoir dans quelle mesure les oiseaux représentent l'évolution des tendances d'autres taxons. Billeter et al. (2008) ont montré qu'à large échelle, il était difficile d'utiliser un seul groupe d'espèces comme indicateur pour tous les autres. Bien que plusieurs études aient mis en évidence des tendances évolutives concomitantes entre les oiseaux et d'autres taxons (Thomas et al., 2004b), tels que les papillons, il est nécessaire de disposer d'indicateurs sur d'autres groupes flore messicole, microfaune du sol, invertébrés et pollinisateurs. Cela permettrait à la fois de rendre compte de la dynamique de la biodiversité dans sa globalité, de mettre en relation les différents éléments d'une communauté, notamment selon leurs liens trophiques et d'affiner les analyses concernant les oiseaux communs. En effet, si le but des mesures agro-environnementales est de protéger la biodiversité dans son ensemble, alors l'efficacité des MAE ne peut être évaluée de manière adéquate seulement si plusieurs groupes d'espèces indicatrices sont pris en compte dans les études.

Les mesures herbagères françaises sont considérées comme de mesures économiquement efficaces, en remplacement des primes animales, pour soutenir les revenus des agriculteurs dans le cadre du 2^e pilier de la PAC (Allaire et al., 2009). Cependant, l'absence de ciblage réel des mesures sur des enjeux environnementaux différenciés et zonés a fortement dilué leurs effets à l'échelle des 4,5 millions d'hectares engagés. Des options de gestion ciblées au niveau régional plutôt qu'à l'échelle nationale pourraient être plus efficaces (Whittingham, 2007). Par exemple, les efforts locaux ciblés de conservation pour le Bruant zizi dans le sud de l'Angleterre, par le biais du Countryside Stewardship Scheme, ont permis d'augmenter fortement l'abondance des populations dans les zones où les mesures ont été implantées (Peach et al., 2001). Malgré tout, les oiseaux spécialistes agricoles en déclin sont plus abondants dans les régions où des MAE favorable à la biodiversité sont mises en œuvre à plus grande échelle, et l'on peut suggérer que les mesures devraient être renforcées dans ces régions, notamment en

ciblant plus efficacement les espèces en fonction de leurs exigences écologiques et des pressions qu'elles subissent.

En ce qui concerne plus généralement les politiques mises en œuvre de conservation en milieu agricole, bien que la PAC dispose d'un fort potentiel pour contribuer à l'amélioration de la biodiversité dans les paysages agricoles, la réalisation des objectifs de biodiversité liés à l'agriculture ne peut se faire en reposant uniquement sur les mesures agro-environnementales. Elle nécessite en effet l'intégration d'autres politiques spécifiquement axées sur la biodiversité et les habitats (par exemple les directives Oiseaux et Habitats, le programme LIFE + et la mise en œuvre du réseau Natura 2000), et localement des politiques plus spécifiques telles que l'aménagement du territoire, même si les objectifs de biodiversité ne sont pas leur objectif premier. Atteindre les objectifs de biodiversité par le biais de la PAC peut devenir plus difficile ou plus coûteux si les processus politiques autres que les MAE poursuivent des objectifs différents voire opposés.

2.2 *Les scénarios d'évolution de l'agriculture : des outils d'aide à la décision*

L'élaboration de scénarios pour les systèmes couplés homme-nature et la modélisation des changements affectant la biodiversité en lien avec les sociétés et activités humaines peuvent jouer un rôle majeur pour évaluer différentes stratégies de développement et guider la prise de décision politique. Ceci est d'autant plus vrai que le devenir de la biodiversité dépend fortement des décisions prises aujourd'hui, et donc de la capacité de nos sociétés à anticiper les conséquences de ces décisions sur des échelles de temps allant de quelques années à plusieurs décennies. Ces décisions dépendent de compromis entre acteurs aux points de vue différents, qui supposent de pouvoir évaluer les concessions réciproques que ces décisions impliqueront dans le futur. Les scénarios, quantitatifs et qualitatifs, peuvent donc jouer un rôle clé dans l'évaluation des impacts des politiques publiques et des décisions/pratiques de gestion sur la biodiversité et les services écosystémiques, ainsi que des impacts des mécanismes de gouvernance de la biodiversité sur les activités socio-économiques. Ils peuvent également constituer une base solide pour le dialogue entre acteurs – science/société/politique – et pour des prises de décision proactives.

Une des originalités des scénarios développés dans cette thèse est leur élaboration à fine échelle spatiale, en intégrant les caractéristiques diversifiées des agrosystèmes français. L'approche développée pour évaluer les impacts potentiels de différentes orientations futures

de la Politique Agricole Commune a permis de mettre en évidence qu'une relative stabilité des tendances nationales des espèces pouvait masquer une variabilité importante entre régions. Etant donné la diversité des systèmes de production agricole dans les pays de l'UE, il serait intéressant d'appliquer le même type d'étude à l'échelle Européenne, afin d'orienter au mieux les politiques futures de la PAC dans l'objectif de concilier à la fois production et biodiversité. Par ailleurs, l'amélioration de ces scénarios pour les rendre encore plus réalistes est une perspective très intéressante. D'un point de vue agronomique, il pourrait en effet être intéressant d'intégrer d'autres composantes agricoles ayant montré un impact sur les dynamiques écologiques et économiques. C'est le cas par exemple d'éléments relatifs à l'intensité des pratiques agricoles. En effet, selon son niveau d'intensité, une même activité peut générer une qualité d'habitat complètement différente (disponibilité en insectes, destruction des nids) et donc avoir un impact différent sur les populations (Billeter et al., 2008; Kleijn et al., 2009). D'un point de vue économique, ces résultats étant susceptibles de contribuer à l'évaluation des politiques publiques pour le soutien à l'agriculture et la gestion de la biodiversité, cette étude pourrait être complétée par d'autres approches intégrant les facteurs économiques tels que les prix et les subventions agricoles, qui peuvent affecter les rendements des différentes utilisations des terres (Mouysset et al., 2012; Mouysset et al., 2011).

Dans un contexte de changement global, autre que les changements d'assolements au sein des surfaces agricoles, intégrer l'évolution plus générale de l'environnement avec les changements de disponibilités des habitats agricoles s'inscrivait pour nous dans une démarche cohérente. Cependant, dans le contexte de l'agriculture, nous pouvons souligner l'importance également des territoires non agricoles (forêts, zones urbaines). En effet, Devictor & Jiguet (2007) ont montré un effet positif de la diversité des éléments environnants sur les dynamiques de populations d'oiseaux. Si les zones urbaines ont un effet globalement négatif, l'impact des forêts est plus variable selon les espèces. En plus de considérer les changements de surfaces agricoles, tel que nous l'avons fait dans nos modèles de prédictions, il pourrait donc être intéressant d'intégrer les informations relatives au type d'usage des sols remplaçant les surfaces agricoles. Cela permettrait d'avoir une vision plus globale de l'évolution des communautés d'oiseaux en réponse aux modifications environnementales.

Plus généralement, les scénarios de prospection peuvent être utilisés comme des outils pour analyser la façon dont les forces motrices dans le domaine de l'agriculture peuvent influencer la biodiversité et d'autres services clés de l'écosystème (Reidsma et al., 2006; Verboom et al., 2007). En identifiant les axes de développement futurs et les principaux enjeux stratégiques pour l'agriculture, les impacts environnementaux à plus long terme doivent être

inclus. Les activités agricoles sont une interaction continue entre leurs dimensions écologique, économique, politique, sociale et technologique (Bruinsma, 2003). Toutes ces dimensions nécessitent d'être considérées de manière intégrative lors de la construction des scénarios futurs pour l'agriculture.

Enfin, c'est seulement grâce à une meilleure compréhension de l'environnement et de ses réponses aux pressions anthropiques que les politiques pourront prendre des décisions pertinentes en vue d'une interaction plus équilibrée entre le développement humain et les systèmes naturels. Ces dernières années, la biodiversité a été de plus en plus valorisée à travers sa traduction en services écosystémiques. Ces derniers sont aujourd'hui considérés comme des outils intéressants pour la conservation de la biodiversité. La notion de service fait en effet appel à une vision utilitariste de la biodiversité qui, bien qu'un peu réductrice, peut permettre d'éveiller les consciences. Aussi, afin d'élargir les connaissances et d'avoir une vision plus globale des services écosystémiques, comme nous l'avons proposé ci-dessus pour l'évaluation des MAE, il serait intéressant de développer ces démarches de modélisation de réponses aux scénarios sur d'autres taxons. Par exemple, la pollinisation est un service essentiel fourni à l'agriculture par la biodiversité agricole. En appliquant ces démarches aux insectes pollinisateurs, il serait ainsi possible d'approfondir le lien entre les décisions agricoles et les rétroactions des pollinisateurs sur les cultures. Comme nous avons pu le montrer dans cette thèse les réponses peuvent être contrastées y compris au sein d'un même groupe. La généralisation à d'autres taxons permettrait de mettre en évidence et d'étudier plus précisément la complexité de l'impact des décisions anthropiques sur la biodiversité et les services écosystémiques dont elle est le support.

Bibliographie

- Alcamo, J., Vandeborn, G.J., Bouwman, A.F., Dehaan, B.J., Goldewijk, K.K., Klepper, O., Krabec, J., Leemans, R., Olivier, J.G.J., Toet, A.M.C., Devries, H.J.M., Vanderwoerd, H.J., 1994. Modeling the global society-biosphere-climate system .2. Computed scenarios. *Water Air Soil Pollut.* 76, 37-78.
- Alkemade, R., van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems* 12, 374-390.
- Allaire, G., Cahuzac, E., Simioniy, M., 2009. Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères. *Review of Agricultural and Environmental Studies.* 90, 23-50.
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74, 19-31.
- AND International, 2008. Evaluation ex-post du Plan de Développement Rural National 2000-2006; soutiens à l'agro-environnement. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- Araujo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 42-47.
- Arnell, N.W., 2004. Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 31-52.
- Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N., Zammit, C., 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography* 17, 585-599.
- Baldi, A., Batary, P., Erdos, S., 2005. Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108, 251-263.
- Balmford, A., Bennun, L., ten Brink, B., Cooper, D., Cote, I.M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R.E., Gregory, R.D., Harrison, J., Kennedy, E.T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T.E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., Morling, P., Phillips, J., Redford, K., Ricketts, T.H., Rodriguez, J.P., Sanjayan, M., Schei, P.J., van Jaarsveld, A.S., Walther, B.A., 2005. The convention on biological diversity's 2010 target. *Science* 307, 212-213.
- Balmford, A., Bond, W., 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters* 8, 1218-1234.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9, 1146-1156.

- Barbaro, L., van Halder, I., 2009. Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography* 32, 321-333.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., 2011. Back from a Predicted Climatic Extinction of an Island Endemic: A Future for the Corsican Nuthatch. *PLoS ONE* 6.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W., Jiguet, F., 2012. The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18, 881-890.
- Bas, Y., Renard, M., Jiguet, F., 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 134, 143-147.
- Baschet, J.F., 2008. Le soutien à l'agroenvironnement en France sur la période 2000-2006. Notes et études socio-économiques. Centre d'études et de prospective du Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche Paris, France.
- Batary, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143, 2020-2027.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
- Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Caraco, N.F., 2001. Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: A global perspective. *Bioscience* 51, 227-234.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182-188.
- Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., Schekkerman, H., 2004. Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* 33, 499-502.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemueller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J., Kunin, W.E., 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351-354.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.

- Biro, P.A., Post, J.R., Booth, D.J., 2007. Mechanisms for climate-induced mortality of fish populations in whole-lake experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 9715-9719.
- Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L., Lugin, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal of Ornithology* 148, S295-S303.
- Bjorklund, J., Limburg, K.E., Rydberg, T., 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics* 29, 269-291.
- Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146, 131-143.
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C.M., Visser, M.E., 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441, 81-83.
- Bradbury, R.B., Browne, S.J., Stevens, D.K., Aebischer, N.J., 2004. Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. *Ibis* 146, 171-180.
- Bretagnolle, V., Villers, A., Denonfoux, L., Cornulier, T., Inchausti, P., Badenhausser, I., 2011. Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards *Tetrax tetrax* following provision of alfalfa through an agri-environment scheme. *Ibis* 153, 4-13.
- Britschgi, A., Spaar, R., Arlettaz, R., 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130, 193-205.
- Britz, W., 2005. CAPRI Modelling System Documentation. <http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri-documentation.pdf>.
- Bro, E., Mayot, P., Corda, E., Reitz, F., 2004. Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology* 41, 846-857.
- Brooks, S.P., 1998. Markov chain Monte Carlo method and its application. *Journal of the Royal Statistical Society Series D-the Statistician* 47, 69-100.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909-923.
- Bruinsma, J., 2003. *World Agriculture: Towards 2015/2030 an FAO Perspective*. Earthscan Publications, London.
- Buller, H., Brives, H., 2000. France: farm production and rural product as key factors influencing agri-environmental policy. *Agri-Environmental Policy in the European Union* Ashgate., Aldershot, UK, pp. 9-30.

- Bullock, J.M., Pywell, R.F., Walker, K.J., 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 44, 6-12.
- Burel, F., Baudry, J., 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in brittany france. *Landscape Ecology* 4, 197-210.
- Busch, G., 2006. Future European agricultural landscapes - What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 121-140.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.-C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328, 1164-1168.
- Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137, 348-357.
- Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315, 381-384.
- BWPI, 2006. Birds of the Western Palearctic interactive. BirdGuides Ltd, UK.
- Cade, B.S., Terrell, J.W., Schroeder, R.L., 1999. Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology* 80, 311-323.
- Cardinale, B.J., Wright, J.P., Cadotte, M.W., Carroll, I.T., Hector, A., Srivastava, D.S., Loreau, M., Weis, J.J., 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 18123-18128.
- Carson, R., 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston.
- Chamberlain, D.E., Gregory, R.D., 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study* 46, 34-47.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 222-228.
- Concepcion, E.D., Diaz, M., Baquero, R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148.
- Darwin, C., 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. John Murray, London.

- 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.
- Decourtye, A., Bouquet, C., 2011. Managing the grass covers in a manner favourable to the bees and to the small lowland fauna. *Fourrages*, 117-124.
- DeFries, R.S., Foley, J.A., Asner, G.P., 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 249-257.
- den Elzen, M.G.J., Lucas, P., 2003. FAIR 2.0 – A decision-support tool to assess the environmental and economic consequences of future climate regimes. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Netherland, p. 93.
- Devictor, V., Jiguet, F., 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 120, 179-184.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., Couvet, D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17, 252-261.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., Jiguet, F., 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 21, 741-751.
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliola, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindstrom, A., Reif, J., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I., Jiguet, F., 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2, 121-124.
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43, 209-218.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, 25-29.
- 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.
- Dorst, J., Barbault, R., Heim, R., 2012. Avant que nature meure, Pour une écologie politique : Pour que nature vive. Delachaux et Niestlé, Paris, France.
- Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *Journal of Applied Ecology* 47, 1348-1356.

- 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.
- Ebeling, A., Klein, A.M., Weisser, W.W., Tschardtke, T., 2012. Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. *Oecologia* 169, 453-465.
- EEA, 2010. Agriculture: area under management practices potentially supporting biodiversity (SEBI 020). <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/agriculture-area-under-management-practices>.
- Erasmus, B.F.N., Van Jaarsveld, A.S., Chown, S.L., Kshatriya, M., Wessels, K.J., 2002. Vulnerability of South African animal taxa to climate change. *Global Change Biology* 8, 679-693.
- EU, 2005. Agri-environment Measures—Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. European Commission-Directorate General for Agriculture and Rural Development.
- European Commission, 2009. Agriculture and The Environment.
- Eurostat, 2010. European Commission.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43, 527-536.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34, 487-515.
- FAO, 2003. The State of Food Insecurity in the World 2003. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO, 2009. The agricultural statistics of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations. <http://faostat.fao.org>.
- Filippi-Codaccioni, O., Devictor, V., Bas, Y., Julliard, R., 2010. Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation* 143, 1493-1500.
- Finn, J.A., Huallachain, D.O., 2012. A review of evidence on the environmental impact of Ireland's rural environment protection scheme (REPS). *Biology and Environment-Proceedings of the Royal Irish Academy* 112B, 11-34.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4, 80-86.
- Flather, C.H., Knowles, M.S., Kendall, I.A., 1998. Threatened and endangered species geography. *Bioscience* 48, 365-376.

- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Frison, E.A., Cherfas, J., Hodgkin, T., 2011. Agricultural Biodiversity Is Essential for a Sustainable Improvement in Food and Nutrition Security. *Sustainability* 3, 238-253.
- 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.
- Gabriel, D., Tschardt, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 43-48.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissiere, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68, 810-821.
- Gardner, B., 1996. *European Agriculture: Policies, Production and Trade*. Routledge.
- Geiger, F., de Snoo, G.R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M.B., Onate, J.J., Eggers, S., Part, 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., Tschardt, T., 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: A pan-European approach. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 571-577.
- Gevers, J., Hoye, T.T., Topping, C.J., Glemnitz, M., Schroeder, B., 2011. Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. *Global Change Biology Bioenergy* 3, 472-482.
- Gimenez, O., Bonner, S., King, R., Parker, R.A., Brooks, S.P., Jamieson, L.E., Grosbois, V., Morgan, B.J.T., Thomas, L., 2009. WinBUGS for Population Ecologists: Bayesian Modeling Using Markov Chain Monte Carlo Methods. *Modeling Demographic Processes in Marked Populations*. Springer
- Green, B.H., 1990. Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in british grasslands - a review of historical change and assessment of future-prospects. *Grass and Forage Science* 45, 365-372.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550-555.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.

- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4, 107-116.
- Haddad, N.M., Crutsinger, G.M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J.M.H., Tilman, D., 2009. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters* 12, 1029-1039.
- Harrison, S., Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Hartmann, D.L., Wallace, J.M., Limpasuvan, V., Thompson, D.W.J., Holton, J.R., 2000. Can ozone depletion and global warming interact to produce rapid climate change? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97, 1412-1417.
- Hector, A., Bagchi, R., 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448, 188-U186.
- Hector, A., Hooper, R., 2002. Ecology - Darwin and the first ecological experiment. *Science* 295, 639-640.
- Hector, A., Loreau, M., 2005. Relationships between biodiversity and production in grasslands at local and regional scales. *Grassland: A Global Resource*, pp. 295-304.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Rainio, K., 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41, 824-835.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelae, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124, 60-71.
- Henle, K., Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Saunders, D.A., Wissel, C., 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13, 1-8.
- Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Fox, R., Thomas, C.D., 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12, 450-455.
- Hilty, J., Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185-197.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, F., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Houghton, R.A., 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus Ser. B-Chem. Phys. Meteorol.* 51, 298-313.
- Huntley, B., Collingham, Y.C., Green, R.E., Hilton, G.M., Rahbek, C., Willis, S.G., 2006. Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148, 8-28.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Hill, J.K., Willis, S.G., Bartlein, P.J., Cramer, W., Hagemeyer, W.J.M., Thomas, C.J., 2004. The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters* 7, 417-426.

- Hurrell, J.W., Trenberth, K.E., 2010. *Climate Change. Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, pp. 9-29.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 104.
- IPCC, 1995. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 878.
- Jiguet, F., 2012. Produire des indicateurs à partir des indices des espèces (habitat) <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>.
- Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D., 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9, 1237-1244.
- Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D., 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10, 148-154.
- Kalnay, E., Cai, M., 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423, 528-531.
- Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468, 647-652.
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research* 61, 61-76.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243-254.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B., Groeneveld, R., 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* 18, 775-786.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903-909.
- Kleijn, D., Rundlof, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tschardtke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474-481.

- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
- Kleijn, D., van Zuijlen, G.J.C., 2004. The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation* 117, 443-451.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274, 303-313.
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F., Schmid, B., 2006. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43, 120-127.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Poyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13, 597-605.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature* 400, 611-612.
- Kremen, C., Ostfeld, R.S., 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 540-548.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T.a., Steffan-Dewenter, I., Vazquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.-M., Regetz, J., Ricketts, T.H., 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10, 299-314.
- Landis, D.A., Gardiner, M.M., van der Werf, W., Swinton, S.M., 2008. Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 20552-20557.
- Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M., Bohning-Gaese, K., 2007. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* 21, 495-503.
- Letourneau, D.K., Bothwell, S.G., 2008. Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity functional. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 430-438.
- Liira, J., Schmidt, T., Aavik, T., Arens, P., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., Bukacek, R., Burel, F., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Edwards, P.J., Hamersky, R., Herzog, F., Klotz, S., Kuehn, I., Le Coeur, D., Miklova, P., Roubalova, M., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., van Wingerden, W.K.R.E., Bugter, R., Zobel, M., 2008. Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science* 19, 3-14.

- Losey, J.E., Vaughan, M., 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56, 311-323.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J.G., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59, 47-69.
- Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43, 77-89.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504-509.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 2001. Biotic homogenization: a sequential and selective process. *Biotic homogenization.*, pp. 1-17.
- MEA, 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Meeus, J.H.A., 1993. The transformation of agricultural landscapes in western-europe. *Science of the Total Environment* 129, 171-190.
- Meier, E.S., Lischke, H., Schmatz, D.R., Zimmermann, N.E., 2012. Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. *Global Ecology and Biogeography* 21, 164-178.
- Menendez, R., Megias, A.G., Hill, J.K., Braschler, B., Willis, S.G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D.B., Thomas, C.D., 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273, 1465-1470.
- Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Townsend, M.C., Bourn, N.A.D., Parsons, M.S., MacDonald, D.W., 2009. Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130, 177-182.
- MNP, 2006. *Integrated modelling of global environmental change. An Overview of IMAGE 2.4*. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands.
- Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., 2012. Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity. *Ecological Indicators* 14, 209-221.
- Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., Allaire, G., Leger, F., 2011. Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics* 70, 617-626.
- Newson, S.E., Ockendon, N., Joys, A., Noble, D.G., Baillie, S.R., 2009. Comparison of habitat-specific trends in the abundance of breeding birds in the UK. *Bird Study* 56, 233-243.
- Ormerod, S.J., Watkinson, A.R., 2000. Birds and agriculture - Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 37, 699-705.

- Pain, D.J., Pienkowski, M.W., 1997. Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. Academic Press, San Diego.
- Paoletti, M.G., Pimentel, D., 1992. Biotic diversity in agroecosystems - papers from a symposium on agroecology and conservation issues in tropical and temperate regions, 26-29 september, 1990, Padova, Italy - Introduction. *Agriculture Ecosystems & Environment* 40, 1-2.
- Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.
- Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C., 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101, 361-373.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361-371.
- Pereira, H.M., Cooper, H.D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 123-129.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarres, J.F., Araujo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guenette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330, 1496-1501.
- Pielke, R.A., Marland, G., Betts, R.A., Chase, T.N., Eastman, J.L., Niles, J.O., Niyogi, D.D.S., Running, S.W., 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series a-Mathematical Physical and Engineering Sciences* 360, 1705-1719.
- Pimm, S.L., Raven, P., 2000. Biodiversity - Extinction by numbers. *Nature* 403, 843-845.
- Pison, G., 2011. Sept milliards d'êtres humains aujourd'hui, combien demain ? *Population et Sociétés* 482, 1-4.
- Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 1996. Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271, 785-788.
- Potts, S.G., Woodcock, B.A., Roberts, S.P.M., Tscheulin, T., Pilgrim, E.S., Brown, V.K., Tallowin, J.R., 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46, 369-379.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sanchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J., Young, B.E., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439, 161-167.

- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365, 2959-2971.
- Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E., Onate, J.J., 2003. Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of Environmental Management* 67, 129-138.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, 212-219.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R., 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 86-102.
- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabiao, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Cal, J., Beja, P., 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 138, 27-34.
- Ringland, G., 2002. *Scenarios in business*. Wiley.
- Risely, K., Noble, D.G., Baillie, S.R., 2009. *The Breeding Bird Survey 2008*. BTO Research Report 537. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Robert, C.P., 2001. *L'analyse statistique bayésienne*. *Courrier des statistiques* n°100.
- 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.
- Roth, T., Amrhein, V., Peter, B., Weber, D., 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125, 167-172.
- Rounsevell, M.D.A., Berry, P.M., Harrison, P.A., 2006a. Future environmental change impacts on rural land use and biodiversity: a synthesis of the ACCELERATES project. *Environmental Science & Policy* 9, 93-100.
- Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107, 117-135.
- Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araujo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpaa, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., Tuck, G., 2006b. A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 57-68.
- Sala, O.E., 1995. Human-induced perturbations, biodiversity and ecosystem functioning. *Global Biodiversity Assessment, Section 5*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 318-323.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

- Scholefield, P., Firbank, L., Butler, S., Norris, K., Jones, L.M., Petit, S., 2011. Modelling the European Farmland Bird Indicator in response to forecast land-use change in Europe. *Ecological Indicators* 11, 46-51.
- Schroeder, B., Rudner, M., Biedermann, R., Koegl, H., Kleyer, M., 2008. A landscape model for quantifying the trade-off between conservation needs and economic constraints in the management of a semi-natural grassland community. *Biological Conservation* 141, 719-732.
- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R., 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42, 1129-1139.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2003. *Handbook of the Convention on Biological Diversity*. Earthscan, London.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montréal, Canada, p. 94.
- Sekercioglu, C.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 18042-18047.
- Sekercioglu, C.H., Schneider, S.H., Fay, J.P., Loarie, S.R., 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22, 140-150.
- Sherry, R.A., Zhou, X., Gu, S., Arnone, J.A., III, Schimel, D.S., Verburg, P.S., Wallace, L.L., Luo, Y., 2007. Divergence of reproductive phenology under climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 198-202.
- Shuler, R.E., Roulston, T.H., Farris, G.E., 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economic Entomology* 98, 790-795.
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Harris, S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35, 1-24.
- Sotherton, N.W., 1998. Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation* 83, 259-268.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- Strijker, D., 2005. Marginal lands in Europe - causes of decline. *Basic and Applied Ecology* 6, 99-106.

- Suarez-Seoane, S., Osborne, P.E., Baudry, J., 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105, 333-344.
- Sutherland, W.J., 2006. Predicting the ecological consequences of environmental change: a review of the methods. *Journal of Applied Ecology* 43, 599-616.
- Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., *submitted*. The response of farmland bird communities to agricultural intensity is mediated by intensity aggregation
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M., Conradt, L., 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411, 577-581.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004a. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H., 2004b. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879-1881.
- Thuiller, W., Araujo, M.B., Lavorel, S., 2003. Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science* 14, 669-680.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., 2005. Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14, 347-357.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671-677.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
- Tilman, D., Hill, J., Lehman, C., 2006. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science* 314, 1598-1600.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- 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.
- Turner, B.L., Meyer, W.B., Skole, D.L., 1994. Global land-use land-cover change - towards an integrated study. *Ambio* 23, 91-95.
- Tylianakis, J.M., 2009. Warming Up Food Webs. *Science* 323, 1300-1301.

- Tylianakis, J.M., Tscharntke, T., Lewis, O.T., 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* 445, 202-205.
- van Meijl, H., van Rheenen, T., Tabeau, A., Eickhout, B., 2006. The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 21-38.
- VanDerWal, J., Shoo, L.P., Johnson, C.N., Williams, S.E., 2009. Abundance and the Environmental Niche: Environmental Suitability Estimated from Niche Models Predicts the Upper Limit of Local Abundance. *The American Naturalist* 174, 282-291.
- Vaz, S., Martin, C.S., Eastwood, P.D., Ernande, B., Carpentier, A., Meaden, G.J., Coppin, F., 2008. Modelling species distributions using regression quantiles. *Journal of Applied Ecology* 45, 204-217.
- Verboom, J., Alkemade, R., Klijn, J., Metzger, M.J., Reijnen, R., 2007. Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecological Economics* 62, 267-276.
- Verburg, P.H., Veldkamp, A., Rounsevell, M.D.A., 2006. Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 1-6.
- Vert, J., Portet, F., 2010. Assolement et rotations de la "ferme France". *Prospective Agriculture Énergie 2030. L'agriculture face aux défis énergétiques*. Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, pp. 245-250.
- Vitousek, P.M., 1994. Beyond global warming - ecology and global change. *Ecology* 75, 1861-1876.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, M.J., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 227, 494-499.
- Vorosmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R.B., 2000. Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289, 284-288.
- Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J., Pywell, R.F., 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 1-18.
- Wallis De Vries, M.F., Parkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M., Diana, E., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* 62, 185-197.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D., Thomas, C.D., 2001. Rapid

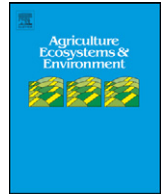
- responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414, 65-69.
- Watzold, F., Schwerdtner, K., 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123, 327-338.
- Whittingham, M.J., The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? *Journal of Applied Ecology* 48, 509-513.
- Whittingham, M.J., 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44, 1-5.
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G., 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143, 2280-2291.
- Wilson, A., Vickery, J., Pendlebury, C., 2007. Agri-environment schemes as a tool for reversing declining populations of grassland waders: Mixed benefits from Environmentally Sensitive Areas in England. *Biological Conservation* 136, 128-135.
- Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., 2010. Bird conservation and agriculture: a pivotal moment? *Ibis* 152, 176-179.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C., Bradbury, R.B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment* 75, 13-30.
- Zebisch, M., Wechsung, F., Kenneweg, H., 2004. Landscape response functions for biodiversity - assessing the impact of land-use changes at the county level. *Landscape and Urban Planning* 67, 157-172.

Manuscrit 1

**Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland
bird conservation**

Karine Princé, Jean-Pierre Moussus & Frédéric Jiguet

Article publié dans Agriculture, Ecosystems and Environment



Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation

Karine Princé*, Jean-Pierre Moussus, Frédéric Jiguet

UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 28 July 2011

Received in revised form

30 November 2011

Accepted 30 November 2011

Keywords:

Agri-environment schemes

Farmland biodiversity

Breeding bird survey

Farming practices

Environment friendly

ABSTRACT

The aim of this paper was to evaluate the effectiveness of French AES to enhance farmland bird diversity on a national scale. Abundances of 19 farmland species were modelled in response to AES and then, the relationship between responses of bird to AES and the national population trends of the respective species were explored. Results suggest that AES are implemented at suitable locations to promote biodiversity in agricultural landscapes. Besides, long-term declining species are identified as those that benefit the most from biodiversity-dedicated AES. AES management may not be sufficiently well adapted to the ecological requirements of targeted farmland bird species, given the lack of statistically significant responses. Thus, it is concluded that AES have the potential to protect the abundance strongholds of farmland birds, but apparently fail to enhance ongoing population trends.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

In Europe, land conversion from natural complex systems to simplified agricultural ecosystems, as well as increased exploitation of resources, are major causes of the high current rates of biodiversity loss (Tscharntke et al., 2005). In this respect, the decline of farmland birds has been a major concern across Europe at both the national and continental level (Gregory et al., 2005; Jiguet et al., 2007). A recent overview revealed that populations of European farmland birds had declined on average by as much as 44% between 1980 and 2005 (BirdLife International, 2008).

In Europe, one response to concerns about farmland biodiversity loss has been the implementation of agri-environment schemes (AES) from 1992 onwards, in keeping with the European economic regulation 2078/92. The aim of these schemes is to counteract the negative effects of modern agriculture on the environment by providing financial incentives to farmers for adopting environment friendly agricultural practices. Their implementation has focused on providing services in terms of the environment over more than 20% of European farmland. National differences are significant: nearly 100% of farmland in Luxembourg and Finland is covered by AES, 40% in France, 16% in the United Kingdom and only 3% in Greece (EU, 2005).

The implementation of AES is currently regarded as the most important policy instrument to reverse the general decline of biodiversity in agricultural landscapes across Europe and North America (Donald and Evans, 2006). However, there is considerable debate about the real effectiveness of AES to produce biodiversity benefits for farmland (Kleijn and Sutherland, 2003; Tscharntke et al., 2005; Whittingham, 2007; Kleijn et al., 2011). Agri-environmental programmes often focus on the conservation of one or a few species but do not cover all relevant species in an area (Benton et al., 2003). As a result, in some cases, management measures that proved their effectiveness under experimental conditions failed to provide the desired effects (for plants) or even produced unexpected adverse side-effects (for birds) when implemented at large spatial scales (Kleijn et al., 2001). But, when they are well designed and targeted (Peach et al., 2001; Evans and Green, 2007), AES are able to provide measurable benefits to wildlife populations over large geographical areas (Kleijn et al., 2004; Albrecht et al., 2007; Batary et al., 2007; Taylor and Morecroft, 2009). On the other hand, criticism of the effectiveness and evaluation methods of AES has brought a number of issues to the forefront: the need for improved clarity in the targets; wide variations in reporting practices concerning the relevance and the use of indicators; lack of appropriate targeting approaches and enormous variations between those used to evaluate biodiversity effects of schemes; many studies compared biodiversity in the AES and control areas at one point in time, whilst others compared entire areas with a mosaic of plots, etc.; different approaches to reporting and deficient evaluation frameworks, including lack of appropriate impact models;

* Corresponding author. Tel.: +33 1 40 79 80 07.

E-mail address: prince@mnhn.fr (K. Princé).

and insufficient or absent baseline data (Kleijn and Sutherland, 2003; Tschamtké et al., 2005; Primdahl et al., 2010; Kleijn et al., 2011).

Regarding evaluation methods of AES efficiency, the effects of schemes are clearly easier to identify at local scales (a field, a farm) than at more global scales (regional or national) (Kleijn et al., 2006; Merckx et al., 2009b). Studies which quantify large-scale, long-term population response to AES remain scarce (Peach et al., 2001; Wilson et al., 2007; Davey et al., 2010). Besides, effects of AES on lower trophic levels appear more frequently in the literature (Carvell et al., 2007; Roth et al., 2008; Merckx et al., 2009a; Taylor and Morecroft, 2009). Spatially up-scaling studies – for example, nationwide – are hardly feasible because of technical/financial constraints on the feasibility of biodiversity monitoring at that scale. However, the recent development of breeding bird surveys provides valuable wildlife monitoring data at national and even multi-national scales (Gregory et al., 2005). To improve environmental management and policy, reliable, yet easy-to-use indicators are needed to assess biodiversity at a large spatial scale (Billetter et al., 2008).

This paper aims to evaluate the overall effectiveness of French AES at a national scale, and particularly if temporal trends in farmland bird abundance have been more positive in areas with higher landscape density of AE measures. Data used to do this are agricultural statistics on farming practices and implemented AES, and bird monitoring data from the national breeding bird survey. This monitoring programme gives spatial and temporal trends in bird abundance, making it possible to assess biodiversity for French farmland as a whole. Farmland specialist species of the French Wild Bird Indicator were used to study the response of species abundances at the level of local implementation of biodiversity-friendly AES.

2. Material and methods

France is divided into 713 Small Agricultural Regions according to homogeneous agricultural activities and practices. The area of a French SAR ranges from 11 to 4413 km² (source: National Institute of Statistics and Economic Studies, INSEE; www.insee.fr). We studied the relationship between agriculture production intensity, AES implementation and bird abundances at the scale of the SAR across the whole country.

AES were implemented in France following Common Agricultural Policy (CAP) reforms in 1992 but involved only a small number of farms. Support for AES was provided by the French Rural Development Plan 2000–2006. Amongst the 258 AES implemented in France, 205 were categorised according to the expected effects of their action modes (1: strong effect; 2: small effect; and nothing where there is no expected effect) (AND International, 2008) (see Supplementary material). Only schemes that had at least one type of effect scored as “strong” were selected resulting in a sample of 168 AES. These 168 AES were then classified into two categories, referred to as B and NB, depending on the expected impact of their action mode on biodiversity. B schemes were those with a potentially positive impact on biodiversity, especially on animal populations (including birds) either directly or indirectly (i.e., enhancing plant populations and therefore other wildlife on the longer term). NB schemes were those not primarily aimed at benefitting biodiversity, e.g., those dedicated to water quality or landscape integrity. Because the 168 measures were not all expressed in the same unit (ha, m, livestock unit, etc.), it was necessary to standardise them across SAR using the formula:

$$Ps_{(i,j)} = \frac{P_{(i,j)}}{\max P_{(i)}}$$

where $Ps_{(i,j)}$ is the standardised proportion of AES i in SAR j , $P_{(i,j)}$ is the proportion of AES i in SAR j , and $\max P_{(i)}$ is the maximum proportion of AES i within all SAR. Agricultural areas contracted under AES were divided by the percentage of agricultural land cover within the small agricultural region to obtain a proportion of contracted farmed areas. Finally, the standardised proportions of AES were summed by category (B or NB) for each SAR.

Besides, the objective was to adjust the biodiversity assessment (based on spatial and temporal trends in bird abundance) to the characteristics of local production systems: intensity of production, types of agriculture and soil. Data on the intensity of agricultural production was used following the protocol of Bas et al. (2009). These authors designed an index of production intensity (PI) from standardised rates of agricultural outputs and density of grazing herbivores per municipality. To obtain the index for each SAR, the average index of production intensity of all municipalities in each SAR was estimated, weighting by the agricultural area used within the SAR. Since agricultural systems develop on different types of soils (e.g., from poor to rich) and with similar production intensity indices that could correspond to varying intensities in agricultural practices (e.g., more inputs on a poor soil), the PI index was further adjusted to the soil type. For this, it was used soil types using data from the geographic database of French soils (INFOSOL, INRA Orléans, 1998). This database is a simplified representation of the spatial diversity of soils at a 1/1,000,000 scale. The most frequent soil type within a given SAR, i.e., with the higher percentage, was defined as the soil type (hereafter referred to as SOIL) for this SAR. Computation of soil type was made using GIS ArcMap (ArcGIS 9.0, www.esri.com). To adjust production intensity to the soil type, the residuals from the analysis of variance model ($PI \sim SOIL$) were extracted and used as new corrected PI indices in subsequent statistical models that assessed the responses of birds to agri-environmental measures.

2.1. Bird data

The French breeding bird survey (FBBS) started in 1989 based on volunteer skilled ornithologists who counted birds following a standardised protocol at the same plot for several years (Jiguet et al., 2011). In each plot, a given observer monitored ten point counts separated by at least 300 m. All visible individuals and singers were counted on these permanent point counts for a fixed period of 5 min. To be validated, a count must be repeated twice a year on about the same date (± 7 d within April to mid-June), same time (± 15 min within 1–4 h after sunrise), same order and observer. Observers were asked to choose the counting sites, but French population trends based on these data are similar to those obtained from similar surveys in various European countries (Baillie et al., 2001; Van Dijk et al., 2001). So, estimated trends of farmland birds were used based on monitoring data from this scheme (1989–2001) (see Table 1), as published by Julliard et al. (2004).

A new sampling design was launched in spring 2001 (Jiguet et al., 2011), for which surveyed plots were not freely chosen but randomly selected, ensuring that sampled habitats were representative: each observer provided a locality, and a 2 km \times 2 km plot to be prospected was randomly selected within a 10 km radius (i.e., amongst 80 possible plots). In each plot, the observer also monitored ten point counts following the standardised protocol mentioned above. From this dataset and within all squares, it was selected only points that were located in farmland habitats (according to habitat data recorded yearly by the observers as the main habitat within a 100 m radius from the point) and surveyed at least once between 2001 and 2008 ($n=6402$ different points). For each species and each point, the yearly count was retained as the maximum number of individuals detected from amongst

Table 1
Average annual growth rates of the 19 farmland bird species considered, for the period 1989–2001.

Species		Trends: BBS 1989–2001
Skylark	<i>Alauda arvensis</i>	−0.0121
Red-legged partridge	<i>Alectoris rufa</i>	−0.0270
Meadow pipit	<i>Anthus pratensis</i>	−0.0364
Common buzzard	<i>Buteo buteo</i>	−0.0051
Eurasian linnet	<i>Carduelis cannabina</i>	−0.0569
Common quail	<i>Coturnix coturnix</i>	0.0084
Com bunting	<i>Emberiza calandra</i>	−0.0225
Ciri bunting	<i>Emberiza cirias</i>	0.0293
Yellowhammer	<i>Emberiza citrinella</i>	−0.0284
Eurasian kestrel	<i>Falco tinnunculus</i>	−0.0207
Red-backed shrike	<i>Lanius collurio</i>	−0.0010
Wood lark	<i>Lullula arborea</i>	0.0237
Yellow wagtail	<i>Motacilla flava</i>	0.0460
Grey partridge	<i>Perdix perdix</i>	−0.0568
Whinchat	<i>Saxicola rubetra</i>	0.0643
European stonechat	<i>Saxicola torquatus</i>	0.0400
Common whitethroat	<i>Sylvia communis</i>	0.0075
Common hoopoe	<i>Upupa epops</i>	−0.0590
Northern lapwing	<i>Vanellus vanellus</i>	−0.0169

the two sessions. Only individuals detected within a 100 m radius around the observer were considered so that the birds were actually present in the habitat reported by the observer. 19 of the 20 farmland species from the French Common Bird Indicator were used to measure the response of agricultural species for AES (Table 1). The colonial rook *Corvus frugilegus* was not considered due to extreme overdispersion in the count data, not consider.

2.2. Statistical methods

Data were analysed with a Bayesian statistical approach using Markov chain Monte Carlo (MCMC) methods. To evaluate AE measures effectiveness on bird abundance, a Poisson regression was fitted to the count data of each species with a log link function. The following factors were included in each models as potential explanatory variables (fixed effects): the proportion of AES with expected effects on biodiversity (B-AES), the proportion of AES with no expected effects on biodiversity (NB-AES) as a control variable, the production intensity index, the number of count points in each squares and the spatial structure parameters (based on spatial coordinates of BBS squares), allowing to take potential spatial auto-correlation in our data set into account. An interaction term was defined to test whether the changes in abundance between years were affected by proportions of AES implementation, i.e., to test whether the average abundance of farmland bird species is an original state (areas with high levels of AES contracting matching areas with initially high bird abundance) or a consequence of AES implementation. Counts were suspected not to be independent according to the type of agricultural area, the BBS square, and the year they were carried out. Therefore, these three variables were treated as random effects that follow normal distributions. For the complete specification of the Bayesian model, it was necessary to define prior distributions for all parameters. Vague normal priors ($N [0,100]$) were used for the regression parameters (i.e., fixed effects). Variances of each of the random variables followed uniform distribution ($U [0,10]$). Monte Carlo Markov chain (MCMC) simulations were used to compute the posterior distributions of the parameters of interest with R2jags (Plummer, 2009), a package to run JAGS (Just Another Gibbs Sampler) from R 2.9.0 (R Development Core Team, 2007). Models were run for a number of iterations that varied from 250,000 to 2.5 million, from which the first 25% were discarded as burn-in (King et al., 2009), and the remainder were thinned to 1 in every 1500 iterations. Model convergence was estimated by a visual check of chain mixtures and R-hat (all R-hat were ≤ 1.1).

