



Evaluation De l'Efficacité Des Mesures Agri- Environnementales Sur Les Populations d'Oiseaux Agricoles En Wallonie Limoneuse

GOULEM Niels

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Master en Biologie des Organismes et Ecologie

Co-promoteurs : Thierry Hance (Earth & Life Institute – Biodiversity, UCL)
Jean-Yves Paquet (Aves)
Arnaud Laudelout (Aves)

Année académique 2016-2017

**Evaluation De l'Efficacité Des Mesures Agri-
Environnementales Sur Les Populations d'Oiseaux
Agricoles En Wallonie Limoneuse**

Remerciements

Mes remerciements s'adressent à toutes les personnes qui ont, de près ou de loin, porté ce projet de mémoire à mes côtés aux cours de ces deux dernières années.

En premier lieu, je remercie infiniment mes co-promoteurs, Thierry Hance, Jean-Yves Paquet et Arnaud Laudelout, pour m'avoir offert l'opportunité de travailler à leurs côtés sur un projet de recherche qui, de plus, se cadre autour des domaines qui me passionnent depuis tout petit. Je retiendrai les efforts considérables qu'ils ont investis dans ce travail, et le rôle crucial de leur expertise dans le bon déroulement de l'étude. Je n'oublie pas également l'apport de Thierry Walot dans la conception du projet.

Pour leur expertise de terrain cette fois, et leur participation à la campagne de recensement, je remercie Vincent Leirens et Arnaud Laudelout. Grâce à leur implication et leurs connaissances, la taille de l'échantillonnage a pu être doublée, et la qualité du jeu de données assurée.

Merci à Arnaud Sépulchre pour son aide à l'identification des bandes aménagées, et à Robin Gailly pour avoir partagé son expérience acquise lors de l'écriture de son propre travail de fin d'études.

Je remercie enfin Arnaud Laudelout, Thierry Hance, Corentin Rousseau et Ariane D'Hondt pour leurs relectures, ainsi que Marie Vanschepdael pour son aide lors de la préparation logistique de la campagne de relevés.

Le succès de cette campagne, je le dois également à mes parents, qui se sont privés de voiture pour une durée de 6 semaines, et à l'asbl Natagora pour sa participation aux frais de déplacement.

Enfin, merci aux nombreuses personnes qui m'ont soutenu de plus loin, et qui ont par leurs encouragements indirectement participé au bon déroulement du travail. Je garde une pensée particulière pour Christophe Gruwier, qui m'a plongé dans le monde passionnant de l'ornithologie, et Océane Kins, pour son soutien à toute épreuve.

À tous, je vous adresse ma reconnaissance la plus sincère.

Résumé

L'un des objectifs du programme agri-environnemental wallon est de freiner le déclin des populations d'oiseaux agricoles via la mise en place de mesures agri-environnementales (MAE). Pourtant, malgré une augmentation continue du nombre de MAE dans le paysage agricole wallon, ces espèces poursuivent leur déclin. Dans la littérature, beaucoup d'études ont évalué l'efficacité des MAE sur ce groupe d'espèces mais aucune d'entre elles ne s'est focalisée sur le cas de la Wallonie. Dans ce travail, nous nous sommes intéressés à deux MAE ciblant les espèces purement agricoles afin d'évaluer leur efficacité en Wallonie limoneuse. Un inventaire de 287 points d'écoute répartis sur la zone d'étude a permis de montrer l'efficacité des MAE pour l'avifaune agricole, tout en révélant leur présence plus faible dans les milieux pourtant favorisés par les espèces-cibles. Nous espérons que ce travail permettra de rediriger les efforts du programme agri-environnemental wallon pour optimiser son efficacité et enfin permettre l'enrayement du déclin des oiseaux agricoles en Wallonie.

Mots-clés : Communautés d'oiseaux, mesures agri-environnementales, oiseaux agricoles, Wallonie limoneuse, espèces menacées

Abstract

One of the targets of the Walloon agri-environmental scheme is to counter the continuous decline of farmland birds through the implementation of agri-environmental measures (AEMs). However, despite the steady increase in AEMs in the Walloon agricultural landscape, farmland bird species continue their decline. Several studies have assessed the effectiveness of AEMs on this set of species but none of them laid the focus on Wallonia. In this study, we concentrated on two AEMs designed for farmland bird species to assess their effectiveness in the silty Walloon region. A general survey including 287 listening points distributed across the study area was used to demonstrate the effectiveness of AEMs, while pointing out their weakened presence in the areas favoured by farmland bird species. We hope this piece of work will help to redirect efforts in the Walloon agri-environmental scheme, in order to optimize its performance and eventually stop the decline of Walloon farmland bird populations.

Keywords : Bird communities, agri-environmental measures, farmland birds, silty Walloon region, endangered species

A. Table des matières

REMERCIEMENTS

- 3 -

A. TABLE DES MATIÈRES I

B. TABLE DES ILLUSTRATIONS III

C. LISTE DES TABLEAUX IV

1 INTRODUCTION 1

1.1 AVANT-PROPOS 1

1.2 ORIGINE DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX AGRICOLES 1

1.3 L'INTENSIFICATION DE L'AGRICULTURE COMME MOTEUR DU DÉCLIN DE LA BIODIVERSITÉ 2

1.4 L'ARRIVÉE DES MESURES AGRI-ENVIRONNEMENTALES DANS LA RÉFORME DE LA PAC 3

1.5 TOURNIÈRES ENHERBÉES ET BANDES AMÉNAGÉES : DESCRIPTION ET IMPLICATIONS 5

1.5.1 TOURNIÈRES ENHERBÉES 5

1.5.2 BANDES AMÉNAGÉES 6

1.5.3 L'IMPORTANCE DU MODE DE GESTION 7

1.6 BANDES, TOURNIÈRES ET PAYSAGE : UNE VISION PLUS LARGE 8

1.6.1 FRAGMENTATION DE L'HABITAT ET AMÉLIORATION DE LA MATRICE ÉCO-PAYSAGÈRE 9

1.6.2 COMPOSITION DU PAYSAGE ET EFFICACITÉ DES MAE 9

1.7 LES MAE DANS L'ESPACE EUROPÉEN 10

1.7.1 L'EFFICACITÉ DES MAE À TRAVERS LE CONTINENT 10

1.8 LA WALLONIE AU CENTRE DE L'EUROPE 11

1.9 OBJECTIFS DE RECHERCHE 13

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 15

2.1 APERÇU DE LA ZONE D'ÉTUDE 15

2.2 PREMIÈRE PARTIE : SÉLECTION DES POINTS DE RELEVÉ 15

2.3 DEUXIÈME PARTIE : RELEVÉS DE TERRAIN 17

2.3.1 RELEVÉ DES PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX 17

2.3.2 INVENTAIRE DES OISEAUX PAR POINTS D'ÉCOUTE 17

2.3.3 DÉROULEMENT DU RECENSEMENT 19

2.4 TROISIÈME PARTIE : ENCODAGE ET TRAITEMENT DES DONNÉES 22

2.4.1 ENCODAGE ET STRUCTURATION DES DONNÉES 22

2.4.2 CALCUL DE VARIABLES SUPPLÉMENTAIRES 22

2.5 QUATRIÈME PARTIE : ANALYSES 24

2.5.1 RECLASSEMENT DES BANDES 24

2.5.2 EXHAUSTIVITÉ DE L'ÉCHANTILLONNAGE 25

2.5.3 ANALYSE EXPLORATOIRE DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES 25

2.5.4 EFFET OBSERVATEUR 25

2.5.5 CORPS DE L'ANALYSE 25

3	RÉSULTATS	29
3.1	CARACTÉRISATION DES SITES	29
3.1.1	LONGUEUR DES BANDES	29
3.1.2	COMPOSITION DU PARCELLAIRE	29
3.1.3	INDICE DE SHANNON-WEAVER DE LA SURFACE AGRICOLE	30
3.1.4	ÉLÉMENTS PAYSAGERS NON AGRICOLES	30
3.1.5	SURFACE DES BANDES DANS UN RAYON DE 500M	31
3.1.6	RATIO CULTURE/PRAIRIES	31
3.2	CARACTÉRISATION DES RELEVÉS OISEAUX	31
3.2.1	ÉVALUATION DE L'EXHAUSTIVITÉ	33
3.2.2	ÉVALUATION DE L'EFFET OBSERVATEUR	34
3.3	CORPS DE L'ANALYSE	35
3.3.1	TEST BRUT DE L'HYPOTHÈSE DE DÉPART	35
3.3.2	L'ANALYSE DES CORRESPONDANCES AVEC ÉLIMINATION DES TENDANCES (DCA)	36
3.3.3	L'ANALYSE CANONIQUE DES CORRESPONDANCES PARTIELLE (ACCP)	38
3.3.4	ANALYSES SUPPLÉMENTAIRES	43
4	DISCUSSION	45
4.1	RÉSULTATS	45
4.1.1	VÉRIFICATION DE L'HYPOTHÈSE DE DÉPART	45
4.1.2	OBSERVATIONS SUPPLÉMENTAIRES	47
4.2	CRITIQUE DE LA MÉTHODE	48
4.2.1	DESIGN	48
4.2.2	MISE EN PRATIQUE	48
4.2.3	ANALYSE	48
4.2.4	INTERPRÉTATION	49
5	CONCLUSION	50
6	BIBLIOGRAPHIE	51

B. Table des illustrations

<i>Figure 1 - Paysage agricole intensif typique créé suite à l'application des mesures imposées par la PAC. Source : Skyworks (@Getty Images).</i>	2
<i>Figure 2 - Graphique de l'évolution du taux d'adhésion des agriculteurs wallons au programme agri-environnemental entre 1998 et 2013. Source : Natagriwal (2015).</i>	4
<i>Figure 3 - Tournière enherbée du Brabant Wallon. Source : Niels Goulem (2016).</i>	5
<i>Figure 4 - Bande aménagée à couvert nourricier pour la faune sauvage, à base de froment et de phacélie, en Brabant Wallon. Source : Niels Goulem (2016).</i>	6
<i>Figure 5 - Evolution de l'index des oiseaux communs européens et ses deux composantes forestière et agricole. Source : European Bird Census Council (2016).</i>	11
<i>Figure 6 - Evolution des indices d'oiseaux communs en Wallonie. Source : Paquet et al. (2010).</i>	12
<i>Figure 7 - Evolution de la population de bruant proyer en Wallonie issue du programme de suivi des oiseaux commune en Wallonie. Les courbes pâles délimitent l'intervalle de confiance à 95% autour de l'indice. Source : Ory et al. (2015).</i>	12
<i>Figure 8 - Répartition des écorégions en Wallonie.</i>	15
<i>Figure 9 - Illustration de la méthode de sélection des points par zone tampon. Les deux cercles concentriques représentent les tampons de 250 et 500 mètres. Dans ce cas, le 2ème point en partant de la gauche devra être abandonné, puisque son tampon de 500 mètres intersecte celui des deux points voisins.</i>	16
<i>Figure 10 - Répartition des 381 points sélectionnés pour l'échantillonnage.</i>	17
<i>Figure 11 - Histogramme cumulé de la répartition des types de points d'écoute dans l'échantillon prévu et l'échantillon final. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TM = points témoins, TO = tournières enherbées.</i>	19
<i>Figure 12 - Histogramme du nombre cumulé de sites inventoriés en fonction du jour de l'année.</i>	20
<i>Figure 13 - Histogramme cumulé de la répartition des conditions météorologiques pour chaque type de point. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TM = points témoins, TO = tournières enherbées.</i>	21
<i>Figure 14 - Illustration de la structure des 3 tables liées dans la base de données Access.</i>	22
<i>Figure 15 - Schématisation du fonctionnement de l'ACC partielle. À gauche, le disque a représente la variabilité expliquée par un jeu de variables environnementales que l'on souhaite étudier, le disque c, la variabilité expliquée par un second jeu de variables. Dans l'ACC partielle, on souhaite retenir la variabilité expliquée par le disque c dans les calculs sans la représenter dans les résultats car ces variables n'ont pas d'utilité pour l'interprétation. La variabilité retenue pour la sortie de l'analyse est représentée sur la figure de droite. Source : Buttigieg & Ramette (2014).</i>	28
<i>Figure 16 - Histogramme de la surface totale de chaque type de culture, notées dans le rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.</i>	29
<i>Figure 17 - Histogramme de la surface totale d'éléments paysagers non agricoles autour des points d'écoute.</i>	30
<i>Figure 18 - Histogramme de fréquence des espèces d'oiseaux sur les points d'écoute.</i>	32
<i>Figure 19 - Courbe d'accumulation d'espèces pour l'entièreté des points d'écoute.</i>	33
<i>Figure 20 - Courbes d'accumulation d'espèces par type de point. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TO = tournières enherbées, TM = points témoins.</i>	34
<i>Figure 21 - Histogramme cumulé de la composition de l'échantillonnage par observateur.</i>	34
<i>Figure 22 - Graphique de la richesse de chaque point d'écoute en fonction de l'abondance.</i>	35
<i>Figure 23 - Boxplots de l'abondance d'individus et de la richesse spécifique par type de point d'écoute.</i>	36
<i>Figure 24 – Graphe de la DCA de la matrice "sites x espèces". Voir Tableau 16 pour la légende.</i>	38
<i>Figure 25 – Graphe de l'ACC partielle, avec les espèces et les vecteurs des variables environnementales sur l'espace formé par les deux premiers axes. Voir Tableau 16 et Tableau 17 pour la légende.</i>	41
<i>Figure 26 - Graphe de l'ACC partielle, avec les espèces et les sites représentés sur l'espace formé par les deux premiers axes. Voir Tableau 16 pour la légende.</i>	42
<i>Figure 27 - Boxplots de la richesse spécifique et de l'abondance d'individus par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.</i>	44

C. Liste des tableaux

<i>Tableau 1 - Liste des 11 Mesures Agri-Environnementales et Climatiques du Plan Wallon de Développement Rural réparties en 5 axes (Natagriwal, 2016).</i>	4
<i>Tableau 2 - Résumé des études portées sur les différents types de bandes aménagées et leur(s) effet(s) sur les espèces d'oiseaux agricoles.</i>	7
<i>Tableau 3 - Récapitulatif des avantages et inconvénients de chaque type de gestion sur les oiseaux agricoles.</i>	8
<i>Tableau 4 - Résumé des tendances des oiseaux communs en milieu agricole wallon d'après les données de points d'écoute du programme SOCWAL entre 1990 et 2009. Source : Paquet et al. (2010).</i>	13
<i>Tableau 5 - Codes pour la notation des comportements d'oiseaux sur les points d'écoute.</i>	18
<i>Tableau 6 - Conditions météorologiques du moins de juin 2016 en comparaison aux normales saisonnières (1981-2010). Source : IRM (2016).</i>	21
<i>Tableau 7 - Liste et description des covariables de l'ACC partielle.</i>	28
<i>Tableau 8 - Tableau résumé de la longueur des bandes par type d'aménagement.</i>	29
<i>Tableau 9 - Tableau résumé de l'indice de Shannon-Weaver du parcellaire agricole dans un rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.</i>	30
<i>Tableau 10 - tableau résumé de la surface d'éléments paysagers non agricoles dans un rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.</i>	31
<i>Tableau 11 - Tableau résumé de la surface totale de bandes et tournières dans un rayon de 500 mètres autour des points.</i>	31
<i>Tableau 12 - tableau résumé du ratio culture/prairies dans un rayon de 250 mètres autour des points.</i>	31
<i>Tableau 13 - tableau descriptif des 8 espèces les plus abondantes sur les points d'écoute.</i>	33
<i>Tableau 14 - tableau résumé de l'abondance d'individus par type de point d'écoute.</i>	35
<i>Tableau 15 - tableau résumé de la richesse spécifique par type de point d'écoute.</i>	36
<i>Tableau 16 - Légende de la Figure 24, de la Figure 25 et de la Figure 26 : code des espèces et leur nom complet.</i>	37
<i>Tableau 17 - Légende de la Figure 25: code et nom complet des variables environnementales.</i>	41
<i>Tableau 18 - tableau résumé de la richesse spécifique par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.</i>	43
<i>Tableau 19 - tableau résumé de l'abondance d'individus par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.</i>	43

1 Introduction

1.1 Avant-Propos

L'intensification des pratiques agricoles en Europe et leurs répercussions sur la biodiversité ont été le sujet de nombreuses études ces dernières décennies, dont une grande partie fut basée sur les populations d'oiseaux (Uthes & Matzdorf, 2013). Tant en Belgique (Paquet *et al.*, 2010) que dans les autres pays de l'Union Européenne (Chamberlain *et al.*, 2000 ; Donald *et al.*, 2001 ; Chamberlain & Vickery, 2002 ; Donald *et al.*, 2006), les populations d'oiseaux ont subi de fortes pertes, en particulier celles d'espèces liées au milieu agricole. Suite à ce constat, des mesures ont été prises à l'échelle continentale pour contrer ces tendances et tenter de rétablir un équilibre dans l'agroécosystème, tout en restant économiquement viables (Commission européenne, 2005). Ces mesures représentent des dépenses publiques colossales : 20 milliards d'euros entre 2007 et 2013 selon les chiffres de la Commission européenne (2016). De tels montants laissent entrevoir de réelles opportunités d'améliorer la situation, et une évaluation continue du dispositif est cruciale pour accroître l'efficacité des diverses mesures appliquées. Ce travail vise à évaluer l'effet de quelques mesures ciblant les cultures sur les populations d'oiseaux nicheurs en région limoneuse, à l'aide d'une vaste campagne de points d'écoute répartis dans toute la région.