Potential relationships were looked for between species responses to AES and their respective national population trends in France before AES implementation in 2001. For the set of 19 species, the slopes of the Bayesian models were plotted against the French average population trends for the period 1989–2001 in linear models using again R 2.9.0. All these models were performed by weighting each estimate of abundance response to AES by the inverse of its variance. This process made it possible to account for potential bias in observed responses to AES due to heterogeneity in the precision of estimates. Otherwise, previous works had highlighted that population trends of common birds are predicted by the characteristics of their climatic niche (Jiguet et al., 2010). Therefore, to ensure that predictions of abundance responses to AES by population trends were not dependent on species-tolerance to climatic conditions, one measurement of the species-specific climatic niche was used to correct populations trends: the thermal maximum, defined as the average April–July temperature of the 5% hottest areas where the species is breeding in Europe (Jiguet et al., 2007).

3. Results

Amongst the 19 species studied, 13 responded positively to B-AES, i.e., measures expected to have a positive impact on biodiversity. However, of these 19 farmland specialists, only three showed a significant response (zero not included in the 95% credibility interval, CI, see Table 2): two positive (*Buteo buteo*, *Emberiza calandra*) and one negative (*Emberiza cirius*). Otherwise, there was just one species, *E. cirius*, for which abundance significantly increased over time with B-AES (interaction B-AES \times time), whilst *B. buteo* tended to significantly decline. For the other 17 farmland species, the different responses of abundance over time to B-AES were not statistically significant (Table 2). Regarding agro-environmental measures not expected to have an impact on biodiversity (NB-AES), no significant response of bird abundances were found (Table 2), and a majority of farmland bird species responded negatively ($n = 13$). Moreover, as for B-AES, there were few species whose abundances vary over time in response to the amount of NB-AES (Table 2). Three were identified with a significant negative population trend when NB-AES increase (*Alauda arvensis*, *Saxicola torquatus*, *Emberiza citrinella*).

A significant negative relationship was found between the response of farmland bird abundances to B-AES and long-term (1989–2001) average growth rates of the French populations of the same species ($F_{1,17} = 6.582$, $r^2 = 0.279$, $P < 0.05$). In fact, species with the most negative long-term population growth rates were those whose abundance increased when more B-AES are implemented (Fig. 1). Even after having included thermal maximum in the model, positive response to B-AES was still significantly higher for the species that declined the most between 1989 and 2001 ($F_{1,17} = 5.435$, $r^2 = 0.242$, $P < 0.05$) (Table 3). Contrastingly, using similar analyses, no significant relationship was found between initial response of bird abundance to NB-AES and population trends, or between changes in abundance in response to the increased implementation of NB-AES and average population growth rates (Table 3).

4. Discussion

The most interesting results concern the higher abundances of long-term declining species in agricultural areas where biodiversity-dedicated AES were more widely implemented. This represents an optimistic outcome on the effectiveness of AES aimed at promoting biodiversity on agricultural land. The abundance of farmland birds is known to rapidly and accurately reflect

Table 2

Estimated mean abundances of the 19 farmland birds in response to AES with expected effects (B-AES effect) and non-expected effects (NB-AES effect) on biodiversity, and in response to these two categories of AES in interaction with time (respectively B-AES × time effect and NB-AES × time effect). The table includes the posterior mean and standard deviation of abundance parameters estimated with the Bayesian model.

Species	B-AES effect			NB-AES effect			B-AES × time effect			NB-AES × time effect		
	Mean	Lower	Upper	Mean	Lower	Upper	Mean	Lower	Upper	Mean	Lower	Upper
<i>Alauda arvensis</i>	0.063	-0.020	0.145	0.072	-0.379	0.246	0.000	-0.006	0.006	-0.041	-0.067	-0.016*
<i>Alectoris rufa</i>	0.101	-0.084	0.277	-0.006	-0.529	0.523	0.000	-0.027	0.027	0.078	0.008	0.146*
<i>Anthus pratensis</i>	0.060	-0.255	0.359	-1.043	-2.221	0.076	-0.040	-0.086	0.008	0.154	-0.011	0.318
<i>Buteo buteo</i>	0.090	0.019	0.161*	-0.128	-0.414	0.144	-0.015	-0.026	-0.003*	0.029	-0.014	0.071
<i>Carduelis cannabina</i>	0.093	-0.029	0.223	-0.144	-0.556	0.262	0.002	-0.017	0.020	-0.002	-0.056	0.055
<i>Coturnix coturnix</i>	-0.044	-0.266	0.181	-0.154	-0.892	0.572	0.005	-0.032	0.041	-0.072	-0.193	0.044
<i>Emberiza calandra</i>	0.182	0.037	0.330*	0.033	-0.466	0.543	-0.005	-0.019	0.008	0.002	-0.039	0.042
<i>Emberiza cirlus</i>	-0.261	-0.378	-0.148*	0.032	-0.309	0.364	0.022	0.007	0.036*	-0.019	-0.052	0.015
<i>Emberiza citrinella</i>	0.021	-0.060	0.990	-0.111	-0.510	0.277	0.007	-0.001	0.016	-0.092	-0.142	-0.043*
<i>Falca tinnunculus</i>	0.011	-0.076	0.096	0.213	-0.045	0.476	0.002	-0.011	0.016	0.005	-0.032	0.042
<i>Lanius collurio</i>	-0.081	-0.228	0.068	-0.670	-1.417	0.055	0.002	-0.019	0.023	-0.021	-0.143	0.102
<i>Lullula arborea</i>	0.078	-0.059	0.216	0.296	-0.124	0.727	-0.008	-0.024	0.008	0.001	-0.034	0.037
<i>Motacilla flava</i>	-0.004	-0.181	0.174	-0.055	-0.756	0.637	0.009	-0.009	0.027	-0.033	-0.122	0.058
<i>Perdix perdix</i>	0.034	-0.215	0.288	-1.166	-2.666	0.157	-0.018	-0.050	0.013	0.073	-0.111	0.266
<i>Saxicola rubetra</i>	0.142	-0.165	0.438	-1.102	-2.723	0.384	-0.043	-0.094	0.017	0.060	-0.199	0.315
<i>Saxicola torquatus</i>	-0.062	-0.156	0.032	0.066	-0.290	0.393	0.000	-0.013	0.014	-0.071	-0.122	-0.023*
<i>Sylvia communis</i>	-0.003	-0.088	0.082	0.077	-0.297	0.435	0.001	-0.008	0.011	-0.047	-0.097	0.001
<i>Upupa epops</i>	0.034	-0.128	0.194	-0.073	-0.609	0.367	-0.002	-0.026	0.021	0.018	-0.032	0.071
<i>Vanellus vanellus</i>	0.313	-0.059	0.697	-0.653	-2.554	1.101	-0.007	-0.060	0.046	0.182	-0.071	0.443

* Significant, i.e., zero is not included in the 95% credibility interval (CI).

Table 3

Summary of univariate linear models exploring prediction of species-specific responses to AES by long-term French population trends (1989–2001) and by these same trends corrected by the thermal maximum of farmland birds. For each variable, the average linear estimated slopes are given with their standard errors (SE), as well as the part due to explained variance (r^2).

Predictor	Trends			Trends corrected by thermal maximum		
	r^2	Slope ± SE	P	r^2	Slope ± SE	P
B-AES	0.279	-1.787 ± 0.696	<0.05	0.242	-1.631 ± 0.70	<0.05
NB-AES	0.096	2.331 ± 1.732	0.196	0.035	1.340 ± 1.703	0.442
B-AES × time	0.062	0.087 ± 0.082	0.305	0.056	0.083 ± 0.083	0.330
NB-AES × time	0.078	-0.389 ± 0.324	0.246	0.107	-0.436 ± 0.305	0.171

differences in resource availability (Stephens et al., 2003) or habitat suitable for breeding (Whittingham et al., 2005). This could partly explain the positive responses obtained for most of the species amongst the 19 studied farmland specialists. However, it cannot be excluded that the positive results of AES are partly due to a “selection effect” when AES were preferentially implemented in

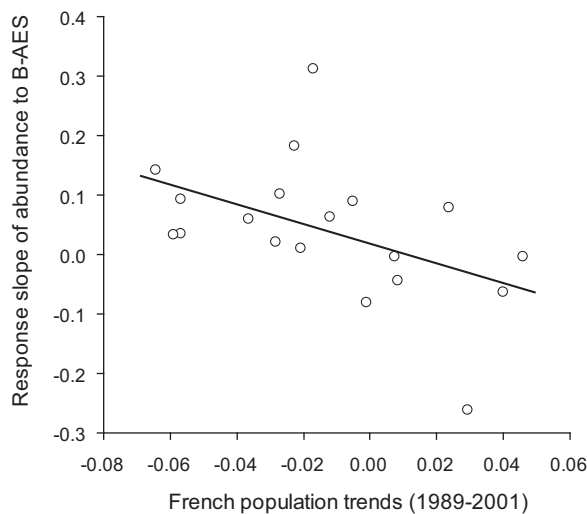


Fig. 1. Relationship between national population trends (1989–2001) and the response of abundance to biodiversity-friendly agri-environmental measures for 19 farmland bird species in France.

areas with a high original level of biological diversity. For example, nature-friendly farmers could have preserved birds and their habitats on their farms because of their friendly practices, ensuring larger abundances when they initiated AES projects (Rundlöf and Smith, 2006). The large spatial scale considered, i.e., homogeneous farming regions and not individual farms, should reduce the impact of such potential selection effects since it is quite unlikely that all farmers in a region behave similarly and carry out similar bird-friendly practices. However, in virtually all countries, the uptake of schemes is highest in areas of extensive agriculture where biodiversity is still relatively high, and lowest in intensively farmed areas where biodiversity is low (Kleijn and Sutherland, 2003). This “selection” increases the part of the bird population that can benefit from measures and can also be an important pitfall when trying to estimate the effectiveness of AES when comparing densities at sites with and without schemes. However, observed positive effects of AES, particularly on the most declining species, suggest that schemes are implemented at suitable locations and that agri-environmental measures would be effective to maintain abundances or at least stop the decline of the concerned species.

The few positive or negative and the many null effects of increased AES implementation on temporal trends in abundance suggest that AES do not provide benefits in terms of stopping ongoing declines or enhancing population sizes. Amongst the 19 species, only two revealed a significant change of local abundance over time, cirl bunting positively and common buzzard negatively, where more biodiversity-friendly AES were implemented, though the buzzard had higher initial abundances. These results suggest

that even when these measures are implemented at suitable locations, they are not fully efficient to enhance population trends over time at that spatial scale and for a large set of species. These results also suggest that the high abundances of declining farmland birds in areas with a higher degree of implementation of biodiversity-friendly AES are an original state and not the result of the implemented measures. In contrast, a majority of species did not respond to AES that were not targeted to provide primary benefits to biodiversity. Besides, three of the four significant responses of population trends to increased NB-AES were negative, including skylark and yellowhammer, two known farmland flagship species. This remains consistent with the idea that such AES do not provide direct benefits to biodiversity. In addition, an increase in NB-AES may be assumed to reduce the implementation of biodiversity-friendly AES because of trade-offs in available space or funds. In fact, most NB-AES target water quality, water availability or soil integrity (by rationalising pesticide and fertiliser use, reducing irrigation, changing tillage, etc.), whereas B-AES have biodiversity and landscape objectives. Moreover, the diversity of bird species responses could be explained by differences in their ecological requirements. The same agricultural policies may be favourable for some species of conservation concern but detrimental to others (Reino et al., 2010), so they cannot be assumed to bring uniform conservation benefits.

Otherwise, limited benefits for biodiversity of French AES could be explained by study scale, i.e., potential regional differences in the efficacy of options and responses of bird population, because of spatial difference in the uptake of individual options, in local environment resource gaps or in the population of key species, could not be apparent at this more global scale. Moreover, Concepcion et al. (2008) found that effectiveness of AES for improving biodiversity was constrained by landscape complexity.

There are some other possible explanations for the lack of a more global response pattern. Mechanisms that cause French farmland bird declines may be too strong to be reversed within less than a decade. Measures might also not be suitable and/or not be in sufficient proportions for bird species on agricultural land. Kleijn et al. (2009) shown that conservation benefits are disproportionately more costly in intensively farmed than in extensively farmed areas. This often results in some heterogeneity in the spatial distribution of agricultural plots under AES in intensive agricultural landscapes. This heterogeneity can reduce the effectiveness of measures since populations may not be able to disperse from one plot to another (Franken and Hik, 2004). On intensively used agricultural plots, the restoration of species-rich communities following the recovery of more extensive measures could be lengthy (Walker et al., 2004), so farmers may need to participate in several successive schemes before significant effects are visible.

To conclude, French AES are located at suitable locations to promote biodiversity and are potentially able to maintain farmland bird abundances, but they might not be efficient enough or not sufficiently spatially implemented to reverse eventual negative population trends. Responses of bird abundance to AES are mixed. This kind of large-scale study made it possible to assess AES effects on national population trends, especially for declining species that could not have been detected if the study was conducted at a local scale, and this was also supported by other studies (Concepcion and Diaz, 2011). Since declining farmland birds are more abundant where biodiversity-friendly AES are currently implemented at a larger scale, it can already be hypothesized that measures should be strengthened in these areas, especially by more effectively targeting species according to their ecological requirements and the pressures they face. Finally, the success of such programmes depends largely on the farmer's motivation to participate and the ability of scientists to assess the potential effectiveness of the implemented measures.

Acknowledgements

We would like to thank the voluntary observers who collected the BBS data, thus ensuring the success of such long-term, large-scale surveys. Thanks also to Claire Cogoluënhes and Yves Bas who helped with agricultural data, to Olivier Gimenez for advice on Bayesian methods, and to Aggeliki Doxa for constructive comments on an earlier manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.agee.2011.11.021.

References

- Albrecht, M., Duelli, P., Muller, C., Kleijn, D., Schmid, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44, 813–822.
- AND International, 2008. Evaluation ex-post du Plan de Développement Rural National 2000–2006; Soutiens à l'Agroenvironnement. CNASEA Report n°22-07. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France.
- Baillie, S.R., Crick, H.Q.P., Balmer, D.E., Bashford, R.I., Beaven, L.P., Freeman, S.N., Marchant, J.H., Noble, D.G., Raven, M.J., Siriwardena, G.M., Thewlis, R., Wernham, C.V., 2001. Breeding Birds in the Wider Countryside: their Conservation Status 2000. BTO Research Report No. 252. BTO, Thetford.
- Bas, Y., Renard, M., Jiguet, F., 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 134, 143–147.
- Batary, P., Baldi, A., Erdos, S., 2007. Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity and Conservation* 16, 871–881.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182–188.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141–150.
- BirdLife International, 2008. State of the World's Birds: Indicators for Our Changing World. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F., Goulson, D., Nowakowski, M., 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44, 29–40.
- Concepcion, E.D., Diaz, M., 2011. Field, landscape and regional effects of farmland management on specialist open-land birds: does body size matter? *Agriculture Ecosystems & Environment* 142, 303–310.
- Concepcion, E.D., Diaz, M., Baquero, R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135–148.
- Davey, C.M., Vickery, J.A., Boatman, N.D., Chamberlain, D.E., Parry, H.R., Siriwardena, G.M., 2010. Assessing the impact of entry level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152, 459–474.
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43, 209–218.
- EU, 2005. Agri-environment Measures—Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. European Commission—Directorate General for Agriculture and Rural Development.
- Evans, A.D., Green, R.E., 2007. An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localised and widespread bird species in England. *Journal of Ornithology* 148, S279–S286.
- Franken, R.J., Hik, D.S., 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonisation and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* 73, 889–896.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.
- Jiguet, F., Gadot, A.S., Julliard, R., Newson, S.E., Couvet, D., 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13, 1672–1684.
- Jiguet, F., Gregory, R.D., Devictor, V., Green, R.E., Petr, V., Van Strien, A., Couvet, D., 2010. Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biology* 16, 497–505.
- Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica*, doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

- Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D., 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10, 148–154.
- King, R., Morgan, B.J.T., Gimenez, O., Brooks, S.P., 2009. *Bayesian Analysis for Population Ecology*. CRC Press.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947–969.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B., Groeneveld, R., 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* 18, 775–786.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschamntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243–254.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschamntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903–990.
- Kleijn, D., Rundlof, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tschamntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474–481.
- Merckx, T., Feber, R.E., Dulieu, R.L., Townsend, M.C., Parsons, M.S., Bourn, N.A.D., Riordan, P., MacDonald, D.W., 2009a. Effect of field margins on moths depends on species mobility: field-based evidence for landscape-scale conservation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 129, 302–309.
- Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Townsend, M.C., Bourn, N.A.D., Parsons, M.S., MacDonald, D.W., 2009b. Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 130, 177–182.
- Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C., 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon UK. *Biological Conservation* 101, 361–373.
- Plummer, M., 2009. JAGS Version 1.0.3 Manual.
- Primdahl, J., Vesterager, J.P., Finn, J.A., Vlahos, G., Kristensen, L., Vejre, H., 2010. Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1245–1254.
- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabiao, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Cal, J., Beja, P., 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 138, 27–34.
- Roth, T., Amrhein, V., Peter, B., Weber, D., 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125, 167–172.
- Rundlöf, M., Smith, H.G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43, 1121–1127.
- Stephens, P.A., Freckleton, R.P., Watkinson, A.R., Sutherland, W.J., 2003. Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *Journal of Applied Ecology* 40, 970–983.
- Taylor, M.E., Morecroft, M.D., 2009. Effects of agri-environment schemes in a long-term ecological time series. *Agriculture Ecosystems & Environment* 130, 9–15.
- Tschamntke, 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.
- Van Dijk, A.J., Dijkse, L., Hustings, F., et al., 2001. Broedvogel Monitoring Project jaarverslag 1998–1999. SOVON-Monitoring Rapport 2001/03, Beek-Ubbergen.
- Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J., Pywell, R.F., 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119, 1–18.
- Whittingham, M.J., 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44, 1–5.
- Whittingham, M.J., Swetnam, R.D., Wilson, J.D., Chamberlain, D.E., Freckleton, R.P., 2005. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology* 42, 270–280.
- Wilson, A., Vickery, J., Pendlebury, C., 2007. Agri-environment schemes as a tool for reversing declining populations of grassland waders: mixed benefits from environmentally sensitive areas in England. *Biological Conservation* 136, 128–135.

Manuscrit 2

Effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities

Karine Princé & Frédéric Jiguet

Article soumis dans Journal of Environment Managment

Ecological effectiveness of French grassland agri-environment schemes for farmland bird communities

Karine Princé*¹ & Frédéric Jiguet¹

¹*UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France*

* Corresponding author: Karine Princé

Tel.: +33 (0)1 40 79 80 07

E-mail: prince@mnhn.fr

Abstract

Agri-environment schemes (AES) have been implemented to cope with the loss of farmland biodiversity due to agricultural intensification over the last decades. In France, grassland measures (more closely linked to extensive grazing) are the most widely implemented within the French AES, and are presumably those whose effectiveness can be better assessed. In this paper, we have evaluated the effectiveness of French grassland agri-environmental measures (gAES) to enhance farmland bird diversity on a national scale, using local abundances of 19 farmland breeding birds within 463 Small Agricultural Regions (SAR) covering France during 2001-2008. We modeled responses of species abundances and estimated species richness to five categories of grassland AES, accounting for the characteristics of local production systems. Extensive management of grasslands had a positive effect on species richness. Despite mixed results on the effectiveness of the different grassland AES categories, our results are optimistic in terms of the ability of some French AES to provide benefits to birds. It seems that some grassland AES have achieved their objectives while meeting species

ecological requirements. Moreover, this study highlights the fact that some of these grassland AES have the potential to enhance the population dynamics of declining species. Finally, although they all aim at benefitting biodiversity, it cannot be assumed that grassland measures lead to uniform conservation benefits.

Keywords: AES effectiveness, grassland measures, extensive management, farmland biodiversity, birds.

1. Introduction

Agricultural intensification involves serious issues for nature conservation (Krebs et al., 1999) and threatens many ecosystem services (Bjorklund et al., 1999). At the forefront of this concern, the decrease in farmland bird populations across Europe has received a great deal of attention at both the national and continental scales (Donald et al., 2001; Donald et al., 2006). In France, declines in farmland birds have been severe, and many species have suffered large abundance decreases since the 1990s, including the skylark *Alauda arvensis* (-22%), the linnet *Carduelis cannabina* (-72%), the yellowhammer *Emberiza citrinella* (-45%) and the whinchat *Saxicola rubetra* (-72%) (Jiguet, 2010).

Many EU countries initiated agri-environment schemes (AES) in order to halt the loss of farmland biodiversity. These schemes aimed at counteracting the negative effects of modern agriculture on the environment by providing financial incentives to farmers for adopting environmentally-friendly agricultural practices (European Commission, 2009). However, recent European-wide studies have questioned the real effectiveness of these measures to provide biodiversity benefits for farmland (Kleijn and Sutherland, 2003; Wilson et al., 2010). Many schemes lacked robust monitoring to make such assessments possible. Most studies have investigated the impact of farming and AES on biodiversity at the field or farm scales (Batary et al., 2007; Bracken and Bolger, 2006; Critchley et al., 2004), but the populations of a large number of macroorganisms respond to the environment at substantially larger spatial scales (Benton et al., 2002; Donald et al., 2001). Results from studies that have evaluated the effectiveness of AES in preserving biodiversity show a mixed response for different taxa and crop types (Kleijn et al., 2006) and point to the urgent need to incorporate larger scales into field research. Moreover, few studies quantify long-term population responses to AES at large scales (Davey et al., 2010b; Peach et al., 2001; Princé et al., 2012). In virtually all countries, the implementation of AES is highest in areas of extensive

agriculture where biodiversity is still relatively high (Kleijn and Sutherland, 2003). As a consequence, highlighting eventual effects of AES on biodiversity is tricky if the initial states have not been estimated. Tschardt et al. (2005) hypothesized that the effects of conservation measures would be most pronounced in landscapes with intermediate farming intensity.

In France, many of the AES implemented are related to extensive grazing (Allaire et al., 2009), i.e. 122 “grassland measures” among the 258 implemented in France, representing half of the total area covered by French AES. These grassland AES are intended to maintain grassland and extensive livestock rearing, both for social (maintenance of agriculture in mountain areas) and environmental (biodiversity, water quality) reasons. They represented, along with compensatory incentives for natural handicaps, one of the two main measures of the second pillar of the Common Agricultural Policy (CAP) in France during the implementation of the first European Rural Development Program (RDP) covering the period 2000-2006. The wide distribution of grassland AES is due to their low-level constraints for existing extensive grazing systems, to which they offer an alternative to intensification. They were designed in France to compensate for financial aid for maize growers, and implemented after the 1992 reform, which could be perceived as a premium for intensification. These measures were proposed to farmers, successively or at the same time, via public contracts for a five-year period: (i) with either specific mechanisms dedicated to the support (maintenance) of extensive livestock rearing such as the agri-environmental grassland premium; (ii) or more transversal contractual arrangements such as land-use contracts or contracts for sustainable agriculture. These grassland AES varied from extensive management of grasslands to reversing adverse successional changes caused by abandonment, including management of habitat features, traditional landscapes and semi-natural/natural habitats. Grassland AES are presumably the most effective measures, and those whose effectiveness can be better assessed because they are more frequently implemented in France. Therefore, by studying grassland

measures, we should be able to evaluate the potential effectiveness of French AES and to precisely determine which grassland measures are most effective for enhancing the abundance of farmland specialist birds.

Recent developments in breeding bird surveys provide valuable wildlife monitoring data at national and even multi-national scales (Gregory et al., 2005). Such bird monitoring data is therefore available to help assess the potential effects of agricultural practices at the local and regional scales on biodiversity (Bas et al., 2009). To improve environmental management and policy, reliable yet easy-to-use indicators are needed to assess biodiversity at a large spatial scale (Billeter et al., 2008). In this article, we propose to investigate the impact of different categories of grassland AES on bird communities at a large spatial scale (a whole country), using agricultural statistics on farming practices and implemented AES, and bird monitoring data from the French Breeding Bird Survey (BBS) (Jiguet et al., 2011). This extensive database made it possible to carry out analyses at different levels, i.e., per species and local community over space (the national scale) and time (2001–2008). At the species level, we used farmland specialist species included in the French Wild Bird Indicator to study the response of species abundances to the level of local implementation of grassland AES. At the community level, we used species richness, a general community index. We hypothesized that ecological responses to the various grassland AES depend on the ecological requirements and traits of the species.

2. Material and Methods

Overall, the methodological developments used in this study are similar to those published in Princé et al. (2012) but here the AES data are restricted to grassland measures (gAES) which

are considered in more details. The index of production intensity, the bird data and statistical framework are identical to those considered in the previously published work.

2.1 Agricultural data

France is divided into 713 Small Agricultural Regions (SAR) based on homogeneous agricultural activities and practices. The area of a French SAR ranges from 11 to 4413 km² (source: National Institute of Statistics and Economic Studies, INSEE; www.insee.fr). The study was conducted on the 144 biodiversity-friendly agri-environmental schemes (AES) of the French AES, see Princé et al. (2012) for more details. Among the 144 AES selected, we only kept the grassland measures, the same used by Allaire et al. (2009) in their analyses of farmers' participation in agri-environment schemes related to extensive grazing in France. This resulted in a sample of 86 AES covering 688 of the 713 SAR that were then grouped into five categories according to the classification of AND-International (see examples in the Table S1 in Appendix). The two first categories of gAES, extensive management of grasslands (C1), and reversing adverse successional changes caused by abandonment (C2), hereafter referred to as reversing abandonment, are primarily dedicated to grassland management as a whole. The third category (C3), management of traditional landscapes (e.g., terraces, orchards), semi-natural (late grazing of pastures) and natural habitats (e.g., reed beds, peat bogs), hereafter referred to as management of special habitats, is dedicated to global environmental interests. The fourth and fifth gAES categories (C4 and C5) are respectively management measures related to habitat/landscape features: management of discrete features (trees, pools, groves, etc.) and management of linear features (hedges, ditches, walls, etc.). Because measures were not all expressed in the same unit (hectare, linear meter, livestock unit, etc.), it was necessary to standardize them across SAR, using the formula:

$$P_{S_{Cj}} = \frac{P_{Cj}}{\max P_C}$$

where $P_{S(i,j)}$ is the standardized proportion of the gAES i in SAR j , $P_{(i,j)}$ is the proportion of AES i in SAR j , and $\max P_{(i)}$ is the maximum proportion of the gAES i within all SAR. Agricultural areas contracted under AES were divided by the percentage of agricultural land cover within the SAR to obtain a proportion of contracted farmed areas. Finally, the standardized proportions of grassland measures were summed within each category to give the proportion of area covered by each gAES category in the SAR.

Moreover, we wanted to adjust our biodiversity assessment to the characteristics of local production systems (main agro-ecosystem, intensity of production and soil). We therefore considered these variables within each SAR. The main agro-ecosystem (extensive livestock farming, livestock farming based on forage maize, mixed farming, field crops dominated by rape production, etc.), is defined by the main use of the agricultural area (UAA) in question and the technical and economic management of farms, both at the SAR scale and as reported by AND International (2008). Data on soil types were obtained from the geographic database of French soils (INFOSOL, INRA Orléans, 1998). This database is a simplified representation of the spatial diversity of soils at a 1/1,000,000 scale. Soil type (hereafter designated SOIL) for a given SAR was defined as the most frequently occurring soil type within this SAR. Computation of soil type was done using GIS ArcMap (ArcGIS 9.0, www.esri.com). Data on the intensity of agricultural production was developed according to Bas et al. (2009). An index of production intensity (PI) was developed from standardized rates of agricultural outputs and the density of grazing herbivores per municipality. We averaged this index of production intensity at the scale of each SAR. Since agricultural systems developed on different soils (e.g., from poor to rich) and with similar production intensity indices could correspond to varying intensities in agricultural practices (e.g., more inputs on a poor soil), the PI index was further adjusted to the soil type. We extracted the residuals from the linear model ($PI \sim SOIL$), and used them as new corrected PI indices in

subsequent statistical models for assessing the response of birds to agri-environmental measures.

2.2 Bird data

We used data on common breeding birds obtained from a national breeding bird survey scheme launched in France in spring 2001 (Jiguet et al., 2011). In this scheme, volunteer ornithologists counted all visible and singing birds at permanent points. The sites surveyed were 2x2 km squares, randomly selected for each observer within a 10-km radius around a locality specified by the volunteer. Random selection ensures that the closely surveyed habitats match the actual distribution of available habitats in France. In each square, the observer monitored 10 point counts (5 minutes each), twice per spring, with points separated by at least 300 m. Counts were repeated yearly by the same observer at the same points, on approximately the same date (± 7 days from April to mid June) and at the same time of day (± 15 minutes). From this dataset and within all squares, we selected only points that were localized in farmland habitats (according to habitat data recorded yearly by the observers). For each species and each point, we retained the yearly (from 2001 to 2008) count as the maximum number of individuals detected during the two sessions, except for the three migrant species, the meadow pipit, the yellow wagtail and the whinchat, for which we considered only counts from the second session. Only individuals detected within a 100-m radius around the observer were considered, so that the birds reported by the observer were actually seen in the habitat. We assumed that within this fixed radius, detection probability did not widely vary across sites. Hence, bird counts were assumed to be similarly proportional to local bird densities across all sites. We used 19 of the 20 farmland species from the French Wild Bird Indicator to measure species responses to gAES (Table 1). We excluded the colonial rook *Corvus frugilegus* due to extreme over-dispersion in each year. The bird data set

corresponded to 1468 BBS squares covering 463 SAR. Overlap between BBS squares and SAR was performed with ArcGis 9.3, and each BBS square was assigned the agricultural variables of the SAR in which it was located.

2.3 Modeling species responses to grassland measures

2.3.1 Community level analysis

Local species richness was evaluated yearly at each BBS square, as a general community index. Species richness was evaluated using a capture–recapture framework (Burnham and Overton, 1979) applied to squares with at least five point counts ($n = 947$) reported by the observer to be within a farmland habitat. The presence–absence matrix of all detected species over the five to ten farmland points was processed each year. We then used the Mh model that accounts for heterogeneity in detection probabilities among species (Boulinier et al., 1998; Devictor and Jiguet, 2007), and the associated jack-knife estimator (Jiguet et al., 2005). The five to ten farmland points per square were taken as replicates of local community sampling. Species richness was then analyzed using a generalized linear mixed effects model with R 2.10 software (R Development Core Team, 2010). Fixed effects included the proportion of the five categories of gAES, the corrected production intensity and the number of points in each BBS square as continuous variables. BBS square, year and type of agro-ecosystem were included as random effects.

2.3.2 Species level analysis

To predict the abundance of each species under different implementations of grassland agri-environment measures, we chose a Bayesian statistical approach using Markov chain Monte Carlo (MCMC) methods. We used Bayesian models to deal with significant problems of convergence in the estimation of parameters with more traditional modeling techniques

(GLMM, for example). Due to their flexibility, Bayesian statistics allow the analysis of consistent data sets in models that incorporate a large number of parameters and, in our case, with many zeros for some species (King et al., 2009). In order to evaluate the effect of gAES categories on the abundance of each farmland bird species, we fitted a Poisson regression with a log link function. The following variables were included in the models as explanatory variables (fixed effects): the proportion of the five gAES categories, the production intensity index and the number of count points in each square, accounting further for spatial structure of the data modeled by the equation $(x + y + x \times y + x^2 + y^2)$, where x and y are the geographical coordinates of the center of a surveyed square. An interaction term between each measure and year was also included in the model in order to test whether the average abundance of farmland bird species is an original state (matching areas with high levels of gAES contracting with initially high bird abundance), or a consequence of the gAES implementation. We suspected that bird counts were not independent according to the type of agro-ecosystem, BBS square and year they were carried out. Therefore, these three variables were treated as random effects following normal distributions. For the complete specification of the Bayesian model, prior distributions for all parameters need to be defined. We used vague normal priors ($N[0, 100]$) for the regression parameters (i.e., fixed effects). Variances of each of the random variables were assumed to follow uniform distribution ($U[0,10]$). To compute posterior distributions of the parameters of interest, we used Monte Carlo Markov chain (MCMC) simulations with R2jags (Plummer, 2009), a package to run JAGS (Just Another Gibbs Sampler) with R 2.10 software (R Development Core Team, 2010). Models were run for a number of iterations that varied between 250,000 to 2.5 million, from which the first 25% were discarded as burn-in (King et al., 2009), and the remainder was thinned to 1 in every 1500 iterations. We estimated model convergence with a visual check of chain mixture and R-hat, the potential scale reduction factor (at convergence, R-hat = 1).

To test our predictions, we extracted the response (slope parameter) of each species to the five categories of grassland measures from the species abundance models, as well as the associated standard errors. We investigated the ability of several environmental niche measures, as well as major life history traits that were already shown to strongly influence bird dynamics (Table 1), to predict the species responses to the different grassland measures. The environmental niche measures retained were: the overall habitat specialization, corresponding to the coefficient of variation of species abundance across 18 habitat categories (1) (Julliard et al., 2006); and the trophic level of each species, corresponding to a weighted mean of the three diet proportions (plants, invertebrates and vertebrates) of birds (data from BWPI, 2006) (2). The life history traits considered were: nesting strategy (Cramp and Perrins, 1994), with species classified as bush-nesters or ground-nesters (3); and annual fecundity (4) (Devictor and Jiguet, 2007). For the set of 19 species, slopes of the abundance models were plotted against these different explanatory variables in linear models, weighting estimates by the inverse of the squared standard error (SE) of each response. This process makes it possible to account for potential biases in observed responses to gAES due to heterogeneity in the precision of estimates, since species with the smallest standard error of estimate will contribute more. Finally, we compared the modeled relationships between species responses to the five categories of gAES, using correlation tests.

3. Results

3.1 Species richness

We estimated the response of species richness to the five categories of gAES. Extensive management of grasslands (C1) had a significant positive effect on species richness ($t = 2.619$; $P = 0.019$), whereas reversing abandonment (C2) had a significant negative effect ($t = -$

2.648, $P = 0.008$) (respectively Fig. 1.a) and Fig. 1.b)). The three other categories of grassland AES had no significant effect on species richness.

3.2 Species abundance

Among the 19 farmland bird species studied, all ten that responded significantly to management of discrete features (C4) did so positively (Table 2; Fig. S1.a) in Appendix). Similarly, more species responded significantly positively to management of special habitats (C3, $n=6$), than negatively ($n = 1$) (Table 2). On the other hand, species exhibited more significant negative responses than positive responses, in various proportions (Table 2), to the three other categories of gAES (e.g., extensive management of grasslands on Fig. S1.b) in Appendix). Otherwise, there were few species for which abundance significantly varied over time in response to the different grassland measures (interaction gAES*time) (Table 3). Among these few responses, species abundances were more likely to increase over time in response to extensive management of grasslands (C1, $n = 4$), as well as to management of linear features (C5, $n = 4$), in particular, the yellowhammer *Emberiza citrinella* and the red-backed shrike *Lanius collurio*, whose responses over time were higher than for other species (Table 3). In contrast, species abundances tended to decline over time with the increase of the three other categories of gAES (Table 3).

As predicted, farmland bird responses to the different categories of gAES depended on some of their environmental characteristics and life history traits. Farmland birds with a high trophic index responded more positively to extensive management of grasslands ($t = 2.32$; $df = 17$; $P = 0.033$). Species with a high farmland specialization index responded more positively to management of special habitats ($t = 2.946$; $df = 17$; $P = 0.009$). Similarly, the more specialized species tended to respond more positively to management of discrete features ($t = 1.872$; $df = 17$; $P = 0.079$), and this is particularly meaningful for species that

responded significantly to this measure ($t = 2.863$; $df = 8$; $P = 0.021$) (Fig. 2). Bird fecundity also had a significant positive effect on species response to management of discrete features ($t = 2.548$; $df = 17$; $P = 0.021$). Finally, responses over time to management of special habitats had a higher slope for bush-nesting species than for ground-nesting species ($t = 2.220$; $df = 17$; $P = 0.04$).

Correlation patterns between responses to the different gAES can be very strong (Appendix, Table S2). For example, species that responded positively to extensive grassland management also tended to respond positively to the opening of environments ($cor = 0.872$; $CI_{95\%} = [0.692; 0.95]$; $df = 17$). In contrast, species that responded positively to management of linear features seemed to respond more negatively to the opening of environments ($cor = -0.833$; $CI_{95\%} = [-0.934; -0.61]$; $df = 17$).

4. Discussion

4.1 AES dedicated to grassland management

Extensive management of grasslands had a positive effect on farmland bird assemblages, which is consistent with previous reports of higher effectiveness of extensive management regimes for enhancing species richness in birds (Verhulst et al., 2004) and other taxonomic groups (Marini et al., 2008). Intensification of agricultural practices has resulted in a global decrease of arthropod availability, and therefore the decline of insectivorous farmland birds. Moreover, intensification has led to landscape homogenization with a loss of natural vegetation covers and hedges. Thus, extensive management of grasslands should favor a diverse range of species such as insectivorous birds because of higher food resources, or ground-nesting birds – not necessarily insectivorous – because of lower cattle density and, therefore, less trampling and a lower risk of nest destruction (Bas et al., 2009). The positive

response of the abundances of meadow pipit and stonechat well illustrates this interpretation. Despite mixed responses to extensive management of grasslands, these AES may contribute to enhancing the farmland bird population. Indeed, extensive management of grasslands globally provided positive benefits to farmland birds over time, particularly for the red-backed shrike and the yellowhammer (see Table 3), as well as for the linnet and the Cirl bunting. In fact, their population sizes increased in areas where more AES for grassland extensification were implemented. This is an optimistic outcome in terms of the effectiveness of some French grassland AES to reverse bird population trends. Yellowhammer is one of the farmland species that has greatly suffered from the destruction of semi-natural habitats, food supply reduction and hedge uprooting. Finally, the vegetation structure of extensive grasslands certainly has an impact on bird assemblages, with shorter swards favoring bird foraging on soil invertebrates, and taller swards favoring foraging on seeds and foliar invertebrates (Atkinson et al., 2005; Buckingham et al., 2006). This supports the detected direct positive link between the trophic level of a species and the species' response to the extensive management of grasslands.

Grassland AES related to the opening of grasslands with abandonment dynamics consist in maintaining open spaces or in opening them. In abandoned pastures, grasslands evolve into bushy areas and then into forests during secondary succession in the absence of grazing or mowing. Bird species richness and abundance can be higher in such abandoned grasslands than in extensive grasslands as a consequence of greater heterogeneity and structural diversity (Verhulst et al., 2004). Abandoned sites consist of a mosaic of grassland and bush suitable to grassland (e.g., the yellow wagtail), shrubland (e.g., the red-backed shrike) and woodland (e.g., the woodlark) species. This could explain the negative effect of the opening of abandoned environments on bird species richness.

As in the case of extensive management of grasslands, opening measures had mixed effects on bird abundances, and few were significant. Only the Cirl bunting that is faced with strong abandonment pressure in open Mediterranean habitats (Sirami et al., 2008) benefits from grassland AES dedicated to grassland opening but, in general, these AES have negative, mostly non-significant effects on temporal trends in farmland bird populations.

4.2 Grassland AES for the management of global environmental interests

In contrast to the two previous grassland AES categories, management of special habitats had no effect on bird assemblages. These AES target more specific landscape elements such as ponds, reed beds, fallows and swamps, and have an impact at a small spatial scale by targeting a few particular species or groups of species that inhabit these specific habitats and that are not necessarily detected by the breeding bird survey, which predominantly monitors the more common habitats (Jiguet et al., 2011). Moreover, the effects of this grassland AES category on bird abundances depended on some species-specific ecological requirements. Indeed, they benefit more to habitat specialists, especially to the lapwing, a species that inhabits wet grasslands. Responses of bird abundances to management of special habitats are mainly positive. Although the extensive management of grasslands and the management of special habitats are often based on similar extensive practices, some species responded significantly to the two, but with slopes of opposite signs. This is the case for the grey partridge and the skylark, two farmland specialists that inhabit highly open landscapes. More specialized species like the gray partridge, the skylark and even the red-legged partridge are more favored by management of special habitats, while the extensive management of grasslands benefits species with a higher trophic level (e.g., the common buzzard and the European stonechat). However, the positive effects for skylark and gray partridge abundances

become negative in the case of ongoing population dynamics: these species are more abundant where these AES are implemented but their populations have more negative trends.

Finally, we found some correlations (similarity or opposition) in the responses of all bird species to the three types of grassland AES discussed above. Species responded similarly to extensive management of grasslands and to the opening of environments with abandonment dynamics. In contrast, farmland birds showed opposite responses to management of biological, landscape and patrimonial interests, as well as both of the two previous categories. However, this pattern is strongly determined by the responses of the red-backed shrike and the woodlark. Overall, we agree that all species cannot show a similar and uniform response to different grassland AES, even if these AES propose largely similar management practices (Reino et al., 2010).

4.3 Grassland AES for management of landscape features

Neither management of discrete habitat features nor linear features affected species richness. These two categories of measures mainly corresponded to local scale management that generally determined abundance, in contrast to the first two categories, i.e., AES dedicated to grassland management that modifies landscape context and seems to primarily influence species richness (Moreira et al., 2005).

At the species level, farmland birds that responded significantly did so positively to at least one of these two AES categories. Management of discrete features lead to the same significant response pattern for all species, i.e. bird abundances are globally higher in areas with more contracted agreements of this type. These grassland AES contribute to greater structural landscape heterogeneity at the local scale, which is important for mobile organisms such as birds because it results in the provision of more resources for feeding, shelter and nesting that fulfill the habitat requirements of more species. For example, corn buntings were

positively influenced by discrete landscape features, while they were least affected by landscape patterns (e.g., extensive grasslands or reversing abandonment). Reino et al. (2010) reported a greater impact of field variables than landscapes for corn buntings, probably because they occur in a wide range of habitats. Moreover, in addition to the degree of habitat specialization, it seems that bird demographical traits can predict species responses to grassland AES. Indeed, species with higher fecundity responded more positively to management of discrete features. It is well known that species with a faster demography can respond more quickly to environmental management, but it seems that some measures such as management of discrete habitat features should be more favorable, especially for these species. The abundance of farmland birds is already known to rapidly and accurately reflect differences in resource availability (Stephens et al., 2003) such as habitats suitable for breeding (Whittingham et al., 2005). Concerning population dynamics, the positive effect of management of discrete features on farmland bird abundances is not maintained on population trends, while significant coefficients are all negative and concern four species, the skylark, the linnet, the corn bunting and the common kestrel. Interestingly, all four had a positive significant coefficient of greater amplitude when considering overall abundance.

Surprisingly, in contrast to management of discrete features, significant responses to management of linear habitat features are mainly negative (for five species) and less often positive (for two species). Nevertheless, we found a very strong significant positive response for the woodlark. Grassland AES that include the plantation or renovation of hedges and forest edges increase the availability of open shrubland, the dominant land-cover type selected by woodlarks. Moreover, management of linear features seems to globally provide positive benefits for farmland species over time, particularly for the yellowhammer. This is again a result that bodes well for this declining species and a good illustration of the positive impacts

of some grassland AES on birds that restore habitat elements appropriate for the ecological requirements of some species.

4.4 Implications, limitations and perspectives

When looking at the response of species abundance to an increasing implementation for the different grassland AES types, we found 37 significant effects, two-thirds of which were positive. Moreover, average abundance did not respond positively to at least one kind of AES for only four out of the 19 species considered. However, among these four species, two showed significant positive temporal trends in response to one AES type. Current AES have the potential to halt farmland biodiversity loss. However, as we highlighted in this study, some agricultural policies may be favorable for some species of conservation concern but detrimental to others, and so they cannot be assumed to bring uniform conservation benefits (Baldi et al., 2005; Reino et al., 2010; Suarez-Seoane et al., 2002). On the one hand, AES dedicated to grassland management are currently more capable of improving bird population trends than grassland AES for management of landscape elements or global environmental interests, but benefits remain limited. On the other hand, some AES dedicated to management of landscape elements (e.g., groves and trees) have clear positive effects on some farmland birds.

Limited benefits for biodiversity trends from French AES could be explained by the scale at which grassland AES are implemented. The few overall benefits found here at a regional scale could suggest that local positive effects might just mirror the spatial translocation of individual birds to managed fields and not the better fate of a local population whose global trends have not been modified. Otherwise, regional differences in the effectiveness of options and responses of bird populations (because of spatial differences in the implementation of individual options in local environment resource gaps or in the

population of key species) may not be apparent at more global scales. For example, while an evaluation at a national scale suggested that the benefits of Entry Level Stewardship may be limited (Davey et al., 2010b), finer scale studies revealed apparent region-specific bird population trends and responses to Stewardship options (Davey et al., 2010a). Finally, recent French reports denounced significant deadweight effects (many subsidies for low effectiveness) associated with the logic of mass action of AES (AND International, 2008). French grassland AES are considered to be sound economic measures, replacing animal premiums for support for farmers' income under the first CAP pillar (Allaire et al., 2009). However, the lack of real targeting from AES on differentiated and zoned environmental issues have highly diluted their effects at the scale of the 4.3 million hectares committed. Management options targeted at a regional rather than a national scale may be more effective (Whittingham, 2007). For example, local targeted conservation efforts via the Countryside Stewardship Scheme for the Cirl bunting in southwest England have increased population numbers by 83% on Countryside Stewardship land but by only 2% on land adjacent to it, but outside of the scheme (Julliard and Jiguet, 2005; Peach et al., 2001).

5. Conclusions

Despite mixed results on the effectiveness of the different grassland AES categories for farmland birds, the findings of this study are optimistic for some species. It seems that some measures achieve their objectives in relation to species ecological requirements. As an example, management of linear features seems to effectively provide landscape characteristics essential for the woodlark. Moreover, extensive management of grasslands and management of linear habitat features have the potential to enhance the population dynamics of declining species, e.g., the yellowhammer. Finally, although they all aim at benefitting biodiversity, it

cannot be assumed that grassland measures lead to uniform conservation benefits. Given the high costs of AES across Europe and the continuing erosion of biodiversity in intensively managed agricultural systems, the adaptive improvement of these measures must continue, whereas maximizing their effectiveness has to be a key policy challenge.

Acknowledgements

We would like to thank the voluntary observers who collected the BBS data, thus ensuring the success of such long-term, large-scale surveys. Thanks also to Jean-Pierre Moussus and Olivier Gimenez for advice on Bayesian methods. We finally thank Gail Wagman for proofreading this article.

References

- Allaire, G., Cahuzac, E., Simioniy, M., 2009. Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères. *Review of Agricultural and Environmental Studies*. 90, 23-50.
- AND International, 2008. Evaluation ex-post du Plan de Développement Rural National 2000-2006; soutiens à l'agroenvironnement, in: CNASEA (Ed.). Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, p. 46.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 42, 932-942.

Baldi, A., Batary, P., Erdos, S., 2005. Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108, 251-263.

Bas, Y., Renard, M., Jiguet, F., 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 134, 143-147.

Batary, P., Baldi, A., Erdos, S., 2007. Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity and Conservation* 16, 871-881.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.

Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.

Bjorklund, J., Limburg, K.E., Rydberg, T., 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics* 29, 269-291.

Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E., Pollock, K.H., 1998. Estimating species richness: The importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79, 1018-1028.

Bracken, F., Bolger, T., 2006. Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 117, 178-184.

- Buckingham, D.L., Peach, W.J., Fox, D.S., 2006. Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 21-40.
- Burnham, K.P., Overton, W.S., 1979. Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60, 927-936.
- BWPI, 2006. Birds of the Western Palearctic interactive. BirdGuides Ltd, UK.
- Cramp, S., Perrins, C.M., 1994. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic., Oxford University Press, London, UK.
- Critchley, C.N.R., Allen, D.S., Fowbert, J.A., Mole, A.C., Gundrey, A.L., 2004. Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119, 429-442.
- Davey, C., Vickery, J., Boatman, N., Chamberlain, D., Parry, H., Siriwardena, G., 2010a. Regional variation in the efficacy of Entry Level Stewardship in England. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 121-128.
- Davey, C.M., Vickery, J.A., Boatman, N.D., Chamberlain, D.E., Parry, H.R., Siriwardena, G.M., 2010b. Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152, 459-474.
- Devictor, V., Jiguet, F., 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 120, 179-184.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, 25-29.

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.

European Commission, 2009. *Agriculture and The Environment*.

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.

Jiguet, F., 2010. Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009. www2.mnhn.fr/vigie-nature.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

Jiguet, F., Renault, O., Petiau, A., 2005. Estimating species richness with capture-recapture models: choice of model when sampling in heterogeneous conditions. *Bird Study* 52, 180-187.

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

Julliard, R., Jiguet, F., 2005. The status and distribution of the Cirl Bunting in France in 2003. *British Birds* 98, 216-217.

King, R., Morgan, B.J.T., Gimenez, O., Brooks, S.P., 2009. *Bayesian Analysis for Population Ecology*. CRC Press LLC.

Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschamtker, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243-254.

Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature* 400, 611-612.

Marini, L., Fontana, P., Scotton, M., Klimek, S., 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45, 361-370.

Moreira, F., Beja, P., Morgado, R., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A., Borralho, R., 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture Ecosystems & Environment* 109, 59-74.

Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C., 2001. Countryside stewardship delivers circl buntings (*Emberiza circlus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101, 361-373.

Plummer, M., 2009. JAGS Version 1.0.3 manual.

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.

R Development Core Team, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabiao, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Cal, J., Beja, P., 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 138, 27-34.

Sirami, C., Brotons, L., Burfield, I., Fonderflick, J., Martin, J.-L., 2008. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biological Conservation* 141, 450-459.

Stephens, P.A., Freckleton, R.P., Watkinson, A.R., Sutherland, W.J., 2003. Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *Journal of Applied Ecology* 40, 970-983.

Suarez-Seoane, S., Osborne, P.E., Baudry, J., 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105, 333-344.

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.

Verhulst, J., Baldi, A., Kleijn, D., 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture Ecosystems & Environment* 104, 465-473.

Whittingham, M.J., 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44, 1-5.

Whittingham, M.J., Swetnam, R.D., Wilson, J.D., Chamberlain, D.E., Freckleton, R.P., 2005. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology* 42, 270-280.

Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., 2010. Bird conservation and agriculture: a pivotal moment? *Ibis* 152, 176-179.

FIGURE CAPTIONS

Fig. 1. Fitted effects of two categories of grassland agri-environmental measures on species richness. Fitted effect of (a) extensive management of grasslands, and (b) opening of environments, on species richness. A 95% pointwise confidence interval is drawn around the estimated effect.

Fig. 2. Fitted linear regression between species-significant responses to management of discrete features and their respective specialization index.

Table 1. List of the 19 species used in the analysis with their specialization index (SSI), feeding habit, nesting strategy, trophic index (STI) and annual fecundity.

Species		SSI	Feeding	Nesting strategy	STI	Fecundity
Skylark	<i>Alauda arvensis</i>	1.16	insectivorous	ground	1.25	0.54
Red-legged Partridge	<i>Alectoris rufa</i>	1.10	granivorous	ground	1.10	1.11
Meadow Pipit	<i>Anthus pratensis</i>	1.37	insectivorous	ground	1.75	0.60
Common Buzzard	<i>Buteo buteo</i>	0.49	carnivorous	bush	2.90	0.48
Eurasian Linnet	<i>Carduelis cannabina</i>	0.70	granivorous	bush	1.05	0.70
Common Quail	<i>Coturnix coturnix</i>	1.52	insectivorous	ground	1.22	1.02
Corn Bunting	<i>Emberiza calandra</i>	1.46	granivorous	ground	1.28	0.70
Cirl Bunting	<i>Emberiza cirius</i>	0.59	granivorous	bush	1.30	0.54
Yellowhammer	<i>Emberiza citrinella</i>	0.71	granivorous	ground	1.30	0.60
Eurasian Kestrel	<i>Falco tinnunculus</i>	0.68	carnivorous	bush	2.85	0.65
Red-backed Shrike	<i>Lanius collurio</i>	1.14	insectivorous	bush	2.15	0.70
Wood Lark	<i>Lullula arborea</i>	0.90	insectivorous	ground	1.50	0.60
Yellow Wagtail	<i>Motacilla flava</i>	2.09	insectivorous	ground	2.00	0.70
Grey Partridge	<i>Perdix perdix</i>	2.11	granivorous	ground	1.10	1.18
Whinchat	<i>Saxicola rubetra</i>	1.46	insectivorous	ground	2.00	0.74
European Stonechat	<i>Saxicola rubicola</i>	0.78	insectivorous	ground	2.00	0.70
Common Whitethroat	<i>Sylvia communis</i>	0.65	insectivorous	bush	1.60	0.65
Common Hoopoe	<i>Upupa epops</i>	0.61	insectivorous	bush	2.00	0.88
Northern Lapwing	<i>Vanellus vanellus</i>	2.23	insectivorous	ground	1.90	0.70

Table 2. Estimated mean abundances of the 19 farmland birds in response to the five categories of grassland AES.

Species	C1		C2		C3		C4		C5	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Alauda arvensis</i>	-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		0.002 ± 0.000*		0.000 ± 0.000	
<i>Alectoris rufa</i>	-0.004 ± 0.001*		0.003 ± 0.002		0.002 ± 0.002		0.005 ± 0.001*		-0.002 ± 0.001	
<i>Anthus pratensis</i>	0.005 ± 0.002*		-0.001 ± 0.003		0.002 ± 0.003		0.000 ± 0.003		0.000 ± 0.002	
<i>Buteo buteo</i>	0.003 ± 0.000*		-0.001 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.000	
<i>Carduelis cannabina</i>	-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Coturnix coturnix</i>	0.001 ± 0.001		0.003 ± 0.002		-0.002 ± 0.002		0.001 ± 0.002		0.000 ± 0.001	
<i>Emberiza calandra</i>	0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.005 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Emberiza cirius</i>	-0.004 ± 0.001*		0.002 ± 0.001*		-0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.001*	
<i>Emberiza citrinella</i>	0.182 ± 0.136		0.066 ± 0.232		0.142 ± 0.217		-0.173 ± 0.145		-0.004 ± 0.104	
<i>Falco tinnunculus</i>	-0.001 ± 0.001*		0.001 ± 0.001		0.000 ± 0.001		0.003 ± 0.001*		-0.001 ± 0.001*	
<i>Lanius collurio</i>	-0.137 ± 0.242		-0.176 ± 0.398		0.400 ± 0.459		-0.253 ± 0.343		-0.126 ± 0.176	
<i>Lullula arborea</i>	-0.209 ± 0.284		-0.435 ± 0.326		0.274 ± 0.381		-0.314 ± 0.276		0.696 ± 0.170*	
<i>Motacilla flava</i>	-0.001 ± 0.001		-0.005 ± 0.002*		0.004 ± 0.001*		0.004 ± 0.001*		-0.003 ± 0.001*	
<i>Perdix perdix</i>	-0.001 ± 0.002		-0.005 ± 0.002*		0.005 ± 0.002*		0.002 ± 0.002		0.000 ± 0.001	
<i>Saxicola rubetra</i>	0.000 ± 0.003		0.003 ± 0.003		0.004 ± 0.003		0.001 ± 0.002		-0.002 ± 0.002	
<i>Saxicola rubicola</i>	0.002 ± 0.001*		0.000 ± 0.001		0.001 ± 0.001		0.002 ± 0.001*		-0.001 ± 0.001*	
<i>Sylvia communis</i>	0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		0.001 ± 0.001*		0.003 ± 0.001*		-0.001 ± 0.000*	
<i>Upupa epops</i>	-0.001 ± 0.001		-0.001 ± 0.001		-0.002 ± 0.001*		0.004 ± 0.001*		0.000 ± 0.001	
<i>Vanellus vanellus</i>	0.004 ± 0.003		-0.002 ± 0.003		0.007 ± 0.003*		0.008 ± 0.003*		-0.009 ± 0.002*	

The five categories of grassland AES are as follows: C1, Extensive management of grasslands; C2, Reversing abandonment; C3, Management of special habitats; C4, Management of discrete features; C5, Management of linear features. The table includes the posterior mean and standard deviation of abundance parameters estimated with the Bayesian model. Asterisks mean that the effect is significant, i.e., zero is not included in the 95% credibility interval.

Table 3. Estimated mean abundances (10^{-2}) of the 19 farmland birds in response to the five categories of grassland AES as a function of time.

Species	C1 x Time		C2 x Time		C3 x Time		C4 x Time		C5 x Time	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Alauda arvensis</i>	0.003 ± 0.004		-0.0004 ± 0.005 *		-0.016 ± 0.005		-0.009 ± 0.004 *		0.003 ± 0.003	
<i>Alectoris rufa</i>	-0.004 ± 0.019		-0.015 ± 0.025		-0.010 ± 0.024		-0.009 ± 0.023		0.025 ± 0.018	
<i>Anthus pratensis</i>	-0.017 ± 0.029		0.006 ± 0.043		-0.005 ± 0.036		-0.067 ± 0.040		-0.017 ± 0.023	
<i>Buteo buteo</i>	-0.013 ± 0.007		-0.0005 ± 0.009		-0.008 ± 0.009		0.002 ± 0.009		-0.006 ± 0.007	
<i>Carduelis cannabina</i>	0.025 ± 0.010 *		-0.023 ± 0.013		-0.014 ± 0.013		-0.030 ± 0.012 *		0.007 ± 0.011	
<i>Coturnix coturnix</i>	-0.026 ± 0.019		-0.005 ± 0.027		0.034 ± 0.024		-0.017 ± 0.024		0.008 ± 0.018	
<i>Emberiza calandra</i>	0.006 ± 0.008		-0.007 ± 0.013		-0.001 ± 0.011 *		-0.047 ± 0.010 *		0.018 ± 0.007	
<i>Emberiza cirius</i>	0.019 ± 0.008 *		0.006 ± 0.010		0.006 ± 0.012		0.014 ± 0.010		-0.014 ± 0.009	
<i>Emberiza citrinella</i>	2.608 ± 1.355 *		1.774 ± 3.031		-1.245 ± 2.711 *		-2.698 ± 1.526		2.462 ± 1.195	
<i>Falco tinnunculus</i>	0.006 ± 0.008		-0.015 ± 0.011		0.007 ± 0.011		-0.024 ± 0.010 *		0.009 ± 0.008	
<i>Lanius collurio</i>	7.206 ± 3.222 *		-9.246 ± 6.304		-7.415 ± 7.164		-4.893 ± 5.333		1.425 ± 2.460	
<i>Lullula arborea</i>	0.013 ± 2.805		-5.056 ± 3.951		3.276 ± 4.754		1.089 ± 3.272		-2.249 ± 1.784	
<i>Motacilla flava</i>	0.018 ± 0.012		-0.028 ± 0.022		-0.017 ± 0.014		-0.021 ± 0.015		0.015 ± 0.008	
<i>Perdix perdix</i>	0.033 ± 0.020		0.043 ± 0.035 *		-0.074 ± 0.025		0.014 ± 0.021		-0.010 ± 0.014	
<i>Saxicola rubetra</i>	0.006 ± 0.038		-0.012 ± 0.043		-0.060 ± 0.040		-0.050 ± 0.039		0.018 ± 0.029	
<i>Saxicola torquatus</i>	0.006 ± 0.007		-0.028 ± 0.011		-0.019 ± 0.011		-0.013 ± 0.010		0.006 ± 0.008 *	
<i>Sylvia communis</i>	-0.011 ± 0.006		-0.005 ± 0.008		-0.006 ± 0.008		-0.008 ± 0.007		0.009 ± 0.006	
<i>Upupa epops</i>	0.015 ± 0.010		-0.021 ± 0.016		0.016 ± 0.015 *		-0.018 ± 0.015		0.025 ± 0.013	
<i>Vanellus vanellus</i>	-0.066 ± 0.037		-0.005 ± 0.050		-0.005 ± 0.044 *		-0.039 ± 0.042		0.096 ± 0.034	

The five categories of grassland AES are as follows: C1, Extensive management of grasslands; C2, Reversing abandonment; C3, Management of special habitats; C4, Management of discrete features; C5, Management of linear features. The table includes the posterior mean and standard deviation of abundance parameters estimated with the Bayesian model. Asterisks mean that the effect is significant, i.e., zero is not included in the 95% credibility interval.

Fig. 1.

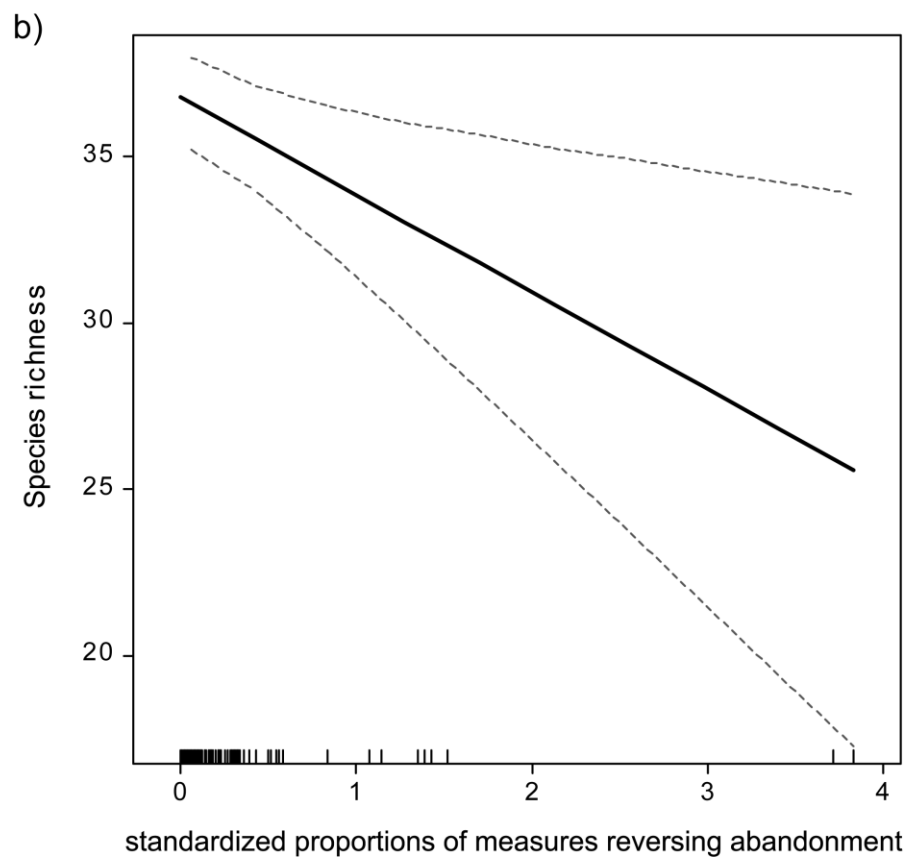
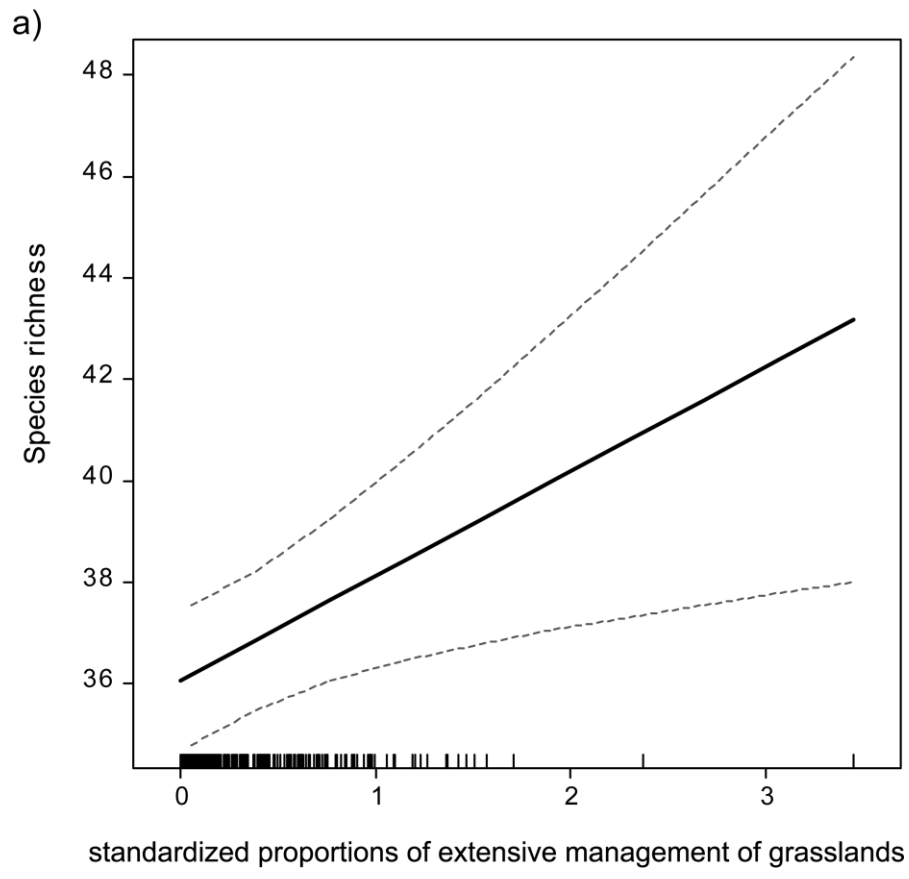
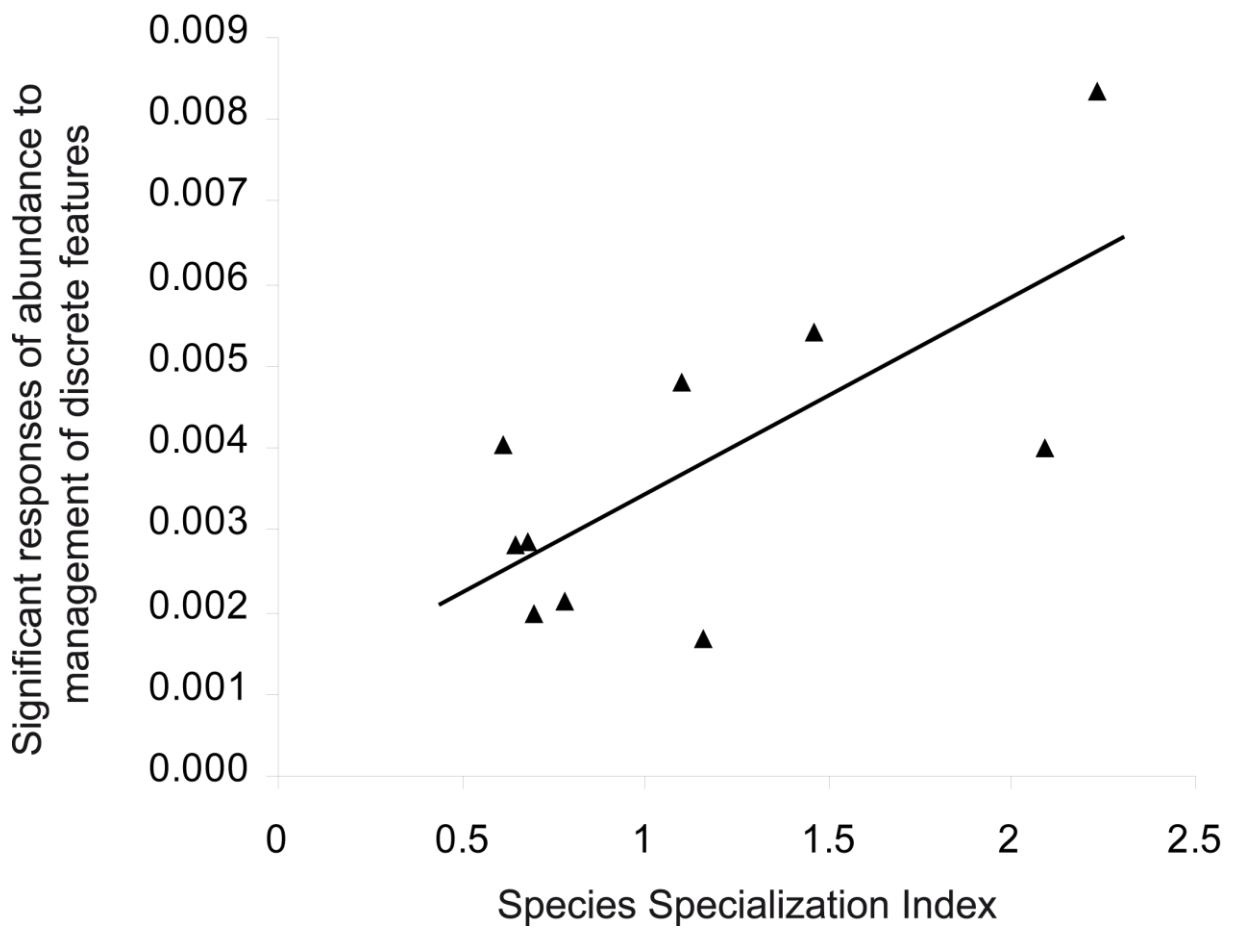


Fig. 2.



Appendix - Supporting information for Princé & Jiguet.

Ecological effectiveness of French grassland agri-environmental measures for farmland bird communities

Table S1. Examples of French grassland agri-environmental measures (AEM), typology of AEM defined by AND-International and corresponding categories.

AES NAME	AES TYPOLOGY	CATEGORY
Extensive management of grassland by mowing (and possibly grazing)	Extensive management of grasslands	C1
Preservation of grasslands endangered by returning	Extensive management of grasslands	C1
Grassland Agri-Environmental Premium	Extensive management of grasslands	C1
Opening (or maintaining open) plots heavily overgrown	Measures reversing abandonment	C2
Maintaining open spaces extensively managed (meadows, moors,...)	Measures reversing abandonment	C2
maintenance of silvopastoral areas	Measures reversing abandonment	C2
Late use of the land in grass	Management of special habitats	C3
Rehabilitation of abandoned orchards	Management of special habitats	C3
Constrained management of environment of special interest - reedbeds	Management of special habitats	C3
Creation and maintenance of ponds	Management of discrete habitat features	C4
Maintenance of trees	Management of discrete habitat features	C4
Maintenance of groves	Management of discrete habitat features	C4
Maintenance of hedges	Management of linear habitat features	C5
Rehabilitation of ditches	Management of linear habitat features	C5
Maintenance of communal roads adjacent to or crossing farm	Management of linear habitat features	C5

Fig. S1. Significant responses of species abundance to (a) management of discrete habitat features and (b) extensive management of grasslands. Error bars correspond to standard errors of responses.

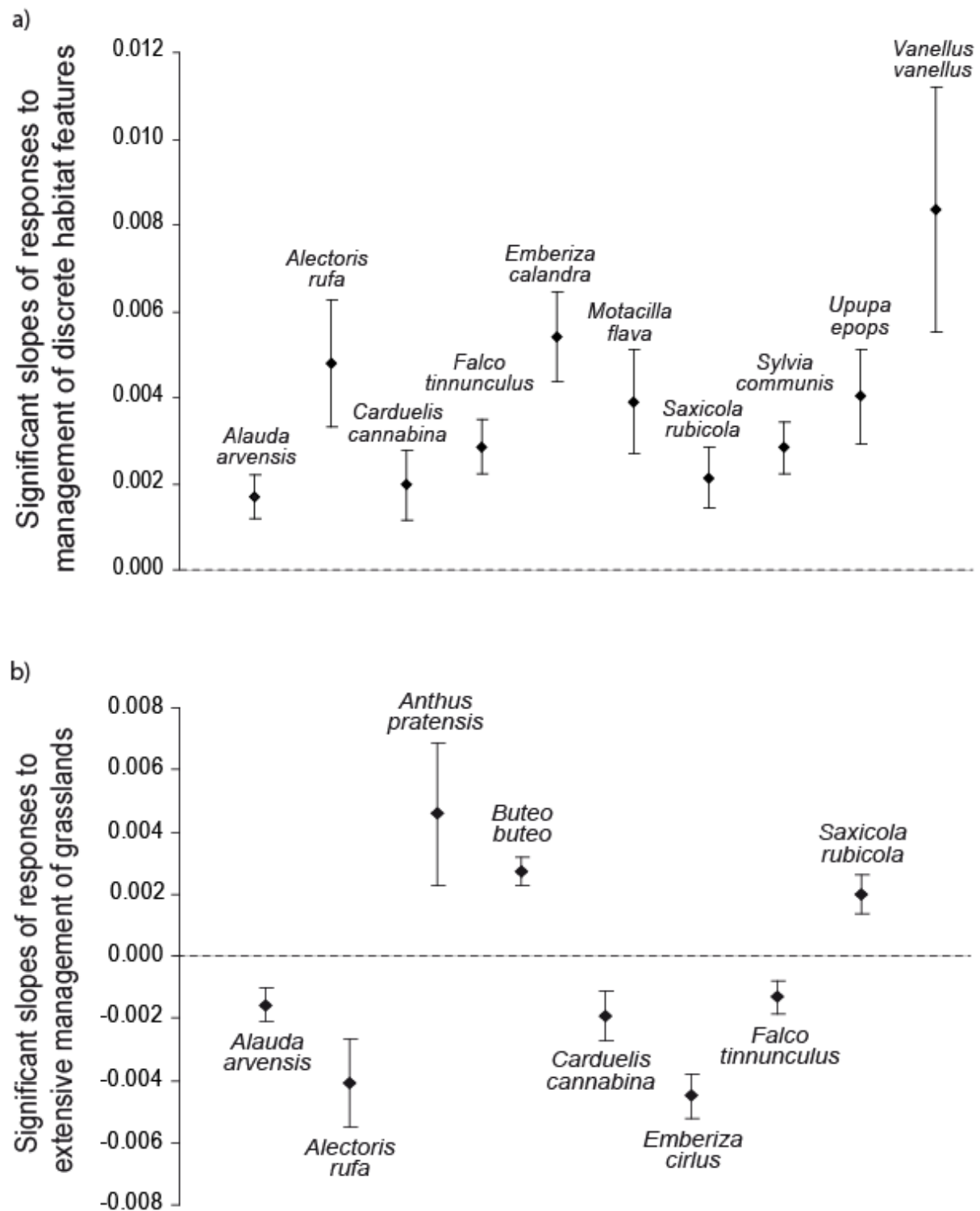


Table S2. Correlation matrix between species abundance responses to the different grassland AEM categories.

	C1	C2	C3	C4	C5
C1	1.000				
C2	0.872 ***	1.000			
C3	-0.550 *	-0.730 ***	1.000		
C4	0.500 *	0.800 ***	-0.947 ***	1.000	
C5	-0.583 **	-0.833 ***	0.355	-0.584 **	1.000

C1, Extensive management of grasslands; C2, Reversing abandonment; C3, Management of special habitats; C4, Management of discrete features; C5, Management of linear features. Asterisks denote the degree of significance (* 0.05; ** 0.01; *** 0.001).

Manuscrit 3

**Potential impacts of forecast land-use changes on the French Farmland Bird
Indicator**

François Chiron, Karine Princé, Maria Luisa Paracchini & Frédéric Jiguet

Article en préparation

Potential impacts of forecast land-use changes on the French Farmland Bird

Indicator

François CHIRON^{a,‡}, Karine PRINCÉ^a, Maria Luisa PARACCHINI^b & Frédéric JIGUET^a

^a *Muséum national d'Histoire naturelle, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC. 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.*

^b *Joint Research Center of the European Commission, Institute for Environment and Sustainability, TP 262, Via E. Fermi 2749, 21027 Ispra (VA), Italy*

[‡] Author for correspondence: François Chiron (fchiron@mnhn.fr)

Phone: +33 1 40 79 58 53, Fax: +33 1 40 79 38 35

Abstract

In response to continuing decline of farmland biodiversity, the EU has recently agreed on a mid-term (2020) headline target for biodiversity. The European Farmland Bird Indicator (EFBI) has been adopted as a Structural and Sustainable Development Indicator by the European Union, which identified farmland bird trends as a proxy for wider biodiversity health on farmland. Here, we analyze the potential impacts of future CAP land-use on the abundance of 20 farmland bird species of the French FBI. We relied on four agricultural policy scenarios, from the CAPRI agricultural model, that describe the most likely changes in cropping areas and bird population data from the French Breeding Bird Survey at region

level. A habitat association model was used to predict the potential effects of future changes in five crop categories and in arable area. Future species index, from predicted abundances, were first computed and were then used to recalculate the FBI. Our study demonstrates that relative abundance of specialist farmland bird species both depend on crop cover type and total cropped area. Model predictions show a general decline in the abundance of national farmland bird specialists between 2007 and 2020. However, loss of farmland birds is predicted to be less pronounced with the ‘CAP greening’ scenario. Moreover, we highlight that whatever the CAP policy forecasted, predicted agricultural changes don’t lead to the same bird population and FBI changes across regions. Geographical variability of the FBI in response to agricultural changes clearly indicates that a same policy will no perform equally depending on where agricultural changes take place in France. In order to optimize efficiency of agricultural policy at national or even upper level (e.g. EU), we recommend to test policy efficiency at lower spatial levels and to combine policies which represent the best option regarding the FBI at these sublevels.

Keywords: agriculture, land use changes, CAP scenarios, Farmland Bird Indicator, spatial scale

Introduction

The modification of lands for human consumption represents one of the most widespread pressures on global biodiversity (Foley et al., 2005; Sala et al., 2000). In Europe, agriculture is the most important form of land use, covering almost half percent of land area (FAO, 2009). Land conversion from natural complex systems to simplified agricultural ecosystems, as well as increased exploitation of resources, are major causes of the high past and current

rates of farmland biodiversity loss (Donald et al., 2001; Fuller, 2000; Green et al., 2005; Kleijn et al., 2009; Tschardt et al., 2005). The European Union (EU) Common Agricultural Policy (CAP) had often been cited as encouraging this process of agriculture intensification through the production subsidies (Donald et al., 2001; Stoate et al., 2001). More latterly, reforms to the CAP have promoted modest spending on styles of farming considered less damaging environmentally, with further developments in this direction since 2003 (EU regulations 1782/2003 - 1788/2003, 10/21/2003). The EU has recently agreed on a mid-term (2020) headline target for biodiversity. The aim is to halt the loss of biodiversity and the degradation of ecosystem services, restore them insofar as is feasible, while stepping up the EU contribution to averting global biodiversity loss (EU Regulation 7536/10).

Preventing effects of land use changes on biodiversity at large scale requires predicting future land use patterns and its global impact on biodiversity accurately. Many processes at countryside drive land use change, land abandonment operating across Europe (Rounsevell et al., 2005; Rounsevell et al., 2006), introduction and expansion of bio-energy crops, modernization of agriculture, abandonment of grazing or crop specialization. Alongside these changes, urban expansion and climate change are also indirect drivers affecting farmland cover within the agricultural areas (MacDonald et al., 2000). Thus, to achieve the broader biodiversity goal it is fundamental to manage the likely agricultural changes and the predicted changes in land-use patterns. From this perspective, scenarios have become a popular tool for exploring alternative plausible land-use futures, as they provide alternative images of how the future may unfold (Ewert et al., 2005; Rounsevell et al., 2005; Rounsevell and Metzger, 2010; Rounsevell et al., 2006; Verburg et al., 2006). More than to predict realistic outcome, scenarios offer a way to think about alternative directions of changes (Tress and Tress, 2003). For planners and policy-makers, it is essential to understand

how land-use change might affect biodiversity and other ecosystem services, so that these services can be preserved and potential synergies or conflicts identified (Verburg et al., 2009).

The Farmland Bird Index (FBI) was adopted by the EU as a Structural and Sustainable Development Indicator (Gregory et al., 2005), which identified farmland bird trends as a proxy for wider biodiversity health on farmland. The implications of changes in agricultural or other policy drivers for farmland birds are therefore a matter of concern to policy-makers. Today, the FBI (Gregory et al., 2005) contributes to indicator sets used by national policies in many European countries. Yet, the FBI and related databases have been rarely used to forecast the bird populations under future agricultural land use changes at large scales (but see (but see Scholefield et al., 2011)). Bird population abundance and distribution are determined by many uncertainties and environmental factors, making it difficult to predict the impacts of policy changes at large spatial and temporal scales. But recent work has demonstrated the possibility to forecast the FBI at EU scale under alternative scenarios and based on correlation between the FBI and land use patterns (e.g. Butler et al., 2010; Scholefield et al., 2011).

Although this approach is promising, previous study lacks of a clear understanding of mechanisms behind predicted species changes. Scholefield et al. (2011) modeled the impact of land use changes on the FBI directly assuming homogeneous response to the different policy scenario across farmland bird species. But this is unlikely as the EU FBI is the geometric mean of 33 species indices and as species may have different ecological requirement and respond differently to a specific cropped land use changes. Also, it is not clear what aspect of agricultural changes most affects the FBI. Land-use changes in agricultural landscapes may operate through a global change of the total arable area, without modification of crop cover composition, as well as through a compositional change of crop cover proportions without reducing the arable land area. So far, there was no assessment of relative effects of crop cover compositional change and loss of arable area onto the FBI.

Finally, population trends in breeding birds can be specific to region and landscape type (Newson et al., 2009; Risely et al., 2009). This may occur because that species constituting the FBI may have different distributions and preferences to habitat. These differences may determine contrasting trends and forecasts of the species indices among countries and habitats. Understanding spatial variability is important to best adapt future agricultural land use policy to local context which could result in a cost-effective and efficient agricultural policies on farmland species at global scale.

In this study, we analyze the potential impacts of future CAP land-use on the abundance of 20 farmland bird species of the French FBI. Four agricultural policy scenarios describe the most likely changes in cropping areas caused by: (1) the proposal for the CAP reform to increase the proportion of semi-natural vegetation in agricultural areas, (2) a CAP scenario to abolish market support and direct payments in Pillar 1, and (3) a CAP scenario to increase production of crops dedicated to biomass energy crops according to the Biofuels Directive. These scenarios were compared to a (4) baseline scenario corresponding to the continuation of current policy. Projected cropped land use was predicted by the external CAPRI agricultural model (Britz, 2005). Unlike previous studies that modeled impact of land use on the FBI directly (e.g. Scholefield et al., 2011), here we computed future species index, from predicted abundances, that were then used to recalculate the FBI. We disentangled the relative effects of crop cover composition and arable land area. To understand which farmland species are at risk under the four scenarios, we also adopted a trait-based approach to quantify the detrimental impact of land-use change on farmland bird species across Europe according to their vulnerability defined through species specialization to farmland habitats. Finally, because responses of birds to land use changes could also be expected to vary spatially (Newson et al., 2009; Risely et al., 2009), we assessed to what extent national predictions of the species index and the FBI do not hide differences in responses at lower spatial levels. We

concluded by discussing the advantage and the possibility to regionalize national scenarios to help reversing farmland bird loss.

Material and Methods

Bird data

We used bird data from the French Breeding Bird Survey (BBS), a standardized monitoring scheme in which skilled volunteer ornithologists identify breeding birds by song or visual contact (Jiguet et al., 2011). Each observer provides the name of a municipality, and a 2 x 2 km plot to be prospected is randomly selected within a 10 km radius from the gravity centre of this municipality. Random selection ensures that surveyed habitats closely match the actual distribution of available habitats in France. Each plot was monitored twice in the spring, before and after the 8th of May, with 4-6 weeks between the two surveying events. In each plot, the observer carried out 10 evenly distributed point counts separated by at least 300 m, where every heard or seen bird individual is recorded during a five minutes survey. Counts were repeated yearly by the same observer at the same points, on about the same date and at the same time of day (± 15 minutes).