Ce mémoire s'inscrit ainsi dans la suite logique des nombreuses autres études qui l'ont précédé dans d'autres zones géographiques, en utilisant les relevés ornithologiques comme source de données d'analyse. Cette popularité des oiseaux comme sujet d'étude est due à leur qualité d'indicateur de l'état de la biodiversité dans un écosystème (Renwick *et al.*, 2012), au-delà de l'attrait sentimental souvent présent chez les acteurs de la conservation de la biodiversité. Ils sont largement répandus parmi les écosystèmes des grands biomes terrestres, leur écologie est bien comprise et les fluctuations dans la diversité aviaire semblent refléter celles des autres groupes d'espèces (Gregory, 2006 ; Renwick *et al.*, 2012). Ils se retrouvent en effet dans les plus hauts étages de la chaîne alimentaire et répondent donc aux changements qui s'opèrent plus bas (Hallmann *et al.*, 2014), ce qui fait d'eux un groupe de choix pour l'étude des impacts de facteurs choisis sur un écosystème.

Pour pouvoir interpréter leur déclin et ses causes sous-jacentes, nous replacerons dans un premier temps les faits dans leur contexte historique. Entre l'évolution des espèces, l'expansion de l'agriculture et le déclin des populations d'oiseaux agricoles, l'échelle de temps diffère fortement et il paraît essentiel d'y remettre de l'ordre. Dans un deuxième temps, nous aborderons les origines écologiques et politiques du déclin pour ensuite présenter les mesures agri-environnementales actuellement en place en Wallonie et les effets qu'elles exercent sur les oiseaux des milieux agricoles. Nous les replacerons ensuite dans le contexte agri-environnemental européen avant de préciser le but, le cadre local et la méthode appliquée dans notre étude, afin d'assurer au final une interprétation des faits et des données qui soit la plus intégrative possible.

1.2 Origine des communautés d'oiseaux agricoles

L'agriculture n'est apparue que 3 ou 4 fois dans l'histoire (Diamond, 1997), et l'entièreté de l'agriculture mondiale moderne découle de ces quelques événements (Donald *et al.*, 2002). En Europe, l'agriculture descend plutôt des avancements réalisés dans le « croissant fertile » au Moyen-Orient, où la culture céréalière fut initialement développée au néolithique (Salamini *et al.*, 2002). Elle atteint nos régions d'Europe de l'ouest 3000 ans plus tard, soit il y a 7000 ans (Edwards et Hirons, 1984) où son installation représentera l'un des changements d'origine anthropique les plus importants de l'Histoire.

À l'échelle de l'évolution, l'apparition du milieu agricole est donc très récente (Colledge *et al.*, 2005) et les espèces agricoles n'ont pas évolué en tant que tel. Ces espèces se retrouvaient initialement dans

des milieux naturels dont des tourbières élevées, des plaines ouvertes, des zones humides ou des steppes (Beintema *et al.*, 1995) et ont trouvé dans les parcelles agricoles un nouvel environnement où s'établir. La communauté d'oiseaux agricoles est donc constituée d'espèces dont une grande partie a suivi l'avancée de l'agriculture vers l'ouest depuis les steppes asiatiques et vers le nord depuis les semi-déserts de la Méditerranée (O'Connor & Shrubbs, 1986). C'est ainsi que certaines espèces ont pu étendre leur distribution et devenir plus abondantes qu'auparavant (Beintema *et al.*, 1995), faisant du milieu agricole un habitat de nidification et d'hivernage de près de 120 espèces menacées à travers l'Europe, le plus grand nombre pour un seul type d'habitat (Tucker, 1997).

Pourtant, ce même groupe d'espèces qui bénéficia de l'expansion de l'agriculture a subi d'importants déclin dans de grandes parties du continent lors de la seconde moitié de 20^{ème} siècle. Comme la surface totale dédiée à l'agriculture n'avait que peu changé et que la tendance n'était pas identique dans les autres types d'habitats (Fuller *et al.*, 1995), les recherches se sont concentrées sur les changements des pratiques agricoles pour tenter d'expliquer ces déclin. En 1963, les pesticides sont pointés du doigt pour la première fois dans le livre polémique de Rachel Carson, *Silent spring*, et seront ensuite suivis par les fertilisants et les changements de pratiques culturales (Potts, 1970).

1.3 L'intensification de l'agriculture comme moteur du déclin de la biodiversité

Ces pratiques culturales en question sont apparues au lendemain de la seconde guerre mondiale, lorsque les pénuries de nourriture poussaient les pays européens à augmenter leurs productions agricoles pour satisfaire les besoins de la population. C'est dans ce contexte que les six états membres de la CEE¹ adoptèrent la PAC² en 1957. Celle-ci visait à mettre en place des mesures définies pour stabiliser les prix et augmenter la productivité (Ackrill *et al.*, 2008) en imposant des changements de pratiques culturales à tous les états cosignataires. Parmi ces changements, on retrouvait entre autres l'augmentation de l'utilisation des pesticides et des fertilisants, l'augmentation de la taille des parcelles par la suppression des bordures semi-naturelles ainsi que la diminution de la diversité d'espèces cultivées à l'échelle de l'exploitation et du paysage (Fuller *et al.*, 1995 ; Chamberlain *et al.*, 2000) (Figure 1) tandis que l'amélioration du drainage, l'utilisation de fertilisants et l'introduction de la monoculture de ray-grass devaient permettre des récoltes plus hâtives et plus fréquentes d'herbe d'ensilage (Newton, 2004).



Figure 1 - Paysage agricole intensif typique créé suite à l'application des mesures imposées par la PAC. Source : Skyworks (@Getty Images).

¹ La Communauté Economique Européenne, l'Union Européenne dans sa version initiale comprenant la France, l'Allemagne, l'Italie et le Benelux

² Politique Agricole Commune

Cette intensification des pratiques culturales fut suivie par de fortes baisses d'effectifs parmi les espèces agricoles à travers toute l'Europe (Tucker & Heath, 1994 ; Hagemeyer & Blair, 1997 ; Siriwardena *et al.*, 1998 ; Schifferli, 2000) et cet affaiblissement des populations put ensuite être lié par causalité à l'intensification agricole (Donald *et al.*, 2001 ; Gregory *et al.*, 2005 ; Herzon *et al.*, 2008). Le même constat fut effectué en Amérique du Nord (Murphy, 2003 ; Brennan & Kuvlesky, 2005), en Afrique (Söderström *et al.*, 2003) et en Asie (Semwal *et al.*, 2004).

Il apparaissait donc très clairement que l'intensification de l'agriculture était responsable de la situation préoccupante des populations d'oiseaux agricoles. En exemples particulièrement éclairants, nous savons maintenant que la culture céréalière explique à elle seule 31% de la variation des tendances des espèces agricoles en Europe (Donald *et al.*, 2001) et la distribution des terres agricoles est même un meilleur prédicateur de la biodiversité que la distribution des populations humaines (Scharlemann *et al.*, 2005).

Les espèces agricoles se retrouvaient donc piégées dans leur nouvel habitat de référence, les habitats naturels de ces espèces non natives des milieux agricoles ayant entre temps disparu. Elles étaient maintenant dépendantes de l'activité agricole pour subsister : si le milieu agricole se dégradait et perdait en qualité, l'alternative n'était plus possible et le déclin inévitable. C'est ainsi qu'au Royaume-Uni, 86% (n = 28 espèces) des oiseaux agricoles ont vu leur distribution se contracter et 83% (n = 18 espèces) ont vu leur abondance diminuer (Fuller *et al.*, 1995). La dégradation du milieu n'atteignait pas uniquement les oiseaux, car les mêmes patrons furent observés pour les insectes (Woiwod, 1991), les arachnides (Aebischer, 1991) et les adventices de cultures (Sotherton, 1998).

1.4 L'arrivée des Mesures Agri-Environnementales dans la réforme de la PAC

Si les conséquences sur les populations d'oiseaux et d'autres groupes d'organismes furent les premières sonnettes d'alarme, d'autres effets néfastes de l'agriculture intensive ont inquiété le grand public ainsi que les pouvoirs dirigeants, comme le renforcement de l'érosion, la diminution de la fertilité des sols, la pollution des eaux souterraines et l'eutrophisation des eaux de surface, ainsi que les impacts sur les constituants atmosphériques et le climat (Matson *et al.*, 1997). C'est ainsi qu'en 1985, les premiers prototypes de mesures agri-environnementales (MAE) sont implantés dans quelques états membre de la CEE, sur base volontaire de l'état (Règlement CEE n° 797/85 du 12 mars 1985), avant qu'elles soient définitivement instaurées dans la réforme de la PAC en 1992 pour tous les états membres (Commission Européenne, 2005). La réglementation 1257/1997 rend leur mise en place obligatoire dans la politique agricole de l'état, même si l'application par les agriculteurs reste encore volontaire (Donald & Evans, 2006).

Dans leur version actuelle, les mesures agri-environnementales et climatiques (MAEC) sont disponibles pour les agriculteurs wallons sous forme de contrats avec les autorités publiques qui s'étendent sur une période renouvelable de 5 années. En Wallonie, ces contrats peuvent être mis en place pour 11 mesures différentes réparties en 5 axes (Tableau 1). En échange de ce service environnemental, les agriculteurs perçoivent une rémunération qui vise à couvrir l'effort et les coûts de la mise en œuvre de ces méthodes.

Axe	Code	Nom
Éléments du maillage écologique	MB1a	Haies et alignements d'arbres
	MB1b	Arbres, buissons, bosquets isolés et arbres fruitiers
	MB1c	Mares
Prairies	MB2	Prairie naturelle
	MC3	Prairie inondable
	MC4	Prairie de haute valeur biologique
Cultures	MB5	Tournière enherbée
	MB6	Culture favorable à l'environnement
	MC7	Parcelle aménagée
	MC8a	Bande aménagée pour la faune
	MC8b	Bande aménagée de lutte contre le ruissellement érosif
	MC8c	Bande aménagée à fleurs des prés
Approche globale à l'échelle de l'exploitation	MC8d	Bande aménagée à fleurs des champs
	MB9	Autonomie fourragère
Approche globale à l'échelle de l'exploitation	MC10	Plan d'action agro-environnemental
	Animaux	MB11

Tableau 1 - Liste des 11 Mesures Agri-Environnementales et Climatiques du Plan Wallon de Développement Rural réparties en 5 axes (Natagriwal, 2016).

Le taux d'adhésion des agriculteurs en Wallonie est en constante augmentation malgré un tassement observé entre 2004 et 2005 dû à la transition de l'ancien système administratif vers le nouveau (Figure 2). En 2013, 54% des agriculteurs wallons s'étaient engagés dans au moins une de ces mesures, totalisant 12 000 km de haies, 4000 mares, 2500 km de tournières enherbées et 1215 km de bandes aménagées (Natagriwal, 2015), pour un budget d'un peu plus de 200 millions d'euros entre 2007 et 2013, soit environ 38% du Plan Wallon de Développement Rural (GIREA, 2013).

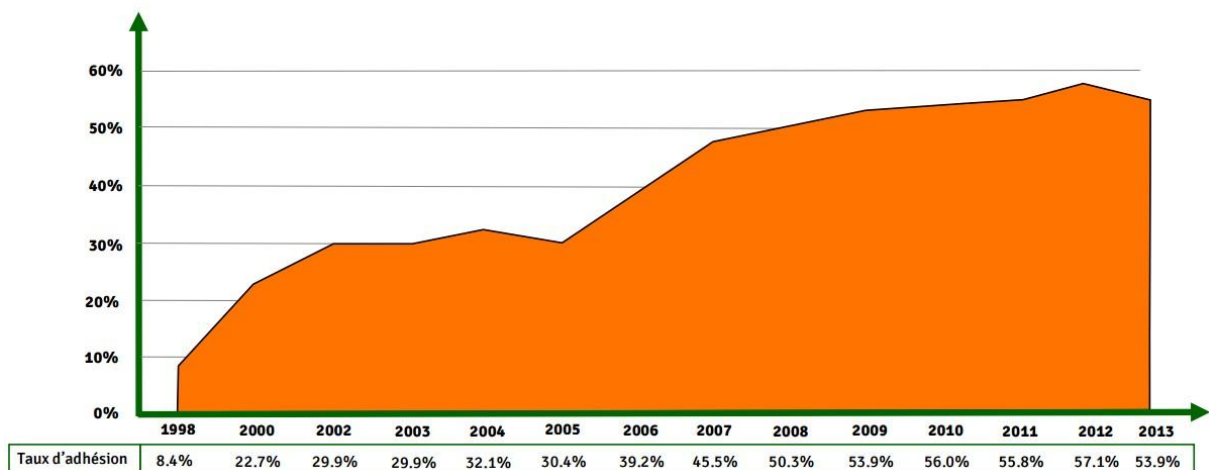


Figure 2 - Graphique de l'évolution du taux d'adhésion des agriculteurs wallons au programme agri-environnemental entre 1998 et 2013. Source : Natagriwal (2015).

Le but principal des MAE est de redonner du corps à l'agroécosystème pour palier à la perte de biodiversité et à l'altération des services écosystémiques par les suites de l'intensification agricole (Pellegrini, 1995). Chaque mesure possède son cahier de charges et ses objectifs, qui peuvent être larges ou plus ciblés, parfois même réservés à la conservation d'une seule espèce (Aebischer *et al.*, 2000). Dans ce travail, nous nous pencherons uniquement sur 2 des 11 mesures prévues dans le PWDR, à savoir les tournières enherbées et les bandes aménagées. Celles-ci nous permettront d'étudier les

espèces agricoles strictes, celles qui ne nécessitent pas d'autre élément du paysage que le sol et la végétation non ligneuse qui l'accompagne pour subsister.

1.5 Tournières enherbées et bandes aménagées : description et implications

1.5.1 Tournières enherbées

Les tournières enherbées sont des bandes herbeuses de 12 mètres de large installées en bordure de parcelles en culture sous labour, pour une longueur totale de 200 mètres minimum (Figure 3). Les bandes sont semées d'un mélange de graminées et de légumineuses qui doit être fauché entre le 16 juillet et le 30 septembre, avec export du foin obligatoire et maintien d'une zone refuge de 2 mètres. Les fertilisants, pesticides, le pâturage et le passage d'engins agricoles sont interdits (SPW *et al.*, 2012). Leur intérêt réside dans la facilité de leur mise en place en minimisant les contraintes d'installation et d'entretien pour les agriculteurs, d'où leur popularité



Figure 3 - Tournière enherbée du Brabant Wallon. Source : Niels Goulem (2016).

(Vickery *et al.*, 2002), afin d'offrir aux oiseaux un habitat où se nourrir, où se réfugier et où nicher (Sparks *et al.*, 1996 ; Vickery *et al.*, 2002). Ces objectifs viennent s'ajouter à ceux poursuivis pour les autres groupes d'organismes ainsi que pour contrer les détériorations physico-chimiques de l'environnement agricole (érosion, lessivage des eaux de surface et fertilité des sols entre autres).

Dans les faits, Barker & Reynolds (1999) ont montré que les bandes herbeuses offraient une quantité de nourriture significativement augmentée comparativement aux autres éléments de bordure de parcelles en culture intensive. En effet, les invertébrés associés à ces bandes herbeuses, comme les élatéridés *Elateridae sp.* et les larves de tipulidés *Tipulidae sp.*, ont une importance significative pour un certain nombre des passereaux agricoles, comme le bruant proyer *Emberiza calandra*, le bruant jaune *Emberiza citrinella*, l'alouette des champs *Alauda arvensis* ou pour des oiseaux de gibier comme la perdrix grise *Perdrix perdrix*. Les graines de graminées sont également mangées par toute une série d'espèces, dont le bruant jaune et l'étourneau sansonnet *Sturnus vulgaris* (Cramp *et al.*, 1994). Il est également possible d'améliorer assez facilement les bandes enherbées en incluant des plantes à larges feuilles dans le cortège végétal, qui augmentent sensiblement la disponibilité en insectes et en graines pour les oiseaux (Vickery *et al.*, 2002).

Les tournières offrent aussi à l'effraie des clochers *Tyto alba* des ressources de nourriture améliorées, une étude comparative en milieu agricole ayant montré que le plus grand nombre de ses proies potentielles se retrouvaient dans les bandes herbeuses de 2 mètres de large (Askew *et al.*, 2007).

Pourtant, parmi tous les types de mesures agri-environnementales implantées pour la conservation des oiseaux agricoles, les tournières enherbées restent malgré tout considérées comme l'option de moindre qualité. Comparativement aux diverses formules de la bande aménagée par exemple, elles offrent une nourriture relativement peu variée pour une gamme d'espèces plus limitée (Vickery *et al.*, 2009).

1.5.2 Bandes aménagées

Les bandes aménagées ressemblent dans leur forme aux tournières enherbées mais en sont la version améliorée. Il s'agit d'une méthode ciblée pour laquelle l'avis d'un expert est requis avant installation. Etalées sur 3 à 21 mètres de largeur (et parfois 30 dans le cas des ravines), les bandes aménagées doivent répondre aux mêmes conditions de base que la tournière enherbée, soit en termes de longueur, de situation, d'interdiction des produits phytosanitaires et de passage d'engins. Leur mise en place peut être effectuée en vue d'objectifs de conservation bien spécifiques, contrairement à la tournière qui se veut être la plus généraliste possible.



Figure 4 - Bande aménagée à couvert nourricier pour la faune sauvage, à base de froment et de phacélie, en Brabant Wallon. Source : Niels Goulem (2016).

Les agriculteurs ont donc le choix entre les bandes aménagées pour la faune sauvage (Figure 4), les bandes à insectes pollinisateurs, les bandes à fleurs des prairies ou à plantes messicoles et les bandes paysagères. La composition du semis variera en fonction de l'objectif poursuivi, et la bande sera ressemée chacune des 5 années que dure le contrat (SPW *et al.*, 2012).

Plusieurs études se sont penchées sur ce type d'aménagements pour en évaluer le domaine d'action autour des oiseaux agricoles. Elles ont été reprises en résumé dans le Tableau 2 :

Auteur(s)	Sujet(s) d'étude	Observation(s)
Bandes « à fleurs » (bandes messicoles, à fleurs des prairies et bandes paysagères)		
Clarke <i>et al.</i> (1997)	Bruant jaune Verdier d'Europe Linotte mélodieuse	Les bandes sont plus utilisées que les tournières enherbées.
Rands (1985)	Perdrix grise	Elle préfère les milieux à forte densité en bandes pour la nidification et le nourrissage.
Buner <i>et al.</i> (2005)	Perdrix grise	Elle trouve refuge dans les bandes face à certains de ses prédateurs.
Tew <i>et al.</i> (1992)	Petits mammifères	Ils sont plus abondants dans les bandes.
Aschwanden <i>et al.</i> (2005)	Faucon crécerelle Hibou moyen-duc	Ils profitent de la présence accrue en petits mammifères dans les bandes.
Weibel (1998)	Alouette des champs	Elle utilise les bandes comme source préférentielle de nourriture.
Eaton <i>et al.</i> (2002)	Fauvette grise	Elle semble apprécier les possibilités de nidification et de nourriture dans les bandes.
Bandes aménagées pour la faune sauvage		
Stoate & Szczur (1997)	Oiseaux de gibier et passereaux Majorité des espèces	Les bandes sont une source importante de nourriture. Les graines du chou conviennent à de nombreuses espèces.
Henderson <i>et al.</i> (2004)	Pinsons et moineaux	Le quinoa leur convient au mieux.

	Bruants	Ils préfèrent les céréales dans les bandes.
	Merle noir	Les larges feuilles du chou installent des
	Accenteur mouchet	conditions ombragées et humides qui
	Grives sp.	donnent accès aux invertébrés terrestres.
Bandes à insectes pollinisateurs		
Vickery et al. (2009)	Toutes les espèces	Les bandes offrent une forte variété de ressources en invertébrés en été mais très peu de graines en hiver.

Tableau 2 - Résumé des études portées sur les différents types de bandes aménagées et leur(s) effet(s) sur les espèces d'oiseaux agricoles.

Force est de constater que les effets directs des bandes sur les oiseaux ont déjà été notés à de nombreuses reprises. Il apparaît également qu'en fonction des spécificités de chaque bande, les espèces sont favorisées ou défavorisées, en fonction de leurs besoins propres. Il est donc important d'utiliser les bandes aménagées pour accroître la diversité des habitats disponibles, maximiser la fourniture de ressources critiques en hiver ou en été, ou fournir des sites de nidification et de refuge face aux prédateurs. Comme il n'est pas possible qu'un seul et unique type de bande offre l'optimum des ressources tout au long de l'année, une diversité est nécessaire à l'échelle de l'exploitation (Vickery et al, 2009).

Il a toutefois été noté que ces zones d'habitat de bonne qualité, ponctuelles à l'échelle du paysage, peuvent agir comme un piège écologique en attirant les prédateurs vers des zones à forte densité de proies (Donald *et al.*, 2002 ; Bro *et al.*, 2004). Ces proies peuvent être les oiseaux eux-mêmes dans certains cas, leurs jeunes ou les œufs au nid, en particulier pour les espèces nichant au sol. Aebischer & Reitz (2000) avaient déjà noté que les populations de perdrix grises *Perdrix perdrix*, une espèce qui niche au sol, bénéficiaient d'une gestion adaptée comme celle des MAE combinée à la destruction légale de prédateurs communs durant le printemps et l'été.

1.5.3 L'importance du mode de gestion

La question de la gestion de ce type de mesures est également pertinente, tant pour les tournières que pour les bandes aménagées. Les dispositions imposées par le PWDR impliquent une fauche tardive réalisée entre le 16 juillet et le 30 septembre et dans la littérature, les avis s'opposent.

Kleijn *et al.* (2001) avaient remis en cause le fauchage tardif en argumentant qu'il entraînait une baisse de la disponibilité des invertébrés du sol pour les espèces qui s'en nourrissent, de telle sorte que les oiseaux préféreraient les parcelles en culture conventionnelle pour se nourrir. Ils avaient conclu que la plus faible disponibilité des proies incitait les oiseaux à percevoir cet habitat comme étant de faible qualité, malgré un taux de survie des jeunes potentiellement supérieur. De nombreuses autres données suggèrent elles aussi que beaucoup de bandes herbeuses deviennent trop hautes et trop denses pour l'accessibilité aux proies au cours de la saison (Weibel, 1998 ; Henderson *et al.*, 2000 ; Wittingham et Markland, 2002 ; Hart *et al.*, 2006 ; Henderson *et al.*, 2007). Les couper pourrait permettre aux grives *Turdus sp.*, pipits *Anthus sp.* et bergeronnettes *Motacilla sp.* de s'y nourrir des invertébrés du sol (Perkins *et al.*, 2000 ; Vickery *et al.*, 2001).

À l'inverse, Askew *et al.* (2007) avaient montré que les herbes de plus de 20 centimètres contenaient le plus grand nombre de proies potentielles pour l'effraie des clochers *Tyto alba*, en particulier en micromammifères, sans pour autant entraver leur accessibilité, l'effraie chassant à l'ouïe à l'aide de ses pattes suffisamment longues pour pénétrer la végétation haute.

La fauche régulière d'une bande herbeuse peut aussi en réduire la valeur pour les espèces nichant au sol comme la perdrix grise (Rands, 1985) et le bruant jaune (Stoate *et al.*, 1998). Beaucoup d'espèces

ont besoin d'éléments fortement végétalisés pour nicher, bien que d'autres, comme le vanneau huppé *Vanellus vanellus* et l'alouette des champs *Alauda arvensis*, préfèrent les milieux plus dégagés (Vickery *et al.*, 2004).

Outre la nidification, beaucoup d'oiseaux gibiers misent sur une baisse de la détection par les prédateurs en nichant et en se nourrissant dans la végétation dense, comme précisé plus haut. Une fauche plus régulière mènerait donc à moins de possibilités de se réfugier et à une plus grande vulnérabilité de ces espèces face aux prédateurs. À nouveau, le pendant opposé existe : les vanneaux huppés *Vanellus vanellus* et alouettes des champs *Alauda arvensis* adoptent une stratégie différente et préfèrent des zones à végétation rase pour permettre la détection hâtive des prédateurs (Benton *et al.*, 2003).

Au-delà du but initial poursuivi lors de l'implantation de la bande, la gestion de celle-ci vient donc augmenter sa portée et son action sur les oiseaux agricoles. Par conséquent, il importe d'en tenir rigueur en tenant compte des espèces visées sans pour autant défavoriser les autres. La satisfaction de tous ces besoins pourrait donc nécessiter une gestion plus complexe des bandes et tournières, en coupant par exemple des îlots ou des tracés dans la bande, de la même manière qu'une zone refuge est préservée lors des fauches (Feber *et al.*, 1996 ; Perkins *et al.*, 2002). Il peut également être avantageux de ne faucher qu'une fois tous les 2 ou 3 ans sur certaines bandes, car cela engendre une structure d'habitat plus variée qui permet à d'avantage d'insectes de compléter leur cycle de vie (Vickery *et al.*, 2004) et par conséquent de combler les besoins d'une sélection plus large d'oiseaux. De la même manière que pour le type de bande dans le point précédent, c'est encore une fois la variété qui prime.

Un aperçu synthétique des avantages et des inconvénients des deux régimes de fauche est présenté dans le Tableau 3 :

	Fauche tardive	Fauche régulière
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> - Création d'un habitat de nidification à survie des jeunes potentiellement augmentée - Augmentation de la densité en micromammifères pour les rapaces, en particulier la chouette effraie - Création d'une zone de refuge face aux prédateurs pour plusieurs espèces 	<ul style="list-style-type: none"> - Création d'un lieu de nourrissage pour grives, pipits ou bergeronnettes - Création d'un habitat préféré par le vanneau huppé et l'alouette des champs, et permettant une meilleure protection face aux prédateurs
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> - Baisse de la disponibilité des invertébrés du sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Réduit la valeur de la bande pour les espèces qui nichent au sol, dont la perdrix grise et le bruant jaune - Réduit le nombre de zones refuges pour les oiseaux de gibier

Tableau 3 - Récapitulatif des avantages et inconvénients de chaque type de gestion sur les oiseaux agricoles.

1.6 Bandes, tournières et paysage : une vision plus large

Les concepts des relations entre biodiversité et écosystèmes ont souvent ignoré l'influence de l'échelle utilisée, pourtant les espèces dans une zone donnée utilisent cet espace de manière différente (Peterson *et al.*, 1998). En effet, pour une même étude effectuée dans les mêmes conditions mais à échelle différente, les résultats peuvent varier, voire être contradictoires (Turner *et al.*, 2001). Les MAE n'échappent pas à la règle, elles ont d'ailleurs davantage d'effets détectables à l'échelle locale (Perkins

et al 2011) qu'à échelle plus large (Verhulst et al 2007 ; Davey et al 2010). Il convient donc d'inclure les notions d'échelle dans notre étude et, plus largement, de se pencher sur les aspects paysagers de l'application des MAE dans le milieu agricole.

1.6.1 Fragmentation de l'habitat et amélioration de la matrice éco-paysagère

L'intensification agricole elle-même se produit à 2 échelles différentes : l'échelle du paysage vient s'ajouter aux effets locaux. À l'échelle du paysage, les parcelles ont été amalgamées et agrandies pour faciliter la culture, résultant en une homogénéisation du paysage agricole contenant peu de surfaces non cultivées (Tschardt *et al.*, 2005). La fragmentation des milieux naturels qui en résulte est d'ailleurs une cause majeure d'extinction, en créant des populations réduites, fragmentées et isolées (Robinson & Sutherland 2002 ; Tilman et al 2002 ; Benton et al 2003), et des effets de la fragmentation ont été identifiés dans des îlots d'habitats en milieu agricole en Europe et en Amérique du Nord (Nupp & Swihart, 2000 ; Jacquemyn *et al.*, 2003). La disparition des espèces en milieu agricole est donc due à des procédés à la fois déterministes (expansion de l'agriculture) et stochastiques (fragmentation de l'habitat).

Les MAE viennent s'inscrire dans une nouvelle politique de gestion de l'environnement et de conservation de la biodiversité, en ne visant pas seulement à conserver des habitats restants mais en cherchant aussi à améliorer la matrice éco-paysagère qui les entoure. Les écologues se sont beaucoup focalisés sur la conservation des derniers habitats épargnés par l'expansion de l'activité humaine, mais cette approche de la conservation, bien qu'elle reste primordiale, a une valeur limitée (Collins & Qualset, 1999 ; Bengtsson *et al.*, 2003 ; Schroth, 2004). L'importance des échanges avec les zones à régime de perturbation et à stade de succession variables doit être prise en compte (Tschardt *et al.*, 2005). En effet, l'exemple allemand montre que ces derniers habitats représentent 2% du territoire dans lequel se retrouvent 25% des espèces menacées que compte le pays, contre 75% dans les zones agricoles et forestières de la matrice éco-paysagère, qui elles couvrent 80% du territoire (Tschardt *et al.*, 2005). Fahrig a d'ailleurs montré en 2001 via des modèles de simulation qu'une matrice de qualité supérieure peut aider à réduire de 60% le risque d'extinction estimé des suites de la perte d'habitat. Les MAE, qui améliorent la qualité de la matrice éco-paysagère en adoucissant les effets de l'agriculture intensive, pourraient donc jouer un rôle important dans la réduction des effets de la fragmentation dans les habitats restants, et incarner l'option la plus viable pour la restauration écologique à l'échelle du paysage (Vickery *et al.*, 2004).