Region and species studied

In order to correlate bird data with agricultural variables (see below for presentation), plots retained for further calculation had at least five points located within or adjacent to farmland and that were surveyed at least once between 2002 and 2007. Using codes, the habitat was noted by the observers in the field (Julliard et al., 2006). We further selected regions with at least 10 plots per year in order to be representative of species populations at region level. We analysed data from 15 regions, and a total of 584 plots (Fig. 1). Of these plots, 138 were monitored during 1 year, 93 during 2 years, 117 during 3 years and 236 during 4 or more years. Among the birds monitored by the scheme, we focused on the 20 species classified as

farmland specialists belonging to the French Farmland Bird Index (Jiguet et al., 2011). For each monitored plot, we calculated the local species relative abundance (Doxa *et al.* 2010) as followed. First, we estimated the maximum number of individuals detected on each point count during either the first or the second sampling session, for each species and each year. The maximum of the two yearly counts was then retained as a measure of a species relative abundance at each point, to be summed between all points of a plot to obtain the yearly local relative abundance per plot. We summed species local relative abundance at the region level to obtain the yearly regional relative abundance. Because the number of count points varies between regions, we also summed the number of point counts per region to account for sampling effort in the analysis.

Species vulnerability

Farmland species may respond differently to land-use changes depending on their specialization level to either arable or grassland habitats. To assess efficiency of policies that aim to increase grassland and set-aside areas or to promote the development of arable cropped lands, we used an index of species specialization to grasslands. This index is derived from a methodology developed by Julliard *et al.* (2006) who estimate the species specialization level to the habitat. Julliard *et al.* (2006) proposed a practical way of quantifying specialization of a given species by calculating the variation in its density among various habitat classes. Julliard *et al.* (2006) grouped French Breeding Bird Survey (FBBS) habitat categories in 18 homogenous habitat classes. They calculated a simple measure of specialization for a given species (Species Specialization Index, SSI) using the coefficient of variation (SD/mean) of the population densities of the species across habitats. This has been calculated for the 190 most frequent terrestrial bird species breeding in France. Based on Julliard *et al.* (2006) methodology, Teillard *et al.* (*submitted*) calculated an index of specialization level to either

arable or grassland habitats. This measure allows the ordering of species from arable (occurring in cereal plains, oilseeds fields...) to grassland species (occurring in mixed cropped and pastures landscapes), ranking from lower values to higher values, respectively. Finally, in order to evaluate the benefit of future land use changes on species in 2020 that currently decline in France, we used species trend calculated over the period 2001-2011 from Jiguet *et al.* (2012).

CAPRI and land-use data

The CAPRI (Common Agricultural Policy Regionalised Impact) model offers a detailed description of the agricultural sector on a national and regional level in the EU, running from 1990 to 2007. The databases exploit wherever possible well-documented, official and harmonized data sources, especially data from EUROSTAT, FAOSTAT, OECD and extractions from the Farm Accounting Data Network (FADN). CAPRI is an economic model, and policies are an important driver of change in the CAPRI model. The initial CAPRI database contained 28 land-use variables (crop areas). From this initial dataset, we used the crop area per studied region between 2002 and 2007. For the different years, we aggregated crop types within groups and calculated the areas of cropped cover represented by cereals (soft and durum wheat, barley and oats), by other annual production (sugar beet and potato), by maize production (fodder and grain maize), by grassland and set-aside (extensive and intensive grazing productions, set-aside and fallow lands) and by oil seed production (rape and sunflower). To select crop types within groups, we paid attention that cropped areas varies between regions such that scale of land-use change among regions is wide enough and falls within the bounds of predicted land use change under the CAPRI scenarios, i.e. maximum and minimum land-use values between regions should reasonably fit maximum and minimum rates of land-use predicted under the different scenarios. Crops within groups had

relatively similar crop structure and phenology relevant for bird species. Production of maize, cereals, grasslands, oil production, and other annual production are conducted under different management practices, and may potentially represent different habitats for birds.

Finally, we further calculated the area proportion represented by all crops within each studied region (Utilised Arable Area Region - UAAR) as the ratio between the utilized arable area and the region area, and the proportion of UAAR area represented by each crop group (CS) as the ratio between each crop group area and the utilized arable area.

Evaluated scenarios

We identified four scenarios which describe the most likely changes in cropping areas caused by: (1) the proposal for the CAP reform to increase the proportion of semi-natural vegetation in agricultural areas (hereafter called ‘CAP greening’), (2) a CAP scenario to abolish market support and direct payments in Pillar one (‘No pillar one’), and (3) a CAP scenario to increase production of crops dedicated to biomass energy crops according to the Biofuels Directive (‘Biofuel’). These scenarios were compared to a (4) baseline scenario corresponding to the continuation of current policy (‘Baseline’). For each scenario and region, the relative changes in crop group area (UAAR and CS) were calculated between the year 2020 and 2007 as $(UAAR_{2020} - UAAR_{2007}) / UAAR_{2007}$ and $(CS_{2020} - CS_{2007}) / CS_{2007}$ respectively.

Statistics and analysis

We developed a calibration model to determine the impact of UAAR and CS variables on relative species abundance. We used a habitat association model of the effects of land use factors on relative abundance for each of the 20 species independently, using data from the 15 regions. To this purpose, we used generalized linear mixed models (GLMM) to model variation in species relative abundance at region level in France, whilst accounting for the fact

that the observed data were counts and had a skewed distribution. Equation of the calibration model is:

$$\text{Species abundance} \sim \alpha + \beta_1 \times \text{Grass and set-aside_CS} + \beta_2 \times \text{Cereals_CS} + \beta_3 \times \text{Maize_CS} + \beta_4 \times \text{Oilseeds_CS} + \beta_5 \times \text{other annual crops_CS} + \beta_6 \times \text{UAAR} + \beta_x \times \text{Control variables} + \text{random (year)}$$

with number of points, latitude, longitude and interaction between latitude and longitude as control variables. As a basis, the model assumed a Poisson distribution of the data (species regional relative abundance). But because there were signs of over-dispersion in the original count data for 13 species, we used quasi-Poisson distribution for modeling abundance of these species. One random term identifying year (from 2002 to 2007) was specified in the model. This reflected the fact that the CAPRI data were carried out in different years, and therefore allowed the model to assume that the populations of regions sampled were different between years. Crop area proportions (denoted CS) were defined as fixed terms as well as the proportion of utilized arable area and the number of count points within regions.

Before modeling species abundance, we transformed data of the different variables in order to normalize variable distribution when necessary. We used the logarithm and the root square transformations. Latitude and longitude were standardized according to $(x-m)/s$, with x =measurement, m =mean and s =standard deviation to enable comparison of the magnitude of their effects. For each species separately, the effects of fixed effects were first investigated by examining the corresponding Wald statistics which is distributed asymptotically as χ^2 . We then derived means for the factors found to be significant. Finally, we examined correlation between land-use factors using Pearson's correlation tests to show dependency between proportions of crop cover types. We derived prediction from the GLMM models to first assess the predictive power of the model and then to assess the impact of each of the four case study

scenarios. The predictive power of the models was assessed by plotting the predicted relative abundance of each species (as the x-variable) per region.year⁻¹ against the observed relative abundance of each species (as the y-variable) and fitting a regression line with an intercept of zero and a slope of 1 (i.e. $y = x$), from which an R^2 value was calculated. We did this for each of the 20 farmland species. To this purpose, calibration of the model was done using test data on half of the regions.year⁻¹ ($n = 39$ region.year⁻¹ between 2002 and 2007) that were randomly selected among the 78 initial region.year⁻¹ set to explain relative abundance of the other half set of sampled regions.year⁻¹ ($n = 39$ region.year⁻¹). This procedure allows us to have independent predicted and observed values of relative abundance.

The time horizon for modeling was 2020, with 2007 as the base year (FBI = 1). For each species, the outputs from the calibration model (i.e. slopes of the relationship between species relative abundance and variables) were used to derive a prediction of the species relative abundance under the four scenarios (2020) and for the reference year (2007) at region level. We calculated the FBI as the geometric mean of species indices in 2020 following Gregory *et al.* (2005). The FBI₂₀₂₀ was calculated with 2007 as a base year and under the four scenarios. If the number of indices is T and the index₂₀₂₀ for each species is denoted by I_t , then the geometric mean can be expressed as:

$$\bar{I} = \exp\left(\frac{1}{T} \sum_t \ln I_t\right).$$

with $T = 20$ species, each species being weighted equally when combined in the FBI. The geometric mean is thus a nonlinear function of the component indices. We calculated \bar{I}_{2020} for all four scenarios.

Following Gregory *et al.* (2005), the variance approximation for \bar{I}_{2020} can be expressed as:

$$\text{var}(\bar{I}) \approx \left(\frac{\bar{I}}{T}\right)^2 \sum_t \left(\frac{\text{var}(I_t)}{I_t^2}\right).$$

We concluded this study by testing the correlation between species index (ratio of 2020 over 2007 relative species abundance) estimated under all four scenarios, species specialization index to grassland habitats, and species trend calculated over the period 2001-2009 using Pearson's correlation test and BBS data for France. We used the R software, the package lme4 for the calibration (function lmer), and the package MASS for the prediction (function predict) (R Development Core Team 2004).

Results

Agricultural changes under future CAP scenarios

In Table 1, we showed predicted utilized arable area (UAAR) and crop proportion (CS) changes under the four CAPRI's scenarios. The 'Greening CAP' scenario aims at reducing the loss of grasslands (grass and grazings areas), set-aside and fallow lands. The 'No pillar 1' scenario incorporates agronomic changes likely to take place following a complete ban of supports and payments in agriculture. This involves arable land abandonment, causing the reduction of UAAR (-8%, Table 1) and of cropping areas dedicated to cereals, maize, oil seeds and grasslands. The 'Biofuel' scenario will increase sunflower production, and to a lesser extent maize and barley production. The baseline scenario assumes that barley and maize production areas will increase moderately while the proportions of green areas (grassland and set-aside) and rape will decrease.

At region level, we found strong correlations between proportions of the different crop covers (see Appendix A). Negative correlation between crop covers may be explained by different geographical distributions of crops (e.g. maize was mostly cultivated in Bretagne and Alsace while cereals and oilseed productions were found in the centre and northern parts of France). Also, proportion of grass and grazing areas were negatively correlated with the

other crop cover types (see Appendix A). Crops cultivated in the rotation are however positively correlated at regional level (e.g. cereals and oilseed crop covers).

Association between relative abundance of farmland birds and crop covers at regional level

Relative abundance of almost all farmland species ($n = 16$) varied with the area covered by one or more crop cover types. Globally, we showed that total abundance of farmland birds was positively correlated with cereals and negatively correlated with maize cover areas and other annual crops (sugar beet and potatoes) (detailed statistics in Appendix B). There was however some variability in the response of species to oilseed crop covers. Also, grasslands and gassings areas have mixed effects on species abundance, either positive (e.g. on the Common quail and the Corn bunting) or negative (e.g. on the Northern lapwing and the Red-legged partridge). In addition, relative abundance of 13 species was positively correlated with proportion of arable area within regions (UAAR).

From the linear regression model, we predicted the total farmland bird abundance relatively well; model explains 70% of the abundance variance. Relationships between predicted and observed species abundance were always significant for all species (correlation results not shown). Our crop cover model enables us to develop the four scenarios using the crop group typology.

FBI predictions

We predicted the Farmland Bird Indicator for France in light of land-use change derived from the CAPRI model under the four scenarios (Fig. 2). At national level, model predictions demonstrated an overall decline of the farmland bird indicator between 2007 and 2020, but at quite low pace, with some important differences between scenarios, species and regions (Table 2). The overall farmland bird indicator value in 2020 declines rapidly under the ‘No

pillar 1' scenario (FBI = 0.82 (0.01)), whilst there was only few difference between the 'CAP greening', the 'Baseline' and the 'Biofuel' scenarios (FBI = 0.98 (0.02), 0.97 (0.02) and 0.95 (0.01) respectively (Fig. 2). Difference between 'No Pillar 1' and the other scenarios was mostly due to the prediction by the CAPRI model of land abandonment causing the decrease of utilised arable area at regional level (-8%, Table 2) (between -2% for the 'Biofuel' scenario and -1%, for the 'Baseline' and the 'CAP greening' scenarios respectively). If we assume no change in UAAR from 2007 to 2020, and the same changes of crop cover composition as in the CAPRI models, then FBI values predicted were 0.96 for the 'No pillar one', 0.97 for the 'Biofuel', 0.98 for the 'Baseline', and 0.99 for the 'CAP greening' scenarios. Some differences, although small, remain between the scenarios under these predictions, indicating the relative net benefice of the CAP greening scenario compared to the three other scenarios. We assessed potential variations in the performance of each scenario between regions. For a given scenario, we found important differences in the variations of the FBI (2020) among French regions (Table 2). In the case of the 'Greening CAP' scenario, predicted FBI varies from 0.81 (FBI for Rhône-Alpes) to 1.12 (FBI for Bretagne). Scenarios do not perform equally regarding the FBI according to the regions (Table 2). The 'Baseline' scenario provides higher value of FBI (2020) than the three other ones in 5 regions (Table 2). The 'No Pillar 1' scenario is never the best option to maintain the FBI whatever the region compared to the other ones.

For each scenario, we tested for a correlation between each species index (ratio predicted abundances 2020 / 2007) and the species specialization index to grasslands and for a correlation between species index and species trend 2001-2009. Contrary to what was expected under the 'Greening CAP' scenario, species index was neither correlated with the species specialization index to grasslands nor with species trend. Species index under the 'Baseline' scenario was however negatively correlated with species specialization index to

grasslands (Table 3). Finally species index under the ‘No Pillar one’ scenario was negatively correlated with species trend. This indicates that, although mean species index for 2020 was relatively low (mean FBI of ‘No Pillar 1’ is 0.82), the species which strongly declined between 2001 and 2009 in France, as the Linnet, the Meadow pipit and the Whinchat, are predicted to decrease less in the future under this scenario compared to the other ones.

Discussion

Our study demonstrates that relative abundance of specialist farmland bird species both depend on crop cover type and total cropped area. Proportion of arable area has consistent positive effect on farmland bird abundances. This clearly indicates that farmland habitats such as landscapes cropped with cereal, oilseeds, a mixture of cropping areas and grasslands, are important habitats to farmland bird conservation and the maintaining of the Farmland Bird Index. Reducing arable area will automatically reduce available habitats for farmland birds, and limit population distribution and abundance (Fuller et al., 1995; Robinson et al., 2001; Wretenberg et al., 2006). We recommend that future studies modeling species indices and the FBI by the means of habitat association model take into account arable area explicitly as a key variable of the farmland bird abundance.

In a lesser extent, species abundances and the FBI were also impacted by cropped area composition within regions. Cereal crops overall increased abundance of some farmland species, while maize production cover has negative effects. Farmland bird species have different ecological requirements so that they select crop types according to the vegetation cover, structure, its height, field management, presence or absence of hedgerow, set-aside and other landscape parameters. These variables determine nesting availability and food resources for reproduction and survival. Crop type may thus have important direct and indirect effects

on populations. Our results are in accordance with studies carried out at finer scales (e.g. at farm and field scales) than the region showing mixed effects of crop cover depending on the crop composition (e.g. Joannon et al., 2008; Laiolo, 2005). Difference in the effects of cereals and maize crop on relative abundance may be due to cropped cover characteristics, higher in maize than in cereals, thus offering less possibility to achieve reproduction for ground nesting species, as well as field management practices. For instance, French farmers use herbicides and insecticides and water more often in maize than in cereals, and this may reduce nesting availability and food resources for granivorous as well as insectivorous birds. Moreover, given the differences in responses of each species to crop cover, our results also suggest that when modeling the FBI, each species response must model independently and then aggregated their response into the FBI value.

According to data collected by the French BBS, FBI has already declined in France between 1989 and 2011 by -27% (Jiguet, 2012). The decline was however less pronounced since 2001 (-2%, Jiguet, 2012). Based on species responses to crop variables and on the CAPRI predictions of land-use in the year 2020, our models predicted that this decline will continue in the future but at a very low pace. Moreover, loss of farmland birds is predicted to be less pronounced depending on what future agricultural changes and policy behind are forecasted. Given that 1.00 is the 2007 reference value of the FBI, the estimated trend is in fact 0.98 for the CAP greening scenario and 0.97 for the baseline scenario. The ‘CAP greening’ shows that CAP impact on the loss of farmland birds can be mitigated compared to the past decades. Compared to the Baseline, land use changes under the CAP greening would more benefit to grassland species than to mixed and arable land species. Extending cover of energy crops through the ‘Biofuel’ scenario seems however to affect more the FBI than the ‘Baseline’ and the ‘Greening’ scenarios (FBI = 0.95). Finally there is strong evidence that abolishing market support and direct payments to agriculture in Pillar 1 will inevitably led to

a loss of farmland bird biodiversity (FBI = 0.82). To a large extent, this loss directly depends on cultivated land abandonment. In the different scenarios, normalization on the utilized arable area (UAAR) helps in understanding the influence of farming practices on bird populations, which is strictly correlated to the availability of the habitat (farmed land) which therefore should be excluded from the analysis if we want to assess the net effect of crop composition and its changes on birds. If we fix the UAAR values, overall results show a good performance of the CAP greening scenario which scores slightly better than the baseline. If the trend is normalized on the UAAR the scores are 0.99 and 0.98 respectively.

In France, whatever the CAP policy forecasted, predicted agricultural changes don't lead to the same bird population and FBI changes across regions. We did not expect the CAP impact on the FBI to be perfectly constant through space, and this variability of the CAP impact likely depends on the agronomic and bird contexts where agricultural changes take place at region level. First, the net increase in crop cover under given agricultural changes automatically depends on the initial coverage of the different crops which varies greatly between regions. In France, main crop productions are highly regionalized. Cereal productions are distributed in the Centre north and the North-Eastern parts of France, maize production in the Western and Eastern parts, and grass lands in the Centre and the Southern parts of the country. Net increase of cereals in the grassland regions will not be as important as net increase in regions already cropped with cereals. Second, species occurrence is not homogeneous across France and can vary among regions according to species preferences to habitat and climatic zones. For instance, the Cirl bunting, the Hoopoe and the Red-legged partridge naturally occur in the South of France whereas the Yellowhammer and the Grey partridge are in the North. If we assume that impact of agricultural changes is species dependent, a national policy and corresponding agricultural changes in crop covers will not affect the FBI equally among the regions.

Geographical variability of the FBI in response to agricultural changes clearly indicates that a same policy will no perform equally depending on where agricultural changes take place in France. In order to optimize efficiency of agricultural policy at national or even upper level (e.g. EU), we recommend to test policy efficiency at lower spatial levels and to combine policies which represent the best option regarding the FBI at these sublevels. We predicted that such bottom-up approach may considerably increase the FBI and reverse the decline of farmland birds in France rapidly. Causes of regional variability need however to be further understood in detail. This study addressed the question of whether agricultural policies must be regionalized or not, and whether such potential regionalization should bring countries us to intensify or to extensity crop productions within regions.

Our approach has however a number of limitations. The model used here relied on simple habitat association, and did not take account population dynamics or of spatial or temporal interactions and species interaction. The predictions arising from the models assume that abundance is determined by habitat availability within the breeding season, and that densities will increase or decrease in relation to crop area and composition. Also our approach may have a number of limitations, like the uncertainty in expected land-use predicted by the CAPRI model, but also in the predictive capacity of the regression models. For these reasons, scenarios should be interpreted with cautious, and in comparison with the baseline scenario results that represents the reference scenario. Also, in order to better appreciate difference between scenarios, it will be useful to predict the FBI in 2050, and not only in 2020. Forecasting the FBI beyond 2020 could allow us to compare agricultural policy influence with climate change consequence on farmland birds.

Conclusion

This study has shown that predicted changes in cropping pattern (area and composition) are likely to have important impacts on species relative abundance and the FBI depending on CAPRI scenarios. The 'Baseline' and the 'Greening CAP' scenarios perform similarly regarding the FBI. However, the 'Baseline' scenario will better help preserving species specialized to arable cropped landscape than grassland habitats and species. Our analysis shows that forecasting the FBI at national and regional levels is possible. Spatial and species variability under a same scenario indicate that the FBI must be modeled integrating each different species response to agricultural changes and region variability of the responses. The current approaches of top-down modeling should be accompanied by region-specific bottom-up modeling to strengthen the value of quantitative scenario studies in supporting policy discussion (Busch, 2006). The different spatial patterns resulting from various trade-offs between land use types are of particular interest for regional environmental assessments and can only be addressed by quantitative modeling with a sufficient high spatial resolution.

References

- Britz, W., 2005. CAPRI Modelling System Documentation. <http://www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri-documentation.pdf>.
- Busch, G., 2006. Future European agricultural landscapes - What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 121-140.
- Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137, 348-357.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, 25-29.

Ewert, F., Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Metzger, M.J., Leemans, R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use I. Estimating changes in crop productivity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107, 101-116.

FAO, 2009. The agricultural statistics of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations. <http://faostat.fao.org>.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.

Fuller, R.J., 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologists' Union, Tring, pp. 5-16.

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.

Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550-555.

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.

Jiguet, F., 2012. Produire des indicateurs à partir des indices des espèces (habitat) <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

Joannon, A., Bro, E., Thenail, C., Baudry, J., 2008. Crop patterns and habitat preferences of the grey partridge farmland bird. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 379-387.

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

Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschamntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903-909.

Laiolo, P., 2005. Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. *Conservation Biology* 19, 1547-1556.

MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J.G., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59, 47-69.

Newson, S.E., Ockendon, N., Joys, A., Noble, D.G., Baillie, S.R., 2009. Comparison of habitat-specific trends in the abundance of breeding birds in the UK. *Bird Study* 56, 233-243.

Risely, K., Noble, D.G., Baillie, S.R., 2009. The Breeding Bird Survey 2008. BTO Research Report 537. British Trust for Ornithology, Thetford.

Robinson, R.A., Wilson, J.D., Crick, H.Q.P., 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38, 1059-1069.

Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107, 117-135.

Rounsevell, M.D.A., Metzger, M.J., 2010. Developing qualitative scenario storylines for environmental change assessment. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Climate Change* 1, 606-619.

Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araujo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpaa, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., Tuck, G., 2006. A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 57-68.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

Scholefield, P., Firbank, L., Butler, S., Norris, K., Jones, L.M., Petit, S., 2011. Modelling the European Farmland Bird Indicator in response to forecast land-use change in Europe. *Ecological Indicators* 11, 46-51.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.

Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., *submitted*. The response of farmland bird communities to agricultural intensity is mediated by intensity aggregation

Tress, B., Tress, G., 2003. Scenario visualisation for participatory landscape planning - a study from Denmark. *Landscape and Urban Planning* 64, 161-178.

- 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.
- Verburg, P.H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., Willemen, L., 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management* 90, 1327-1335.
- Verburg, P.H., Veldkamp, A., Rounsevell, M.D.A., 2006. Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 1-6.
- Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., Thierfelder, T., Part, T., 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43, 1110-1120.

Table 1. Areas and proportions of Regional Utilized Arable Area (UAAR) under various crops in 2007 (baseline) and under four different scenarios (in 2020). Only main crops area are represented (> 2% of UAAR) and are those that changed according to one or more scenarios.

Category	CAPRI Code	Baseline 2007 (area 1000 ha)	Baseline 2007 (% of UAA, [min ; max])	SCENARIOS (% UAA change in 2020)				
				Baseline	CAP Greening	No pillar 1	Biofuels	
Gras and set-aside	GRAS, SETF	11088	38	[4;60]	-12	-7	-13	-16
Cereals	SWHE, BARL, DWHE, OATS	7109	24	[9;47]	0	-2	-10	1
Maize	MAIF, MAIZ	2863	10	[4;16]	4	1	-5	5
Oilseeds	RAPE, SUNF	2120	7	[2;15]	7	4	-21	1
Other annual crops	SUGB, POTA, OIND	585	2	[0;13]	-16	-16	-14	-16
Gras and grazings	GRAS	9856	34	[3;58]	-7	-6	-14	-13
Soft wheat	SWHE	4783	16	[7;38]	-1	-3	-10	-1
Barley	BARL	1699	6	[2;17]	5	1	-10	7
Rape	RAPE	1601	5	[1;13]	-2	-5	-20	-15
Grain maize	MAIZ	1531	5	[1;9]	6	3	-7	6
Fodder maize	MAIF	1332	5	[0;17]	1	-2	-3	5
Set-aside	SETF	1232	4	[0;7]	-52	-13	-9	-42
Wine	TWIN	860	3	[0;23]	-9	-9	-9	-8
Sunflower	SUNF	519	2	[0;7]	35	30	-24	48
Utilised Arable Area (all French regions)	UAAR	29234	100		0	0	-7	-2
Utilised Arable Area (15 studied regions)	UAAR	23844	100		-1	-1	-8	-2

Table 2. Predicted FBI (2020) in the French regions studied based on CAPRI model outputs (model M2). The ‘Baseline’ scenario is the reference case. The reference year for calculating FBI 2020 is 2007 (FBI = 1). Value in bold gives scenario that performed better than the other ones at region level.

Region	SCENARIOS			
	‘Baseline’	‘CAP greening’	‘No pillar one’	‘Biofuel’
Auvergne	0.94	0.95	0.80	0.90
Basse Normandie	0.87	0.86	0.75	0.92
Bourgogne	0.96	0.95	0.86	0.93
Bretagne	1.11	1.12	0.92	1.13
Centre	0.91	0.91	0.83	0.89
Champagne Ardennes	1.02	1.04	0.93	0.97
Franche Comté	0.83	0.84	0.71	0.85
Ile de France	1.09	1.09	0.98	1.08
Lorraine	1.02	0.99	0.85	0.94
Midi Pyrénées	0.96	0.89	0.67	0.87
Nord Pas De Calais	1.03	1.03	0.82	1.04
Pays de la loire	1.01	0.98	0.79	0.97
Picardie	1.04	1.05	0.99	0.83
Poitou Charentes	1.13	1.05	0.85	0.99
Rhône Alpes	0.82	0.81	0.67	0.83

Table 3. Pearson' correlation test between ratio of relative abundance (2020 over 2007) and species specialization to grasslands, and species trend (2001-2009);

Species variables	Species index (ratio 2020 / 2007)			
	'Baseline'	'Greening CAP'	'No pillar 1'	'Biofuel'
SSlg	$r = -0.63$ $t = -3.44$ $p\text{-value} < 0.01$	ns	ns	ns
Species trend	ns	ns	$r = -0.70$ $t = -4.11$ $p\text{-value} < 0.01$	ns

FIGURE CAPTIONS

Fig. 1. Distribution map of the 584 study sites (2x2 km² plot represented by one dot) that were surveyed at least once between 2002 and 2007 within 15 regions selected for further analysis.

Fig. 2. Predicted FBI (and variance) for the year 2020 in France under the four scenarios based on CAPRI model outputs. The 'Baseline' scenario is the reference case. The reference year for calculating FBI 2020 is 2007 (FBI = 1).

Fig. 1.

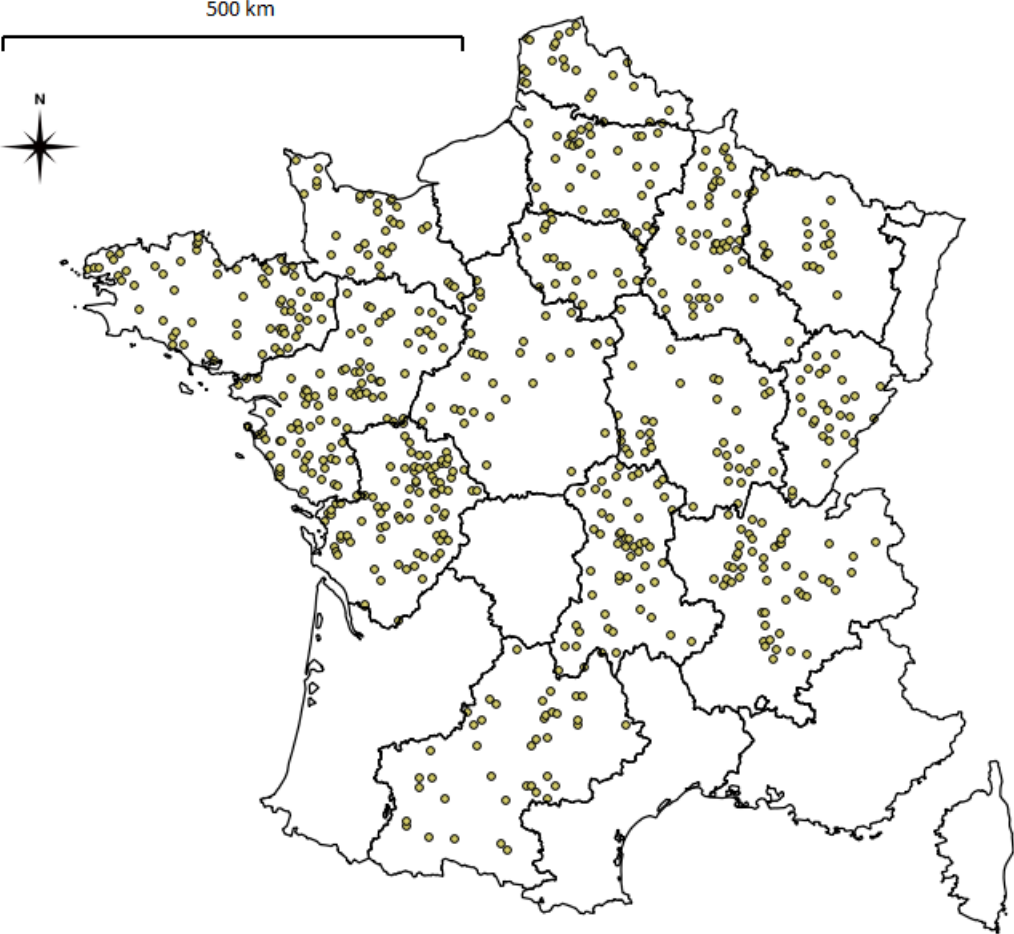
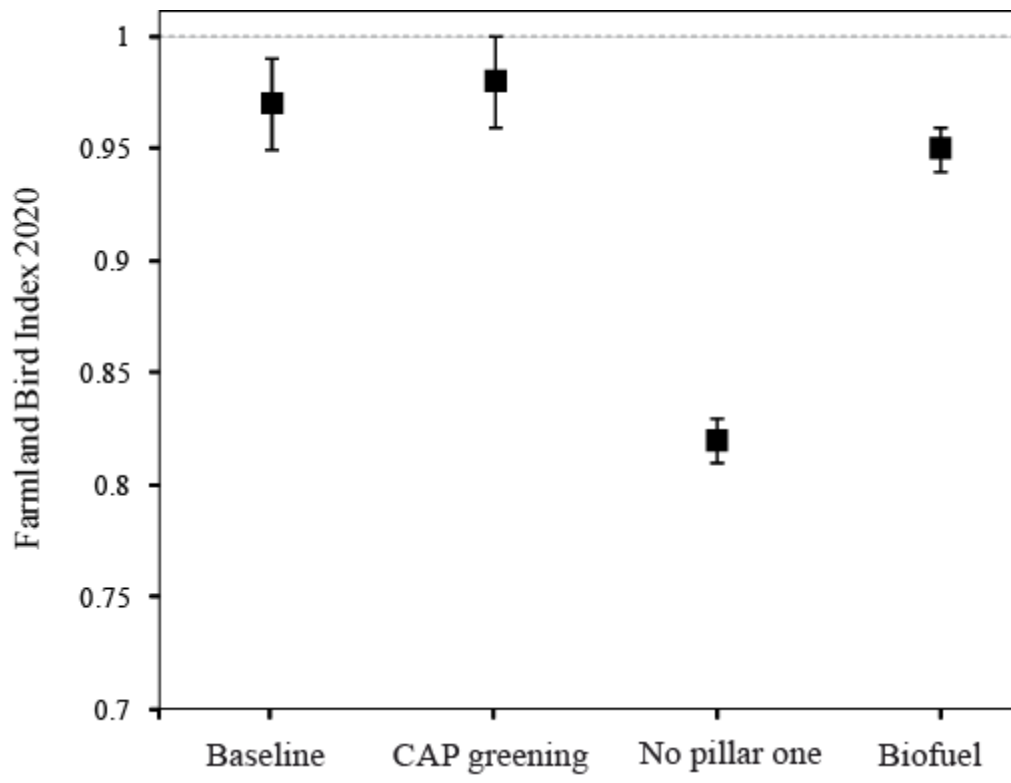


Fig. 2.



Appendix A.

Table A. Correlation coefficients between crop share and fertilizer variables. The asterisk represents significant correlation (p -value < 0.05) and -/+ the direction of the correlation.

Pearson's correlation coefficient	Utilised arable area	Cereals	Oilseeds	Gras and grazings	Maize	Other annual crops
Cereals	0.36*	1				
Oilseeds	0.14	0.59*	1			
Gras and grazings	-0.47*	-0.80*	-0.59*	1		
Maize	0.17	-0.34*	-0.28	-0.12	1	
Other annual crops	0.32*	0.71*	-0.04	-0.51*	-0.23*	1

Appendix B.

Table B. Statistics summary of the outputs from the calibration models (M2), i.e. slopes of the relationship between species relative abundance and crop group variables when p -value < 0.05.

Explanatory variables	Chl Bunting	Common Buzzard	Common Kestrel	Common Quail	Common Stonechat	Com Bunting	Greater Whitethroat	Gray Partridge	Hoopoe	Linnet	Meadow Pipit	Northern Lapwing	Red-backed Shrike	Red-legged Partridge	Rook	Skylark	Whinchat	Wood Lark	Yellow Wagtail	Yellowhammer	TOTAL ABUNDANCE	
Crop groups																						
Cereals	2.33	ns	ns	0.91	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	3.06	1.15	2.33	0.326	
Oilseeds	ns	0.43	ns	ns	ns	0.58	-0.5	0.94	-1.07	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-1.11	ns	ns	ns	
Gras and set-aside	ns	ns	ns	0.07	ns	0.06	ns	ns	-0.05	ns	ns	-0.11	ns	-0.08	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.004	
Maize	ns	ns	0.48	ns	-0.8	ns	ns	-1.6	-1.23	ns	ns	ns	-1.15	-0.68	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.322	
Other annual crops	-1.1	ns	ns	0.31	-0.24	0.62	-0.2	0.82	-1.8	ns	ns	ns	ns	ns	-1.14	ns	ns	-1.65	0.3	-1.1	ns	
Control variables																						
Utilised arable area	8.74	3.24	ns	ns	ns	ns	4.91	6.4	17.24	3.72	ns	12.76	7.87	10.69	10.11	3.56	ns	12.34	ns	8.74	1.382	
Number of count points	0.01	0	0.01	0.01	0	0.01	0.01	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0.01	0.005	
Latitude	-2.32	ns	-0.42	-0.94	-0.47	-0.96	-0.52	1.06	-1.76	ns	1.2	ns	-0.77	-2.02	ns	ns	ns	-1.79	ns	-2.32	ns	
Longitude	ns	0.47	ns	ns	0.57	ns	0.67	ns	1.62	ns	ns	ns	1.99	ns	2.38	0.56	ns	0.99	ns	ns	0.258	
Latitude x Longitude	-1.81	ns	ns	0.52	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-1.86	ns	-1.89	-1.15	ns	ns	ns	ns	-1.81	0.158	

Manuscrit 4

Scenarios for French birds under future climate and agriculture land uses

Karine Princé, Romain Lorrillière, Morgane Barbet-Massin, François Léger & Frédéric Jiguet

Article soumis dans Biological Conservation

Scenarios for French birds under future climates and agricultural land uses

Running title: Climate and agricultural scenarios for birds

KARINE PRINCÉ¹, ROMAIN LORILLIÈRE¹, MORGANE BARBET-MASSIN^{1, 3},
FRANÇOIS LÉGER² & FRÉDÉRIC JIGUET¹

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de
Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 Rue Buffon, 75005 Paris,
France

² INRA, SADAPT, 16 rue Claude Bernard, 75005 Paris Cedex, France

³ Department of Ecology and Evolutionary Biology, Yale University, New Haven,
Connecticut, 06520, USA

* Corresponding author: Karine Princé, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de
Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 Rue Buffon, 75005 Paris,
France. Email: prince@mnhn.fr. Tel: +33140798007. Fax: +33140793835

Abstract

Although climate and land use changes are key drivers of current biodiversity trends, interactions between these drivers are poorly documented. Here, we thought to evaluate impacts of different scenarios of agricultural changes on French common breeding birds within predicted farmland area in their potential future climate niche. We first used niche modelling and IPCC climate scenarios to estimate potential local changes in climate

suitability for farmland and generalist bird species. We further developed six farmland cover scenarios, based on expert opinion, which cover a wide spectrum of potential changes in cropping/grazing patterns by 2050. A generalized linear mixed model was used to calibrate the effects of farmland use on specific abundance of bird populations, according to current farmland cover, proportion of farmland habitats and species climatic suitability within each French small agricultural region (SAR, n=386). Models' outputs were further used to predict potential changes in bird populations on the basis of predicted changes in regional farmland cover, in proportion of farmland habitats (from the IMAGE model) and in species climatic suitability. We then examined the sensitivity of the species according to their habitat requirements. The availability of appropriate habitats plays a role in shaping the dynamic responses of species to climate change. A scenario based on an extensification of agricultural systems, especially in livestock areas with increasing grassland cover and rehabilitation of extensive management, appeared more appropriate to reverse current declines of bird populations, especially for the most specialized species. Such scenarios should help to design future sustainable agricultural policies.

Keywords: land use changes, climate change, land cover, birds, agricultural policy, sustainable agriculture, biofuel.

1. Introduction

Land use change is one of the main form of human-induced global pressure affecting biodiversity (Sala et al., 2000). The modification and management of landscapes to produce food or other agricultural commodities for human consumption represents one of the most severe and widespread threats to global biodiversity (Foley et al., 2005). In Europe, 34% of

the terrestrial area is used for crop production and 14% for grassland (Rademaekers et al., 2010). Numerous studies have highlighted that during the last decades agricultural intensification has already dramatically affected water quality, natural habitats and biodiversity (Butler et al., 2007; Gordon et al., 2008; Matson et al., 1997; Stoate et al., 2001). The decline of farmland biodiversity is well documented (Benton et al., 2002; Kleijn et al., 2009; Reidsma et al., 2006), with a particular focus on birds (Butler et al., 2010; Donald and Evans, 2006; Donald et al., 2001; Krebs et al., 1999). Moreover, to respond to the major changes over the next decades (changes in global trade, technology, policies), the structure of agricultural production and spatial patterns in farmland will undergo important changes (Busch, 2006). In this context, the need to reconcile agricultural production and biodiversity is of priority concern (Wilson et al., 2010).

Anthropogenic climate change is also a key driver of current biodiversity changes (Sala et al., 2000). Evidence is accumulating that climate change in recent decades (IPCC, 2007) has already altered many plants and animals (Jiguet et al., 2010; Parmesan and Yohe, 2003; Thomas et al., 2004). One of the profound effects of climate change already observed is a redistribution of species ranges as they track moving climate envelopes; such changes have already been observed (Araujo and New, 2007; Devictor et al., 2012; Hickling et al., 2006; Thuiller et al., 2005). In the future, anthropogenic climatic change is expected to result in warmer global conditions from 1.8 to 4°C by 2100 (IPCC 2007). Therefore, species ability to survive this climatic transition may depend on the availability of suitable habitats within their transitional and final ranges and their ability to reach them (Barbet-Massin et al., 2012; Luoto et al., 2006). The availability of such suitable habitats will also depend on land use and farmland cover changes.

Urban expansion and land abandonment drive changes in land-use patterns across Europe (Rounsevell et al., 2005; Rounsevell et al., 2006). Increasing demand for food

production, introduction and expansion of bio-energy crops, modernization of agriculture, abandonment of grazing or crop specialization, affect farmland cover within the agricultural areas. These land cover changes in agricultural areas would be characterized by several major processes such as the transformation of agricultural landscapes into new combinations of crops and semi-natural elements or the management of these crops to increase their productivity (Firbank et al., 2008; Matson et al., 1997; McNeely and Scherr, 2003). The choices in public policies and the spatial scale at which they are implemented (national or regional) will imply differences in spatial patterns of land cover changes.

Hence, both climate and land use changes have to be considered to adequately predict changes in biodiversity (de Chazal and Rounsevell, 2009). Until now, many studies have explored potential impacts of both climate and land use changes on biodiversity at national or even continental scales (e.g. Barbet-Massin et al., 2012; Bomhard et al., 2005; Jetz et al., 2007; Sala et al., 2000; Sala et al., 2005; Thuiller et al., 2011). Habitat loss is the most common land use change considered, less attention being paid to other land-use changes, such as conversions, fragmentation or management intensities (see de Chazal and Rounsevell, 2009). Assessing the impact of future climate and/or land use changes is often based on species distributions models (SDM), applied to presence-only or presence/absence distribution data, and used to project changes in species distributions (e.g. Barbet-Massin et al., 2009; Huntley et al., 2008). However, population size and associated trends are most frequently used to assess the conservation status of species, to develop biodiversity indicators and determine priorities for action (Butchart et al., 2010).

The objective of this study was to assess potential impacts of predicted future agricultural land use/cover and climate changes on farmland biodiversity in France. To characterize biodiversity, we focused on breeding birds that have been widely used as indicators of environmental changes (Gregory and van Strien, 2010; Gregory et al., 2005). We

relied on SRES scenarios and SDMs to integrate likely changes in species climate suitability and changes in agricultural area inside future climatic niche (Barbet-Massin et al., 2012), and we built up farmland cover scenarios to further link bird abundances to crop/grass proportions. Data of farmland cover, especially cropping patterns, must be analyzed at finer levels than national to account for regional disparities (Vert and Portet, 2010). Thus, we developed four scenarios of farmland cover changes at a fine spatial scale: a ‘trend scenario’, a ‘biofuel scenario’, a ‘livestock extensification scenario’ and an ‘extensification scenario’, exploring different combinations of agricultural policies and environmental commitments for 2050. Two of them were also developed at two level of policy implementation (national or regional). Scenarios differed on composition and spatial configuration of croplands and grasslands.

2. Methods

More than half of France is covered by agriculture, with wide regional disparities. Croplands represent about 66% and grasslands 34% of the French agricultural area (Agreste, 2011). We used a typology of the major French agro-ecosystems (Figure A1), as reported by AND International (2008). Those types are defined by the main use of the Utilized Agricultural Area (UAA) and the technical and economic directions of farms, both at the scale of Small Agricultural Regions (SAR). France is indeed divided into 713 Small Agricultural Regions (SAR) according to homogeneous agricultural activities and practices, which ranges from 11 to 4413 km² (source: National Institute of Statistics and Economic Studies, INSEE; www.insee.fr). The consistency of these territorial entities at both agro-ecological and economic levels makes them particularly well-suited for our statistical analyses and projected modelling.