1.6.2 Composition du paysage et efficacité des MAE

Les MAE viennent toujours s'inscrire dans un contexte paysager bien particulier et propre à la région considérée. Concepcion *et al.* (2008) ont étudié l'effet de la complexité du paysage, c'est-à-dire la composition en habitats non cultivés en zone agricole, sur l'efficacité des MAE. Précédemment, Tschardt *et al.* avaient théorisé en 2005 qu'aucun effet du paysage, quel qu'il soit, n'est attendu sous un niveau minimum de complexité. Une fois ce seuil dépassé, l'augmentation de la complexité du paysage devrait s'accompagner d'une augmentation de la biodiversité. Ensuite, à un niveau supérieur donné de complexité, les effets positifs apportés sur la biodiversité devraient se réduire asymptotiquement jusqu'à un niveau de saturation, qui peut être dû à la recolonisation des parcelles depuis les éléments non cultivés du paysage.

L'application des MAE à l'échelle de la parcelle ainsi que la complexité du paysage devraient en principe tous deux favoriser la biodiversité (Benton et al, 2003), mais les interactions entre ces deux mesures d'extensification ont rarement été étudiées (Schmidt *et al.*, 2005). Pour poser le problème plus simplement, la complexité du paysage dans laquelle viennent s'inscrire les MAE peut soit atténuer leur effet sur la biodiversité soit l'augmenter. Concepcion *et al.* (2008) ont produit des données qui

suggèrent que l'effet serait non linéaire, comme le proposait la théorie de Tschardt et al (2005). L'efficacité des MAE serait donc maximale pour des niveaux intermédiaires de complexité du paysage, et diminue progressivement jusqu'à être nulle pour des valeurs faibles et fortes de complexité. Les MAE seraient donc les moins efficaces en milieu très pauvre en complexité, comme les plaines cultivées de manière très intensive où le pool d'espèces serait trop faible pour la colonisation, et en milieu très riche en complexité, soit cultivé extensivement, où la biodiversité est élevée en tout point et la recolonisation continue.

1.7 Les MAE dans l'espace européen

En Europe, les MAE sont désormais largement répandues. Elles représentent un budget conséquent et sont pour cette raison régulièrement évaluées. Uthes & Matzdorf (2013) ont recherché toutes les études publiées en anglais qui réfèrent explicitement aux termes « agri-environment(al) measures », « agri-environment(al) schemes » ou « agri-environment(al) contracts » en Europe. Ils ont récolté un total de 419 études publiées entre 1994 et 2011. Depuis 2001, le nombre d'articles a continuellement augmenté, en particulier entre 2006 et 2007, et la majorité se concentrait sur une région spécifique. Plus de la moitié d'entre eux analysaient empiriquement les effets écologiques des MAE sur base d'expériences de terrain, de données de monitoring ou de suivi d'exploitations agricoles. Les principaux sujets d'étude étaient les oiseaux, suivis de la végétation prairiale et des pollinisateurs, avec une concentration régionale sur la Grande Bretagne, l'Allemagne, la Suisse et les Pays-Bas.

1.7.1 L'efficacité des MAE à travers le continent

Il y a peu de doutes sur le fait que ces mesures sont pertinentes d'un point de vue écologique et qu'elles devraient avoir des effets positifs, bien que leur efficacité dépende de nombreux facteurs, dont la sélection de zones appropriées, l'échelle spatiale des mesures, leur mise en application correcte sur le terrain et l'existence d'autres facteurs qui limitent la croissance des populations (Berendse *et al.*, 2004). Plus de la moitié des études réalisées ont montré des effets positifs des MAE sur la diversité et l'abondance de groupes cibles comme les plantes, les insectes ou les arthropodes. Cela peut paraître encourageant, mais l'autre moitié a montré des résultats non-significatifs voire négatifs (Kleijn *et al.*, 2006), et d'une manière générale, les preuves du succès des MAE en Europe sont limitées (Kleijn *et al.*, 2001 ; Berg *et al.*, 2002 ; Kleijn et Sutherland, 2003). Les MAE ciblées sur des espèces à répartition limitées comme le râle des genêts *Crex crex*, l'oedicnème criard *Burhinus oedicnemus* et ou le bruant zizi *Emberiza cirulus* ont pu montrer leur succès en inversant le déclin pour ces espèces, tandis qu'à côté, les espèces plus communes comme l'alouette des champs *Alauda arvensis* et le bruant jaune *Emberiza citrinella* continuaient leur déclin (Aebischer *et al.*, 2000). D'autres ont même noté des impacts positifs des MAE pour de nombreux groupes d'organismes sur leur zone d'étude dont la flore, les abeilles ou les orthoptères, mais pas d'effet significatif sur les oiseaux du même territoire (sans que des effets négatifs ne soient pour autant notés) (Marshall *et al.*, 2006).

Uthes & Matzdorf ont eux aussi noté le succès mitigé des MAE, en expliquant que dans les régions cultivées extensivement, les taux de nutriments sont historiquement plus bas, et les banques de graines du sol sont plus importantes que dans les régions cultivées intensivement. Le maintien de cet état est donc plus facile à accomplir dû aux meilleures conditions de départ. Les régions intensives doivent aussi faire face à la taille des parcelles, la faible présence d'éléments non cultivés et la fragmentation de l'habitat. Avec ces mauvaises conditions de départ, les résultats sont acquis avec plus de difficultés et donc plus de coût, et comparer les deux n'est pas possible. Une étude confirme cette position, et note que dans une région où les MAE augmentaient significativement l'abondance d'oiseaux en utilisant des variables d'habitat et de nourriture, de nombreuses variables d'occupation du sol non reliées aux MAE avaient une importance significative, probablement à cause du fait que l'étude était effectuée en milieu d'agriculture extensive (Ponce & al., 2014).

En Suisse, l'objectif des MAE d'entraver la perte de biodiversité en milieu agricole est déclaré comme ayant clairement échoué (Birrer *et al.*, 2007). On y explore trois pistes pour expliquer cet échec. La qualité : la composition et la structure de l'habitat des MAE en font-elles un habitat adéquat ? La quantité ensuite : le nombre et/ou la surface totale des MAE sont-ils suffisants ? Et réseau enfin : les MAE sont-elles isolées et dans des sites qui ne sont pas optimaux pour les espèces concernées ? En notant que les MAE couvraient 8,1% du territoire agricole pour 2% de MAE à haute qualité écologique, la piste de la faible qualité des MAE fut privilégiée (Birrer *et al.*, 2007).

Pourtant, de toutes les différentes mesures vouées au développement rural dans l'UE, les MAE sont de loin les mieux étudiées. Les recherches approfondies pratiquées actuellement sont nécessaires pour fournir une vue plus poussée des procédés écologiques. Elles doivent pouvoir accompagner les évaluations officielles et assister les autorités dans l'estimation de l'efficacité de ces mesures, et de la légitimité des indicateurs demandés par les évaluations officielles (Uthes & Matzdorf, 2013).

1.8 La Wallonie au centre de l'Europe

Le cas de la Wallonie se calque facilement sur celui de l'Europe quant au statut des espèces d'oiseaux agricoles. Les données récoltées pour les espèces communes d'après la méthode du « Farmland Bird Index » (FBI) instaurée par Gregory *et al.* (2005) confirment que les espèces agricoles sont bien les plus fortement touchées à l'échelle continentale (Figure 5), et permettent de comparer la situation européenne à la situation wallonne.

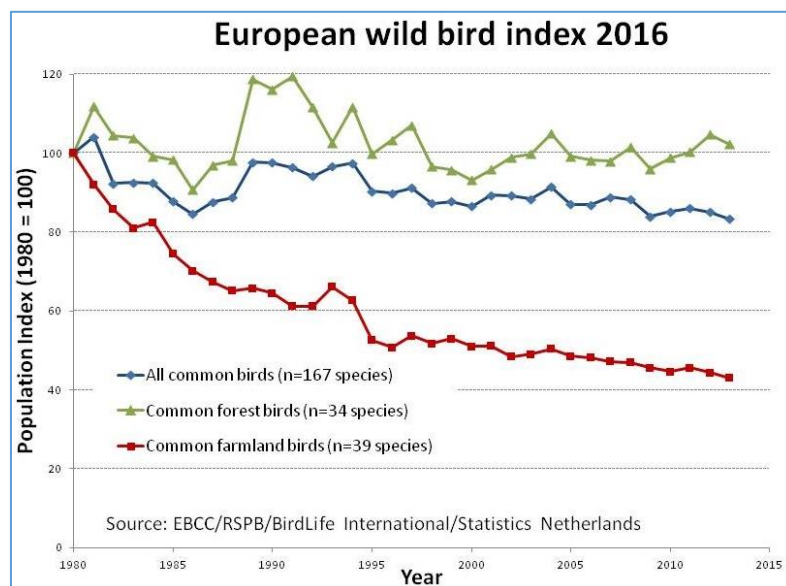


Figure 5 - Evolution de l'index des oiseaux communs européens et ses deux composantes forestière et agricole. Source : European Bird Census Council (2016).

Bien que les tendances soient semblables, l'intensité du déclin est moins marquée en Wallonie que sur le reste du continent, même si l'échelle diffère (les tendances européennes débutent en 1980, en Wallonie, c'est en 1990) (Figure 6). Pourtant le constat reste clair : les données indiquent une perte moyenne de 30% des effectifs des espèces agricoles en Wallonie (Paquet *et al.*, 2014). En tenant compte de toutes les espèces communes, 47% d'entre elles suivent exactement la même tendance en Wallonie que dans le reste de l'Europe, pour seulement 5% qui font preuve d'une tendance contraire (Paquet *et al.*, 2010).

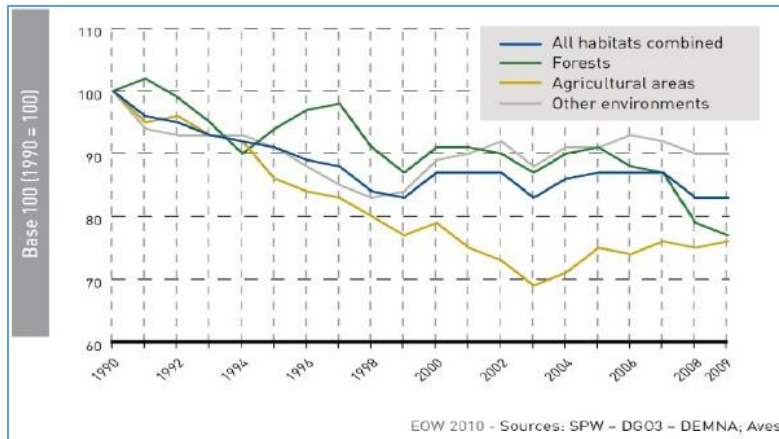


Figure 6 - Evolution des indices d'oiseaux communs en Wallonie. Source : Paquet et al. (2010).

Parmi toutes les espèces agricoles concernées par ces chutes d'effectifs, la plus emblématique à l'échelle wallonne est sans doute le bruant proyer *Emberiza calandra*, dont l'effondrement au cours des années 1990 est sans équivoque, avec une diminution moyenne de 15,6% de la population chaque année (Figure 7). Récemment, la population déjà très réduite a encore chuté de 50% entre 2010 et 2013, malgré les mesures ciblées et les programmes spéciaux réservés à l'espèce dans ses derniers bastions (Ory et al., 2015). Il s'agit d'un exemple phare du manque de compréhension de l'interaction entre les oiseaux et les mesures de conservation qui leur sont attribuées en milieu agricole. Le manque d'efficacité de mesures pourtant ciblées et étudiées soulève de nombreuses questions qui devront être abordées dans des études précises de l'interaction entre les espèces agricoles et les MAE. Ce travail pourra notamment servir de base à de telles études en soulevant les cas précis dans lesquels ces manquements devront être évalués.

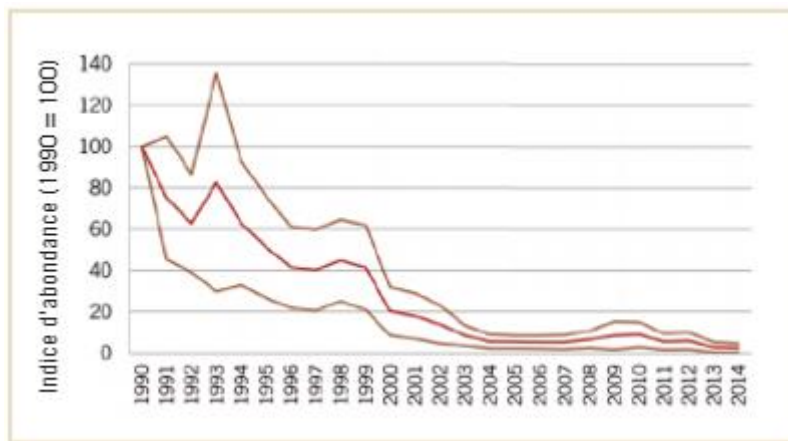


Figure 7 - Evolution de la population de bruant proyer en Wallonie issue du programme de suivi des oiseaux communs en Wallonie. Les courbes pâles délimitent l'intervalle de confiance à 95% autour de l'indice. Source : Ory et al. (2015).

Si le bruant proyer est vu comme un cas emblématique de l'état du milieu agricole en Wallonie, c'est parce que de nombreuses autres espèces éprouvent les mêmes difficultés pour maintenir à niveau leur population. Le Tableau 4 reprend les espèces agricoles communes en Wallonie et leurs tendances de 1990 à 2009 étudiées par Paquet et al. (2010) à l'aide des données issues des points d'écoute du programme SOCWAL³. Plus de la moitié⁴ des espèces sont en déclin dont 3 en déclin particulièrement marqué, le bruant proyer en tête. Il est tout de même à noter que certaines espèces se portent au

³ Surveillance des Oiseaux Communes en Wallonie

⁴ 10 espèces sur 17 au total

contraire remarquablement bien, bien qu'elles restent marginales. Ces espèces sont plutôt liées aux milieux prairiaux quand les espèces qui subissent les déclin les plus marqués sont issues des milieux cultivés. De plus, 2/3 des espèces en augmentation (le tarier pâtre *Saxicola torquatus* et la pie-grièche écorcheur *Lanius collurio*) ne sont que (très) peu présentes comme nicheuses en Wallonie limoneuse, la région d'étude de ce travail.

Espèce	Taux de croissance (%/an)	Classification de la tendance
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i>	0,4	Stable
Perdrix grise <i>Perdix perdix</i>	-9,1	Fort déclin
Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i>	-4,2	Déclin
Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i>	2,6	Augmentation
Tourterelle des bois <i>Streptopelia turtur</i>	-8,3	Fort déclin
Alouette des champs <i>Alauda arvensis</i>	-4,0	Déclin
Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i>	-1,9	Déclin
Pipit farlouse <i>Anthus pratensis</i>	-4,0	Déclin
Bergeronnette printanière <i>Motacilla flava</i>	-1,8	Déclin
Bergeronnette grise <i>Motacilla alba</i>	0,0	Stable
Tarier pâtre <i>Saxicola torquatus</i>	12,0	Forte augmentation
Pie-grièche écorcheur <i>Lanius collurio</i>	5,4	Augmentation
Corbeau freux <i>Corvus frugilegus</i>	0,9	Stable
Moineau friquet <i>Passer montanus</i>	-2,8	Déclin
Linotte mélodieuse <i>Carduelis cannabina</i>	-2,7	Déclin
Bruant jaune <i>Emberiza citrinella</i>	-0,6	Stable
Bruant proyer <i>Emberiza calandra</i>	-15,7	Fort déclin

Tableau 4 - Résumé des tendances des oiseaux communs en milieu agricole wallon d'après les données de points d'écoute du programme SOCWAL entre 1990 et 2009. Source : Paquet et al. (2010).