2.1. Bird abundance data

We used bird data from the French Breeding Bird Survey (BBS), a standardized monitoring scheme in which skilled volunteer ornithologists identify breeding birds by song or visual contact in spring (Jiguet et al., 2011). Each observer provides the name of a municipality, and a 2 x 2 km square to be prospected is randomly selected within a 10 km radius from the gravity centre of this municipality. Random selection ensures that surveyed habitats closely match the actual distribution of available habitats in France. In each square, the observer monitors 10 point counts separated by at least 300 m twice per spring (4 to 6 weeks between the sessions, 5 minutes each). Counts were repeated yearly by the same observer at the same points, on about the same date (± 7 days within April to mid June) and at the same time of day (± 15 minutes). For a given point, the maximum count of the two annual visits is retained, except for three migrant species Meadow Pipit *Anthus pratensis*, Yellow Wagtail *Motacilla flava* and Whinchat *Saxicola rubetra*, for which only counts of the second session are considered.

Squares considered in the study include at least 5 points located within farmland habitats, according to the habitat codes noted by the observers in the field (Julliard et al., 2006). Among the common breeding species monitored by the scheme, we focused on those 34 species classified as farmland specialists and habitat generalists (see Table 1). Abundance values for each species are available for the period 2001–2009 and summed for each year at the scale of small agricultural regions. Similarly, we summed the number of yearly point counts in each SAR.

2.2. Estimating species current and future climate suitability

Values of current and future climate suitability of a species across its whole distribution range were obtained through species distribution modelling techniques as in Barbet-Massin *et al.* (2012), relating presence - absence data to climatic variables across the species distribution. The outputs of these models, thereafter referred to as climatic suitability, are estimates of the probability of presence of a species given the climatic conditions at a 50 x 50 km spatial scale. The future climatic suitability values were then obtained by calculating the weighted mean of outputs from models projected with different climate scenarios (SRES: A1B, A2 and B1; see Text A1 in Appendix for more details). From the modelled distributions, climatic suitability values were first extracted using a GIS (ArcGis 9.3) by overlapping grid cells and SAR, and then averaged in each SAR weighted by the proportion of SAR included in grid cells.

2.3. Agricultural area data

We used data on the proportion of land occupied by farmland habitats (agricultural area proportion). This is the proportion of a SAR covered by (1) herbaceous or cultivated pasture, (2) cultivated and managed areas and (3) mosaic cropland/natural vegetation. These variables were derived from 19 land cover types available in the IMAGE 2.4 model (MNP, 2006). This model is developed at a 0.5° resolution grid for all decades since 1960. We downscaled those data at the scale of each SAR, similarly to climate suitability. To be consistent with current climatic variables, we used the average of the variables from 1960 to 1990 to obtain the current proportion of farmland habitats. Future land cover projections (for 2050) were obtained from the three SRES scenarios, A1B, A2, and B1 of the IMAGE 2.4 model (MNP, 2006). The IMAGE 2.4 model is an Earth system model that includes the major feedback mechanisms in the biophysical system. It assumes population and macro-economy as key drivers to establish physical indicator for both the energy/industry system and the agriculture/land-use system for assessment of changes in land cover (MNP 2006). The future

proportion of farmland habitats was finally obtained by averaging projected proportions from the three SRES scenarios.

2.4. Development of farmland cover scenarios

To be pertinent, development of agricultural scenarios must account for the diversity and dynamics of French agriculture. These dynamics include both production systems (specialization or diversification) and crop management (increase or decrease in intensity of practices). They result in various environmental pressures which are more or less specific depending on regional contexts. Each scenario represents a potential outcome of French agriculture according to realistic assumptions on future political decisions and changes in breeding/cropping patterns. Farmland cover scenarios are based on land use changes in the agricultural area within each SAR, i.e. changes of cropping patterns between 2000 (the base year for agricultural data) and 2050 (time horizon considered for each scenario). We initially defined changes in main agro-ecosystems in each scenario, respecting the likely temporal dynamics of the different agro-ecosystems as well as the geographic context of each SAR (e.g. differences between mountain or lowland agro-ecosystems; see Table A1). As an example, in a scenario of agricultural intensification (e.g. trend scenario), a SAR currently in a dynamic of extensive livestock farming could not change into a crop area, but might change into a more intensive livestock area. In a second step, we estimated variations in the proportions of crops linked to the changes of the main agro-ecosystem within each SAR. Data used to develop farmland cover scenarios came from the national 2000 General Agricultural Census that recorded crop areas at the municipality scale. Data were aggregated and converted to percentage of agricultural area at the scale of SAR. We considered the following nine crops: permanent grassland, temporary grassland, cereals, grain maize, rapeseed, sunflower, corn fodder, proteaginous and forage crops (sorghum, alfalfa, white clover, etc).

Changes in crop proportions were calculated using an optimization method taking various constraints into account (see Table A2 for the basic constraints linked to agro-ecosystems). We tried to minimize the rate of change in land cover in each SAR, according to the range of possibilities in each agro-ecosystem. Optimization calculations were performed with the GNU Linear Programming Kit and GLPSOL, the GLPK command-line solver (<http://www.gnu.org/software/glpk/>; <http://en.wikibooks.org/wiki/GLPK>).

Four future scenarios were developed, named trend, biofuel, livestock extensification and extensification. Extensification means in this case a strategy of production costs reduction leading to an output reduction. These scenarios have been chosen according to the element mobilized in the debates about evolution of European agricultural policies. They are the product of an analysis of documents submitted in support of the European Commission proposals for the CAP 2013-2020 (European Commission, 2011) and of prospective documents (Guindé et al., 2008; Guyomard et al., 2008) . They correspond to different combination of market trends and agricultural policies, not explicitly described in this paper. Two of them (biofuel and extensification) were elaborated at two level of implementation: national and regional. A national level means a spatially homogeneous policy implementation in all agricultural regions whatever the type of their agro-ecosystem. Conversely, a regional level of implementation leads to spatially heterogeneous policies in the SAR, ending often in a specialization of agricultural territories. We thus developed six scenarios to further predict the potential impact of future changes in agriculture on farmland birds:

- A trend scenario, in which the percentage of grasslands continues to decrease in cover nationally, especially permanent grasslands, due to agricultural abandonment, overall intensification, and plowing up of pastures within farms. The large dominance of cereals persists and the phenomenon of “grain-fed livestock” noted in the last 20 years, continues to increase at the expense of grass and other forage crops.

- A national biofuel scenario, which promotes the development of crops used for the production of biofuel based on a national policy implementation. In this scenario, we applied a national pattern of intensification as typically associated with the development of bioenergy. This corresponds to an increase of cereal–oleaginous–proteaginous crops (COP) in most SAR, often at the expense of grasslands and forage crops.

- A regional biofuel scenario, with similar objectives and changes than the precedent but based on a regional policy implementation. In this scenario, the increase in COP areas within arable areas (including mixed-farming areas) is balanced by an extensification in livestock areas mainly driven by the implementation of an extensive management of grasslands - and an increase as well of these latter.

- A livestock extensification scenario, which promotes the extensification in livestock and mixed-farming areas, mainly by increasing grasslands and reducing forage maize, and statu quo in arable areas (i.e. mimicking current cropping patterns).

- A national extensification scenario, which promotes the overall extensification in all French agricultural regions following a same national political framework. It first imposes a fixed minimum proportion of grasslands throughout the country. This increase in grasslands is balanced according to agricultural characteristics of each agro-ecosystem. Indeed, in livestock areas and mixed-farming areas it mimics a change in the implementation of agri-environmental schemes related to the development of sustainable practices such as an increase in pasture cover and a more extensive management of grasslands, accompanied by a decrease of forage crops (including maize). In arable areas, it corresponds to an overall decrease of COP to ensure a minimum of 5% of permanent grasslands, and also to a better balance of rotations with an introduction of proteaginous or “new” crops.

- A regional extensification scenario: also overall extensification but with a regional level of policy implementation. In arable and mixed-farming areas, it corresponds to an

extensification of agricultural practices, resulting in an increase of area proportions dedicated to arable crops at the expense of grasslands. This is accompanied by a better balance of crop rotations and diversification of cropping (the most important culture should not exceed 45% of the agricultural area). The reduction of grasslands in arable and mixed-farming areas is partly offset by an extensification in grassland areas (i.e. livestock areas), corresponding to an increase of permanent grasslands surfaces at the expense of all other crops.

2.5. Statistical methods

We evaluated the response of bird populations to farmland cover scenarios combined with changes in proportion of farmland habitats and climatic suitability. In addition, we tested several combinations of environmental changes to better estimate the specific effects of farmland cover scenarios on bird populations. These were: (i) climate change alone without any agricultural changes; (ii) farmland cover scenarios with only changes in proportion of farmland habitats (i.e. without climate change) and (iii) farmland cover scenarios alone (no climate or proportion of farmland habitats changes).

We used a generalized linear mixed model (GLMM) to estimate species abundance according to climate suitability, proportion of farmland habitat and farmland cover in each SAR. The model assumed a Poisson distribution of the data with a log link function. The year of count and the SAR were specified as random effects in the model. There were signs of over-dispersion for several species, we added an observation-level random effect to the corresponding species models (Elston et al., 2001). Climatic suitability, proportion of farmland habitats and the nine crop proportions were defined as fixed effects. Moreover, the number of count points of BBS squares located in farmland habitats was integrated as a linear fixed effect to account for the varying sampling effort (between years within SAR). The outputs of the models were used to further predict how future changes in agricultural practices

combined to climate and habitat changes could impact the abundance of common breeding birds. Predicted abundances were exponential-transformed for further analyses. Once the estimates of the coefficients were obtained for each predictor, we calculated the predicted current (RA_{current}) and future (RA_{future}) regional abundances using current and projected values of climatic suitability, proportions of farmland habitats and crop proportions.

For each SAR, we calculated changes in a species regional abundance RA as: $[RA_{future} - RA_{current}] / [(RA_{current} + RA_{future}) / 2]$ (see Lemoine et al., 2007). In contrast to the usual calculations of percent change, we used the mean of regional current and future abundance as the denominator, not the regional current abundance. Using the regional current abundance as denominator would produce asymmetrical increases and declines; the maximum decline a species could achieve was -1 and the maximum increase was much higher than $+1$. The use of the mean of the regional current and future abundance as denominator has the advantage of producing symmetrical increases and declines; the maximum decline in the case of extinction was -2 , and maximum increase in the case of colonization was $+2$.

Finally, we examined differences between responses (mean changes in abundance) to farmland cover scenarios, and if they were related to species habitat specialization (farmland vs. generalist). We further explored potential relationship between farmland specialists' responses and their main habitat: grassland, arable and mixed grassland/arable lands. Main habitat of farmland specialists was determined with the calculation of a species specialization index for grasslands (SSIg) as in Teillard *et al.* (*submitted*). The SSIg was computed as a weighted mean of species abundance among four sub-habitats of the farmland habitat: unimproved grasslands, improved grasslands, mixed grassland/arable lands and arable lands, weighting coefficient of these sub-habitat being 4, 3, 2 and 1, respectively. Species with highest SSIg values (SSIg > 2.2) were considered as grassland birds, while species with lowest SSIg values (SSIg < 1.8) were considered as arable birds, remaining species being

considered as mixed habitat farmland species (see Table 1). We used Student's *t*-tests to compare mean changes in abundance in response to farmland cover scenario with the R 2.13 statistical software. Because all SAR have not the same area and number of count points differed between SAR, changes in regional abundance were weighted by the ratio of the area of corresponding SAR on the number of count points in all analyses. Standard deviations associated to weighted mean changes were computed following Cochran 1977 definition (Gatz and Smith, 1995). We finally performed Tukeys HSD (Honestly Significant Difference) tests, a single-step multiple comparison procedure, to find which means were significantly different.

3. Results

The predicted mean changes in abundance of bird populations are significantly lower when climate is combined to agricultural environmental changes (land use and farmland cover) (see Table 2). Changes in farmland area also lead to negative mean changes in abundance, but less severe than climate. The mean changes of bird populations vary significantly according to the farmland cover scenario considered (Fig. 1). The trend scenario has a significant negative impact ($t = -3.66$, p -value < 0.001), relative to all other scenarios that have positive or null (for the global biofuel scenario) predicted impacts on bird populations. The mean changes in bird abundance are predicted to be the most positive with the extensification scenarios (Fig. 1; Table A3), especially the livestock extensification scenario ($t = 10.25$, p -value < 0.001), but we find no significant difference between these three different scenarios of agricultural extensification (Table A4).

There is a significant effect of habitat specialization on the way species responded to the different farmland cover scenarios. Predicted mean changes in abundance of farmland and

generalist bird populations significantly differ according to farmland cover scenarios (Table 3 & Table A4).

The trend scenario impacts negatively generalist bird populations but has positive effect on farmland bird populations (Fig. 2 & Table A3). This is especially the case for arable species which exhibit a strong positive response to this trend scenario, conversely to grassland species which are negatively impacted (Fig. 3 & Table 4).

The livestock extensification and global extensification scenarios have significantly more positive impact on farmland species (respectively: mean \pm SE = 0.060 ± 0.005 and mean \pm SE = 0.044 ± 0.005 , see Fig. 2). In particular, grassland and arable species respond positively to these two extensification scenarios, whereas mixed species do negatively (Fig. 3 and Table A6 for significance).

Generalist species respond positively to the global biofuel scenario, whereas farmland species do not (Table 3). There is no significant difference between the responses of farmland specialists and generalists to the regional biofuel and regional extensification scenarios (Table 3). However, within farmland specialists, these two scenarios lead to increasing mixed and arable bird populations, conversely to grassland species which exhibit decreasing abundances (Fig. 3; Table 4).

The regional biofuel scenario has significantly more positive impact on farmland specialists than the global biofuel scenario, whereas the global extensification scenario has more positive impact than the regional extensification scenario (Fig. 3; Table A3 & A4). The situation is reversed for non-specialist species. However, between global and regional scenarios, species exhibit various regional abundance changes that do not systematically correspond to the mean responses of all species (or group of species). For example, the Skylark *Alauda arvensis* exhibits strongly spatially-contrasted changes in regional abundance in response to the global vs. regional extensification scenarios, especially in arable areas of

northern France (Fig. 4). For the Whinchat *Saxicola rubetra* changes in regional abundance are predicted quite similar in response to both global and regional extensification scenarios, whereas they are more contrasted between global and regional biofuel scenarios (Fig. 5).

4. Discussion

Future climate and land use changes, as predicted by the IPCC assessment reports (IPCC 2007), have negative impact on French bird populations. This is in accordance with Huntley *et al.* (2006), Jetz *et al.* (2007), Barbet-Massin *et al.* (2012), and current knowledge on the role of climate in shaping bird species ranges. The climate effect significantly pulls down bird responses to agricultural changes. At a broad spatial scales it is often possible to identify factors that set a limit to maximum abundance without completely explaining or fully determining abundance in all places (VanDerWal *et al.*, 2009). Climate may fix the carrying capacity, i.e. the possible maximum local abundance, which might not be reached because of various species interactions for example. When environmental suitability is high a species may be abundant, but not necessarily so, making particularly difficult the accurate prediction of local abundance under the influence of climate (Nielsen *et al.*, 2005; VanDerWal *et al.*, 2009). For this reason, the climate effect was further standardized in order to focus only on specific effects of agricultural changes, still keeping in mind the possible negative effect of climate.

4.1. The effects of agricultural scenarios on bird populations

Our results predict that bird populations will continue to decline strongly if current observed trends in agriculture persist during the next decades. This is consistent with other studies on past and potential future effects of agricultural intensification on bird species (Donald *et al.*,

2001). Here, this effect is particularly strong for generalist species that live in farmland, while specialist species seem not to be impacted. This result seems partly conflicting with studies relating agricultural intensification to farmland bird declines (Donald et al., 2006; Gregory et al., 2005), but is consistent regarding to French trend populations in recent years. Indeed, during the last decade farmland specialists seem to exhibit a slowdown in the decline of populations in France (Jiguet, 2010). Moreover, more than reflecting an intensification of practices – via higher input or mechanization – the trend scenario reflects an unification of farmland cover in arable areas and a drastic reduction of permanent grassland throughout the country. Such a scenario is indeed more favourable to open-habitat species described in this study as arable species such as the Skylark or the Corn bunting, which in our results show strong positive response to this scenario. This effect on open-habitat species pulls up the mean changes in abundance of farmland bird population. However, a trend scenario may lead to small and species-poor communities by promoting only few very specialized species among farmland birds.

Similarly, we found few positive effects of biofuel scenarios on bird populations, even negative ones on farmland birds with the global biofuel scenario. In this latest, the homogenization of crops for oilseed rape in arable areas and the decrease of grasslands surfaces in all agricultural areas are detrimental to all farmland birds throughout the territory. As a result, this scenario is predicted to increase the biotic homogenization already observed in farmland by favouring generalist species (Filippi-Codaccioni et al., 2010). Conversely to the global scenario, the regional biofuel scenario had a same low positive impact on farmland and generalist birds. The combination of a regional extensification in livestock areas (i.e. increasing grasslands) and changes of mixed areas into more crop specialized areas seems to be more favourable to farmland birds. This is especially the case for crop specialists (e.g. the Skylark) and mixed arable/grassland specialists (e.g. the Linnet). However, although the

regional biofuel scenario partially compensates grassland decrease in arable and mixed-farming areas by increasing their surfaces in livestock areas, the strong negative impact of these scenarios on grassland species brings out that the regional extensification of grasslands to counterbalance biofuel development and crops intensification may be not effective. As a result, although less favourable for generalists, this scenario may not promote a diversified community of specialists.

Extensification scenarios seem to be able to reverse current negative population trends of farmland birds. Especially, two scenarios - regional extensification and livestock extensification - have the more positive impacts on bird abundance. This was mostly driven by a strong effect on farmland specialists. These two scenarios consider an increase of permanent and/or temporary grassland surfaces and an extensive management of most of these grasslands and of crops (e.g. by diversifying rotations) in livestock and mixed-farming areas. These positive results are consistent with several studies that highlighted a positive relationship between bird species and semi-natural grasslands (e.g. Fuller et al., 1995; Heikkinen et al., 2004) and with recommendations that have been made on low-intensive management of grasslands to benefit birds (e.g. Britschgi et al., 2006; Doxa et al., 2010). The combination of extensification in livestock areas and diversification of crops in arable areas as developed in the global extensification scenario have undoubtedly a more positive impact on birds, especially on farmland specialists, than the combination with biofuel crops (tending towards monocultures). This supports conclusions of previous studies whereby landscape heterogeneity generally increases biodiversity (Benton et al., 2003; Mouysset et al., in press; Wretenberg et al., 2010). It should be noted that farmland species which main habitat correspond to mixed production systems (arable and grasslands) are negatively impacted by the global extensification scenario, as well as the livestock extensification scenario, whereas they benefit more from the regional one. These species are the less specialized of the farmland

specialists, so they almost respond like the generalists to the three extensification scenarios. Finally, in a regional extensification scenario, extensive practices such as diversification of crops or extensive management of grasslands seem to benefit both farmland and non-farmland specialists. However, if diversity-enhancing measures should benefit non-farmland populations they do not favour farmland specialist species which are more at risk (Filippi-Codaccioni et al., 2010).

4.2. The effect of regionalization of agricultural trends

The regionalization of agricultural trends leads to heterogeneous changes in farmland cover between SAR. In the case of biofuel scenarios, the impact of biofuel crop cultivation on biodiversity depends on a combination of various effects at local or landscape scales (Anderson and Fergusson, 2006; Anderson et al., 2004; Firbank et al., 2008), such as the choice of the crops, the geographical location, the scale of implementation and the spatial distribution of the biofuel crops. This is also the case for extensification scenarios, in which the impact of contrasted variations in grassland extensification and crop diversification, either spatially or quantitatively, leads to contrasted responses of bird populations and does not benefit to the same species. However, although a regional implementation provides more benefits to bird populations, the concerned crops largely determine the range of farmland specialists that are favoured. Directly related to this regionalization policy, one last point on which we should pay attention here is on mixed-farming systems (corresponding to mixed farming and diversification after livestock breeding; Table A1). They represent a significant part of French farmed area (30%). Given the results of the different extensification scenarios, it seems that agricultural extensification measures in these areas, such as increasing proportion of grasslands (permanent or temporary) and increasing diversity of crop rotation, reinforce the positive impact of extensification in livestock areas.

The positive effect of regionalization according to farmland cover scenarios varies between species: for instance, the Skylark generally responds more negatively to regional extensification scenarios, especially in arable areas, than to the global extensification scenario. These results can be explained by the preference of this species (or others such as the Yellowhammer) for low landscape diversity (Chamberlain et al., 1999; Fuller et al., 1997; Gottschalk et al., 2010). Conversely, regional scenarios, either biofuel or extensification, may favour grassland or semi open-species (e.g. the Whinchat) known to prefer diversified landscape.

5. Conclusions

To conclude, climate and land use changes are actually two important drivers of biodiversity. However, the availability of suitable habitats plays a role in shaping the dynamic responses of species to climate changes. The contrasted responses of bird populations to the different farmland cover scenarios, combined to land use change, bring out that agricultural changes can be adequate drivers of bird diversity. A more intensive scenario of farmland cover will effectively contribute to further declines of breeding bird abundances in farmland habitats. Additional management efforts counteracting the decrease in landscape heterogeneity are thus needed. Increase or rehabilitation of grassland areas regionally or throughout country, extensive management of both grasslands and crops areas, increasing of heterogeneity in arable areas might benefit bird populations, or even reverse the current trends, especially those of farmland birds. These impacts justify their introduction or reinforcement in the common agricultural policy. The extensification of farmland cover seems more appropriate. However, the effects of extensification on farmland birds differ markedly depending on region and landscape structure, and also depending on species habitat requirements.

Consequently, conservation measures need to be spatially flexible and to account for the regional differences in farming practices and landscape structure.

These results might contribute to evaluations of public decisions for support in agriculture and biodiversity management. For this purpose, this study might be complemented by other approaches incorporating economic drivers such as agricultural prices and subsidies, which may affect the returns of different land use/cover patterns (see Mouysset et al., 2012; Mouysset et al., 2011).

Acknowledgements

We would like to thank the voluntary observers who collected the BBS data, thus ensuring the success of such long-term, large-scale surveys. We thank Aude Barbottin for help on farmland cover scenarios development. Thanks also to Luc Doyen, Alessandro Giassi and Julien Gayno for their valuable advices on optimization tools.

References

- Agreste, 2011. L'utilisation du territoire en 2010, p. 4. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, Paris, France.
- AND International, 2008. Evaluation ex-post du Plan de Développement Rural National 2000-2006; soutiens à l'agroenvironnement, ed. CNASEA, p. 46. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- Anderson, G.Q.A., Fergusson, M.J., 2006. Energy from biomass in the UK: Sources, processes and biodiversity implications. *Ibis* 148, 180-183.

Anderson, G.Q.A., Haskins, L.R., Nelson, S.H., 2004. The effects of bioenergy crops on farmland birds in the uk: a review of current knowledge and future predictions, In *Biomass and Agriculture: Sustainability, markets and policies*. eds K. Parris, T. Poincet, pp. 199–218. OECD, Paris.

Araujo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 42-47.

Barbet-Massin, M., Thuiller, W., Jiguet, F., 2012. The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18, 881-890.

Barbet-Massin, M., Walther, B.A., Thuiller, W., Rahbek, C., Jiguet, F., 2009. Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines. *Biology Letters* 5, 248-251.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.

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

Bomhard, B., Richardson, D.M., Donaldson, J.S., Hughes, G.O., Midgley, G.F., Raimondo, D.C., Rebelo, A.G., Rouget, M., Thuiller, W., 2005. Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology* 11, 1452-1468.

Britschgi, A., Spaar, R., Arlettaz, R., 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130, 193-205.

Busch, G., 2006. Future European agricultural landscapes - What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 121-140.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.-C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328, 1164-1168.

Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137, 348-357.

Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315, 381-384.

Chamberlain, D.E., Wilson, A.M., Browne, S.J., Vickery, J.A., 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36, 856-870.

de Chazal, J., Rounsevell, M.D.A., 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 19, 306-315.

Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliola, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindstrom, A., Reif, J., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I., Jiguet, F., 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2, 121-124.

Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43, 209-218.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, 25-29.

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.

Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *Journal of Applied Ecology* 47, 1348-1356.

Elston, D.A., Moss, R., Boulinier, T., Arrowsmith, C., Lambin, X., 2001. Analysis of aggregation, a worked example: numbers of ticks on red grouse chicks. *Parasitology* 122, 563-569.

European Commission, 2011. Economic analysis and evaluation. The CAP towards 2020. <http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/perspec/cap-2020/>.

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

Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., Fuller, R.J., 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 777-787.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A.,

Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.

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.

Fuller, R.J., Trevelyan, R.J., Hudson, R.W., 1997. Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20, 295-307.

Gatz, D.F., Smith, L., 1995. The standard error of a weighted mean concentration - I. Bootstrapping vs other methods. *Atmospheric Environment* 29, 1185-1193.

Gordon, L.J., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 211-219.

Gottschalk, T.K., Dittrich, R., Diekotter, T., Sheridan, P., Wolters, V., Ekschmitt, K., 2010. Modelling land-use sustainability using farmland birds as indicators. *Ecological Indicators* 10, 15-23.

Gregory, R.D., van Strien, A., 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9, 3-22.

Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.

Guindé, L., Jacquet, F., Millet, G., 2008. Impacts du développement des biocarburants sur la production française de grandes cultures. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement* 89, 55-81.

Guyomard, H., Le Mouël, C., Jez, C., Forslund, A., Fournel, E., 2008. Prospective "Agriculture 2013". Résultats et enseignements principaux par scénario, p. 24. INRA, Paris, France.

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

Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Fox, R., Thomas, C.D., 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12, 450-455.

Huntley, B., Collingham, Y.C., Green, R.E., Hilton, G.M., Rahbek, C., Willis, S.G., 2006. Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148, 8-28.

Huntley, B., Collingham, Y.C., Willis, S.G., Green, R.E., 2008. Potential Impacts of Climatic Change on European Breeding Birds. *PLoS ONE* 3, e1439.

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*, p. 104. IPCC, Geneva, Switzerland.

Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P., 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *Plos Biology* 5, 1211-1219.

Jiguet, F., 2010. Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009. www2.mnhn.fr/vigie-nature.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

Jiguet, F., Devictor, V., Ottvall, R., Van Turnhout, C., Van der Jeugd, H., Lindstrom, A., 2010. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 277, 3601-3608.

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

Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903-909.

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature* 400, 611-612.

Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M., Bohning-Gaese, K., 2007. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* 21, 495-503.

Luoto, M., Heikkinen, R.K., Poyry, J., Saarinen, K., 2006. Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography* 33, 1764-1778.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504-509.

McNeely, J.A., Scherr, S.J., 2003. *Ecoagriculture: strategies to feed the world and save wild biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.

MNP, 2006. *Integrated modelling of global environmental change. An Overview of IMAGE 2.4*. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., 2012. Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity. *Ecological Indicators* 14, 209-221.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., in press. How does economic risk aversion affect biodiversity? *Ecological Applications*.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., Allaire, G., Leger, F., 2011. Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics* 70, 617-626.

Nielsen, S.E., Johnson, C.J., Heard, D.C., Boyce, M.S., 2005. Can models of presence-absence be used to scale abundance? - Two case studies considering extremes in life history. *Ecography* 28, 197-208.

Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.

Rademaekers, K., Braat, L., Eichler, L., Widerberg, O., 2010. Policy options for a future EU biodiversity strategy, ed. E.a. Alterra, p. 160. European Commission - DG Environment, Rotterdam, Nederland.

Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R., 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 86-102.

Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 107, 117-135.

Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araujo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpaa, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., Tuck, G., 2006. A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 57-68.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.

Sala, O.E., Detlef van Vuuren, D., Pereira, H.M., odge, D., Alder, J., Cumming, G., Dobson, A., Wolters, V., Xenopoulos, M.A., 2005. Chapter 10: biodiversity across scenarios, vol. 2:

scenarios, In *Ecosystems and Human Well-being*. pp. 375–408. Island Press, Washington, DC.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.

Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., *submitted*. The response of farmland bird communities to agricultural intensity is mediated by intensity aggregation

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.

Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., Lafourcade, B., Araujo, M.B., 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470, 531-534.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 8245-8250.

VanDerWal, J., Shoo, L.P., Johnson, C.N., Williams, S.E., 2009. Abundance and the Environmental Niche: Environmental Suitability Estimated from Niche Models Predicts the Upper Limit of Local Abundance. *The American Naturalist* 174, 282-291.

Vert, J., Portet, F., 2010. Assolement et rotations de la "ferme France", In *Prospective Agriculture Énergie 2030. L'agriculture face aux défis énergétiques*. pp. 245-250. Centre d'études et de prospective, SSP, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire.

Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., 2010. Bird conservation and agriculture: a pivotal moment? *Ibis* 152, 176-179.

Wretenberg, J., Part, T., Berg, A., 2010. Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biological Conservation* 143, 375-381.

Table 1. List of the species composing the bird community examined in this study.

Species	Habitat specialization	SSIg	Main Habitat
<i>Perdix perdix</i>	Farmland	1.25	Arable
<i>Motacilla flava</i>	Farmland	1.33	Arable
<i>Emberiza calandra</i>	Farmland	1.56	Arable
<i>Vanellus vanellus</i>	Farmland	1.56	Arable
<i>Coturnix coturnix</i>	Farmland	1.59	Arable
<i>Alauda arvensis</i>	Farmland	1.6	Arable
<i>Alectoris rufa</i>	Farmland	1.84	Mixed
<i>Carduelis cannabina</i>	Farmland	1.85	Mixed
<i>Corvus frugilegus</i>	Farmland	1.94	Mixed
<i>Anthus pratensis</i>	Farmland	2	Mixed
<i>Sylvia communis</i>	Farmland	2.04	Mixed
<i>Falco tinnunculus</i>	Farmland	2.12	Mixed
<i>Emberiza citrinella</i>	Farmland	2.26	Grassland
<i>Saxicola torquatus</i>	Farmland	2.29	Grassland
<i>Emberiza cirrus</i>	Farmland	2.37	Grassland
<i>Buteo buteo</i>	Farmland	2.42	Grassland
<i>Saxicola rubetra</i>	Farmland	2.44	Grassland
<i>Upupa epops</i>	Farmland	2.53	Grassland
<i>Lanius collurio</i>	Farmland	2.58	Grassland
<i>Lullula arborea</i>	Farmland	2.61	Grassland
<i>Columba palumbus</i>	Generalist		
<i>Corvus corone</i>	Generalist		
<i>Cuculus canorus</i>	Generalist		
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Generalist		
<i>Fringilla coelebs</i>	Generalist		
<i>Garrulus glandarius</i>	Generalist		
<i>Hippolais polyglotta</i>	Generalist		
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Generalist		
<i>Oriolus oriolus</i>	Generalist		
<i>Parus major</i>	Generalist		
<i>Picus viridis</i>	Generalist		
<i>Prunella modularis</i>	Generalist		
<i>Sylvia atricapilla</i>	Generalist		
<i>Turdus merula</i>	Generalist		

SSIg = habitat specialization index of farmland species; Main habitat = main habitat of farmland species, determined on the basis of SSIg (see the statistical methods section for more details).

Table 2. Mean changes and associated standard deviation (SD) in regional abundance of bird populations in response to different combinations of environmental changes: climate, land use (i.e. proportion of farmland habitats) and farmland cover scenarios.

Environmental changes	Mean	SD
Climate	-0.255	0.008
Land Use	-0.036	0.001
Farmland cover	0.037	0.002
Land Use + Farmland cover	0.005	0.002
Climate + Land Use + Farmland cover	-0.242	0.004

Table 3. Results of Tukey HSD test given the significance of the difference between mean changes in bird populations of generalist species and farmland species for each farmland cover scenarios. Lower and upper values of the 95% confidence interval and adjusted p-values are also given.

Scenarios	<i>Generalist sp vs. Farmland sp</i>			
	Diff	Lower	Upper	P-values
Trend	-0.088	-0.115	-0.062	<0.001
Global Biofuel	0.049	0.022	0.075	<0.001
Regional Biofuel	0.004	-0.023	0.030	1.000
Livestock Extensification	-0.070	-0.096	-0.043	<0.001
Global Extensification	-0.043	-0.070	-0.017	<0.001
Regional Extensification	0.011	-0.015	0.038	0.960

Table 4. Results of Tukey HSD test given the significance of the difference between mean changes in farmland bird populations of grassland, arable and mixed species for each farmland cover scenarios. Lower and upper values of the 95% confidence interval and adjusted p-values are also given.

Scenarios	<i>Grassland vs. Arable</i>				<i>Grassland vs. Mixed</i>				<i>Arable vs. Mixed</i>			
	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values
Trend	-0.474	-0.519	-0.429	<0.001	-0.160	-0.115	-0.205	<0.001	0.315	0.363	0.266	<0.001
Global Biofuel	0.032	-0.013	0.077	0.612	0.027	0.072	-0.018	0.876	-0.005	0.043	-0.053	1.000
Regional Biofuel	-0.177	-0.222	-0.132	<0.001	-0.157	-0.112	-0.202	<0.001	0.021	0.069	-0.027	0.998
Livestock Extensification	-0.028	-0.073	0.017	0.832	0.097	0.142	0.052	<0.001	0.125	0.173	0.077	<0.001
Global Extensification	-0.030	-0.075	0.015	0.736	0.157	0.202	0.112	<0.001	0.187	0.235	0.139	<0.001
Regional Extensification	-0.068	-0.113	-0.023	<0.001	-0.142	-0.097	-0.187	<0.001	-0.074	-0.026	-0.122	<0.001

Figure legends.

Fig. 1. Mean (\pm SD) changes in regional abundance of bird populations according to each scenario of farmland cover changes. Mean population change under climate change alone constitutes the baseline reference and was fixed to 0. Significance of responses (from Student t-test) and significant differences between scenarios (from Tukey HSD test) are respectively given in Table A3 & A4.

Fig. 2. Mean (\pm SD) changes in regional abundance of farmland and generalist bird populations according to each scenario of environmental changes. Mean population change under climate change alone constitutes the baseline reference and was fixed to 0. Significance of responses (from Student t-test) and significant differences between scenarios for each group of species (from Tukey HSD test) are respectively given in Table A3 & A4.

Fig. 3. Mean (\pm SD) changes in regional abundance of grassland, arable and mixed (grassland/arable) bird populations according to each scenario of environmental changes. Mean population change under climate change alone constitutes the baseline reference and was fixed to 0. Significance of responses (from Student t-test) and significant differences between scenarios for each group of species (from Tukey HSD test) are respectively given in Table A5 & A6.

Fig. 4. Percent change in regional abundance of Skylark in response to the different land cover scenarios: a) trend, b) livestock extensification, c) global biofuel, d) regional biofuel, e) global extensification and f) regional extensification. The more red it is the more abundance decreases.

Fig. 5. Percent change in regional abundance of the Whinchat in response to the different land cover scenarios: a) trend, b) livestock extensification, c) global biofuel, d) regional biofuel, e) global extensification and f) regional extensification. The more red it is the more abundance decreases.

Fig. 1.

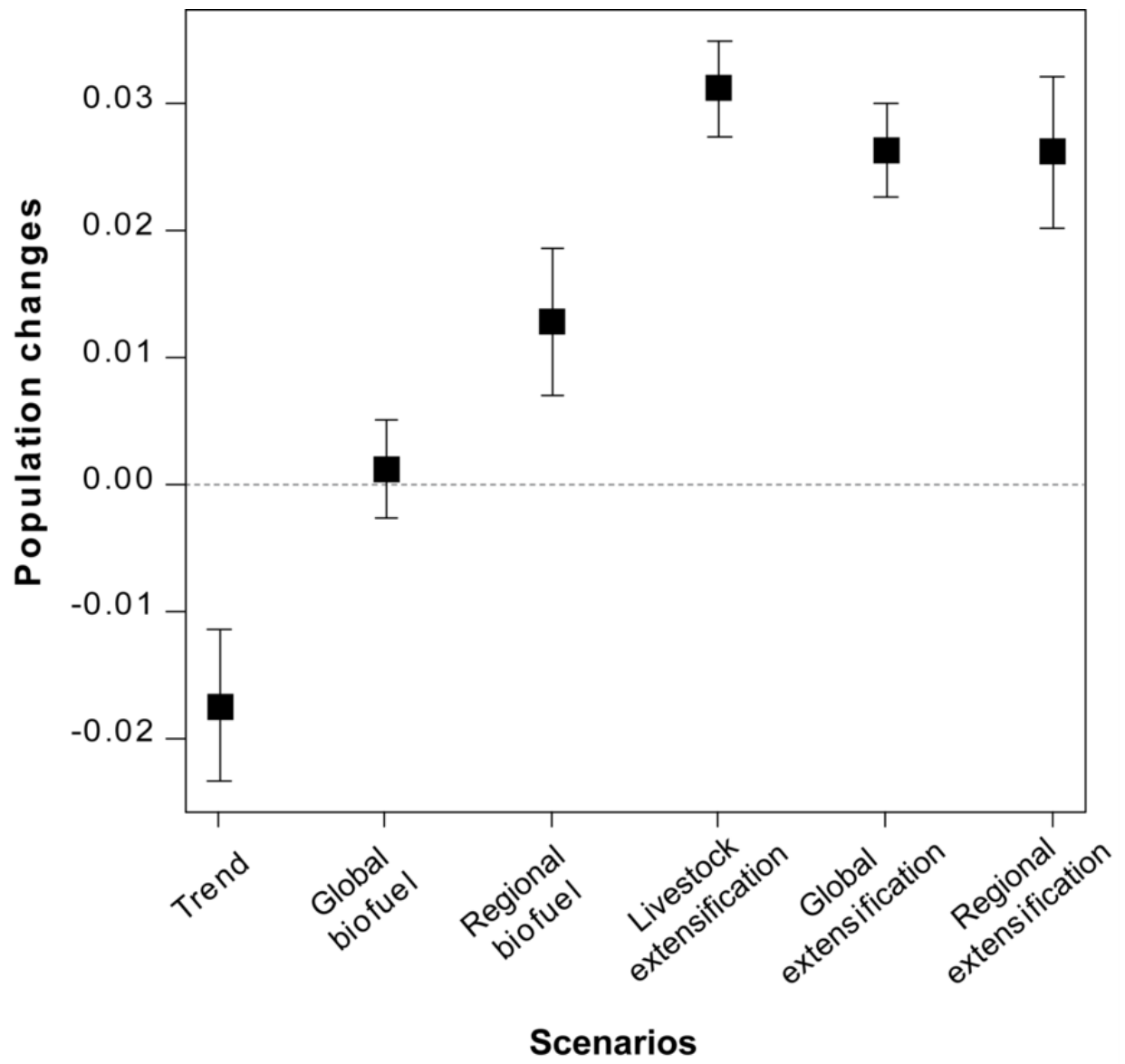


Fig. 2.

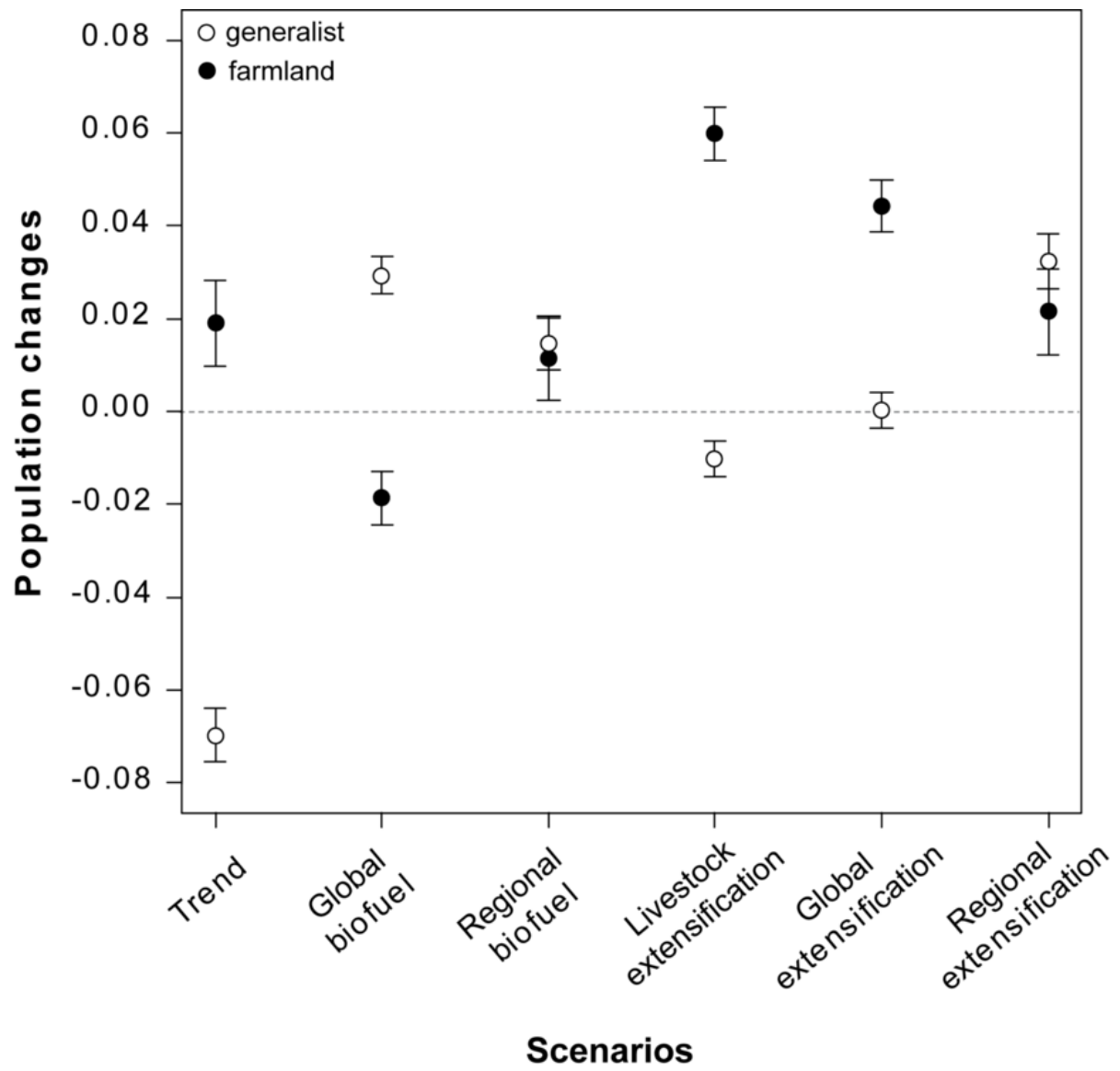


Fig. 3.