Ces espèces déclinent donc dans un milieu qui, comme vu précédemment, ne cesse de s'enrichir en MAE. C'est sur ce paradoxe, qui empêche le programme agri-environnemental d'atteindre ses objectifs principaux, que portera ce travail. Il visera à répondre à la simple question de l'efficacité des MAE en Région Wallonne en cherchant à savoir si oui ou non, et dans quelles mesures, la présence des MAE engendre un accroissement du nombre d'espèces et d'individus chez les oiseaux des milieux agricoles.

1.9 Objectifs de recherche

Le travail visera à évaluer l'efficacité des MAE de type « bandes et tournières » en Wallonie limoneuse en vérifiant si, oui ou non, ces mesures engendrent une diversité spécifique et une abondance d'individus accrue, afin de comprendre pourquoi les espèces agricoles continuent de régresser quand les MAE ne font que progresser.

La réponse négative à cette question sera notre hypothèse nulle que nous tenterons de vérifier. Il faudra veiller à séparer l'effet propre des MAE de l'effet du paysage ou d'autres sources de variabilité non-ciblées. Pour ce faire, nous utiliserons des points d'écoute répartis aléatoirement sur des bandes et tournières en Wallonie limoneuse, accompagnées de points dits « témoins » qui seront eux aussi sélectionnés aléatoirement en milieu purement agricole. Les critères de sélection, qui seront appliqués tant aux bandes et tournières qu'aux points témoins, comprendront un évitement des milieux boisés et urbanisés pour tous les points, et un évitement des bandes et tournières environnantes pour les points témoins.

Si les analyses montrent un effet réel, il faudra déterminer la manière avec laquelle il agit : sur quelles espèces, dans quel milieu, sous quelles contraintes, pour pouvoir obtenir une vue plus étendue de son fonctionnement et éventuellement rediriger les pratiques, voire conseiller une modification du cahier de charges des mesures. Ensuite, il faudra pouvoir expliquer la raison de l'existence conjuguée d'un effet des MAE et d'une diminution des populations d'oiseaux agricoles.

Si les analyses montrent un effet inexistant, il faudra premièrement vérifier s'il est réellement absent ou s'il n'est pas détectable, suite à la présence d'une autre source de variabilité qui le surclasse (paysage ou pratiques agricoles intensives). Une approche plus approfondie des analyses pourrait permettre de parvenir à l'isoler du reste.

Si par contre il est réellement absent, Il faudra vérifier s'il n'existe pour absolument aucune espèce ou si certaines semblent tout de même en tirer profit. Les facteurs qui influencent réellement l'abondance et la richesse des espèces devront alors être identifiés, pour ensuite évaluer l'origine écologique du disfonctionnement et envisager des solutions pour le surmonter.

Ce travail permettra, d'une manière plus générale, d'améliorer les connaissances sur l'interaction entre les oiseaux agricoles de Wallonie et les MAE à l'échelle du paysage et, en moindre mesure, à l'échelle de la parcelle. S'il permet de conclure sur des données précises, elles pourront éventuellement servir à l'amélioration du programme agri-environnemental wallon, en redirigeant les efforts vers les méthodes les plus efficaces et/ou les moins coûteuses, pour un rendu qui soit maximal.

2 Matériel et méthodes

2.1 Aperçu de la zone d'étude

La zone d'étude a été définie d'après les délimitations des écorégions wallonnes. Cette étude se focalise sur le milieu agricole, et l'écorégion la plus appropriée dans cette optique est le plateau hesbigno-brabançon, qui couvre la majeure partie de la Wallonie limoneuse (Figure 8).

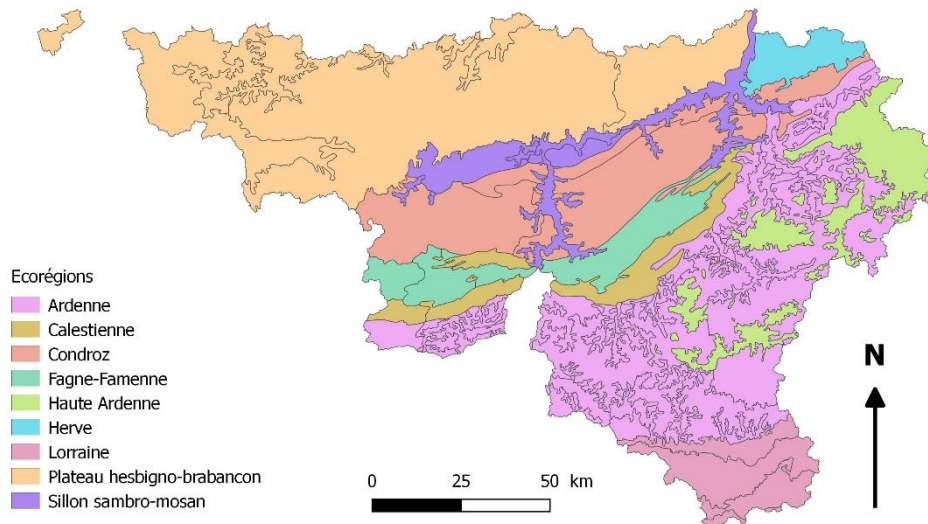


Figure 8 - Répartition des écorégions en Wallonie.

Cette écorégion s'étend sur 5195 km² et mesure près de 202 km sur sa plus grande longueur. On y retrouve une surface agricole qui couvre 3184 km², soit 61,3 % de sa surface, ce qui représente le ratio « terres arables / terres non cultivées » le plus fort de toute la Wallonie (calculé sur base du parcellaire agricole anonyme). Elle convient donc parfaitement à notre étude.

L'altitude y oscille entre 8 et 198 mètres, et le gradient général d'altitude s'étend d'ouest en est (calculé sur base du MNT wallon). D'une manière générale, la présence de bois et forêts est faible et la plus grande partie des terres non cultivées est composée d'agglomération et de zones d'habitation (couche IGN Top10Vector).

2.2 Première partie : sélection des points de relevé

Pour effectuer le recensement de l'avifaune agricole, la méthode des points d'écoute a été appliquée (Bibby, 2000). Les bandes aménagées, les bandes tampons et les tournières enherbées d'un parcellaire agricole anonyme ont été utilisées pour sélectionner les points d'inventaire de manière aléatoire. Ces 5711 aménagements constituaient des lieux potentiels d'inventaire.

Le centroïde de chacune de ces entités a été considéré comme un point d'écoute potentiel. Pour les bandes dont le centroïde n'était pas situé à l'intérieur de la bande, le point a été déplacé manuellement afin qu'il soit inclus dans le polygone de la bande ou de la tournière.

Une sélection des points d'écoute a ensuite été réalisée sur base de critères stricts, pour focaliser autant que possible l'étude vers les grandes plaines cultivées et leur avifaune typique. Les points situés à moins de 250 mètres des zones urbaines, des massifs boisés, des zones naturelles et des grandes voies routières ont été exclus de l'échantillonnage potentiel, afin d'éviter autant que possible la présence de communautés liées aux milieux anthropiques, aux milieux forestiers ou aux grands

complexes de points d'eau et de roselières. Ce travail de vérification minutieux a été effectué à l'œil, point par point, à l'aide de la couche de fond d'image satellite Bing Maps Hybrid.

Ensuite, une seconde étape de sélection a été réalisée à l'aide de l'outil « sélection aléatoire » du logiciel QGIS (QGIS Development Team, 2017), puis en ne conservant que les points situés à plus d'un kilomètre du point voisin, afin d'éviter les doubles comptages et d'assurer l'indépendance des relevés entre eux. Pour ce faire, un tampon de 500m de rayon a été construit autour de chaque point, et celui-ci ne pouvait pas intersecter le tampon d'un point voisin (Figure 9). La distance minimum entre 2 points est donc de 1000 mètres et la distance entre deux zones d'inventaire est d'au moins 500 mètres, ce qui nous permet de réduire fortement le risque de la pseudo-réplication.

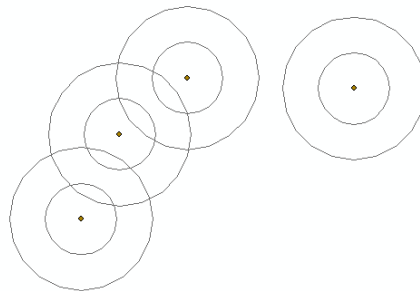


Figure 9 - Illustration de la méthode de sélection des points par zone tampon. Les deux cercles concentriques représentent les tampons de 250 et 500 mètres. Dans ce cas, le 2ème point en partant de la gauche devra être abandonné, puisque son tampon de 500 mètres intersecte celui des deux points voisins.

À côté des points visant les aménagements, des points témoins, dits « blancs », ont aussi été produits. Une sélection de points témoins potentiels a été créée aléatoirement dans les milieux agricoles de la région d'étude, à l'aide de l'outil de « grille aléatoire » dans QGIS. Ceux-ci ont ensuite été déplacés automatiquement en bordure de la parcelle la plus proche, afin de les placer en conditions semblables aux points situés sur les aménagements, à l'intersection de deux parcelles de culture. Les mêmes critères que ceux appliqués aux bandes et tournières ont ensuite été appliqués aux points témoins, pour respecter les mêmes critères paysagers et d'indépendance entre les points. Un critère supplémentaire a été imposé aux points témoins, qui devaient éviter la présence de tout aménagement agri-environnemental dans leur tampon de 500 mètres.

Enfin, tous les points sélectionnés ont été rassemblés, bandes, tournières et témoins, et un identifiant unique leur a été attribué. Après traitement, 381 points ont été sélectionnés, comprenant 107 bandes aménagées et 58 bandes tampon, 99 tournières enherbées et 117 points témoins (Figure 10). Ils ont ensuite été regroupés par chaînes de relevés de 7 à 9 points selon leur proximité géographique, afin de minimiser les distances à parcourir lors du travail de terrain.

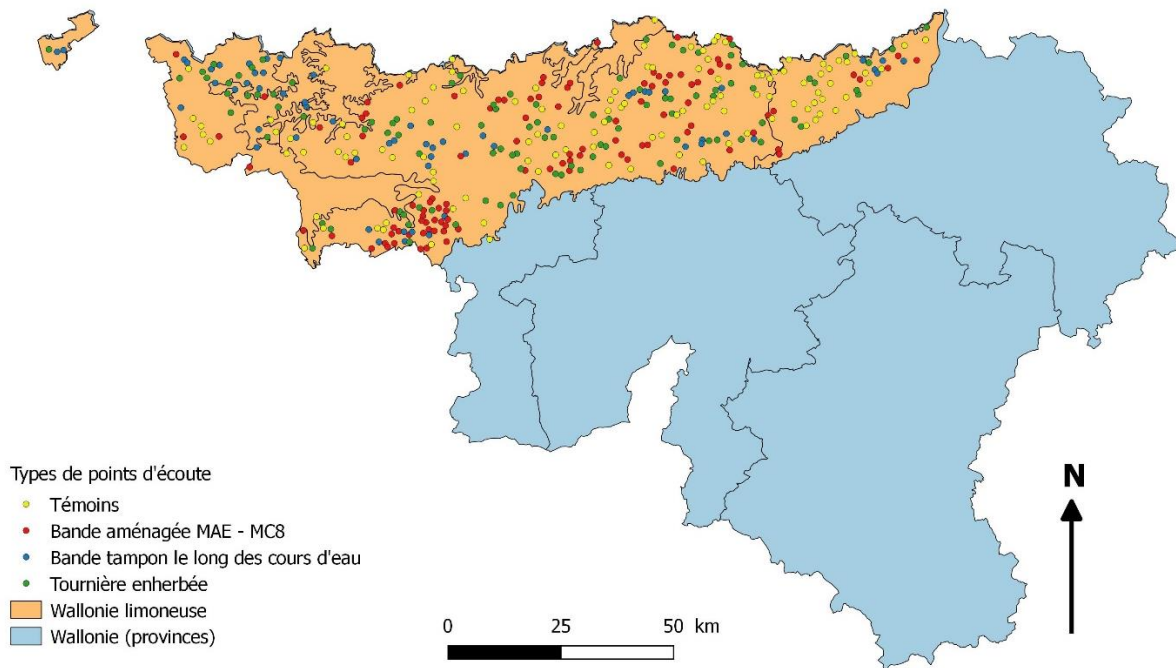


Figure 10 - Répartition des 381 points sélectionnés pour l'échantillonnage.

S'il apparaissait lors de la visite de terrain que les caractéristiques du point ne satisfaisaient pas les conditions que nous avons posées pour la sélection des sites, le point était abandonné. Exemples : une autoroute trop proche, des éléments non présents sur le fond de carte utilisé pour la sélection a priori, des aménagements agri-environnementaux absents ou des parcelles de culture fusionnées qui ne formaient plus de bordure de parcelle pour les points témoins.

2.3 Deuxième partie : relevés de terrain

Les chaînes de points d'écoute ont été attribuées aléatoirement entre les 3 observateurs, en quantités proportionnelles à leurs disponibilités respectives, afin d'éviter une spatialisée de l'effet observateur. Aux observateurs 1 et 2, entièrement dévoués aux relevés pour la période considérée, un programme complet de 23 et 20 chaînes de relevés a été attribué. L'observateur 3 a reçu un programme partiel de 5 chaînes, auquel d'autres chaînes pouvaient être ajoutées, lui laissant le temps d'effectuer ses relevés en marge de son activité professionnelle.

Les relevés ont été effectués chaîne par chaîne. Pour permettre aux observateurs de réaliser aisément leur chaîne de points d'écoute, une carte générale a été produite pour chaque chaîne, reprenant l'ensemble des points d'inventaire sur fond d'image satellite.

2.3.1 Relevé des paramètres environnementaux

Après le recensement des oiseaux, l'observateur a relevé les conditions environnementales. Pour ce faire, les cultures en place, les éléments non agricoles du paysage tels que les haies, les fossés, les buissons ou encore les grands arbres isolés ont été cartographiés à l'aide d'une image satellite sur laquelle étaient surimposés des cercles de rayons concentriques.

2.3.2 Inventaire des oiseaux par points d'écoute

La période des relevés s'est étalée du 15 mai 2016 au 30 juin 2016. Initialement, deux passages sur les sites avaient été prévus dans la préparation du travail, mais le calendrier académique trop chargé nous

a contraints à n'en réaliser qu'un seul. Pour compenser le passage unique, il a fallu modifier la durée des relevés.

La durée des relevés est un élément crucial. Elle doit être assez longue pour détecter tous les oiseaux présents sur le site et assez réduite pour éviter les doubles comptages d'oiseaux s'étant déplacés (Bibby *et al.*, 2000). En Belgique, le programme de suivi des populations d'oiseaux communs est basé sur des points d'écoute de 5 minutes (Paquet *et al.*, 2010), mais un double passage est souvent pratiqué. Dans notre cas, où un seul passage a pu être effectué, un relevé de 10 minutes nous a permis d'améliorer l'exhaustivité des inventaires.

Les mauvaises conditions météorologiques, comme la pluie et le brouillard, ont été évitées par les observateurs, tout en visant à parcourir le maximum de points possible dans les conditions qu'ont été celles du printemps 2016. Ainsi, lorsque la météo était irrégulière au cours de la matinée, certains points ont été effectués sous de mauvaises conditions, pour permettre au reste de la chaîne d'être recensé dans des conditions acceptables.