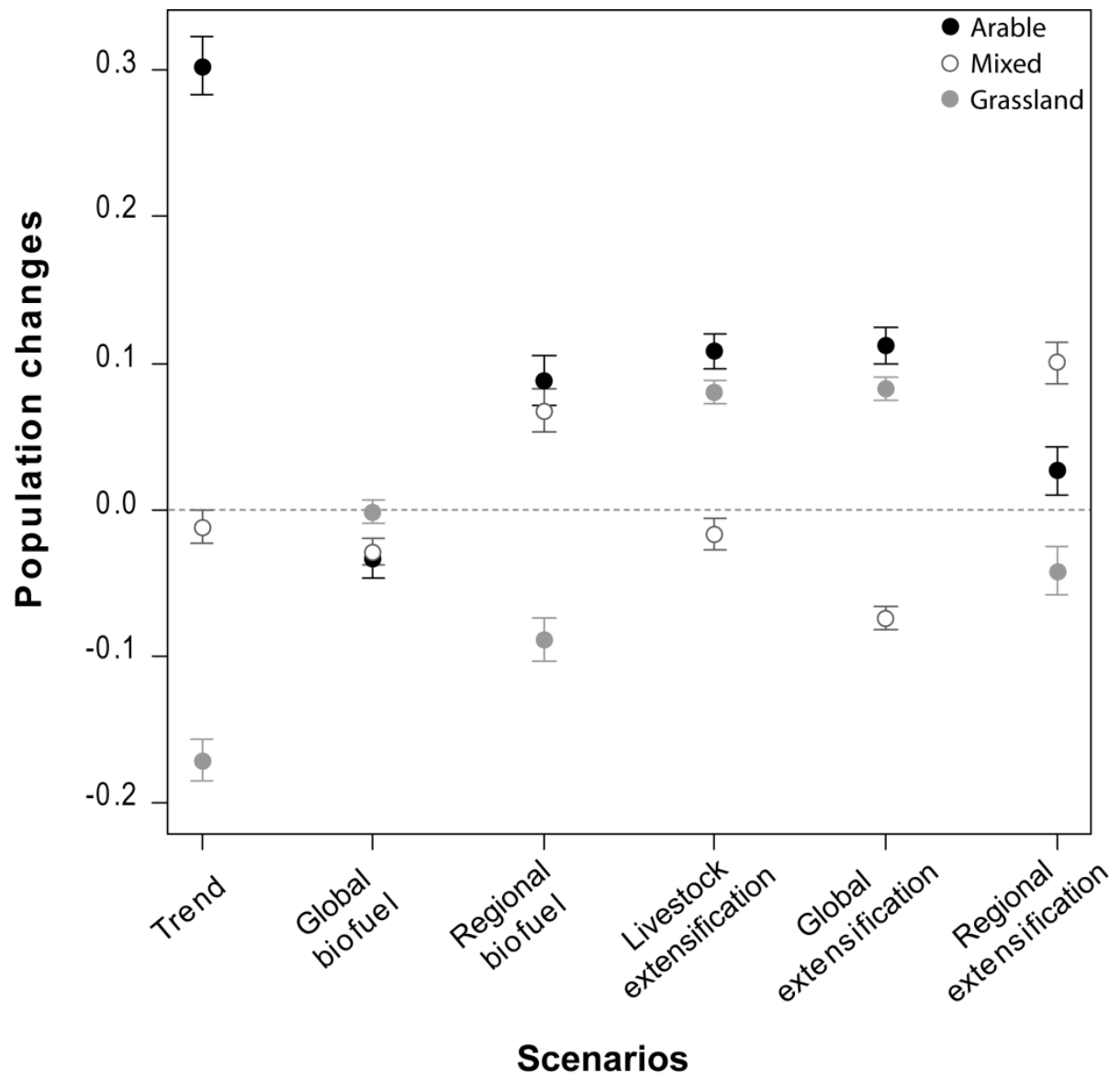


Fig.4

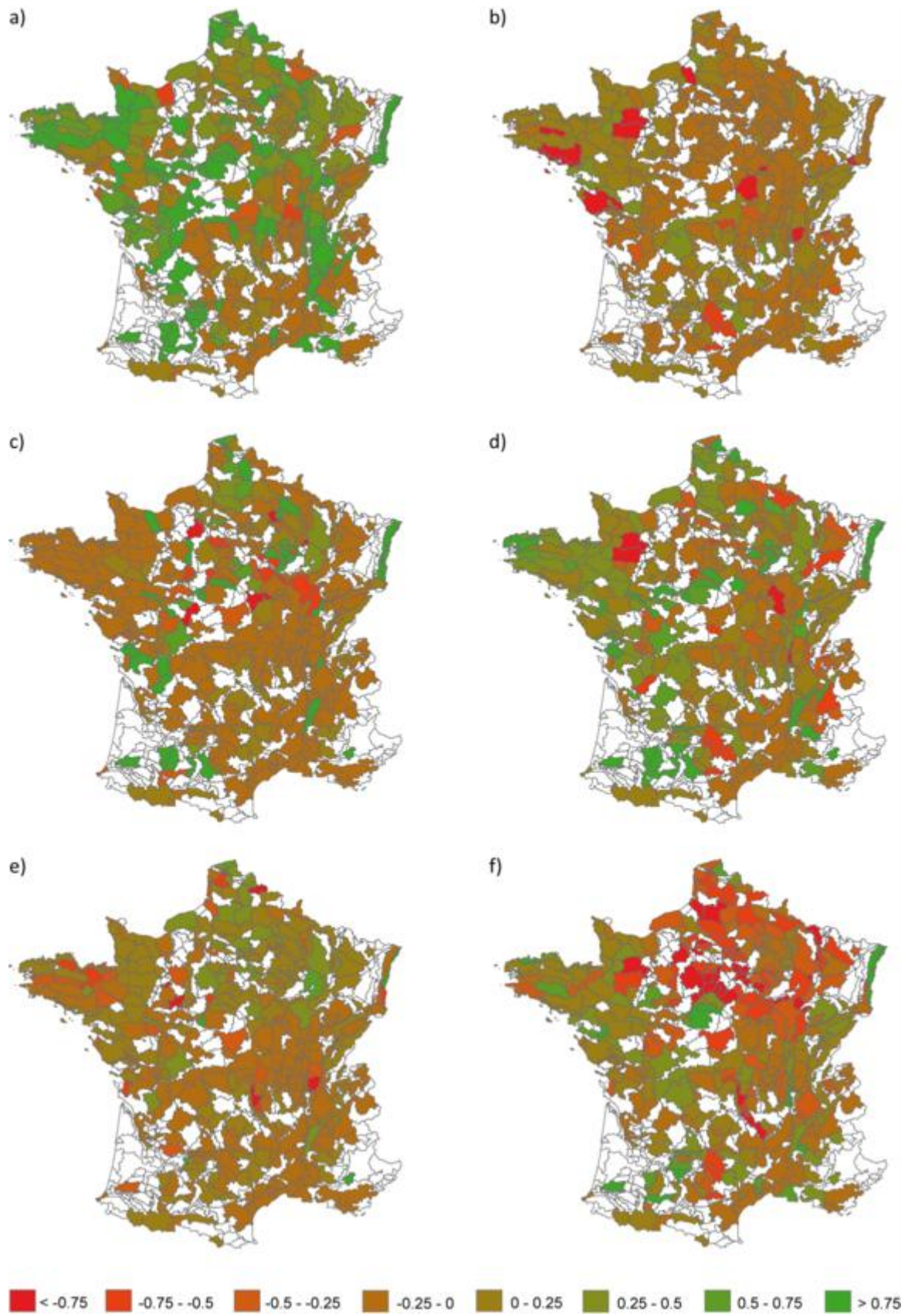
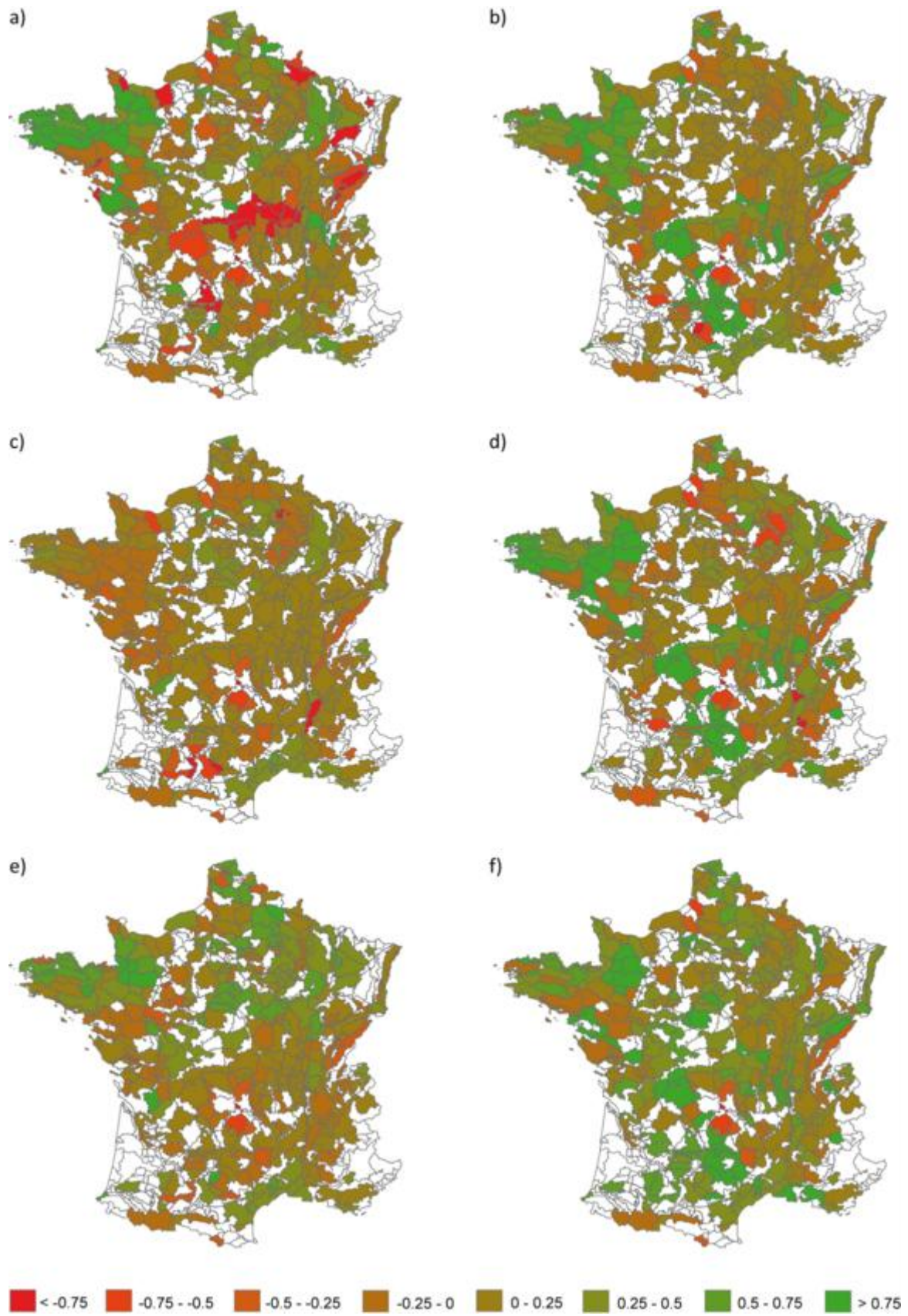


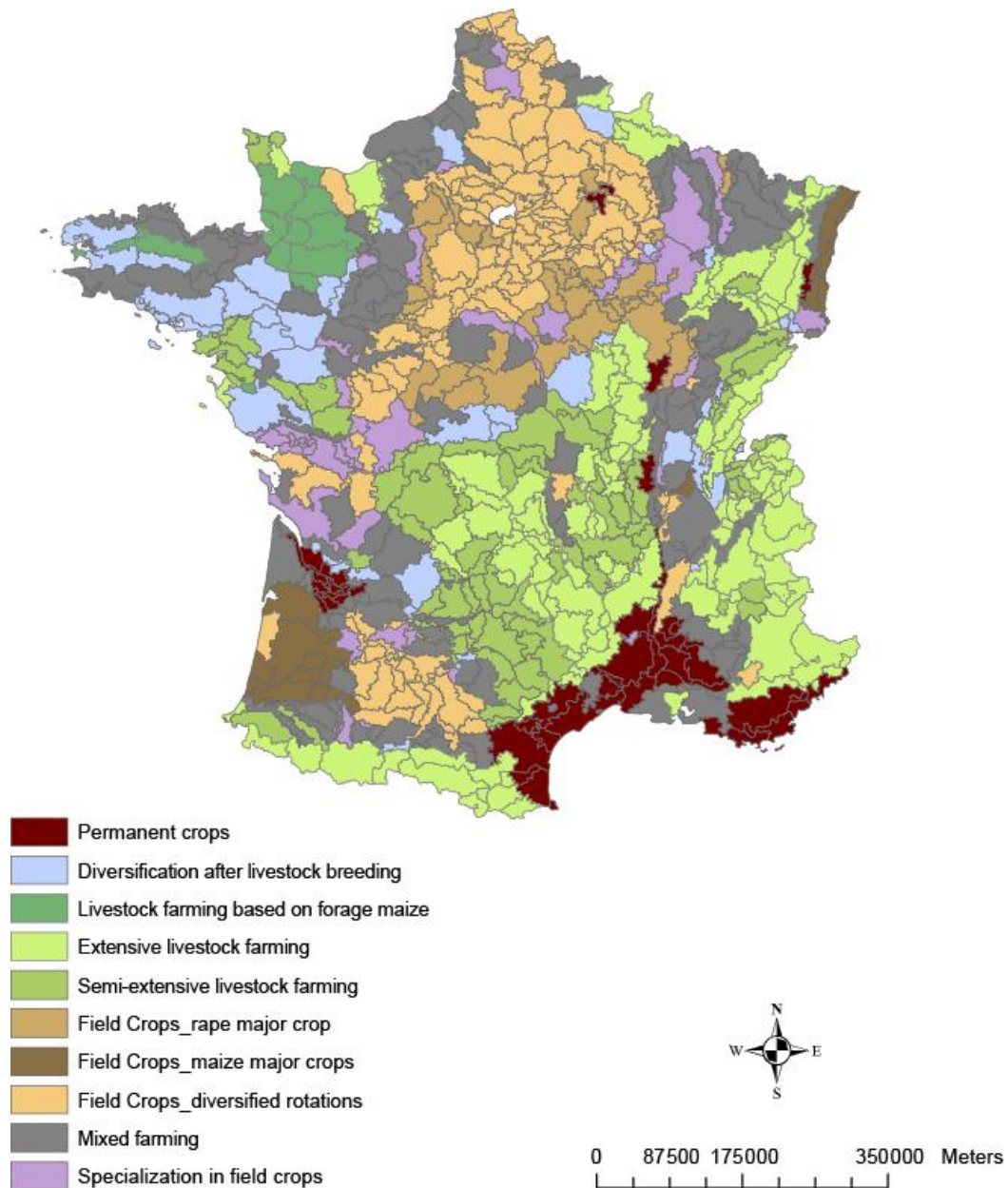
Fig.5.



Appendix - Supporting Information for Princé et al.

Scenarios for French birds under future climate and agriculture land uses

Figure A1. Typology of the main current agro-ecosystems at the scale of small agricultural regions (SAR) in France.



Text A1. Supplementary information on estimating species current and future climate suitability

The presence-absence data was obtained by geo-referencing and digitizing maps from the handbooks of the birds of the Western Palearctic (BWPI 2006). We used the following eight climatic variables in the niche models: (1) annual mean temperature; (2) mean temperature of the warmest month; (3) mean temperature of the coldest month; (4) temperature seasonality; (5) annual precipitation; (6) precipitation of the wettest month; (7) precipitation of the driest month; and (8) precipitation seasonality. The seasonality is the coefficient of variation of the monthly means. These variables were derived from the monthly mean temperatures and precipitations over the intervals 1961-1990 (for the current climatic conditions; <http://worldclim.org>) and interpolated (bilinear interpolation) to a $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ latitude \times longitude grid over the Western Palearctic. Future climate projections for 2050 were derived from five general circulation models (BCM2, ECHAM5, HADCM3, MIROC3.2_HI, and MK3) and three different emission scenarios (SRES: A1B, B1, and A2, when available). Because the future predictions were only available at a rough scale, they were downscaled to the 0.5° resolution, according to the method described in <http://www.worldclim.org/downscaling>. Temperature and precipitation are expected to impose direct or indirect constraints on bird distributions (Root 1988; Araujo *et al.* 2009; Pigot *et al.* 2010). To model species distributions, we used seven different modeling techniques implemented within the BIOMOD package (Thuiller *et al.* 2009) in R (R Development Core Team 2010): three regression methods (GLM, GAM, and MARS), a recursive partitioning method (CTA), and three machine-learning methods (ANN, GBM, and RF). In order to evaluate the predictive performance of the SDMs for each species, we used a random subset of 70% of the data to calibrate the model, and then used the remaining 30% for

evaluation, using a threshold-independent method, the area under the relative operating characteristic curve (AUC) (Fielding & Bell 1997). The data splitting approach was replicated five times and was the basis for calculating the mean AUC of the cross-validation. The final calibration of each model used for making projections used 100% of the available data. An ensemble forecast technique was then used to account for variability among distribution modeling techniques and climate models, in order to obtain the central tendency (Thuiller *et al.* 2005; Araujo & New 2007). For each species, we obtained 35 (7 SDMs \times 5 GCM) modeled current distributions and 91 (7 SDMs \times 13 (GCM \times SRES)) modeled future distributions. Current and future consensus distributions were obtained by calculating the weighted mean distributions across SDMs: the seven models were ranked according to their predictive performance, and a decay of 1.6 gave the relative importance of the weight, producing respective weights of 0.38, 0.24, 0.15, 0.09, 0.06, 0.04, and 0.02 (Coetzee *et al.* 2009; Marmion *et al.* 2009).

Araujo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, **22**, 42-47.

Araujo MB, Thuiller W, Yoccoz NG (2009) Reopening the climate envelope reveals macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106**, E45-E46.

BWPI (2006) Birds of the Western Palearctic interactive. UK, BirdGuides Ltd.

Coetzee BWT, Robertson MP, Erasmus BFN, van Rensburg BJ, Thuiller W (2009) Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **18**, 701-710.

- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24**, 38-49.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, **15**, 59-69.
- Pigot AL, Owens IPF, Orme CDL (2010) The environmental limits to geographic range expansion in birds. *Ecology Letters*, **13**, 705-715.
- R Development Core Team (2010) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Root T (1988) Environmental-factors associated with avian distributional boundaries. *Journal of Biogeography*, **15**, 489-505.
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araujo MB (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, **32**, 369-373.
- Thuiller W, Lavorel S, Araujo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**, 8245-8250.

Table A1. Changes in main agro-ecosystem in each farmland cover scenario. (Blanks mean that there is no change of agro-ecosystem, but do not mean any change in crop/grassland proportions).

Current	Trend	Global Biofuel	Regional Biofuel	Livestock Extensification	Global Extensification	Regional Extensification
Pasture MLF						
Semi-extensive MLF			<i>Pasture MLF</i>	<i>Pasture MLF</i>		<i>Pasture MLF</i>
Pasture LLF	<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>				
Semi-extensive LLF	<i>LF maize-based</i>		<i>Pasture LLF</i>	<i>Pasture LLF</i>		<i>Pasture LLF</i>
LF maize-based	<i>Diversification</i>		<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>		<i>Semi-extensive LLF</i>
Diversification	<i>Mixed farming</i>		<i>Mixed farming</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>	
Mixed farming	<i>FC specialization</i>		<i>FC specialization</i>		<i>Diversification</i>	
FC rape					<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>
FC rotations		<i>FC rape</i>	<i>FC rape</i>		<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>
FC specialization		<i>FC rape</i>	<i>FC rape</i>		<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>

Abbreviations: LF, Livestock Farming; MLF, Mountain Livestock Farming; LLF, Lowland Livestock Farming; AC, Arable Crops; Diversification, Diversification after livestock farming. “rape”, “rotations” (i.e. diversified rotations) and “specialization” specify main trends on Field Crops

Table A2. Basic constraints linked to main agro-ecosystem.

AGRO-ECOSYSTEMS	CONSTRAINTS	
FC rape	FCA \geq 2/3 UAA	rape \geq 15% FCA
FC rotations		rape \leq 15% FCA grain maize \leq 50% FCA
FC specialization		others
Pasture LF	MFA \geq 2/3 UAA	PGA \geq 75% MFA
Semi-extensive LF		others
LF maize-based		forage maize \geq 20% MFA
Diversification	MFA \geq 1/3 UAA FCA \geq 1/3 UAA	
Mixed	others	

Abbreviations: FC, Field Crops; FCA, Field Crops Area; LF, Livestock farming; Diversification, Diversification after livestock farming; Mixed, Mixed farming; MFA, Main Forage Area; PGA, Permanent Grassland Area; UAA, Utilized Agricultural Area.

Table A3. Results of one sample Students t-test on mean changes on bird populations in response to each farmland cover scenario. Estimated mean, standard error, t- and p-values are given.

	<i>All species</i>				<i>Farmland species</i>				<i>Generalist species</i>			
	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>
Trend	-0.017	0.005	-3.66	<0.001	0.019	0.007	2.67	0.008	-0.069	0.005	-15.04	<0.001
Global Biofuel	0.001	0.003	0.42	0.674	-0.019	0.005	-3.85	<0.001	0.030	0.003	8.65	<0.001
Regional Biofuel	0.013	0.005	2.85	0.004	0.012	0.007	1.63	0.103	0.015	0.005	3.33	0.001
Livestock Extensification	0.031	0.003	10.25	<0.001	0.060	0.005	12.72	<0.001	-0.009	0.003	-3.08	0.002
Global Extensification	0.027	0.003	8.93	<0.001	0.044	0.005	9.79	<0.001	0.001	0.003	0.31	0.759
Regional Extensification	0.026	0.005	5.59	<0.001	0.022	0.007	2.96	0.003	0.033	0.005	7.10	<0.001

Table A4. Results of Tukey HSD test given the difference (Diff) between mean changes in bird populations between scenarios for all species, farmland and generalist species. Lower and upper values of the 95% confidence interval and adjusted p-values are also given.

Scenarios	<i>All Species</i>				<i>Farmland species</i>				<i>Generalist species</i>			
	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values
G Biofuel - Trend	0.018	0.002	0.034	0.014	-0.038	-0.063	-0.013	<0.001	0.099	0.082	0.115	<0.001
R Biofuel - Trend	0.030	0.014	0.046	<0.001	-0.008	-0.032	0.017	0.950	0.084	0.068	0.101	<0.001
L Extensif - Trend	0.049	0.033	0.065	<0.001	0.041	0.016	0.066	<0.001	0.060	0.043	0.076	<0.001
G Extensif - Trend	0.044	0.028	0.060	<0.001	0.025	0.000	0.050	0.043	0.070	0.053	0.086	<0.001
R Extensif - Trend	0.043	0.027	0.059	<0.001	0.002	-0.022	0.027	1.000	0.102	0.086	0.119	<0.001
R Biofuel - G Biofuel	0.012	-0.004	0.028	0.295	0.030	0.006	0.055	0.006	-0.015	-0.031	0.002	0.113
L Extensif - G Biofuel	0.030	0.014	0.046	<0.001	0.079	0.054	0.103	<0.001	-0.039	-0.056	-0.023	<0.001
G Extensif - G Biofuel	0.025	0.009	0.041	<0.001	0.063	0.038	0.088	<0.001	-0.029	-0.045	-0.012	<0.001
R Extensif - G Biofuel	0.025	0.009	0.041	<0.001	0.040	0.016	0.065	<0.001	0.003	-0.013	0.020	0.994
L Extensif - R Biofuel	0.018	0.002	0.034	0.014	0.049	0.024	0.073	<0.001	-0.025	-0.041	-0.008	<0.001
G Extensif - R Biofuel	0.013	-0.003	0.029	0.163	0.033	0.008	0.057	0.002	-0.014	-0.031	0.002	0.134
R Extensif - R Biofuel	0.013	-0.003	0.029	0.176	0.010	-0.015	0.035	0.860	0.018	0.001	0.034	0.025
G Extensif - L Extensif	-0.005	-0.021	0.011	0.951	-0.016	-0.040	0.009	0.454	0.010	-0.006	0.027	0.463
R Extensif - L Extensif	-0.005	-0.021	0.011	0.941	-0.039	-0.063	-0.014	<0.001	0.043	0.026	0.059	<0.001
R Extensif - G Extensif	0.000	-0.016	0.016	1.000	-0.023	-0.048	0.002	0.089	0.032	0.016	0.049	<0.001

Table A5. Results of Tukey HSD test given the difference (Diff) between mean changes in farmland bird populations between scenarios for grassland species, mixed and arable species.

Lower and upper values of the 95% confidence interval and adjusted p-values are also given.

Scenarios	<i>Grassland species</i>				<i>Mixed species</i>				<i>Arable species</i>			
	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values	Diff	Lower	Upper	P-values
G Biofuel - Trend	0.170	0.128	0.212	< 0.001	-0.017	-0.065	0.031	1.000	-0.336	-0.384	-0.288	< 0.001
R Biofuel - Trend	0.082	0.041	0.124	< 0.001	0.079	0.031	0.127	< 0.001	-0.215	-0.263	-0.167	< 0.001
L Extensif - Trend	0.252	0.210	0.293	< 0.001	-0.005	-0.053	0.043	1.000	-0.194	-0.242	-0.146	< 0.001
G Extensif - Trend	0.253	0.212	0.295	< 0.001	-0.063	-0.111	-0.015	< 0.001	-0.191	-0.239	-0.143	< 0.001
R Extensif - Trend	0.129	0.088	0.171	< 0.001	0.112	0.064	0.160	< 0.001	-0.276	-0.325	-0.228	< 0.001
R Biofuel - G Biofuel	-0.088	-0.129	-0.046	< 0.001	0.096	0.048	0.144	< 0.001	0.122	0.074	0.170	< 0.001
L Extensif - G Biofuel	0.082	0.040	0.123	< 0.001	0.012	-0.036	0.060	1.000	0.142	0.094	0.190	< 0.001
G Extensif - G Biofuel	0.083	0.042	0.125	< 0.001	-0.046	-0.094	0.002	0.075	0.145	0.097	0.193	< 0.001
R Extensif - G Biofuel	-0.040	-0.082	0.001	0.069	0.128	0.080	0.176	< 0.001	0.060	0.012	0.108	0.002
L Extensif - R Biofuel	0.169	0.128	0.211	< 0.001	-0.084	-0.132	-0.036	< 0.001	0.020	-0.028	0.068	0.998
G Extensif - R Biofuel	0.171	0.129	0.213	< 0.001	-0.142	-0.190	-0.094	< 0.001	0.024	-0.024	0.072	0.985
R Extensif - R Biofuel	0.047	0.005	0.089	0.009	0.032	-0.016	0.080	0.713	-0.062	-0.110	-0.014	0.001
G Extensif - L Extensif	0.002	-0.040	0.043	1.000	-0.058	-0.106	-0.010	0.003	0.003	-0.045	0.051	1.000
R Extensif - L Extensif	-0.122	-0.164	-0.081	< 0.001	0.117	0.069	0.165	< 0.001	-0.082	-0.130	-0.034	< 0.001
R Extensif - G Extensif	-0.124	-0.166	-0.082	< 0.001	0.175	0.127	0.223	< 0.001	-0.085	-0.134	-0.037	< 0.001

Table A6. Results of one sample Students t-test on mean changes on farmland bird populations (i.e. grassland, arable and mixed species) in response to each farmland cover scenario. Estimated mean, standard error, t- and p-values are given.

	<i>Grassland species</i>				<i>Mixed species</i>				<i>Arable species</i>			
	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>	Mean	SE	<i>t</i>	<i>P</i>
Trend	-0.171	0.011	-15.77	<0.001	-0.011	0.009	-1.27	0.205	0.303	0.015	19.85	<0.001
Global Biofuel	-0.001	0.007	-0.15	0.882	-0.028	0.008	-3.67	<0.001	-0.033	0.011	-3.00	0.003
Regional Biofuel	-0.089	0.012	-7.70	<0.001	0.068	0.012	5.89	<0.001	0.089	0.014	6.52	<0.001
Livestock Extensification	0.081	0.007	12.06	<0.001	-0.016	0.008	-2.06	0.040	0.109	0.010	10.83	<0.001
Global Extensification	0.082	0.007	12.58	<0.001	-0.074	0.006	-11.48	<0.001	0.112	0.010	11.20	<0.001
Regional Extensification	-0.041	0.013	-3.24	0.001	0.100	0.011	8.94	0.555	0.027	0.013	2.06	0.039

Manuscrit 5

Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate changes scenarios

Karine Princé, Romain Lorrillière, Morgane Barbet-Massin & Frédéric Jiguet

Article prêt à soumettre dans Environmental Science and Policy

Predicting the fate of French bird communities under agriculture and climate changes scenarios

K. Princé¹, R. Lorrillière¹, M. Barbet-Massin^{1,2} & F. Jiguet¹

¹ Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 Rue Buffon, 75005 Paris, France

² Department of Ecology and Evolutionary Biology, Yale University, New Haven, Connecticut, 06520, USA

* Corresponding author: Karine Princé, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, CP 51, 55 Rue Buffon, 75005 Paris, France. Email: prince@mnhn.fr. Tel: +33140798007. Fax: +33140793835

Abstract

The development of forward scenarios is a useful method of envisaging the environmental implications of potential changes in climate and land use, as a tool for policy development. Here, we estimated potential responses of bird communities to both climate and agricultural changes in farmlands. Four scenarios of agricultural changes were created (current trends, biofuel development, livestock extensification and agricultural extensification) and developed at different scales of policy making. We further considered three climatic scenarios (A1B, A2 and B1) from IPCC 4th assessment scenarios. Changes in bird communities were assessed on the basis of the predicted changes in agricultural land use and climatic suitability, using various indicators, including the European farmland bird indicator (FBI) and the community

specialization index (CSI) and other indicators. We found that trends in the different indicators are contrasted pending on agricultural scenarios and scale of policy-making. These results provide a readily accessible visualization of the potential impacts of land use and climate change on farmland bird communities.

Keywords: land use changes, climate change, land cover, biodiversity indicators, birds, agricultural policy, sustainable agriculture

1. Introduction

Anthropogenic climate change is recognized as one of the key drivers of current biodiversity changes (Rosenzweig et al., 2008; Sala et al., 2000). Observed biodiversity responses to warming climate include changes in local population dynamics (Silleet et al., 2000), shifts in phenologies (Both et al., 2006; Sherry et al., 2007), or in distribution range (Parmesan and Yohe, 2003; Root et al., 2003; Walther et al., 2005). Through a significant impact on individual species, climate warming also affects the fundamental composition of ecological communities (Davey et al., 2012; Devictor et al., 2012; Godet et al., 2011; Lemoine et al., 2007). In the future, anthropogenic climatic change is expected to result in warmer global conditions from 1.8°C to 4°C depending on the scenario (IPCC, 2007). Consequently, adapting management to climate change has become a priority (Hulme, 2005) once potential range shifts and species extinction rates have been predicted under various climate change scenarios (Barbet-Massin et al., 2009; Huntley et al., 2004; Jetz et al., 2007; Thuiller et al., 2005).

Forecasted changes in climatic conditions imply that the distribution of a species will shift if it is able to spatially track climatic conditions (Barbet-Massin et al., 2012). As other

factors aside from climate constrain species occurrence, the fragmented distribution of suitable habitats can impair range shifts, especially for species with highly specialized habitat requirements (Warren et al., 2001). The availability of such suitable habitats will depend on land use and farmland cover changes. Local management is rarely considered in discussions on facilitating range shifts, perhaps because many species distribution models assume that only dispersal limitation prevents species from occupying habitats that are predicted to become climatically suitable (Huntley et al., 2010).

In addition to climate change, land use change is also an important form of human-induced global pressure affecting biodiversity (Sala et al., 2000). The modification and management of landscapes to produce food and fiber or other agricultural commodities for human consumption represents one of the most severe and widespread threats to global biodiversity (Foley et al., 2005). In Europe, agriculture is the most widespread forms of land use covering 45% of land area (FAO, 2009). There is accumulating evidences on the link between agricultural intensification and biodiversity decline over the last decades (see Benton et al., 2002; Robinson and Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001), and this is particularly well documented for farmland bird populations (Butler et al., 2007; Donald et al., 2001; Gregory et al., 2005; Jiguet et al., 2007; Krebs et al., 1999). Despite the implementation of agri-environment schemes, recent evidence suggested mixed results regarding their positive impact on biodiversity (see Kleijn, 2006; Kleijn et al., 2011; Kleijn and Sutherland, 2003; Princé et al., 2012; Whittingham, 2007). Over the next decades, the structure of agricultural production and spatial patterns in agricultural land use in Europe are expected to face major changes due to trends global trade, technology, demography and policies (Busch, 2006). Indeed, increasing demand for food production, introduction and expansion of bio-energy crops, modernization of agriculture, abandonment of grazing or even crop specialization, are all factors that may affect farmland cover inside reducing agricultural areas. In this context, the need to reconcile

agricultural production and biodiversity, by both integrating environmental considerations in future agricultural policies and improving existing conservation measures, is of priority concern (Wilson et al., 2010).

Here, we aim at addressing these main issues by exploring potential responses of bird communities to various scenarios of land use/cover changes in their future predicted climatically suitable range. We focused on breeding birds as they have been widely used as indicators of biodiversity status and trends (e.g. Butler et al., 2010; Gregory et al., 2009). The purpose of such indicators is to adequately describe, quantify and predict biodiversity trends in an accessible way, so they can be used to raise awareness of the biological consequences of global changes and to assist both in setting targets for the reduction of impacts and in guiding the implementation of mitigation and adaptation measures (Gregory et al., 2009). The recent development of large-scale monitoring programmes, especially for birds, provides valuable wildlife monitoring data at national and even multi-national scales (Gregory and van Strien, 2010). As a result, biodiversity indicators such as the Farmland Bird Indicator (FBI) are widely used (e.g. Doxa et al., 2010; Gregory et al., 2005; Mouysset et al., 2012; Scholefield et al., 2011) and has been adopted as a Structural and Sustainable Development Indicator by the European Union (EU, 2005). Other indicators are also valuable, such as the Community Specialization Index (CSI) (see Julliard et al., 2006) that discriminates ordinary communities of generalist species, which are more resilient to perturbations, from the specialized communities with more specialized species, which are especially sensitive to global change (Devictor et al., 2008).

We relied on SRES scenarios to integrate likely changes in species climatic suitability – based on species distribution models (SDMs) (Barbet-Massin et al., 2012) - and changes in agricultural area – based on the IMAGE model (MNP, 2006)- inside future climatic niche. We built up farmland cover scenarios at a fine spatial scale, exploring different combinations of

agricultural policies and environmental commitments for 2050, to further link bird abundances to crops/grass proportions. We predict that climate and farmland area changes may have negative impact on bird community as a whole. But here we wonder if changes in farmland cover at a fine spatial resolution can reduce or offset the impact of global changes, or if the fate of bird communities mainly depends on broader environmental changes.

2. Methods

More than half of France is covered by agriculture, with wide regional disparities. Croplands represent about 66% and grasslands 34% of the French agricultural area (Agreste, 2011). France is divided into 713 Small Agricultural Regions (SAR) according to homogeneous agricultural activities and practices, which area ranges from 11 to 4413 km² (source: National Institute of Statistics and Economic Studies, INSEE; www.insee.fr). The consistency of these territorial entities at both agro-ecological and economic levels makes them particularly well suited for our statistical analysis and projected modelling.

2.1 Agricultural area data

We used data on French agricultural area proportion, i.e. the proportion of land occupied by farmland habitats. This is the proportion of a SAR covered by (1) herbaceous or cultivated pasture, (2) cultivated and managed areas and (3) mosaic cropland/natural vegetation. These variables were derived from the 19 land cover types (by grouping some of them together) available in the IMAGE 2.4 model (MNP, 2006) that was developed at a 0.5° resolution grid for all decades since 1960. To be consistent with current climatic variables (used further for estimating species current climate suitability), we used the average of the variables from 1960 to 1990 to obtain the current proportion of farmland habitats. Future land cover projections

(for 2050) were obtained from the three SRES scenarios, A1B, A2, and B1, of the IMAGE 2.4 model (MNP, 2006). The IMAGE 2.4 model is an Earth system model that includes the major feedback mechanisms in the biophysical system. It assumes population and macro-economy as key drivers to establish physical indicator for both the energy/industry system and the agriculture/land-use system for assessment of changes in land cover (MNP, 2006). Current and future proportions of farmland habitats were downscaled at the scale of each SAR. To do this, we first extracted proportion values using a GIS (ArcGis 9.3) by overlapping grid cells and SAR and then averaged in each SAR weighting by the proportion of SAR included in grid cells.

2.2 Farmland cover scenarios

We developed agricultural scenarios that account for the diversity and dynamics of production systems and crop management in French agricultural regions. Each scenario represented a potential outcome of French agriculture according to realistic assumptions on political decision conditions and changes in breeding/cropping patterns. Based on the elements currently mobilized in the debates about evolution of European agricultural policies, we developed four future scenarios named trend, biofuel, livestock extensification and extensification. Here, extensification means a strategy of production costs reduction leading to an output reduction. These scenarios are the product of an analysis of documents submitted in support of the European Commission proposals for the CAP 2013-2020 (European Commission, 2011) and of prospective documents (Guindé et al., 2008; Guyomard et al., 2008). These scenarios mainly differ on proportion and spatial distribution of grasslands, forage crops, cereals, oleaginous and proteaginous crops in livestock and arable areas. Two of them (biofuel and extensification) were elaborated at two level of policy implementation: national and regional. A national level means that the same policies are applied in all

agricultural regions whatever the type of their agro-ecosystem. A regional level of implementation allows policies to differ between SAR, ending often in a specialization of agricultural territories. We thus developed six scenarios to further predict the potential impact of future changes in agriculture on farmland birds (see Appendix A for more details). The trend scenario continues the current trend of cereal increase, at the expense of grass and other forage crops in many SAR. The two biofuel scenarios promote the development of crops used for the production of biofuels. Nevertheless, proportions and spatial distribution of these crops – and of grasslands and other crops replaced - differ according to global or regional scenario considered. The livestock extensification scenario promotes an extensification in livestock and mixed-farming areas, mainly by increasing grasslands and reducing forage crops, and statu quo in arable areas (i.e. mimicking current cropping patterns). Finally, the two extensification scenarios promote grassland/crop extensification in all French agricultural regions following depending as for the biofuel scenarios on national or regional political framework. Moreover, these scenarios mimic different changes in the implementation of AES related to the development of sustainable practices, according to agricultural characteristics of each agro-ecosystem (e.g. an increase in pastures and extensive management of grasslands in livestock areas, a better balance of rotations with an introduction of new crops such as proteaginous in arable areas).

Farmland cover scenarios are based on changes, at a regional scale, of cropping patterns between 2000 (the base year for agricultural data) and 2050 (time horizon considered for each scenario). We first defined changes in main agro-ecosystems in each SAR depending on the scenario, respecting the likely temporal dynamics of the different agro-ecosystems as well as the geographic context of each SAR (e.g. differences between mountain or lowland agro-ecosystems; see Table A.1). We used a typology of the major French agro-ecosystems (Fig. A.1), as reported by AND International (2008), defined by the main use of the utilized

agricultural area (UAA) and the technical and economic directions of farms, both at the scale of small agricultural regions (SAR). In a second step, we estimated variations in the proportions of crops linked to the changes of the main agro-ecosystem within each SAR. Data used to develop farmland cover scenarios came from the national 2000 General Agricultural Census that recorded crop areas at the municipality scale. Data were aggregated and transformed as percentage of agricultural area at the scale of SAR. We considered the following nine crops: permanent grassland, temporary grassland, cereals, grain maize, rapeseed, sunflower, corn fodder, proteaginous and forage crops (sorghum, alfalfa, white clover, etc). Crop proportion changes were calculated using optimization method considering various constraints (see Table A.2 for the basic constraints linked to agro-ecosystems). We tried to minimize the rate of change in land cover in each SAR, according to the range of possibilities in each agro-ecosystem. Optimization calculations were performed with the GNU Linear Programming Kit and GLPSOL, the GLPK command-line solver (<http://www.gnu.org/software/glpk/>; <http://en.wikibooks.org/wiki/GLPK>).

2.3 Bird data

We used bird data from the French Breeding Bird Survey (BBS), a standardized monitoring scheme in which skilled volunteer ornithologists identify breeding birds by song or visual contact in spring (Jiguet et al., 2011b). Each observer provided the name of a municipality, and a 2 x 2km square to be prospected was randomly selected within a 10-km radius from the gravity centre of this municipality. Random selection ensures that surveyed habitats closely match the actual distribution of available habitats in France. In each square, the observer monitored 10 point counts (5 minutes each) twice per spring (4 to 6 weeks between the sessions), with points separated by at least 300m. Counts were repeated yearly by the same observer at the same points, on about the same date (± 7 days within April to mid June) and at

the same time of day (± 15 minutes). For a given point, the maximum counts of the two annual visits were retained, except for three migrant species Meadow Pipit *Anthus pratensis*, Yellow Wagtail *Motacilla flava* and Whinchat *Saxicola rubetra*, for which we considered only counts of the second session. Squares considered in the study include at least 5 points located within farmland habitats, according to the habitat codes noted by the observers in the field (Julliard et al., 2006). Among the common breeding species monitored by the scheme, we focused on those 34 species classified as farmland specialists and habitat generalists (see Table 1). Abundance values for each species were available for the period 2001–2009 and were summed for each year at the scale of small agricultural regions. Similarly, we summed the number of yearly point counts in each SAR. Such a BBS has proven relevant to study spatial and temporal dynamics of bird populations and communities facing global change (see Jiguet et al., 2011a, for a development).