Lors de chaque point d'écoute, nous avons identifié chaque individu, noté son comportement et la position de chaque oiseau contacté sur une photographie aérienne. Une liste de comportements standardisés a été utilisée (Tableau 5). La date, l'heure, les conditions météorologiques et l'observateur ont systématiquement été indiqués.

Comportement	Code
Chantant	1
Posé	2
Cherchant nourriture	3
En vol	4
S'envolant	5
En chasse	6
Nourrissage/becquée	7
Transport de matériel de nid	8
Territorial	9
Parade/acccouplement	10
Nid occupé	11
Jeune à l'envol	12

Tableau 5 - Codes pour la notation des comportements d'oiseaux sur les points d'écoute.

2.3.3 Déroulement du recensement

2.3.3.1 *Etendue finale de l'échantillonnage*

Sur les 381 points préparés, 287 ont été recensés, répartis sur 42 chaînes de relevés contre 48 prévues. Cinquante-huit n'ont pas pu être inventoriés faute de conditions météorologiques clémentes, et 36 ont été parcourus mais abandonnés pour l'une des raisons suivantes : soit la MAE était absente, soit les parcelles avaient été fusionnées et la bordure était inexistante, soit l'accès était impossible. Parmi les points abandonnés et non recensés, nous retrouvons 24 bandes aménagées, 14 bandes tampons, 24 tournières enherbées et 32 points témoins. La Figure 11 montre que malgré une différence de 94 points d'écoute, la proportionnalité des types de points a été conservée par rapport à l'échantillonnage initial.

Les résultats ne porteront que sur l'échantillon recensé, les points non recensés ne seront plus discutés ci-après. Parmi l'échantillonnage final figurent :

- 85 points témoin
- 75 tournières enherbées
- 44 bandes tampon
- 83 bandes aménagées, dont :
 - o 5 bandes à pollinisateurs
 - o 4 bandes paysagères
 - o 61 bandes pour la faune
 - o 2 bandes anti-érosion
 - o 11 bandes aménagées non identifiées

2.3.3.2 *Déroulement temporel des relevés*

Les relevés ont été réalisés entre le 16 mai 2016 et le 24 juin 2016. Comme le montre la Figure 12, ils ont été répartis également dans le temps. Aucune période n'a été favorisée par les observateurs et le cumul du nombre de sites inventoriés n'est pas débalancé vers une date particulière. La progression est constante et il n'existe pas de biais temporel, malgré les périodes parfois prolongées de mauvaises conditions météorologiques (périodes vides sans barres sur l'histogramme). De cette manière, aucune partie précise du cycle de la reproduction n'a été favorisée au sein de la période d'inventaire, et la relation qui lie la progression des relevés au temps est presque linéaire.

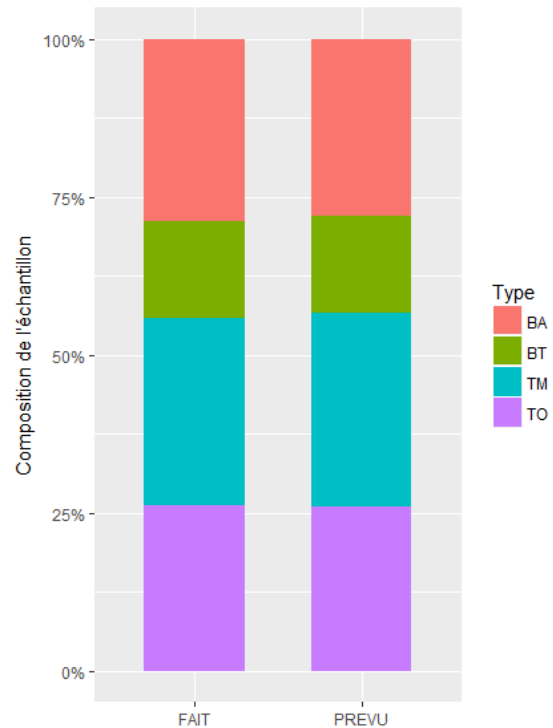


Figure 11 - Histogramme cumulé de la répartition des types de points d'écoute dans l'échantillon prévu et l'échantillon final. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TM = points témoins, TO = tournières enherbées.

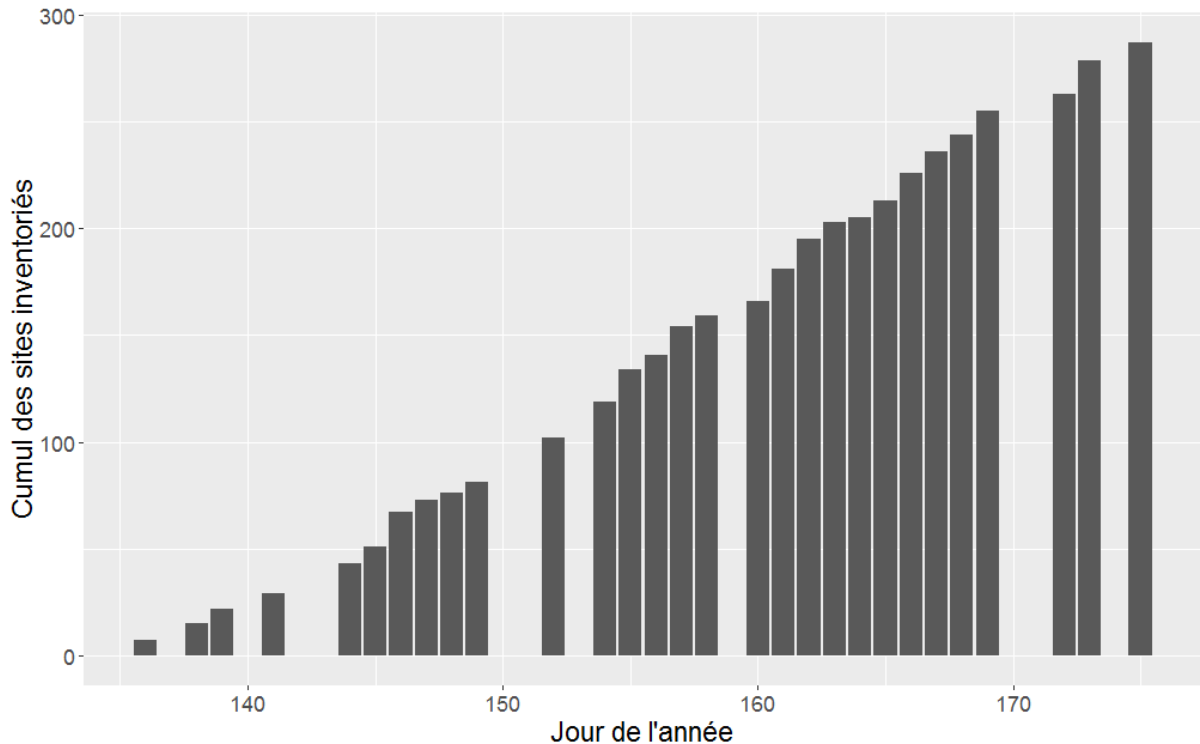


Figure 12 - Histogramme du nombre cumulé de sites inventoriés en fonction du jour de l'année.

2.3.3.3 Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques ont été systématiquement notées sur le terrain, et sont représentées sur la Figure 13, réparties par type de point. Bien que les consignes de terrain précisassent d'éviter la pluie, la nature imprévisible des éléments météorologiques a parfois eu raison de nos prédictions, et certains points parmi les chaînes ont été effectués dans des conditions adverses. On remarquera que les points témoins semblent avoir été épargnés par la pluie mais pas par le brouillard, tandis que les bandes tampons sont concernées par les deux en même temps. Les tournières et les bandes aménagées ont, elles, été épargnées du brouillard mais ont reçu leur lot de pluie. Toutefois, si la pluie est systématiquement néfaste pour l'activité des oiseaux, l'effet du brouillard n'est pas aussi marqué. Le brouillard peut avoir différents niveaux d'intensité, et certaines matinées de brouillard plus léger se sont même montrées favorables à l'activité de l'avifaune. Dans les analyses, seule la pluie sera encodée en « dummy » et intégrée dans les calculs, afin d'inclure cette variabilité supposée négative pour l'activité de l'avifaune. Ainsi, les sites relevés sous des conditions pluvieuses ne devront pas être supprimés et la part d'information qu'ils apporteront sera exploitée, tout en corrigeant pour l'effet supposé de la pluie.

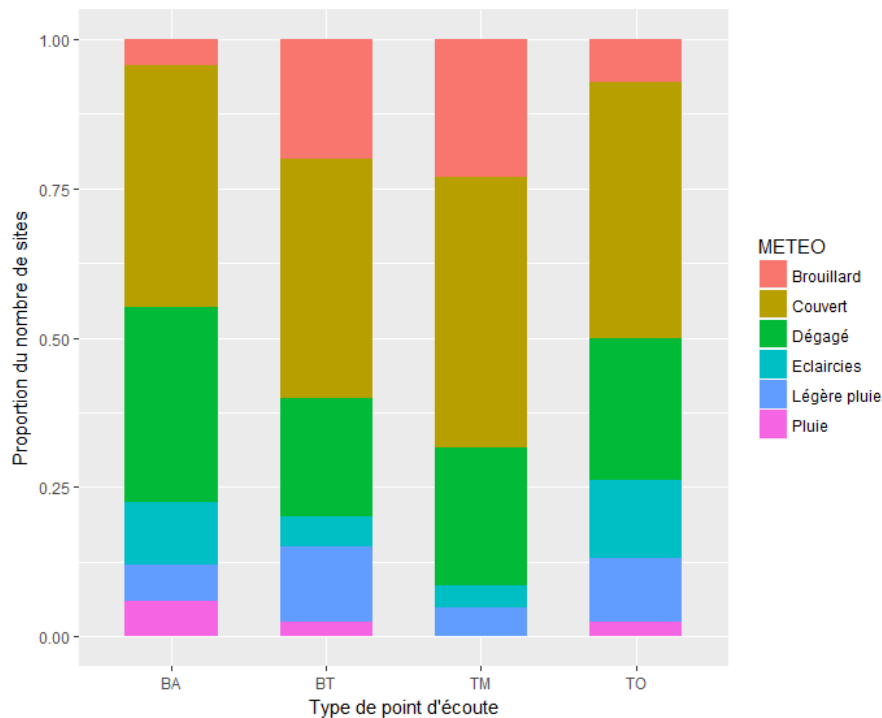


Figure 13 - Histogramme cumulé de la répartition des conditions météorologiques pour chaque type de point. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TM = points témoins, TO = tournières enherbées.

2.3.3.4 Contexte météorologique du printemps 2016

Ces données météorologiques doivent être replacées dans le contexte de la fin de printemps 2016 qui fut extrêmement pluvieuse. De nombreuses inondations ont eu lieu en plusieurs endroits en Belgique, et aussi en Wallonie limoneuse (IRM, 2016). La dernière semaine du mois de mai a vu les premiers épisodes orageux et pluvieux s'abattre sur les régions d'Enghien, de Waterloo et de Liège (MeteoBelgique, 2016), pour ouvrir la voie à un mois de juin extrêmement perturbé lors duquel les précipitations furent presque 2,5 fois supérieures à la normale. Les orages ont été fréquents (1,6 fois plus que la normale) et la durée d'ensoleillement ne s'élevait qu'à 62% de la normale mensuelle (Tableau 6).

	Juin 2016	Normales 1981-2010
Précipitations (mm)	174,6	71,8
Jours de précipitations (j.)	24	15
Jours d'orages (j.)	20	12,5
Insolation (heures)	116,3	187,7

Tableau 6 - Conditions météorologiques du mois de juin 2016 en comparaison aux normales saisonnières (1981-2010).
Source : IRM (2016).

Ces conditions, qui ont non seulement empêché le recensement de l'entièreté des points prévus, ont aussi eu un impact certain sur la nidification des oiseaux des plaines agricoles, en particulier ces espèces qui nichent à même le sol comme la perdrix grise *Perdrix perdrix* ou le vanneau huppé *Vanellus vanellus*. Il reste à déterminer ce que pourrait être l'impact direct sur les relevés.

2.4 Troisième partie : encodage et traitement des données

2.4.1 Encodage et structuration des données

Toutes les données ont été notées en format papier sur le terrain. Elles ont ensuite été encodées au format numérique à l'aide d'ArcGis 10.4 et de Microsoft Access, pour être compilées dans une base de données Access à 3 tables, liées les unes aux autres. Ces tables sont structurées comme suit :

- La 1^{ère} table rassemble les informations des sites. Elle comprend une ligne par point et les colonnes décrivent les informations intrinsèques du point, non modifiables par le temps, comme l'identifiant unique, les coordonnées ou encore l'altitude.
- La 2^{ème} table rassemble les informations récoltées lors du passage sur le point. Elle est reliée à la première par l'identifiant unique, et permet de cette manière de réaliser plusieurs passages pour un seul point dans la table 1. On y retrouve l'identifiant de l'observateur, la date, l'heure, la météo et le relevé des variables environnementales (i.e. la surface en éléments paysagers ainsi que la composition du parcellaire agricole).
- La 3^{ème} table est la table des recensements d'oiseaux. Chaque observation représente une ligne dans la table. Elle est reliée à la table n°2 par une concaténation de la date de relevé et de l'identifiant du point, afin de pouvoir individualiser la liaison entre un ensemble de relevés d'oiseaux et un seul passage de la table 2. On y retrouve pour chaque ligne l'espèce, le nombre, la date, le comportement et les coordonnées du point d'observation.

Cette structure nous permet de faire tous les prélèvements possibles sur les données, via le système de requête et les liaisons de type « 1 à plusieurs » qui unissent les trois tables de la base de données (Figure 14).

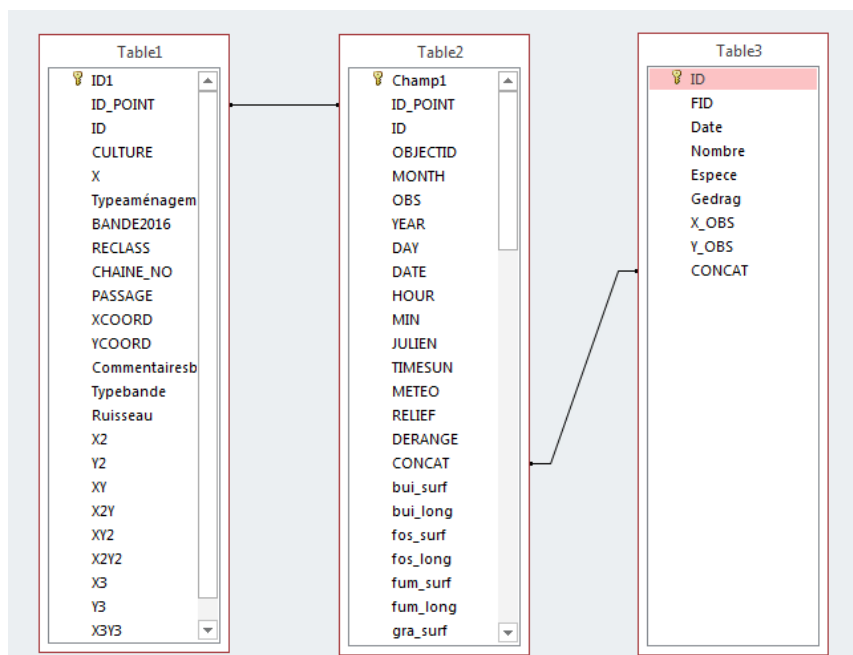


Figure 14 - Illustration de la structure des 3 tables liées dans la base de données Access.