2.2 Estimating species current and future climate suitability

Values of current and future climate suitability of a species across its whole distribution range were obtained through species distribution modelling techniques as in Barbet-Massin et al. (2012), relating presence - absence data to climatic variables across the species distribution. The outputs of these models, thereafter referred as climatic suitability, are estimate of the probability of presence of a species given the climatic conditions at a 50 x 50 km spatial scale. Future climate projections for 2050 were derived from five general circulation models (BCM2, ECHAM5, HADCM3, MIROC3.2-HI, and MK3) and three different emission scenarios, the same three SRES scenarios as used for farmland habitats projections (i.e. A1B, B1, and A2). The future climate suitability values were then obtained by calculating the weighted mean of outputs from models projected with these different climate scenarios (see

Appendix B for more details). From the modelled distributions, climate suitability values were downscaled at the scale of each SAR (similarly to proportions of farmland habitats).

2.2 Biodiversity indicators

2.2.1 Abundance indices

To analyze predicted trends in population abundances, we first focused on the national farmland bird index (FBI) to study the structural changes in farmland biodiversity (Balmford et al., 2005). This indicator reports the variation in the abundances of the 20 specialists of farmland habitats. We further explored the predicted trends of the farmland specialist birds according their main habitat: grassland, arable and mixed grassland/arable lands. Main habitat of farmland specialists was determined with the calculation of a species specialization index for grasslands (SSIg) as in Teillard et al. (*submitted*). The SSIg was computed as a weighted mean of species abundance among four sub-habitats of the farmland habitat: unimproved grasslands, improved grasslands, mixed grassland/arable lands and arable lands, weighting coefficient of these sub-habitat being 4, 3, 2 and 1, respectively. Species with highest SSIg values ($SSIg > 2.2$) were considered as grassland birds while species with lowest SSIg values ($SSIg < 1.8$) were considered as arable birds, remaining species being considered as mixed habitat farmland species. Like the FBI, we computed the indices of these three group of arable, grassland and mixed species (hereafter named “cropFBI”, “grassFBI” and “mixedFBI”) as the geometric mean of the yearly indices of the species considered in the group (see Appendix C for more details). Similarly to the FBI, we also computed a national index for the 14 habitat generalists, namely a generalist bird index (GBI), similarly reporting the variations of abundances of these species (Julliard et al., 2004), with the aim of comparing the response of the two groups. These multiple-species indicators are computed as the geometric mean of the yearly indices of the species considered in the group (farmland, arable,

grassland, mixed or generalist species). If the number of species in the group considered is S and $N_{s, \text{Nat}}$ is the national population abundance of all SAR for each species s , then the geometric mean can be expressed as:

$$\bar{I}_{\text{Nat}}(t) = \prod_s \left(\frac{N_{s, \text{Nat}}(t)}{N_{s, \text{Nat}}(t_{\text{ref}})} \right)^{1/s} \quad (1)$$

2.2.2 Community indices

We used three community indices. We first considered a popular specific diversity index, the Shannon-Wiener index, which informs about the evenness of the species abundance distribution into the community (Keylock, 2005; Shannon, 1948). It varies between 0 and $\ln(S)$ - with S the number of species - and the more equally common the species in the community, the higher the value of this index.

$$H'(t) = - \sum_s p_s(t) \cdot \ln p_s(t) \quad (2)$$

Next we used two functional indicators: the Community Specialization Index, as defined by Julliard et al. (2006). This index measures the mean degree of habitat specialization among the individuals forming a local community.

$$\text{CSI}(t) = \frac{\sum_s N_s(t) \cdot \text{SSI}_s}{\sum_s N_s(t)} \quad (3)$$

Second we used a community trophic index (CTI) (Jiguet et al., 2011b). This indicator discriminates the communities with more granivorous species (e.g. low trophic level) against the communities with more insectivorous and carnivorous species (e.g. high trophic level). It is computed as the weighted arithmetic mean of the exponential of the species trophic level

balanced by the abundances. The species trophic level is computed as the weighted mean of the 3 diet proportions (vegetables, invertebrates and vertebrates, with respective weight of 1, 2 or 3) of each species (BWPI, 2006).

$$CTI(t) = \frac{\sum_s N_s(t) \cdot \exp(STI_s)}{\sum_s N_s(t)} \quad (4)$$

These three indices were first computed in each SAR, and were then averaged weighting by the ratio of the area on the number of count points of corresponding SAR to obtain a national community index (see Appendix C for more details).

2.5 Statistical methods

To determine the impact of farmland cover scenarios (further referred as LC scenarios) combined with changes in farmland area and climatic suitability on French bird communities, we first developed a calibration model. We used a habitat association model of the effects of climate and land use/cover variables on the relative abundance for each of the 34 species independently, using data from 386 SAR (sampled at least once between 2001 and 2009). For this purpose, we used generalized linear mixed models (GLMM) to estimate species abundance according to climatic suitability, proportion of farmland habitat and farmland covers in each SAR. The model assumed a Poisson distribution of the data with a log link function. The year of count and the SAR were specified as random effects in the models. Climatic suitability, proportion of farmland habitats and the nine crop proportions were defined as fixed effects. We added an observation-level random effect to the corresponding species models (Elston et al., 2001) to take account of over-dispersion in species data. Moreover, the number of count points in a BBS square located in farmland habitats was integrated as a linear fixed effect to account for the varying sampling effort (it varies between 5 and 10 and between years within SAR). The outputs of the models were used to further

predict how future changes in agricultural land uses combined to climate and habitat changes could impact the abundance of common breeding birds. We also predicted changes in abundance under two control scenarios in which there was respectively only climate change, whilst current farmland area and cover remain unchanged, and only farmland area changes, with no climate change and current farmland cover maintained. Predicted abundances were exponential-transformed and were then used to compute the different biodiversity indicators (see Appendix C for calculation details).

We then analyzed the responses of indicators with generalized linear models using regional indices values (at the scale of SAR) as the dependent variable (abundance indices were log-transformed to meet normal assumption). The independent predictors were the SRES scenarios, the LC scenarios, the initial regional agro-ecosystem as categorical variables and all interactions to account for indicator responses mainly associated with initial farming system, or to see for example whether responses of indicators to LC differ between SRES. We also included the equation $x + y + xy$, with x and y the coordinates of the centre of a SAR, to adjust responses of each indices to the spatial location of the SAR. We used an information theoretic approach for model selection and for model performance assessment. For this, multi model inference was carried out with the R package “MuMIn”, by running models for all the possible combinations of the variables. These possible models were ranked following adjusted Akaike’s information criterion (AICc), according to which the most plausible model is that with the lowest AICc value (Burnham and Anderson, 2002) and the highest Akaike weight, which measures the posterior probability that a given model is true, given the data and the set of competing candidate models (Burnham and Anderson, 2002). Analyses were carried out in R 2.15.0 software (R Development Core Team, 2012). Finally, in best-selected model for

each indicator, predicting variables were tested adjusted to each other to determine the different contributions of the predictors on indicators responses (type III error).

3. Results

To better analyse the responses of ecological indicators, the Table 2 describes changes in national proportion of agricultural crops in French farmland habitats according to each of the six farmland cover scenarios.

Whatever the SRES scenario, climate change alone had a strong negative predicted impact on bird communities, especially on farmland bird indices (Table 3). We also found that changes in farmland area (SRES A1: -7.4%; SRES A2: -1.9%; SRES B1: -1.7%) led to a decrease of most ecological indicators (except for the CTI that remains stable). Overall, SRES scenario A1 was the worst scenario for both climate change and farmland area change, except for mixed farmland species for which abundance indicator declined more under the A2 climatic scenario (Table 3). Conversely, B1 scenario had less negative impact than the other two, though for grassland specialists, the A2 scenario of farmland area change had a less negative impact.

Model projections demonstrated an overall decrease of bird indicators by 2050, with some differences between farmland cover scenarios, except for the community trophic index, which varied slightly and mostly positively (Table 4). We found strong differences in projected responses between the three groups of farmland specialists, with a wider response spectrum for cropland specialists than for the other two groups (e.g. from 0.289 to 0.843 for arable species and from 0.739 to 1.013 for grassland species, in response to farmland cover scenarios combined to B1 SRES scenario). Moreover, for most indicators, scenarios with climate change alone led to a more important decrease than when they are combined to both

farmland cover and habitat proportion changes (results in Table 3 compared to results Table 4). Climate effect was further standardized (i.e. used as baseline value) to better compare the effects of the farmland cover scenarios.

We found differences between responses of the farmland bird indicator (FBI) and generalist bird indicator (GBI) to the different farmland cover scenarios. The overall FBI increased in most scenarios (Fig. 1.a), whereas habitat generalists showed more variable responses and can increase (with the livestock extensification and biofuel scenarios) or decrease (especially with the trend scenario, Fig. 1.b). The trend scenario enhanced more farmland bird numbers (Fig. 1.a), whilst the two biofuel scenarios were the less efficient. However, we noted clear differences between farmland cover scenarios with regards to abundance of arable, grassland and mixed arable/grassland specialist birds. Indeed, cropland specialists increased more under the trend scenario (20 to 41% depending on the SRES scenario, Fig. 1.c). In the case of grassland specialists, the extensification scenarios, especially the livestock extensification scenario, provided higher values of the indicator (up to 27%, Fig. 1.d). Concerning mixed specialist species, the two regional scenarios (extensification and biofuel) were the most effective in enhancing their populations (Table 3). The livestock and global extensification scenarios both enhanced populations of arable and grassland specialists (Fig. 1.c and 1.d), and were detrimental for mixed farmland species (Table 3). Conversely, the regional extensification scenario increased populations to mixed species (Table 3), and grassland species and generalists as well (respectively Fig. 1.d and 1.b), but decreased abundance of cropland specialists (Fig. 1.c).

The six scenarios were different with regards to the Community Specialization Index, with more contrasted responses under the trend scenario (up to +12%, Fig. 1.f) and the regional extensification scenario (down to -3%; the only scenario leading to a decrease in average community specialization). The Shannon index and the Community Trophic Index

were less sensitive than the CSI to the various farmland cover scenarios. Nevertheless, as for the abundance index of grassland specialists, the most efficient scenarios for both the Shannon index and the CTI were the three extensification scenarios, whilst the three others (the two biofuel and the trend scenarios) resulted in decreasing species diversity (see Table 3 and Fig. 1.e).

When performing generalized linear models with all possible combinations of the three predictors (SRES scenarios, farmland cover scenarios, and main initial agroecosystem) and their interactions (also accounting for spatial structure), the model with the lowest AIC value for each indicator included at least the three predictor alone and the interaction between farmland cover scenarios and main agroecosystem (Table 5). For all indicators, this interaction explained the largest part of variance in responses, from 4% for GBI to almost 20% for CSI and CTI. For the FBI, the GBI and the mixedFBI, the interaction between SRES scenarios and agroecosystems was also retained in the subset of variables that explained most parsimoniously the variance (Table 5). The Fig. 2 illustrates the estimated effect of this interaction on regional indices of grassland species (grassFBI), extracted from the output of the best-selected model for this indicator. The spatial structure captured a larger part of the variance for abundance indices than for those related to community structure (FBI: partial $r^2 = 25.6\%$; GBI: partial $r^2 = 24.6\%$). Subsets of variables in each indicator's model explained a large amount of variance: FBI, 47.6%; cropFBI, 35.3%; grassFBI, 58.8%; mixedFBI, 46.8%; GBI, 49.5%; CSI, 34.8%; Shannon index, 35.1% and CTI, 44.2%. We also found that the predicted changes in indicator values were mainly associated to initial regional agroecosystem (Table 5).

Fig. 3 synthesizes the different ecological performances, described in part above, among the farmland cover scenarios for the more pessimistic SRES scenario (i.e. the A1 scenario). The CTI was not presented in this figure given that compare to the other indicators

responses range was smaller, and so it was difficult to differentiate scenarios effects. Responses of the three population indicators of specialized species (i.e. arable, grassland and mixed farmland species) showed considerable variation. The cropFBI and the CSI ranked farmland cover scenarios in the same order, whereas the mixedFBI ranked scenarios quite similarly to the GBI. Finally, the grassFBI discriminated scenarios likewise the Shannon index.

4. Discussion

By developing farmland cover scenarios, that we combined to available scenarios of global environmental changes (i.e. climate and land use), we intended to predict the potential impacts of changes in cropping pattern on birds, through various indicators. These scenarios cannot be interpreted as predictions of future land uses, but they should be viewed as sets of coherent and internally consistent simulations based on plausible but necessarily simplified assumptions of how the future national farm may develop. And so, our results illustrate some possible consequences for biodiversity of adopting various agricultural development pathways in the future.

First, we showed that climate change has a strong negative impact on bird communities, especially for habitat specialized species, as illustrated by the decline of the different abundance indices of farmland birds and of the community specialization index as well. This is consistent with previous results on negative impact of climate change on population trends (Both et al., 2006; Jiguet et al., 2010), and predicted range shift and reduction (e.g. Barbet-Massin et al., 2012; Jetz et al., 2007). We have to note that the climate effect significantly pulls down bird responses to agricultural changes and this effect may be overestimated. At a broad spatial scale it is often possible to identify factors that set a limit to

maximum abundance without completely explaining or fully determining abundance in all places (VanDerWal et al., 2009). Climate may fix the carrying capacity, i.e. the possible maximum local abundance, which might not be reached because of various species interactions for example. When environmental suitability is high a species may be abundant, but not necessarily so, making particularly difficult the accurate prediction of local abundance under the influence of climate (Nielsen et al., 2005; VanDerWal et al., 2009), and therefore the prediction of potential changes in abundance under a changing climate.

To a lesser extent, changes in farmland habitats, decline in this case, had also intuitively a negative impact on farmland bird populations. Reducing arable area will automatically reduce available habitats for farmland birds, and limit population distribution and abundance. Besides, land-use changes are known to induce changes in abundance and distribution in birds (Jiguet et al., 2007; Vallecillo et al., 2009).

4.1. The relevance of indicators

Biodiversity indicators need to be suitable given the issue and the data used. It is now recognized that, in response to a decrease in habitat heterogeneity, generalists species tend to replace specialists in communities, and thus lead to a decrease of community specialization (Le Viol et al., in press). Here we observe that a trend scenario, continuing current trends of arable land expansion and grassland decline, provide the better improvement for the CSI. This is mainly due to an increased proportion of cereals in crop areas, thus favouring very specialized species, that is reflected by an increase of the cropFBI (see Fig. D.4).

In this study, we considered both population size indicators (Bird Index relative to different group of species: farmland, grassland specialists, generalists, etc) and community structure indicators (Shannon index, CSI, CTI). These two kinds of indicators are complementary and provide full information on the whole community dynamics. The FBI and

the GBI respond almost in opposition to the various tested farmland cover scenarios, with a larger variance of responses for the FBI. The development of abundance index for the three group of farmland specialists helped to better understand farmland population dynamics in response to the various environmental changes. Mixed grassland/arable species respond quite similarly to generalist birds. This is fairly consistent as these two groups of species are closest in terms of ecological requirements in the community studied. Community-based metrics as used here (i.e. community specialization index, trophic index, etc), that integrate ecological differences between species (e.g. specialization level, trophic level), are useful for refining conservation targets (Norris, 2008). Community indicators discriminate farmland covers scenarios differently and this mainly depends on the regional agricultural farming system (i.e. agroecosystems). Indeed, whilst the Shannon index and the CTI respond quite similarly to farmland cover scenarios in all agroecosystems (Fig. D.1, D.3), the CSI and CTI responded in opposite to scenarios in arable landscapes (D.2 and D.3).

4.2. Responses of bird communities to farmland cover scenarios

The contrasted responses of ecological indicators to the different agricultural scenarios suggest that farmland cover are an important driver of bird communities. With the trend and biofuel scenarios, public policies favouring crops - mainly at the expense of grasslands and crop diversity in arable land - could be detrimental to biodiversity. Indeed, scenarios such as the trend one lead to more specialized communities (Doxa et al., 2010) with a low average trophic level (Mouysset et al., 2012), highly improving abundances of arable specialized species such as the Skylark *Alauda arvensis* and more granivorous species such as the Common Quail *Coturnix coturnix*, but, in the same time, decreasing population size of all other groups of bird species. Although one would expect more negative impact of continuous intensive agricultural practices on farmland birds, as it had already been shown (e.g. Donald

et al., 2006; Gregory et al., 2005), these results are quite consistent regarding the population trends in recent years in France. Indeed, during the last decade farmland specialists seem to exhibit a slowdown in the decline of populations in France (Jiguet, 2010). Moreover, more than reflecting an intensification of practices – via higher input or mechanization – the trend scenario reflects an unification of farmland cover in arable areas and a drastic reduction of permanent grassland throughout the country, more favourable to open-habitat species as mentioned above.

As the trend scenario, biofuel scenarios promote arable areas extension but with public policies supporting more drastic reduction in crop diversity towards monoculture of biofuel crops (mainly rape seed in our study). Regarding these biofuel scenarios, we illustrate here that policies result in smaller and less diversified bird communities. Communities showed a very limited improvement of specialization level that is strongly driven by an increase in abundances of mixed arable/cropland species with a low trophic index such as the Linnet *Carduelis cannabina* – up to 55% with a global scenario to 75% with a regional scenario (unpublished results) – that is consistent with previous findings relative to this species (Moorcroft et al., 2006; Mouysset et al., 2012). But, overall, biofuel scenarios lead to a decrease in populations of many farmland birds and an increase in populations of generalist species. With such scenarios, communities are more subject to functional homogenization as it is strongly detrimental for cropland specialists and more beneficial for generalists (Devictor et al., 2007; Rooney et al., 2007). The impact of biofuel crop cultivation on biodiversity depends on a combination of various effects (Anderson and Fergusson, 2006; Anderson et al., 2004; Firbank et al., 2008): local scale effects such as the choice of crop, management intensity and vegetation structure, the biodiversity value of the crop relative to the land-use types which it replaces, as well as landscape scale effects, such as the geographical location, the scale and the spatial distribution of the crops. It is important to stress that our results

reflect the impacts of biofuel policies solely on land-use changes, while the implications of such policies could go beyond that.

In contrast, extensification scenarios, through public policies promoting extensive grasslands and crop diversity either globally or regionally, seem to provide more benefits to breeding birds in agricultural landscapes. Communities are more diversified, with larger population sizes and higher average trophic levels. Such positive effects of extensive farming practices have already been highlighted in other studies evaluating the impact of past agricultural changes on bird communities (e.g. Doxa et al., 2010; Doxa et al., 2012). Larger communities composed of more diverse species and occupying all trophic level of the food chain, are of particular interest in their ability to ensure ecological services and sustainability (Sekercioglu et al., 2004). Such communities provide to an ecosystem a buffer against environmental disturbances and, therefore, some stability of its functioning. This kind of communities has a strong interest for agricultural activities, being more resilient to global changes (Keesing et al., 2010) and providing more diversified and sustainable ecosystem services, such as pest control, pollination and decomposition processes (Altieri, 1999; Tilman et al., 2002; Wilby and Thomas, 2002). However, none of the three extensification scenarios enhanced all indicators related to bird communities as a whole. With the global extensification scenario, bird communities are slightly more specialized than with the previous scenario, due to both a better improvement of arable land specialized species and a decrease of generalist species in agricultural landscapes. However, this kind of globally implemented policies are the most detrimental to mixed farmland species, maybe because of the conversion of mixed farming systems. While the regional extensification scenario performs better at enhancing the average trophic level and sizes of most populations, it leads to less specialized communities in improving more generalist species than farmland specialists. Contrasting responses of cropland specialists to both regional and global

extensification scenarios suggest that the presence of semi-natural habitats in arable lands (the global scenario) are important for these specialized species. This is consistent with findings of recent studies (e.g. Siriwardena et al., 2012) highlighting that heterogeneity of landscape types have the most significant influences on arable farmland bird abundance. The livestock extensification scenario, promoting increase of extensive grassland in livestock and mixed farming areas and statu quo in arable areas, unlike the two previous extensification scenarios, seems to benefit overall dimensions of communities with positive effects more or less strong. In fact, such a scenario induces the largest population increases of farmland birds, especially of arable and grassland specialists, with a sharp increase for these latter. Anyway, promoting agricultural extensification, especially extensive grasslands, appears essential for the conservation of bird communities, and for the management agriculture. Moreover, regional implementation of extensification policies may be more adequate to favour bird communities as a whole.

4.3. The relevance of policy regionalization

The regionalization of agricultural trends leads to spatially heterogeneous changes in farmland covers between SAR. Contrasted variations in farmland covers, either spatially or quantitatively, lead to regionally diversified responses of bird populations resulting, both for biofuel and for extensification scenarios, in better biodiversity trends than for global scenarios. Although a regional implementation globally provides more benefits to bird populations, the concerned crops largely determine the pool of species that are favoured. Such a study at fine spatial scale, defining potential farmland cover changes based on current agroecosystem specificities, is particularly appropriated to highlight that, according to the scenario considered, some agricultural systems are more decisive for specific bird populations. As an example, the extensification policies associated to the livestock

extensification scenario in regions of livestock farming based on fodder maize lead to sharp increase of grassland bird populations (Fig. 2), whilst it had no impact on arable species (Fig. D.4). These latter benefit more from intensification in agroecosystems of crop specialisation.

With regards to grassland specialists in particular (Fig. 2), mountain grassland systems appear always favourable to these species whatever the farmland cover scenario, with an apparent improvement leading by extensification policies in these areas associated to regional biofuel and livestock/regional extensification scenarios. These same scenarios are also favourable to grassland species in livestock farming systems based on fodder maize. Finally, the livestock extensification scenario is the only that can promote populations of grassland specialists in mixed farming systems (corresponding to ‘mixed’ and ‘diversification’), which leads to the conclusion that these latter scenarios – promoting grassland extensification in livestock areas and statu quo in arable areas (maintenance of current cropping patterns) – is the best scenario to enhance populations of these species. Moreover, this scenario is one of the two that are able to offset the negative impact of climate change on grassland species, and the impact of farmland habitats decrease as well.

By both looking at predicted changes of bird populations and of community structure in each agroecosystems, it may be possible to find the agricultural policies that maximise the benefits for bird communities as a whole, through farmland cover changes specific to regional farming systems.

5. Conclusion

The presented approach is considered to be innovative as to date no comparable policy impact assessment, integrating both climate and land use changes at these fine spatial scale, has been applied to such a large set of bird species at a national scale. It is important to note that the value of our estimates is mainly heuristic; however, they may help planners and decision

makers to formulate problems and choices on the basis of prospective impact studies (Araujo et al., 2008). There are important conclusions that can be drawn from this scenario-based study. The most important is that impacts of alternative development pathways on biodiversity are likely to be complex. Indeed, no single set of decisions should necessarily maximise benefit for all biodiversity.

Trends in the different indicators are contrasted pending on agricultural scenarios and the spatial scale of policy-implementation. However, our results suggest that public policies promoting extensive agricultural practices, and especially the increase of grassland covers, appear more appropriate to enhance bird communities in agricultural landscapes. Moreover, we argue here that the regionalization is most suitable to implement agricultural policies according to each regional agroecosystem, so that it may benefit to a greater number of species.

References

Agreste, 2011. L'utilisation du territoire en 2010. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, Paris, France.

Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74, 19-31.

AND International, 2008. Evaluation ex-post du Plan de Développement Rural National 2000-2006; soutiens à l'agro-environnement. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

Anderson, G.Q.A., Fergusson, M.J., 2006. Energy from biomass in the UK: Sources, processes and biodiversity implications. *Ibis* 148, 180-183.

Anderson, G.Q.A., Haskins, L.R., Nelson, S.H., 2004. The effects of bioenergy crops on farmland birds in the uk: a review of current knowledge and future predictions, In: Parris, K., Poincet, T. (Eds.), *Biomass and Agriculture: Sustainability, markets and policies*. OECD, Paris, pp. 199–218.

Araujo, M.B., Noguez-Bravo, D., Reginster, I., Rounsevell, M., Whittaker, R.J., 2008. Exposure of European biodiversity to changes in human-induced pressures. *Environmental Science & Policy* 11, 38-45.

Balmford, A., Bennun, L., ten Brink, B., Cooper, D., Cote, I.M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R.E., Gregory, R.D., Harrison, J., Kennedy, E.T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T.E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., Morling, P., Phillips, J., Redford, K., Ricketts, T.H., Rodriguez, J.P., Sanjayan, M., Schei, P.J., van Jaarsveld, A.S., Walther, B.A., 2005. The convention on biological diversity's 2010 target. *Science* 307, 212-213.

Barbet-Massin, M., Thuiller, W., Jiguet, F., 2012. The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18, 881-890.

Barbet-Massin, M., Walther, B.A., Thuiller, W., Rahbek, C., Jiguet, F., 2009. Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines. *Biology Letters* 5, 248-251.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.

Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C.M., Visser, M.E., 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441, 81-83.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd ed. Springer-Verlag, New-York, USA.

Busch, G., 2006. Future European agricultural landscapes - What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture Ecosystems & Environment* 114, 121-140.

Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137, 348-357.

Butler, S.J., Vickery, J.A., Norris, K., 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315, 381-384.

BWPI, 2006. Birds of the Western Palearctic interactive. BirdGuides Ltd, UK.

Davey, C.M., Chamberlain, D.E., Newson, S.E., Noble, D.G., Johnston, A., 2012. Rise of the generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities. *Global Ecology and Biogeography* 21, 568-578.

Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., Couvet, D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17, 252-261.

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., Jiguet, F., 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 21, 741-751.

Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliola, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindstrom, A., Reif, J., Roy, D.B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., Wynhoff, I., Jiguet, F., 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2, 121-124.

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268, 25-29.

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.

Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Terres, J.-M., Jiguet, F., 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *Journal of Applied Ecology* 47, 1348-1356.

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.

Elston, D.A., Moss, R., Boulinier, T., Arrowsmith, C., Lambin, X., 2001. Analysis of aggregation, a worked example: numbers of ticks on red grouse chicks. *Parasitology* 122, 563-569.

EU, 2005. Agri-environment Measures—Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. European Commission-Directorate General for Agriculture and Rural Development.

European Commission, 2011. Economic analysis and evaluation. The CAP towards 2020. <http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/perspec/cap-2020/>.

FAO, 2009. The agricultural statistics of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations. <http://faostat.fao.org>.

- Firbank, L.G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., Fuller, R.J., 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 777-787.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Godet, L., Jaffre, M., Devictor, V., 2011. Waders in winter: long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biology Letters* 7, 714-717.
- Gregory, R.D., van Strien, A., 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9, 3-22.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., 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.
- Gregory, R.D., Willis, S.G., Jiguet, F., Vorisek, P., Klvanova, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y.C., Couvet, D., Green, R.E., 2009. An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PLoS ONE* 4, e4678, 4671-4676.
- Guindé, L., Jacquet, F., Millet, G., 2008. Impacts du développement des biocarburants sur la production française de grandes cultures. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement* 89, 55-81.
- Guyomard, H., Le Mouél, C., Jez, C., Forslund, A., Fournel, E., 2008. Prospective "Agriculture 2013". Résultats et enseignements principaux par scénario. INRA, Paris, France.

Hulme, P.E., 2005. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology* 42, 784-794.

Huntley, B., Barnard, P., Altwegg, R., Chambers, L., Coetzee, B.W.T., Gibson, L., Hockey, P.A.R., Hole, D.G., Midgley, G.F., Underhill, L.G., Willis, S.G., 2010. Beyond bioclimatic envelopes: dynamic species' range and abundance modelling in the context of climatic change. *Ecography* 33, 621-626.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Hill, J.K., Willis, S.G., Bartlein, P.J., Cramer, W., Hagemeyer, W.J.M., Thomas, C.J., 2004. The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters* 7, 417-426.

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*, Core Writing Team, Pachauri RK and Reisinger A ed. IPCC, Geneva, Switzerland.

Jetz, W., Wilcove, D.S., Dobson, A.P., 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *Plos Biology* 5, 1211-1219.

Jiguet, F., 2010. Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009. www2.mnhn.fr/vigie-nature.

Jiguet, F., Brotons, L., Devictor, V., 2011a. Community responses to extreme climatic conditions. *Current Zoology* 57, 406-413.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2011b. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

- Jiguet, F., Devictor, V., Ottvall, R., Van Turnhout, C., Van der Jeugd, H., Lindstrom, A., 2010. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 277, 3601-3608.
- Jiguet, F., Gadot, A.S., Julliard, R., Newson, S.E., Couvet, D., 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13, 1672-1684.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D., 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9, 1237-1244.
- Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D., 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10, 148-154.
- Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468, 647-652.
- Keylock, C.J., 2005. Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos* 109, 203–207.
- Kleijn, D., 2006. Ecological effects of agri-environment schemes on birds in different European countries. *Journal of Ornithology* 147, 20-21.
- Kleijn, D., Rundlof, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tsharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474-481.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature* 400, 611-612.

Le Viol, I., Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindström, A., Pearce-Higgins, J., Reif, J., Van Turnhout, C., Devictor, V., in press. More and more generalists : two decades of changes in the European avifauna. *Biology Letters*.

Lemoine, N., Bauer, H.G., Peintinger, M., Bohning-Gaese, K., 2007. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* 21, 495-503.

MNP, 2006. Integrated modelling of global environmental change. An Overview of IMAGE 2.4. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands.

Moorcroft, D., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., 2006. Diet of nestling Linnets *Carduelis cannabina* on lowland farmland before and after agricultural intensification. *Bird Study* 53, 156-162.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., 2012. Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity. *Ecological Indicators* 14, 209-221.

Nielsen, S.E., Johnson, C.J., Heard, D.C., Boyce, M.S., 2005. Can models of presence-absence be used to scale abundance? - Two case studies considering extremes in life history. *Ecography* 28, 197-208.

Norris, K., 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters* 1, 2-11.

Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37-42.

- 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.
- 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.
- Rooney, T.P., Olden, J.D., Leach, M.K., Rogers, D.A., 2007. Biotic homogenization and conservation prioritization. *Biological Conservation* 134, 447-450.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., Pounds, J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57-60.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T.L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, C., Rawlins, S., Imeson, A., 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453, 353-U320.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Scholefield, P., Firbank, L., Butler, S., Norris, K., Jones, L.M., Petit, S., 2011. Modelling the European Farmland Bird Indicator in response to forecast land-use change in Europe. *Ecological Indicators* 11, 46-51.
- Sekercioglu, C.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 18042-18047.

Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27, 379-423

Sherry, R.A., Zhou, X., Gu, S., Arnone, J.A., III, Schimel, D.S., Verburg, P.S., Wallace, L.L., Luo, Y., 2007. Divergence of reproductive phenology under climate warming. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 198-202.

Sillett, T.S., Holmes, R.T., Sherry, T.W., 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. Science 288, 2040-2042.

Siriwardena, G.M., Cooke, I.R., Sutherland, W.J., 2012. Landscape, cropping and field boundary influences on bird abundance. Ecography 35, 162-173.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environmental Management 63, 337-365.

Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., *submitted*. The response of farmland bird communities to agricultural intensity is mediated by intensity aggregation

Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102, 8245-8250.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 671-677.

Vallecillo, S., Brotons, L., Thuiller, W., 2009. Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. Ecological Applications 19, 538-549.

VanDerWal, J., Shoo, L.P., Johnson, C.N., Williams, S.E., 2009. Abundance and the Environmental Niche: Environmental Suitability Estimated from Niche Models Predicts the Upper Limit of Local Abundance. *The American Naturalist* 174, 282-291.

Walther, G.R., Berger, S., Sykes, M.T., 2005. An ecological 'footprint' of climate change. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272, 1427-1432.

Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D., Thomas, C.D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414, 65-69.

Whittingham, M.J., 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44, 1-5.

Wilby, A., Thomas, M.B., 2002. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecology Letters* 5, 353-360.

Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., 2010. Bird conservation and agriculture: a pivotal moment? *Ibis* 152, 176-179.

Table 1. List of the species composing the bird community studied.

Status	Scientific name	STI	SSI	SSIg	Main Habitat
F	<i>Perdix perdix</i>	1.10	2.11	1.25	Arable
F	<i>Motacilla flava</i>	2.00	2.09	1.33	Arable
F	<i>Lullula arborea</i>	1.50	0.90	1.56	Arable
F	<i>Vanellus vanellus</i>	1.90	2.23	1.56	Arable
F	<i>Coturnix coturnix</i>	1.22	1.52	1.59	Arable
F	<i>Alauda arvensis</i>	1.25	1.16	1.60	Arable
F	<i>Alectoris rufa</i>	1.10	1.10	1.84	Mixed
F	<i>Carduelis cannabina</i>	1.05	0.70	1.85	Mixed
F	<i>Corvus frugilegus</i>	1.63	0.84	1.94	Mixed
F	<i>Anthus pratensis</i>	1.75	1.37	2.00	Mixed
F	<i>Sylvia communis</i>	1.60	0.65	2.04	Mixed
F	<i>Emberiza citrinella</i>	1.30	0.71	2.12	Mixed
F	<i>Emberiza cirius</i>	1.30	0.59	2.26	Grassland
F	<i>Saxicola torquatus</i>	2.00	0.78	2.29	Grassland
F	<i>Emberiza calandra</i>	1.28	1.46	2.37	Grassland
F	<i>Buteo buteo</i>	2.90	0.49	2.42	Grassland
F	<i>Saxicola rubetra</i>	2.00	1.46	2.44	Grassland
F	<i>Upupa epops</i>	2.00	0.61	2.53	Grassland
F	<i>Falco tinnunculus</i>	2.85	0.68	2.58	Grassland
F	<i>Lanius collurio</i>	2.15	1.14	2.61	Grassland
G	<i>Columba palumbus</i>	1.01	0.30		
G	<i>Corvus corone</i>	1.51	0.28		
G	<i>Cuculus canorus</i>	2.00	0.43		
G	<i>Cyanistes caeruleus</i>	1.80	0.35		
G	<i>Fringilla coelebs</i>	1.10	0.27		
G	<i>Garrulus glandarius</i>	1.72	0.44		
G	<i>Hippolais polyglotta</i>	1.95	0.70		
G	<i>Luscinia megarhynchos</i>	2.00	0.47		
G	<i>Oriolus oriolus</i>	1.95	0.47		
G	<i>Parus major</i>	1.85	0.29		
G	<i>Picus viridis</i>	2.00	0.38		
G	<i>Prunella modularis</i>	1.50	0.50		
G	<i>Sylvia atricapilla</i>	1.60	0.32		
G	<i>Turdus merula</i>	1.60	0.23		

F = Farmland birds, G = Generalist birds; STI = Species Trophic Index; SSI = Species Specialization Index; SSIg = habitat specialization index of farmland species; Main habitat = main habitat of farmland species, determined based on SSIg (see section 2.5 for more details).

Table 2. Changes in national proportion of agricultural crops in French farmland habitats according to each of the six farmland cover scenarios.

AGRICULTURAL CROPS	TREND	GLOBAL BIOFUEL	REGIONAL BIOFUEL	LIVESTOCK EXTENSIF.	GLOBAL EXTENSIF.	REGIONAL EXTENSIF.
Permanent grassland	-23.0%	+0.2%	+4.2%	+21.6%	17.6%	+2.3%
Temporary grassland	+2.1%	-2.2%	-26.4%	-2.7%	+17.3%	-26.1%
Cereals	+24.2%	+10.8%	+10.1%	-5.1%	-1.5%	-11.7%
Grain maize	+76.2%	-38.8%	+44.9%	-6.0%	-14.4%	+72.0%
Rape	+4.6%	+108.3%	+103.5%	-7.2%	-35.4%	+51.7%
Sunflower	+10.7%	-30.6%	-26.5%	-3.1%	+29.0%	+186.1%
Forage maize	-8.3%	-2.6%	-36.8%	-42.3%	-23.4%	-19.4%
Forage crops	-7.6%	-38.5%	-29.7%	-27.4%	-23.6%	-19.7%
Proteaginous	-28.6%	-26.1%	-20.1%	-7.8%	+26.8%	+60.5%

Table 3. Responses of the different ecological indicators to the different SRES scenarios of climate change alone and changes in farmland area alone (without change in farmland cover as well).

SCENARIOS		INDICATORS							
SRES		FBI	cropFBI	grassFBI	mixedFBI	GBI	Shannon	CSI	CTI
A1	<i>Climate</i>	0.408	0.274	0.603	0.362	0.797	0.975	0.941	1.004
	<i>Farmland area</i>	0.905	0.861	0.949	0.891	0.946	0.995	0.993	0.999
A2	<i>Climate</i>	0.475	0.368	0.729	0.347	0.841	0.980	0.955	1.006
	<i>Farmland area</i>	0.972	0.958	0.987	0.967	0.986	0.999	0.998	1.000
B1	<i>Climate</i>	0.534	0.431	0.763	0.410	0.884	0.982	0.961	1.005
	<i>Farmland area</i>	0.975	0.970	0.981	0.971	0.985	0.999	0.998	1.000

Table 4. Responses of the different ecological indicators to the different combinations of SRES scenarios and farmland cover scenarios.

<i>SCENARIOS</i>		<i>INDICATORS</i>							
SRES	Farmland Cover	FBI	cropFBI	grassFBI	mixedFBI	GBI	Shannon	CSI	CTI
A1	Trend	0.484	0.479	0.597	0.369	0.743	0.949	1.049	0.989
	G. Biofuel	0.406	0.255	0.595	0.388	0.804	0.958	0.963	0.996
	R. Biofuel	0.407	0.235	0.572	0.449	0.776	0.960	0.971	1.001
	L. Extensification	0.447	0.284	0.794	0.327	0.756	0.982	0.956	1.013
	G. Extensification	0.413	0.343	0.672	0.260	0.753	0.976	0.963	1.009
	R. Extensification	0.417	0.167	0.783	0.450	0.835	0.981	0.912	1.018
A2	Trend	0.608	0.718	0.759	0.384	0.814	0.954	1.078	0.992
	G. Biofuel	0.497	0.355	0.750	0.403	0.885	0.964	0.983	0.999
	R. Biofuel	0.499	0.328	0.723	0.464	0.849	0.966	0.992	1.005
	L. Extensification	0.556	0.419	0.996	0.340	0.834	0.990	0.975	1.017
	G. Extensification	0.511	0.494	0.852	0.267	0.830	0.985	0.981	1.013
	R. Extensification	0.515	0.246	0.961	0.469	0.918	0.990	0.925	1.022
B1	Trend	0.683	0.843	0.776	0.466	0.862	0.956	1.082	0.990
	G. Biofuel	0.571	0.425	0.774	0.511	0.930	0.967	0.987	0.998
	R. Biofuel	0.565	0.387	0.739	0.577	0.895	0.969	0.996	1.003
	L. Extensification	0.614	0.493	1.000	0.399	0.869	0.992	0.980	1.015
	G. Extensification	0.587	0.614	0.876	0.329	0.869	0.986	0.988	1.011
	R. Extensification	0.588	0.289	1.013	0.579	0.961	0.992	0.931	1.020

Scenarios abbreviations: G. = Global, R. = Regional and L = Livestock.

Table 5. Variance analysis of the indicator responses in French small agricultural regions.

Variable	FBI			FBlcrop			FBIgrass			FBImixed			GBI			CSI			Shannon			CTI		
	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P	Partial r^2	F	P
SRES	0.002	14.57	***	0.024	118.4	***	0.031	250.2	***	0.002	12.8	***	0.001	8.33	***	0.004	18.69	***	0.006	28.92	***	0.002	11.13	***
LC	0.003	6.69	***	0.011	18.27	***	0.008	21.84	***	0.008	17.15	***	0.004	8.54	***	0.011	18.42	***	0.004	5.61	***	0.012	21.69	***
Agrosyst	0.019	26.67	***	0.006	6.13	***	0.015	26.07	***	0.014	19.44	***	0.016	21.28	***	0.001	1.19		0.007	7.68	***	0.008	9.86	***
LC:Agrosyst	0.091	21.11	***	0.182	33.57	***	0.057	16.89	***	0.082	18.63	***	0.041	9.21	***	0.194	34.8	***	0.159	27.94	***	0.199	40.86	***
SRES:Agrosyst	0.004	2.44	**	-			-			0.007	4.95	***	0.004	2.84	***	-			-			-		

The presented models correspond to the best-selected model for each indicator by information theoretic approach based on Akaike Information Criteria. Predicting variables were tested adjusted to each other (Type III error). Respectively 47.6%, 35.3%, 58.8%, 46.8%, 49.5%, 34.8%, 35.1% and 44.2% of variance was explained by predictors in each model. Correspondence of asterisks with P -values: ‘*’, <0.05; ‘**’, <0.01; ‘***’ <0.001.

FIGURE CAPTIONS

Fig.1. Ranked values of (a - d) abundance indices (respectively farmland specialists, generalist species, arable and grassland species), (e) Shannon index and (f) community specialization index in response to various combinations of SRES scenarios (climate and farmland habitats changes) and farmland cover scenarios. Climate effect was standardized and was used as baseline value (i.e. 1) to compare responses to farmland cover scenarios. The more red it is the more indicator decreases, and conversely the more green it is the more indicator increases.

Fig. 2. Effects display of the interaction between farmland cover scenarios and the initial regional agroecosystem on the regional population indicator of grassland specialist species (grassFBI). Estimated effects of the interaction on the regional grassFBI are plot with the respective 95% confidence interval. Estimated effect corresponds to the outputs of best-selected model fitting for each indicator regional predicted indices values according to the three predictors SRES, LCscen and agroecosystem, and significant interactions. The farmland cover scenario designed as 'Statu quo' corresponds the reference scenario with only climate change, i.e. without any agricultural change. An estimated effect higher than 1 means that the indicator increases. Colour legend: dark green = livestock farming based on fodder maize; medium green = semi-extensive lowland livestock; light green = semi-extensive mountain livestock; yellow = crops with rapeseed dominant; brown = crops with diversified rotations; red = crops specialization; purple = diversified farming systems; blue = mixed farming systems.

Fig. 3. Comparison of ecological indicators in 2050 in response to SRES scenario A1 combined to the trend scenario (black), global and regional biofuel scenarios (resp. brown and yellow), livestock extensification scenario (violet) and global and regional extensification scenarios (resp. dark green and light green). Response to climate change alone was taken as baseline reference. The indicator value enhances when it gets further from the centre (the innermost graduation is set to 0.7 and the outermost 1.3).

Fig. 1.

a) **FBI**

Trend	1.075	1.133	1.149
L.Ext.	1.039	1.081	1.08
R.Ext.	1.009	1.039	1.054
G.Ext.	1.005	1.036	1.053
G.Biof.	0.997	1.022	1.037
R.Biof.	0.999	1.024	1.031
	A1	A2	B1

b) **GBI**

R.Ext.	1.037	1.077	1.077
G.Biof.	1.007	1.044	1.047
R.Biof.	0.979	1.008	1.011
L.Ext.	0.959	0.993	0.985
G.Ext.	0.956	0.989	0.985
Trend	0.946	0.973	0.978
	A1	A2	B1

c) **crop FBI**

Trend	1.204	1.349	1.411
G.Ext.	1.068	1.126	1.183
L.Ext.	1.01	1.051	1.062
G.Biof.	0.981	0.987	0.994
R.Biof.	0.96	0.959	0.956
R.Ext.	0.892	0.877	0.858
	A1	A2	B1

d) **grass FBI**

L.Ext.	1.191	1.236	1.268
R.Ext.	1.18	1.25	1.232
G.Ext.	1.069	1.112	1.124
Trend	0.995	1.012	1.03
G.Biof.	0.992	1.01	1.021
R.Biof.	0.969	0.975	0.994
	A1	B1	A2

e) **Shannon**

L.Ext.	1.007	1.01	1.01
R.Ext.	1.006	1.01	1.01
G.Ext.	1.001	1.004	1.005
R.Biof.	0.984	0.986	0.986
G.Biof.	0.982	0.984	0.984
Trend	0.974	0.974	0.974
	A1	B1	A2

f) **CSI**

Trend	1.109	1.122	1.124
R.Biof.	1.03	1.035	1.037
G.Biof.	1.022	1.026	1.029
G.Ext.	1.022	1.027	1.027
L.Ext.	1.015	1.02	1.02
R.Ext.	0.972	0.97	0.97
	A1	B1	A2

Fig. 2.

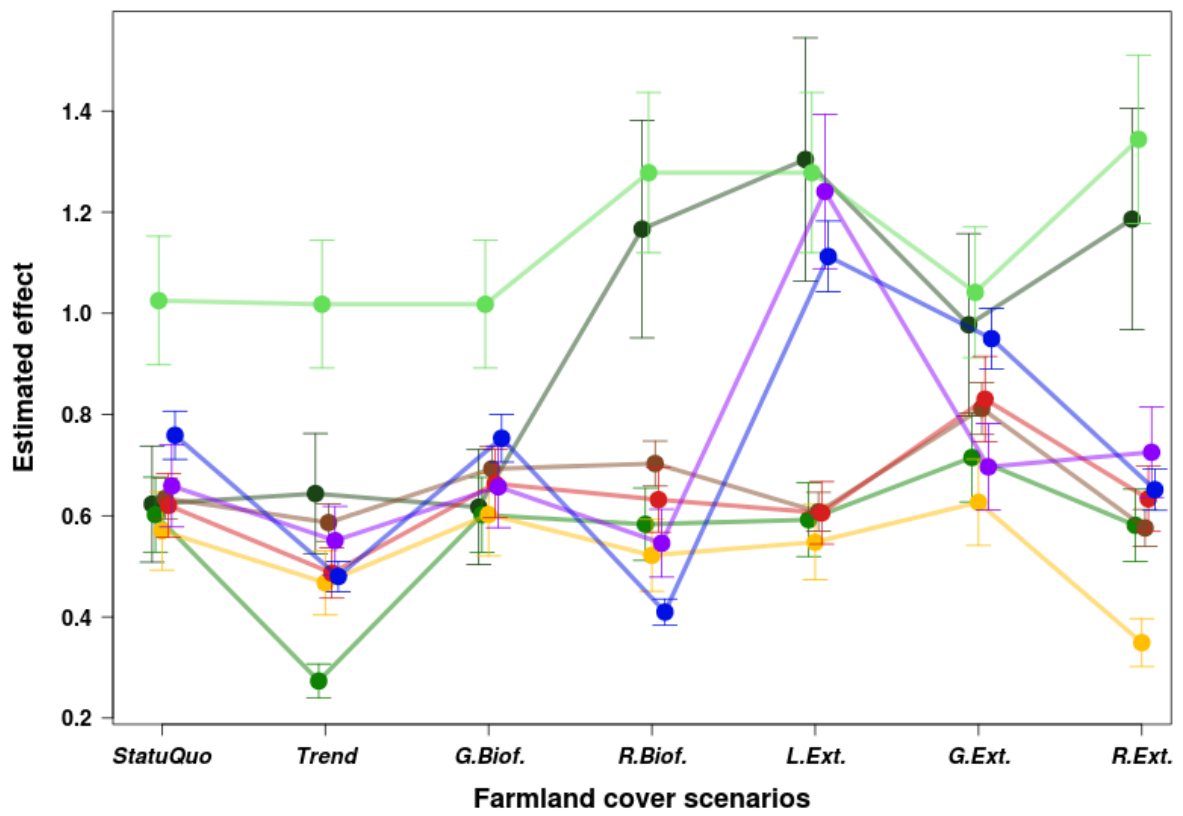
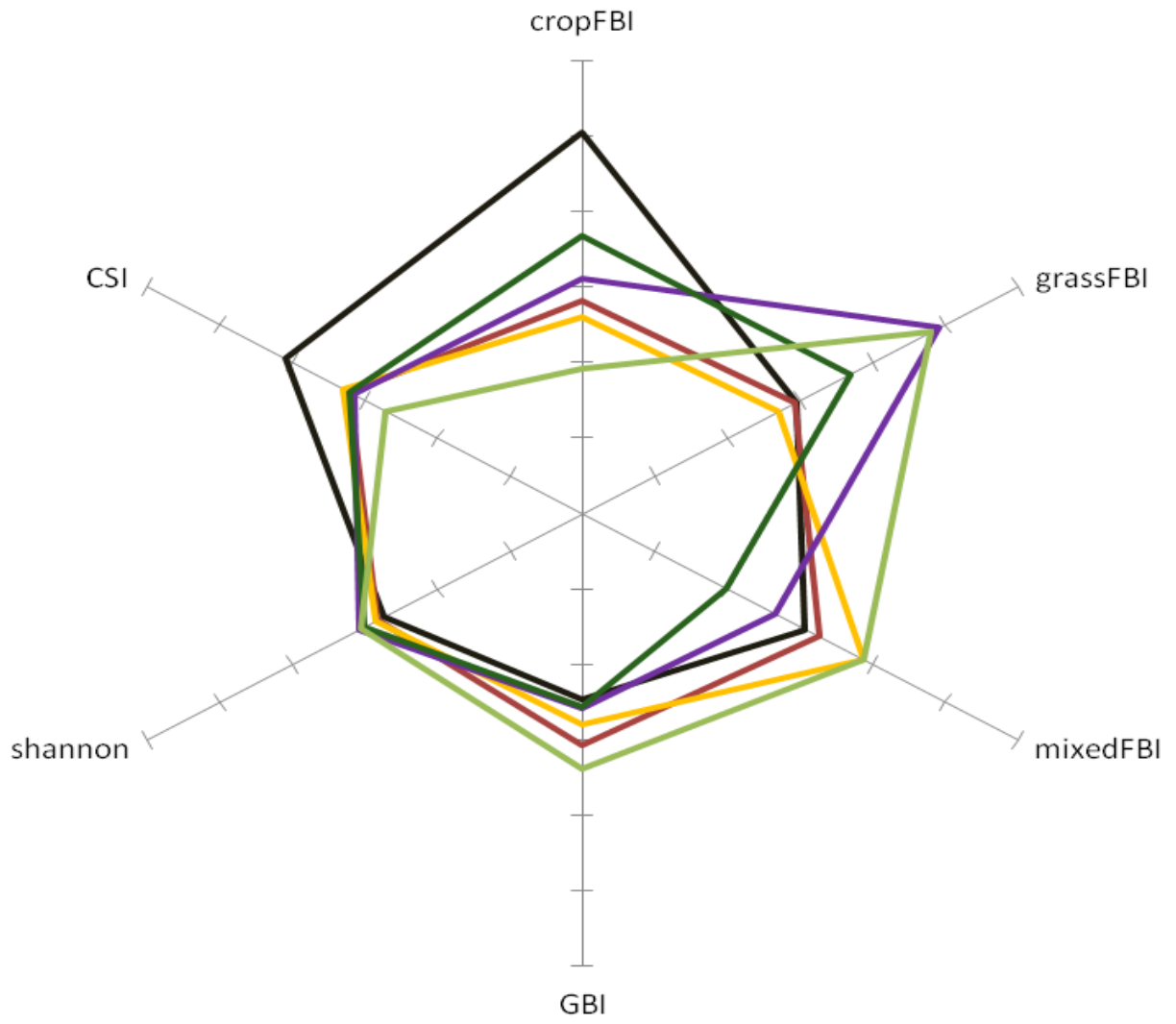


Fig. 3.



Appendix A. Supplementary information on the development of farmland cover scenarios

We developed agricultural scenarios that account for the diversity and dynamics of French agriculture. These dynamics include both production systems (specialization or diversification) and crop management (increase or decrease in intensity of practices), and lead to various environmental pressures which are more or less specific depending on regional contexts. Each scenario represented a potential outcome of French agriculture according to realistic assumptions on political decision conditions and changes in breeding/cropping patterns. Farmland cover scenarios are based on land use changes in the agricultural area in each SAR, i.e. changes of cropping patterns between 2000 (the base year for agricultural data) and 2050 (time horizon considered for each scenario). We initially defined changes in agricultural dynamics (i.e. main agro-ecosystems, Fig. A.1) in each scenario, respecting the likely temporal dynamics of the different agro-ecosystems as well as the geographic context of each SAR (e.g. differences between mountain or lowland agro-ecosystems; see Table A.1). As an example, in a scenario of agricultural intensification (e.g. trend scenario), a SAR currently in a dynamic of extensive livestock farming could not change into crop area, but might change into a more intensive livestock area. In a second step, we estimated variations in the proportions of crops linked to the changes of the main agro-ecosystem within each SAR. Data used to develop farmland cover scenarios came from the national 2000 General Agricultural Census that recorded crop areas at the municipality scale. Data were aggregated and transformed as percentage of agricultural area at the scale of SAR. We considered the following nine crops: permanent grassland, temporary grassland, cereals, grain maize, rapeseed, sunflower, corn fodder, proteaginous and forage crops (sorghum, alfalfa, white clover, etc). Crop proportion changes were calculated using optimization method taking

various constraints into account (see Table A.2 for the basic constraints linked to agro-ecosystems). We tried to minimize the rate of change in land cover in each SAR, according to the range of possibilities in each agro-ecosystem. Optimization calculations were performed with the GNU Linear Programming Kit and GLPSOL, the GLPK command-line solver (<http://www.gnu.org/software/glpk/>; <http://en.wikibooks.org/wiki/GLPK>).

We developed four future scenarios named trend, biofuel, livestock extensification and extensification. Two of them (biofuel and extensification) were elaborated at two level of policy implementation: national and regional. A national level means that the same policies are applied in all agricultural regions whatever the type of their agro-ecosystem. A regional level of implementation allows policies to differ between SAR, ending often in a specialization of agricultural territories. We thus developed six scenarios to further predict the potential impact of future changes in agriculture on farmland birds:

- A trend scenario, in which the percentage of grasslands continues to decrease in cover nationally, especially permanent grasslands, due to agricultural abandonment, overall intensification, and plowing up of pastures within farms. The large dominance of cereals persists and the phenomenon of “grain-fed livestock” noted in the last 20 years, continue to increase at the expense of grass and other forage crops.

- A national biofuel scenario, which promotes the development of crops used for the production of biofuel based on a national policy implementation. In this scenario, we applied a national pattern of intensification as typically associated with the development of bioenergy. This corresponds to an increase of cereal–oleaginous–proteaginous crops (COP) in most SAR, often at the expense of grasslands and forage crops.

- A regional biofuel scenario, with similar objectives and changes than the precedent but based on a regional policy implementation. In this scenario the increase in COP areas within arable areas (including mixed-farming areas) is balanced by an extensification in livestock

areas mainly driven by the implementation of an extensive management of grasslands - and an increase as well of these latter.

- A livestock extensification scenario, which promotes the extensification in livestock and mixed-farming areas, mainly by increasing grasslands and reducing forage maize, and statu quo in arable areas (i.e. mimicking current cropping patterns).

- A national extensification scenario, which promotes the overall extensification in all French agricultural regions following a same national political framework. It first imposes a fixed minimum proportion of grasslands throughout the country. This increase in grasslands is balanced according to agricultural characteristics of each agro-ecosystem. Indeed, in livestock areas and mixed-farming areas it mimics a change in the implementation of AES related to the development of sustainable practices such as an increase in pastures and extensive management of grasslands, accompanied by a decrease of forage crops (including maize). In arable areas, it corresponds to an overall decrease of COP to ensure a minimum of 5% of permanent grasslands, and also to a better balance of rotations with an introduction of new crops such as proteaginous.

- A regional extensification scenario: also overall extensification but with a regional level of policy implementation. In arable and mixed-farming areas, it corresponds to an extensification of agricultural practices, resulting in an increase of area proportions dedicated to arable crops at the expense of grasslands. This is accompanied by a better balance of crop rotations and diversification of cropping (the most important culture should not exceed 45% of the agricultural area). The reduction of grasslands in arable and mixed-farming areas is partly offset by an extensification in grassland areas (i.e. livestock areas), corresponding to an increase of permanent grasslands surfaces at the expense of all other crops, mimicking the setting up of AES on extensive management of grasslands, and of these areas in general.

Figure A.1. Typology of the main current agro-ecosystems at the scale of small agricultural regions (SAR) in France.

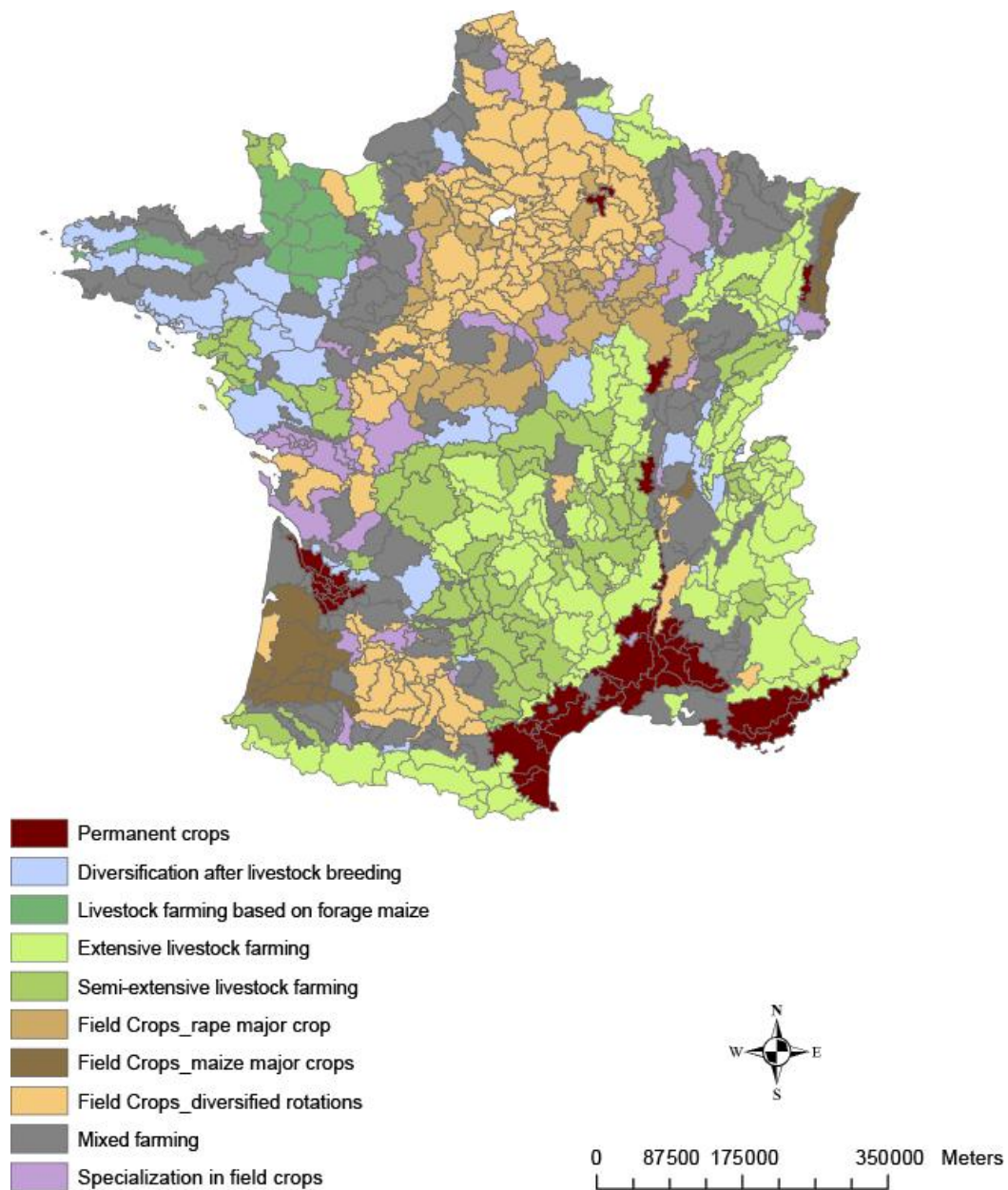


Table A.1. Changes in main agro-ecosystem in each farmland cover scenario. (Blanks mean that there is no change of agro-ecosystem, but do not mean any change in crop/grassland proportions).

Current	Trend	Global Biofuel	Regional Biofuel	Livestock Extensification	Global Extensification	Regional Extensification
Pasture MLF						
Semi-extensive MLF			<i>Pasture MLF</i>	<i>Pasture MLF</i>		<i>Pasture MLF</i>
Pasture LLF	<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>				
Semi-extensive LLF	<i>LF maize-based</i>		<i>Pasture LLF</i>	<i>Pasture LLF</i>		<i>Pasture LLF</i>
LF maize-based	<i>Diversification</i>		<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>		<i>Semi-extensive LLF</i>
Diversification	<i>Mixed farming</i>		<i>Mixed farming</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>	<i>Semi-extensive LLF</i>	
Mixed farming	<i>FC specialization</i>		<i>FC specialization</i>		<i>Diversification</i>	
FC rape					<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>
FC rotations		<i>FC rape</i>	<i>FC rape</i>		<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>
FC specialization		<i>FC rape</i>	<i>FC rape</i>		<i>FC rotations</i>	<i>FC rotations</i>

Abbreviations: LF, Livestock Farming; MLF, Mountain Livestock Farming; LLF, Lowland Livestock Farming; AC, Arable Crops; Diversification, Diversification after livestock farming. “rape”, “rotations” (i.e. diversified rotations) and “specialization” specify main trends on Field Crops

Table A.2. Basic constraints linked to main agro-ecosystem.

AGRO-ECOSYSTEMS	CONSTRAINTS	
FC rape	FCA \geq 2/3 UAA	rape \geq 15% FCA
FC rotations		rape \leq 15% FCA grain maize \leq 50% FCA
FC specialization		others
Pasture LF	MFA \geq 2/3 UAA	PGA \geq 75% MFA
Semi-extensive LF		others
LF maize-based		forage maize \geq 20% MFA
Diversification	MFA \geq 1/3 UAA FCA \geq 1/3 UAA	
Mixed	others	

Abbreviations: FC, Field Crops; FCA, Field Crops Area; LF, Livestock farming; Diversification, Diversification after livestock farming; Mixed, Mixed farming; MFA, Main Forage Area; PGA, Permanent Grassland Area; UAA, Utilized Agricultural Area.

Appendix B. Supplementary information on estimating species current and future climate suitability

The presence-absence data was obtained by geo-referencing and digitizing maps from the handbooks of the birds of the Western Palearctic (BWPI, 2006). We used the following eight climatic variables in the niche models: (1) annual mean temperature; (2) mean temperature of the warmest month; (3) mean temperature of the coldest month; (4) temperature seasonality; (5) annual precipitation; (6) precipitation of the wettest month; (7) precipitation of the driest month; and (8) precipitation seasonality. The seasonality is the coefficient of variation of the monthly means. These variables were derived from the monthly mean temperatures and precipitations over the intervals 1961-1990 (for the current climatic conditions; <http://worldclim.org>) and interpolated (bilinear interpolation) to a 0.5° 0.5° latitude longitude grid over the Western Palearctic. Future climate projections for 2050 were derived from five general circulation models (BCM2, ECHAM5, HADCM3, MIROC3.2-HI, and MK3) and three different emission scenarios (SRES: A1B, B1, and A2). Because the future predictions were only available at a rough scale, they were downscaled to the 0.5° resolution, according to the method described in <http://www.worldclim.org/downscaling>. Temperature and precipitation are expected to impose direct or indirect constraints on bird distributions (Araujo et al., 2009; Pigot et al., 2010; Root, 1988). To model species distributions, we used seven different modeling techniques implemented within the BIOMOD package (Thuiller et al., 2009) in R (R Development Core Team, 2010): three regression methods (GLM, GAM, and MARS), a recursive partitioning method (CTA), and three machine-learning methods (ANN, GBM, and RF). In order to evaluate the predictive performance of the SDMs for each species, we used a random subset of 70% of the data to calibrate the model, and then used the

remaining 30% for evaluation, using a threshold-independent method, the area under the relative operating characteristic curve (AUC) (Fielding and Bell, 1997). The data splitting approach was replicated five times and was the basis for calculating the mean AUC of the cross-validation. The final calibration of each model used for making projections used 100% of the available data. An ensemble forecast technique was then used to account for variability among distribution modeling techniques and climate models, in order to obtain the central tendency (Araujo and New, 2007; Thuiller et al., 2005). For each species, we obtained 35 (7 SDMs + 5 GCM) modeled current distributions and 91 (7 SDMs + 13 (GCM + SRES)) modeled future distributions. Current and future consensus distributions were obtained by calculating the weighted mean distributions across SDMs: the seven models were ranked according to their predictive performance, and a decay of 1.6 gave the relative importance of the weight, producing respective weights of 0.38, 0.24, 0.15, 0.09, 0.06, 0.04, and 0.02 (Coetzee et al., 2009; Marmion et al., 2009).

Araujo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 42-47.

Araujo, M.B., Thuiller, W., Yoccoz, N.G., 2009. Reopening the climate envelope reveals macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, E45-E46.

Coetzee, B.W.T., Robertson, M.P., Erasmus, B.F.N., van Rensburg, B.J., Thuiller, W., 2009. Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 18, 701-710.

- Fielding, A.H., Bell, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24, 38-49.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Thuiller, W., 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15, 59-69.
- Pigot, A.L., Owens, I.P.F., Orme, C.D.L., 2010. The environmental limits to geographic range expansion in birds. *Ecology Letters* 13, 705-715.
- R Development Core Team, 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Root, T., 1988. Environmental-factors associated with avian distributional boundaries. *Journal of Biogeography* 15, 489-505.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Araujo, M.B., 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32, 369-373.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 8245-8250.

Appendix C. Supplementary information on biodiversity indicators

This appendix describes the calculation of biodiversity indicators considered in this study.

1. Abundance indices

To analyze predicted trends in population abundances, we first focused on the national farmland bird index (FBI) to study the structural changes in biodiversity (Balmford et al., 2005). This indicator reports the variation in the abundances of the 20 specialists of farmland habitats. We further explored the predicted trends of the farmland specialists according their main habitat: grassland, arable and mixed grassland/arable lands. Main habitat of farmland specialists was determined with the calculation of a species specialization index for grasslands (SSIg) as in Teillard et al. (submitted). The SSIg was computed as a weighted mean of species abundance among four sub-habitats of the farmland habitat: unimproved grasslands, improved grasslands, mixed grassland/arable lands and arable lands, weighting coefficient of these sub-habitat being 4, 3, 2 and 1, respectively. Species with highest SSIg values ($SSIg > 2.2$) were considered as grassland birds while species with lowest SSIg values ($SSIg < 1.8$) were considered as arable birds, remaining species being considered as mixed habitat farmland species. These indices of farmland specialist species were named “cropFBI”, “grassFBI” and “mixedFBI”. Here we also computed a similar indicator for the 14 habitat generalists, namely a generalist bird index (GBI), similarly reporting the variations of abundances of these species (Julliard et al., 2004). These multiple-species indicators are computed as the geometric mean of the yearly indices of the species considered in the group (farmland, cropland, grassland, mixed or generalist species). If the number of species in the group considered is S and $N_{s,Nat}$ is

the national population abundance of all SAR r for each species s , then the geometric mean can be expressed as:

$$\bar{I}_{\text{Nat}}(t) = \prod_s \left(\frac{N_{s,\text{Nat}}(t)}{N_{s,\text{Nat}}(t_{ref})} \right)^{1/s} \quad \text{Eq. (C. 1)}$$

This index was similarly computed in each region, by calculating the geometric mean of regional species indices.

2. Shannon index

The Shannon-Wiener diversity index informs about the repartition of individual birds within the different species in the community. We computed this index for the whole community of the 34 species (both farmland and generalist birds). It varies between 0 and $\log(S)$ - with S the number of species - and the more equally common the species in the community, the higher the value of this index. The national Shannon index is the weighted arithmetic mean of the regional Shannon indices:

$$H'_r(t) = - \sum_s \frac{N_{s,r}(t)}{N_{\text{tot},r}(t)} \cdot \log \left(\frac{N_{s,r}(t)}{N_{\text{tot},r}(t)} \right) \quad \text{Eq. (C. 2)}$$

$$H'_{\text{Nat}}(t) = \frac{1}{\sum_r w_r} \cdot \sum_r w_r H'_r(t) \quad \text{Eq. (C. 3)}$$

with $N_{s,r}$ the abundance of the species s in the SAR r , $N_{\text{tot},r}$ the abundance of all species in the SAR r , and w_r the ratio of the area on the number of count points of the SAR r .

3. Community specialization index

We also used an indicator of pressure: the Community Specialization Index, as defined by Julliard et al (2006). This index measures the mean degree of habitat specialization among the

individuals forming a local community, discriminating ordinary communities of generalist species, which are more resilient to perturbations, from the specialized communities with more specialized species, which are especially sensitive to global change. As for the Shannon index, we first estimated the CSI in each SAR r (Eq. (C4)), and then we averaged these regional indices by weighting by the ratio of the area on the number of count points of the corresponding SAR:

$$CSI_r(t) = \sum_s \frac{N_{s,r}(t)}{N_{tot,r}(t)} \cdot SSI_s \quad \text{Eq. (C4)}$$

$$CSI_{Nat}(t) = \frac{1}{\sum_r w_r} \cdot \sum_r w_r CSI_r(t) \quad \text{Eq. (C5)}$$

4. Community trophic index

We finally considered the community trophic index (CTI), a functional dimension of bird communities (Pauly et al., 1998). This indicator discriminates the communities with more granivorous species (e.g. low trophic level) against the communities with more insectivorous and carnivorous species (e.g. high trophic level). We first computed the position of each species within the trophic chain on the basis of information on specific diets available in BWPI (2006), defining the proportion of each species diet made of vegetables, invertebrates and vertebrates. Then, we estimated an average species trophic index (SSI) by computing a weighted mean of the 3 diet proportions (weighting coefficients being 1 for vegetables, 2 for invertebrates, 3 for vertebrates). The SSI was exponential-transformed to better contrast communities with or without bird individuals of the higher trophic levels. The regional CTIr was computed as the weighted arithmetic mean of the exponential of the species trophic level balanced by the abundances (Eq. (C6)). It reports on the average trophic level of the regional

community. The national community trophic index is the weighted arithmetic mean of the regional CTI (Eq. (C7)):

$$CTI_r(t) = \sum_s \frac{N_{s,r}(t)}{N_{tot,r}(t)} \cdot \exp(STI_s) \quad \text{Eq. (C6)}$$

$$CTI_{Nat}(t) = \frac{1}{\sum_r w_r} \cdot \sum_r w_r CTI_r(t) \quad \text{Eq. (C7)}$$

Balmford, A., Bennun, L., ten Brink, B., Cooper, D., Cote, I.M., Crane, P., Dobson, A., Dudley, N., Dutton, I., Green, R.E., Gregory, R.D., Harrison, J., Kennedy, E.T., Kremen, C., Leader-Williams, N., Lovejoy, T.E., Mace, G., May, R., Mayaux, P., Morling, P., Phillips, J., Redford, K., Ricketts, T.H., Rodriguez, J.P., Sanjayan, M., Schei, P.J., van Jaarsveld, A.S., Walther, B.A., 2005. The convention on biological diversity's 2010 target. *Science* 307, 212-213.

BWPI, 2006. Birds of the Western Palearctic interactive. BirdGuides Ltd, UK.

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

Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D., 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10, 148-154.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.

Teillard, F., Jiguet, F., Tichit, M., *submitted*. The response of farmland bird communities to agricultural intensity is mediated by intensity aggregation

Appendix D. Supporting information on the effects of the interaction between farmland cover scenarios and the initial regional agroecosystem on ecological indicators.

The four figures below display estimated effect of the interaction between initial agroecosystems and farmland cover scenarios on regional predicted changes of shannon index, community specialization index (CSI), community trophic index (CTI) and abundance index of cropland specialists species (cropFBI) respectively. Results are derived from the best-selected model for each indicator, testing the effects of the three predictors SRES scenarios , LC scenarios, the initial agroecosystems, and interactions (when they were significant) on regional indices values (at the scale of SAR).

Colour legend: dark green = livestock farming based on fodder maize; medium green = semi-extensive lowland livestock; light green = semi-extensive mountain livestock; yellow = crops with rapeseed dominant; brown = crops with diversified rotations; red = crops specialization; purple = diversified farming systems; blue = mixed farming systems.

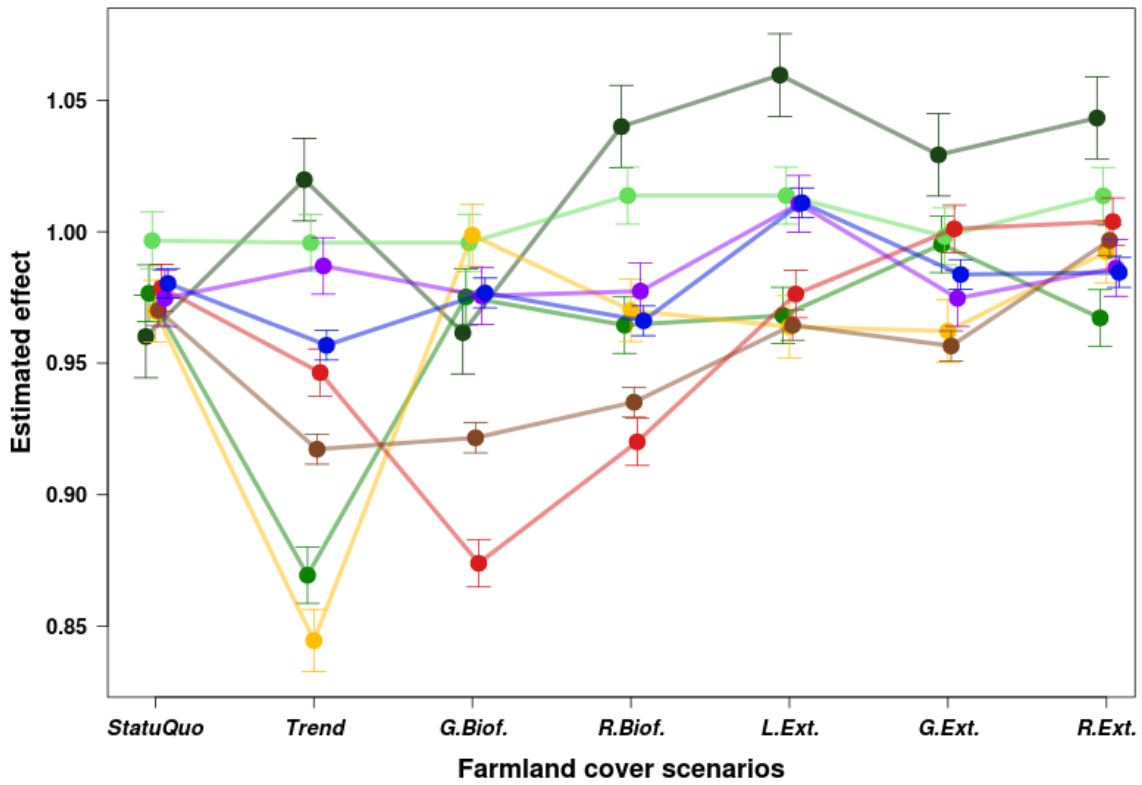


Fig. D.1. Estimated effect of the interaction between initial agroecosystems and farmland cover scenarios on regional (SAR) predicted changes of shannon index.

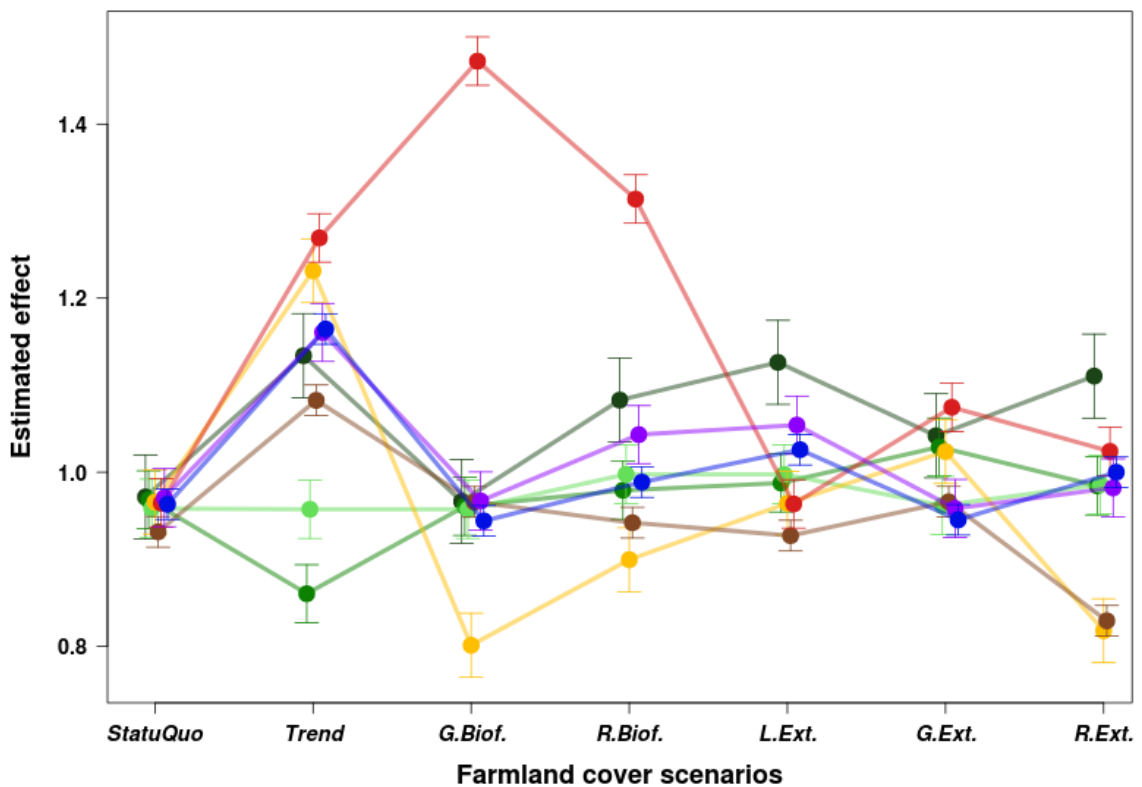


Fig. D.2. Estimated effect of the interaction between initial agroecosystems and farmland cover scenarios on regional (SAR) predicted changes of community specialization index (CSI).

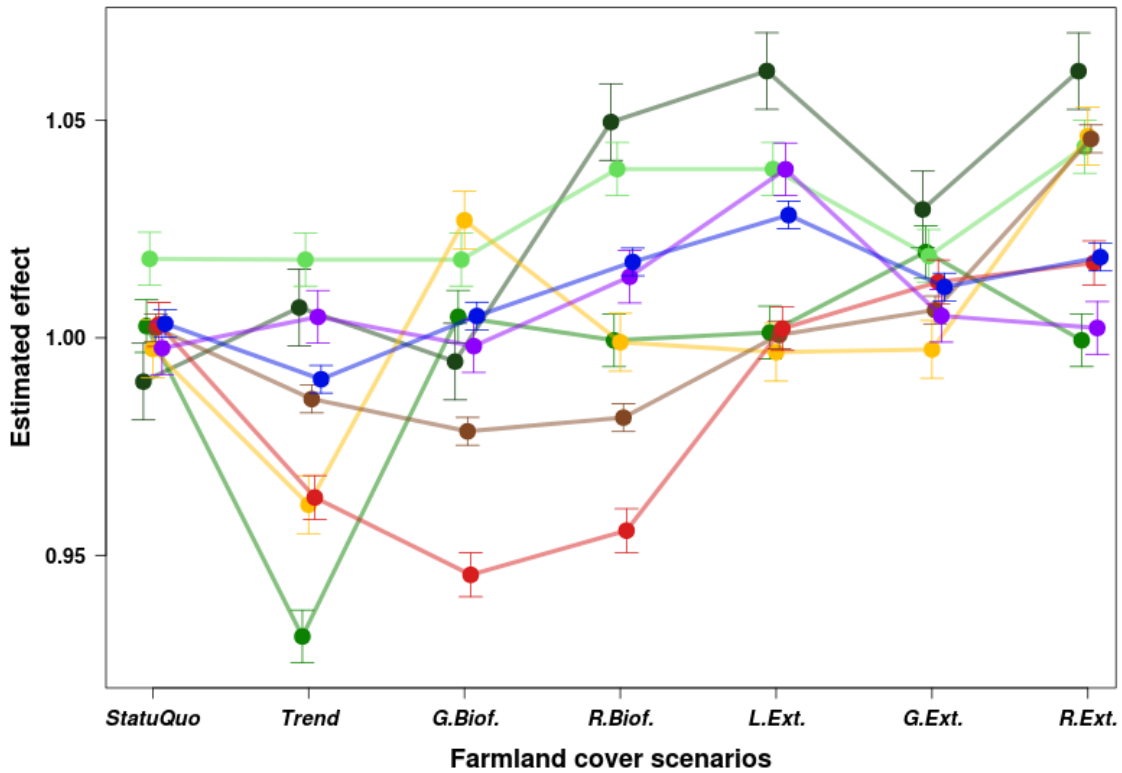


Fig. D.3. Estimated effect of the interaction between initial agroecosystems and farmland cover scenarios on regional (SAR) predicted changes of community trophic index (CTI).

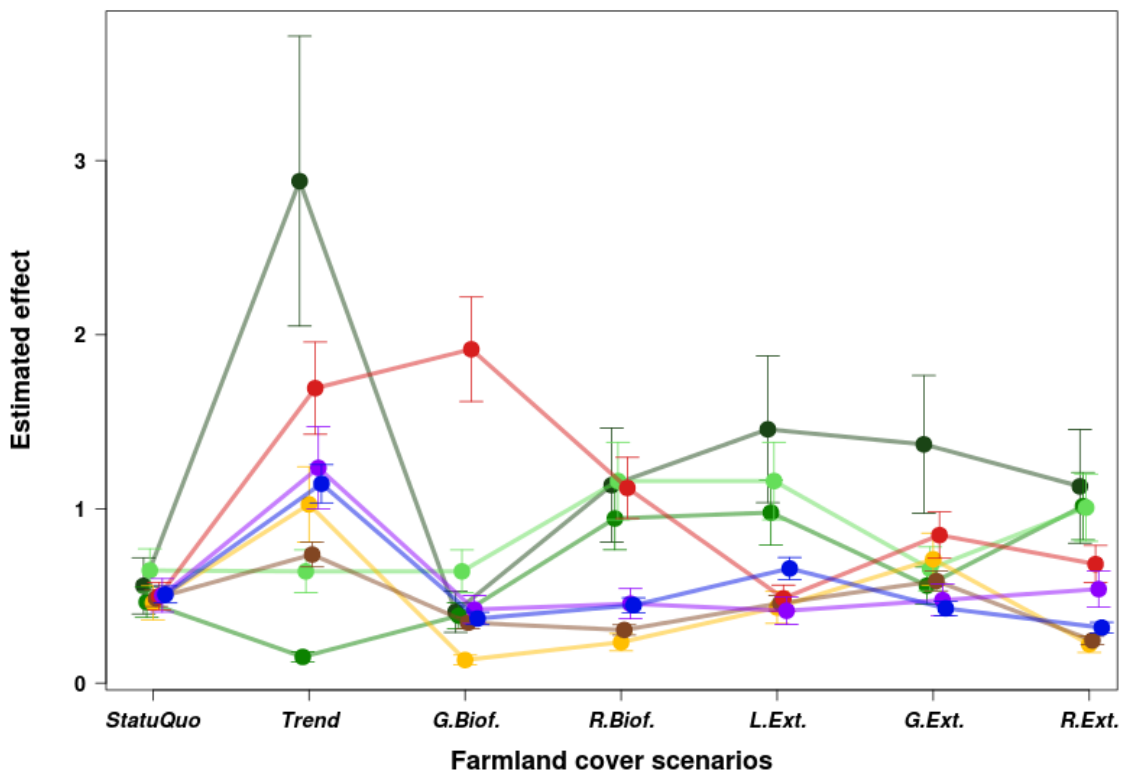


Fig. D.4. Estimated effect of the interaction between initial agroecosystems and farmland cover scenarios on regional (SAR) predicted changes of abundance index of cropland specialists (cropFBI).