2.4.2 Calcul de variables supplémentaires

En plus des données relevées sur le terrain, d'autres variables potentiellement influentes ont été calculées et ajoutées aux tables décrites précédemment. Certaines ont été calculées sur base des variables existantes, d'autres sont issues de sources de données externes.

2.4.2.1 Table 1

Cours d'eau

La couche du réseau hydrologique wallon a été utilisée pour déterminer la présence-absence de cours d'eau dans le tampon de 250 mètres autour des points d'écoute. Cette donnée a été encodée en variable binaire, avec un « dummy code » d'une colonne en 0-1.

Routes

De la même manière, la couche du réseau routier wallon a été croisée avec la couche des points pour pouvoir extraire la longueur de routes dans le tampon de 250 mètres autour des points. Cette donnée permet de maîtriser le poids donné aux routes dans le calcul de la longueur de lisières.

Variables spatiales

L'altitude de chaque point a été extraite du MNT de Wallonie. Des variables spatiales supplémentaires ont également été calculées sur base des coordonnées X et Y des points, en Lambert, afin de pouvoir inclure dans l'analyse des patrons spatiaux plus complexes (Lehaire, 2008). Il s'agit des variables spatiales suivantes : X^2 , Y^2 , XY , X^2Y , XY^2 , $X^2 + Y^2$, X^3 , Y^3 , et $X^3 + Y^3$.

2.4.2.2 Table 2

Longueur des bandes et tournières

La longueur des bandes et tournières a été calculée à l'aide du parcellaire de 2015, en utilisant le périmètre du polygone de chaque bande. Celui-ci a été divisé par deux à pour obtenir une approximation de la longueur suffisamment proche de la réalité.

Date et heure

Les dates ont été modifiées en jours juliens, afin de pouvoir disposer d'une variable continue de type ratio (McKillup, 2012) pour l'analyse. Les heures de la journée, elles, ont été recalculées en nombre de minutes suivant le lever du soleil à l'aide de la fonction `difftime()` du logiciel R, en utilisant les éphémérides de l'Observatoire Royal de Belgique à Uccle (2017).

Assolement dans un rayon de 250m

Plusieurs variables ont été calculées sur base des cultures observées : le nombre de parcelles agricoles et le nombre de cultures différentes dans le tampon de 250 mètres. Ceux-ci ont ensuite été utilisés pour calculer l'indice de Shannon-Weaver du parcellaire agricole, à l'aide de la formule suivante :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

où S = le nombre total de cultures

$$p_i = n_i/N$$

avec n_i = le nombre de parcelles d'une culture

N = l'effectif total

Cet indice nous permettra d'évaluer l'hétérogénéité du parcellaire agricole sur nos points d'écoute. À noter que les parcelles non identifiées ont toutes été encodées en « inconnues », mais il est possible, voire probable, qu'elles soient constituées de plusieurs cultures différentes. L'indice de Shannon-

Weaver calculé ici est donc à considérer comme un minimum pour le point considéré, car si nous n'avons utilisé qu'une seule inconnue, elles pouvaient en réalité être au nombre de 2 ou 3, voire plus.

Longueur d'interfaces entre les cultures dans un rayon de 250 mètres

La distance de lisières par point a également été calculée sur base des cultures observées, en prenant soin d'exclure les lisières artificielles créées par le dessin du contour de la zone d'inventaire.

Ratio culture/prairies dans un rayon de 250 mètres

Le ratio culture/prairies a été calculé à l'aide du relevé des cultures effectué lors du passage sur le terrain. Ces données, encodées directement sur les polygones du parcellaire, ont permis de calculer la surface de chaque type de culture, pour ensuite calculer le ratio de l'ensemble des cultures sur la surface totale de prairies autour du point.

Surface de bandes dans un rayon de 500 mètres

Pour inclure aussi l'effet paysager, des variables ont été calculées à deux échelles différentes de celle du point d'écoute. Dans un rayon de 500 mètres, la surface de chaque type de bande (bandes aménagées, bandes tampon et tournières enherbées) et la surface totale de tous les aménagements ont été calculées à l'aide du parcellaire agricole de 2015. Les bandes qui ont disparu entre 2015 et 2016 ont donc été retenues pour le calcul malgré leur absence sur le terrain lors du passage en 2016. Inversement, des bandes nouvellement installées n'auront pas été considérées. Les surfaces ont été calculées à l'aide de la fonction « intersect » et de l'outil de table « calculate geometry » dans Arcgis 10.4.

Composition paysagère dans un rayon d'1 kilomètre

Dans un rayon d'1 kilomètre autour de chaque point, les superficies de forêts, de terrains agricoles et de bâti rural ont été calculées à l'aide de la couche IGN Top10V, d'après les recommandations de Marja *et al.* (2013 ; citée par Gailly, 2013). Comme les points ont été sélectionnés sur base des tampons de 500 mètres, il a fallu contourner le problème de recouvrement des tampons de 1000 mètres à l'aide d'une boucle itérative créée pour l'occasion dans « Modelbuilder » d'Arcgis 10.4, pour éviter l'exclusion des surfaces qui se chevauchent.

2.5 Quatrième partie : Analyses

2.5.1 Reclassement des bandes

Les types de bandes aménagées ont été identifiés à l'aide des avis d'experts de Natagriwal. Par souci de synthèse et de fidélité à la réalité de terrain, elles ont été reclassées.

Les bandes anti-érosion sont composées du même mélange que les tournières enherbées et ne diffèrent de celles-ci que par leur situation stratégique pour la lutte anti-érosive ciblée (Natagriwal, 2016). D'un point de vue écologique, elles sont extrêmement proches, et ont dès lors été regroupées.

Les bandes à pollinisateurs et les bandes paysagères ont une structure de végétation très similaire. Elles ne diffèrent que par leur régime de fauche (Natagriwal, 2016). Leur composition végétale diffère des tournières par la présence de plantes à fleurs, destinées aux pollinisateurs ou à l'esthétique, sans impact évident sur l'avifaune. Elles ont une identité proche de celle des tournières enherbées et ont dès lors toutes les trois été regroupées.

Les bandes pour la faune ont été prises comme type de référence pour les bandes aménagées, car leur objectif principal est l'aide au maintien de l'avifaune agricole et du petit gibier. Pour départager la part de bandes non identifiées, les notes de terrain ont été consultées. Une seule bande a pu être identifiée

comme bandes à pollinisateurs, et a par conséquent été reclassée parmi les tournières enherbées. Les autres ont été considérées comme des bandes pour la faune qui, avec 84,7% des bandes formellement identifiées, forment la classe largement majoritaire. Malgré cette supériorité numérique, il est forcément probable qu'une ou plusieurs bandes ai(en)t été incorrectement reclassée(s). C'est une erreur inhérente à notre jeu de données que nous devons accepter et qui, bien qu'étant minime, devra être considérée dans l'interprétation des résultats.

2.5.2 Exhaustivité de l'échantillonnage

Afin d'évaluer l'exhaustivité de l'échantillonnage, pour l'entièreté des relevés et pour chaque type de point, les courbes d'accumulation d'espèces ont été calculées sur R à l'aide de la fonction `poolaccum()` du package « `vegan` », en retenant la méthode « `jackknife1` ». Cette fonction évalue la richesse d'un nombre de sites choisis aléatoirement (M), en calculant progressivement la valeur estimée pour M+1 sites. Ce procédé est répété n fois afin d'approcher au mieux la valeur réelle et de calculer les intervalles de confiance. Pour effectuer ce calcul, les espèces migratrices et non nicheuses dans la zone d'étude n'ont pas été retenues (comme le goéland brun *Larus fuscus*, le guêpier d'Europe *Merops apiaster* ou le traquet motteux *Oenanthe oenanthe*).

2.5.3 Analyse exploratoire des variables environnementales

Avant d'entamer les analyses intégratives, les variables environnementales, relevées ou calculées, ont été explorées individuellement, à l'aide de tests de Kruskal-Wallis suivis d'un test de comparaisons multiples a posteriori de Dunn (Glantz, 1992). Les résultats du test a posteriori ont systématiquement été intégrés dans les tableaux de résumé des variables, qui reprennent les éléments suivants :

- la moyenne
- le minimum ou le pourcentage de zéro
- le maximum
- l'écart-type
- le nombre d'individus statistiques dans chaque classe

Sans être un préliminaire de la suite, où les analyses prendront en compte l'entièreté de la variabilité de l'entièreté des données, cette première approche a permis de vérifier l'existence ou non d'un déséquilibre ou d'une répartition inégale entre les groupes testés. Dans ce cas, il pourrait y avoir un effet confondant avec l'effet étudié, ou provocation d'un effet lorsqu'il n'existe pas (erreur de type I). Ces tableaux ont été calculés à l'aide de la fonction `Summarize()` du package « `FSA` » dans R.

2.5.4 Effet observateur

Pour évaluer l'existence et l'importance de l'effet observateur, les sites ont été positionnés sur un graphe de la richesse spécifique en fonction de l'abondance. Cette représentation permet de visualiser en une seule figure tous les points qui s'écarteraient de l'effort moyen d'échantillonnage. Les sites situés en dehors de l'angle formé par le nuage de points pourront être contrôlés pour vérifier s'il existe une justification factuelle à cet écart à la tendance, ou si l'effort de l'observateur est à mettre en cause.

2.5.5 Corps de l'analyse

2.5.5.1 Prélèvement des données oiseaux

Toutes les données d'oiseaux n'ont pas été utilisées telles quelles dans les analyses, elles ont été filtrées par espèce afin d'éviter les sources de bruit et de biais sans pondération. Premièrement, afin de ne travailler qu'avec des espèces directement reliées aux milieux étudiés, toutes les espèces migratrices et non nicheuses ont été supprimées, de la même manière qu'elles ont été supprimées pour l'évaluation de l'exhaustivité. Dans la même optique, les espèces à large surface d'activité ont également été écartées (comme la buse variable *Buteo buteo*, la corneille noire *Corvus corone* ou le

martinet noir *Apus apus*). Enfin, les espèces rares, présentes sur moins de 3% des sites inventoriés, n'ont pas été retenues en raison de leur forte influence sur les analyses multivariées utilisées dans cette étude, car ces analyses utilisent la distance de chi-carré pour construire leur espace de dimension réduite. Parmi ces espèces, on retrouve la foulque macroule *Fulica atra*, le hibou des marais *Asio flammeus* et le pic épeiche *Dendrocopos major*.

2.5.5.2 Test brut de l'hypothèse de départ

De la même manière que pour l'analyse exploratoire des variables environnementales, les données de richesse spécifique et d'abondance des individus ont été testées par type de point à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis, les données ne suivant pas une distribution normale. Un test de Dunn a également été appliqué aux données afin de déterminer les groupes significativement distincts. Les moyennes et le boxplot ont alors été consultés pour avoir une appréciation de la nature positive ou négative de l'écart entre les groupes.

2.5.5.3 Ordinations

Deux méthodes d'ordination ont été appliquées dans cette étude : la DCA (Analyse des correspondances avec élimination des tendances) et l'ACCp (Analyse canonique des correspondances partielle), toutes deux des méthodes d'ordination par moyenne pondérée. Les principaux avantages de l'ordination par moyenne pondérée sont entre autres la possibilité d'ordonner simultanément les sites et les espèces, le calcul rapide de l'algorithme et de très bonnes performances lorsque les espèces ont une relation non linéaire et unimodale (gaussienne) aux gradients environnementaux, ce qui au contraire pose de gros embarras pour l'utilisation de l'ACP (Gauch, 1982).

2.5.5.4 L'analyse des correspondances avec élimination des tendances (DCA)

La CA (Correlation analysis) classique souffre d'un artéfact récurrent nommé l'« effet d'arche », qui reflète une relation non linéaire entre le premier et le second axe, et la DCA (Detrended Correspondance Analysis) permet de contourner le problème, d'où son utilisation répandue. La DCA segmente l'axe principal afin de replacer les segments en les déplaçant le long de l'axe secondaire, afin de supprimer l'artéfact. Toutefois, cette modification transforme radicalement la sortie de l'analyse, elle a pour cette raison été fortement critiquée et est parfois déconseillée (Legendre & Legendre, 1998 ; Borcard *et al.*, 2011) malgré son utilisation très répandue.

L'analyse par ordination permet d'avoir un résumé général des similitudes entre les individus d'un échantillon. La DCA est, parmi toutes les techniques d'ordination, la moins affectée par les outliers inexplicables (Collins, 2000). De plus, elle est intéressante pour notre étude puisqu'elle possède le meilleur pouvoir de discrimination de ses classes d'individus d'oiseaux lorsqu'elle est utilisée pour des données relevées en période de reproduction, les oiseaux étant alors plus fortement rattachés à leur site de nidification (Delgado & Moreira, 2000).

La DCA est souvent utilisée en écologie, et aussi en ornithologie, car elle ne suppose pas de relation linéaire entre la réponse d'une espèce et les variables qui l'influencent. À partir de la théorie de la niche écologique, elle suppose au contraire une réponse unimodale, selon laquelle une espèce tend à être plus abondante pour une certaine valeur optimum le long d'un gradient environnemental, et décline au fur et à mesure que l'on s'en éloigne (Austin, 1985). C'est son plus grand atout face aux autres techniques d'ordination et de corrélation, qui supposent une relation linéaire des espèces face aux gradients environnementaux, ce qui produit une forte distorsion dans l'ordination créée (Palmer, 1993).

L'importance de l'eigenvalue du premier axe est un indice qui permet d'évaluer la qualité du « fit » dans le contexte du modèle conceptuel qui considère une réponse unimodale des espèces. Une valeur supérieure à 0,5 indique généralement un bon « fit » (Jongman *et al.*, 1995).

La longueur des axes est un indice de l'importance du turnover d'espèces (Jackson & Somers, 1991). Une valeur de 4 peut être considérée comme un seuil de certitude du bon « fit » au concept de réponse unimodale, et indique que les échantillons situés de part et d'autre de l'axe ne partagent que très peu, ou presque pas, d'espèces en commun. Une valeur inférieure à 3 indique la nécessité de reconsidérer l'utilisation de la DCA et de son approche unimodale, pour se rediriger vers les techniques d'ordination qui supposent une réponse linéaire des espèces aux gradients environnementaux (Ter Braak & Smilauer, 2002).

La table de données a été structurée en « sites x espèces », avec les sites en lignes qui représentent les individus statistiques, les espèces en colonnes qui représentent les descripteurs et les abondances relatives à l'intersection des lignes et colonnes. La DCA a été calculée sur R à l'aide de la fonction `decorana()`.

2.5.5.5 *L'analyse canonique des correspondances partielle (ACCp)*

L'analyse canonique des correspondances, de la même manière que la DCA, a été créée par des écologues pour relier l'abondance des espèces à des variables environnementales en assumant une relation gaussienne des espèces aux variables (Ter Braak, 1986). Quand la DCA est une méthode indirecte, qui ne représente pas directement les variables environnementales, l'ACC est au contraire une méthode directe, qui relie directement l'abondance des espèces aux variables. Elle représente donc un cas particulier de la régression multiple (Palmer, 1993).

L'intérêt de l'ACC, c'est qu'elle permet d'obtenir une représentation simultanée des sites, des espèces et des variables dans le même plan dimensionnel. Son second avantage, c'est qu'elle permet aussi de sélectionner la part de variabilité que l'on ne souhaite pas étudier, via l'ACC partielle. Celle-ci consiste en une ACC classique, avec pour contrainte supplémentaire que chaque gradient synthétique sortant de l'analyse ne peut être corrélé avec les covariables (Ter Braak & Verdonschot, 1995). Ces covariables, que l'on ne souhaite pas étudier mais dont on souhaite inclure la variabilité (Figure 15), sont reprises dans le Tableau 7, et sont constituées principalement de variables spatiales et/ou sans importance écologique.

Dans notre étude, l'objectif est de pouvoir visualiser la structuration des espèces agricoles en fonction de nos types de points, et de pouvoir interpréter le tout dans l'espace déterminé par les variables environnementales. Ainsi, les relations entre les espèces et les caractéristiques du paysage et du milieu pourront être analysées, en faisant le parallèle avec la localisation des types de points dans l'espace de dimension réduite. Cette analyse très intégrative devra permettre de répondre à plusieurs angles de questions qui émaneront de notre hypothèse de départ.

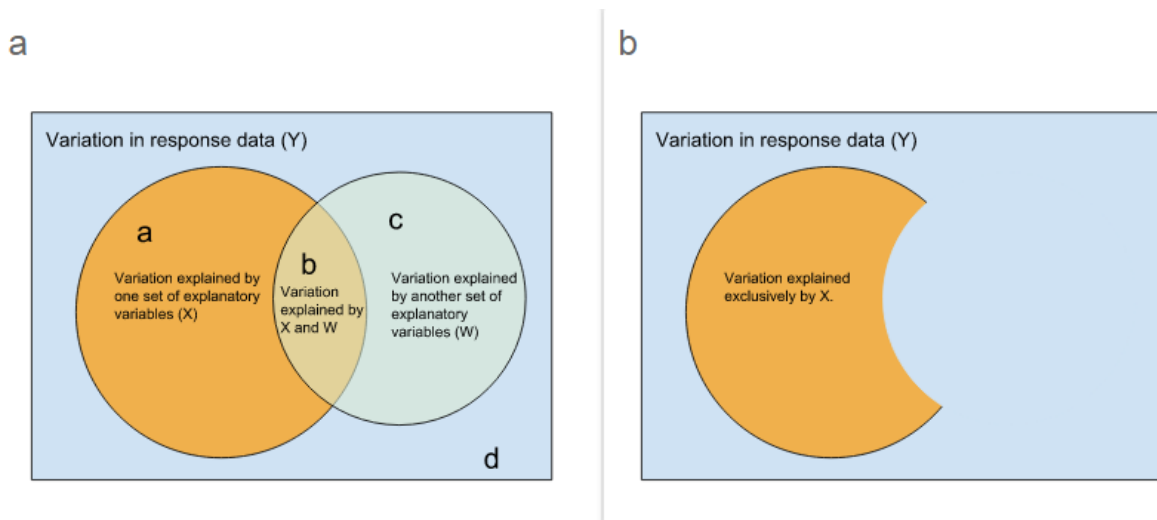


Figure 15 - Schématisation du fonctionnement de l'ACC partielle. À gauche, le disque a représente la variabilité expliquée par un jeu de variables environnementales que l'on souhaite étudier, le disque c, la variabilité expliquée par un second jeu de variables. Dans l'ACC partielle, on souhaite retenir la variabilité expliquée par le disque c dans les calculs sans la représenter dans les résultats car ces variables n'ont pas d'utilité pour l'interprétation. La variabilité retenue pour la sortie de l'analyse est représentée sur la figure de droite. Source : Buttigieg & Ramette (2014).

Code	Description
X	La coordonnée X des sites inventoriés (Lambert)
Y	La coordonnée Y des sites inventoriés (Lambert)
DAY	Le jour julien
MIN	Le nombre de minutes écoulées depuis le lever du soleil
OBS1	La présence/absence de l'observateur 1 sur le relevé
OBS2	La présence/absence de l'observateur 2 sur le relevé
OBS3	La présence/absence de l'observateur 3 sur le relevé
PLUIE	La présence/absence de pluie sur les 10 minutes du point d'écoute

Tableau 7 - Liste et description des covariables de l'ACC partielle.

L'ACC a été calculée à l'aide de la fonction `cca()` dans R. Cette fonction lie deux tableaux : le tableau « sites x espèces » déjà utilisé dans la DCA et le tableau comprenant toutes les variables environnementales, avec les sites en lignes. Dans notre tableau de données, deux colonnes ont été recodées en « dummy code » : la météo, pour laquelle seuls les jours de pluie ont été retenus, et l'observateur. Pour réduire la quantité de variables environnementales et éviter la production de bruit, seules les 10 cultures les plus abondantes de l'échantillon total ont été retenues, et seule la variable reprenant l'entièreté de la surface de bandes et tournières dans un rayon de 500 mètres a été utilisée. Les autres (bandes aménagées, bandes tampon et tournières dans un rayon de 500 mètres) ont été laissées de côté. La matrice de corrélation du tableau centré réduit a ensuite pu être calculée à l'aide de la fonction `cor()` sur R, afin de supprimer les variables redondantes.

2.5.5.6 Analyses supplémentaires

Afin de vérifier l'efficacité des bandes en tournières en évitant tant que possible l'effet du paysage, les points sur aménagement situés dans le même paysage que les points témoins ont été sélectionnés pour calculer un nouveau contraste, à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de comparaisons multiples de Dunn. Pour ce faire, seuls les points situés sur des valeurs négatives de l'axe principal de l'ACC ont été retenus. De cette manière, il devient possible de vérifier si l'effet des bandes et tournières est discernable de l'effet du paysage (et s'il existe !), et si les espèces strictement agricoles tirent profit de l'installation de ce type de mesures dans leur paysage de prédilection.

3 Résultats

3.1 Caractérisation des sites

3.1.1 Longueur des bandes

Les bandes aménagées sont en moyenne 1,5 fois plus longues que les bandes tampon et les tournières enherbées (K-W, p-val = $1,20 \cdot 10^{-5}$). Elles peuvent aussi atteindre plusieurs kilomètres de long (jusque 2652m) bien qu'il en existe des modèles très réduits (la plus petite ne dépasse pas les 89 m) (Tableau 8).

	LONGUEUR (m)				N	Dunn
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	519	89	1898	323	70	a
Bandes tampon	321	69	758	155	44	b
Tournières enherbées	368	41	2652	324	86	b

Tableau 8 - Tableau résumé de la longueur des bandes par type d'aménagement.

3.1.2 Composition du parcellaire

La Figure 16 présente la répartition des surfaces cumulées par type de culture, dans le rayon de 250m autour des points. On remarque que le blé est largement dominant, suivi par la pomme de terre et la betterave. La partie non identifiée (inc), due au manque de visibilité et au temps de passage limité, est conséquente et représente une surface supérieure à la couverture d'orge. Elle est pour une grande partie constituée de jeunes plants de betterave/chicorée/maïs trop éloignés du point d'écoute pour être clairement identifiés.

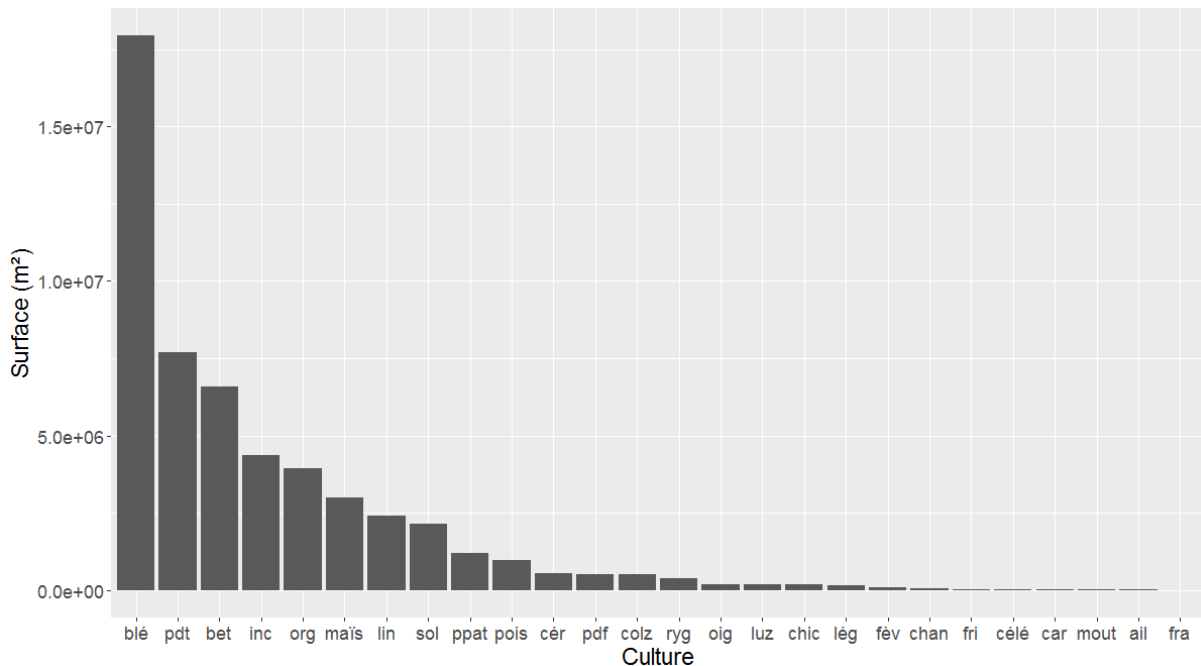


Figure 16 - Histogramme de la surface totale de chaque type de culture, notées dans le rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.

blé = froment, pdt = pomme de terre, bet = betterave, inc = inconnu, org = orge, maïs = maïs, lin = lin, sol = sol nu, ppat = prairie pâturée, pois = pois, cér = céréale sp., pdf = pré de fauche, colz = colza, ryg = Ray-Grass, oig = oignon, luz = luzerne, chic = chicorée, lég = légumineuse sp., fèv = fèves, chan = chanvre, fri = friche, céle = mélange céréale-légumineuse, car = carotte, mout = moutarde, ail = ail, fra = fraises.

3.1.3 Indice de Shannon-Weaver de la surface agricole

On remarque qu'il existe une nette différence entre les classes de points (K-W, p-val. = $6,14 \cdot 10^{-9}$). L'indice est supérieur pour les bandes tampon, intermédiaire pour les bandes aménagées et les tournières enherbées et plus faible pour les points témoins (Tableau 9).

	INDICE DE SHANNON-WEAVER				N	Dunn
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	1,516	0,956	2,132	0,272	71	a
Bandes tampon	1,663	1,265	2,047	0,197	44	b
Tournières enherbées	1,558	0,276	2,168	0,276	87	a
Points témoins	1,310	0	1,972	0,376	85	c

Tableau 9 - Tableau résumé de l'indice de Shannon-Weaver du parcellaire agricole dans un rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.

3.1.4 Eléments paysagers non agricoles

À côté des parcelles en culture, les éléments du paysage « autres » susceptibles d'influencer les relevés d'oiseaux ont aussi été recensés. On y retrouve une part importante de haies et de fossés. Ensuite, on retrouve dans une moindre mesure des points de stockage de fumier, des regroupements de saules, des grands arbres isolés, des buissons divers et une très faible quantité de mares et plans d'eau (Figure 17).

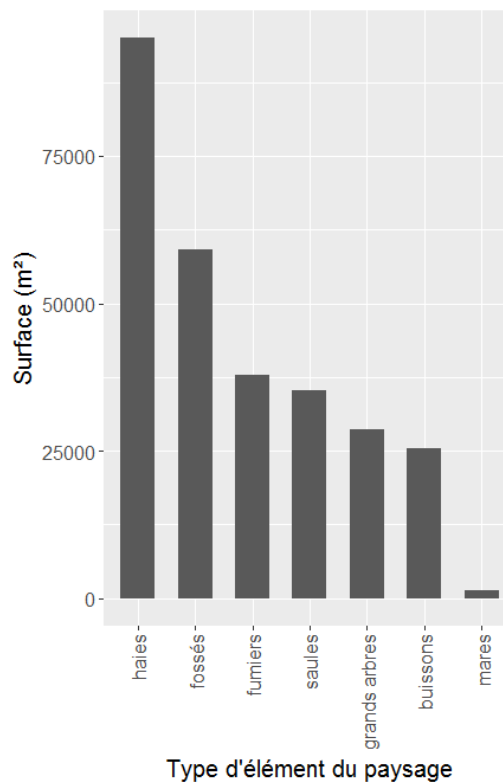


Figure 17 - Histogramme de la surface totale d'éléments paysagers non agricoles autour des points d'écoute.

Pour évaluer la quantité d'éléments paysagers non agricoles sur les points, ils ont été regroupés et additionnés pour chaque classe de points. Ce sont encore les points témoins qui se distinguent, seuls, par une représentation plus faible (K-W, p-val. = $1,44 \cdot 10^{-7}$) et plus de 75% de points où les éléments paysagers autres sont complètement absents. Il n'est dès lors pas étonnant de voir que la surface moyenne de ces éléments sur les points témoins est 4,1 à 5,0 fois plus faible qu'ailleurs (Tableau 10).

	Éléments paysagers « autres » (m ²)				N	Dunn
	Moyenne	% de zéros	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	1408	42,25	7162	1880	71	a
Bandes tampon	1308	29,55	5160	1366	44	a
Tournières enherbées	1162	47,13	7160	1744	87	a
Points témoins	282	75,29	2797	638	85	b

Tableau 10 - tableau résumé de la surface d'éléments paysagers non agricoles dans un rayon de 250 mètres autour des points d'écoute.

3.1.5 Surface des bandes dans un rayon de 500m

En calculant la surface totale des bandes et tournières dans un rayon de 500 mètres autour des points, on remarque que les bandes aménagées se distinguent des bandes tampon et des tournières (K-W, p-val. = 0,0102). Elles présentent une moyenne 1,7 fois plus importante que les tournières et 2,1 fois plus importante que les bandes tampon. Curieusement, les bandes aménagées ont aussi la plus grande proportion de points où aucune bande ou tournière n'est relevée dans un rayon de 500 mètres (18,31% contre 4,55% pour les bandes tampon et 3,45% pour les tournières enherbées), malgré leur moyenne plus élevée (Tableau 11).

	SURFACE DE BANDES Ø 500M (m ²)				N	Dunn
	Moyenne	% de zéros	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	29008	18,31	124400	27977	71	a
Bandes tampon	13838	4,55	43090	11027	44	b
Tournières enherbées	16969	3,45	112900	17418	87	b

Tableau 11 - Tableau résumé de la surface totale de bandes et tournières dans un rayon de 500 mètres autour des points.

3.1.6 Ratio culture/prairies

Le test de comparaisons multiples post hoc de Dunn révèle une nouvelle fois une séparation des points témoins face aux autres classes. Le ratio y est plus élevé que partout ailleurs, et seuls eux présentent des points où le ratio est nul (Tableau 12).

	RATIO CULTURE/PRAIRIES				N	Dunn
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	126306	0,9178	191100	75999	71	a
Bandes tampon	90600	1,440	187600	84475	44	a
Tournières enherbées	109530	1,682	192200	80941	87	a
Témoin	131926	0,000	195500	83907	85	b

Tableau 12 - tableau résumé du ratio culture/prairies dans un rayon de 250 mètres autour des points.

3.2 Caractérisation des relevés oiseaux

Au total, ce sont 5011 oiseaux répartis en 75 espèces qui ont été observés sur les 287 points recensés, pour une médiane de 5 espèces et 11 individus par site. Les points les plus fournis abritaient jusqu'à 160 individus et 13 espèces, quand sur d'autres aucun oiseau n'a pu être noté.

L'espèce la plus fréquente est l'alouette des champs *Alauda arvensis*, qui a été notée sur 257 des 287 points d'écoute, devant la bergeronnette printanière *Motacilla flava* et la corneille noire *Corvus corone* (Figure 18). Parmi les espèces les moins fréquentes, on retrouve des espèces rares comme le guêpier d'Europe *Merops apiaster*, le hibou des marais *Asio flammeus* et la mouette mélanocéphale *Ichthyophaga melanocephalus*.

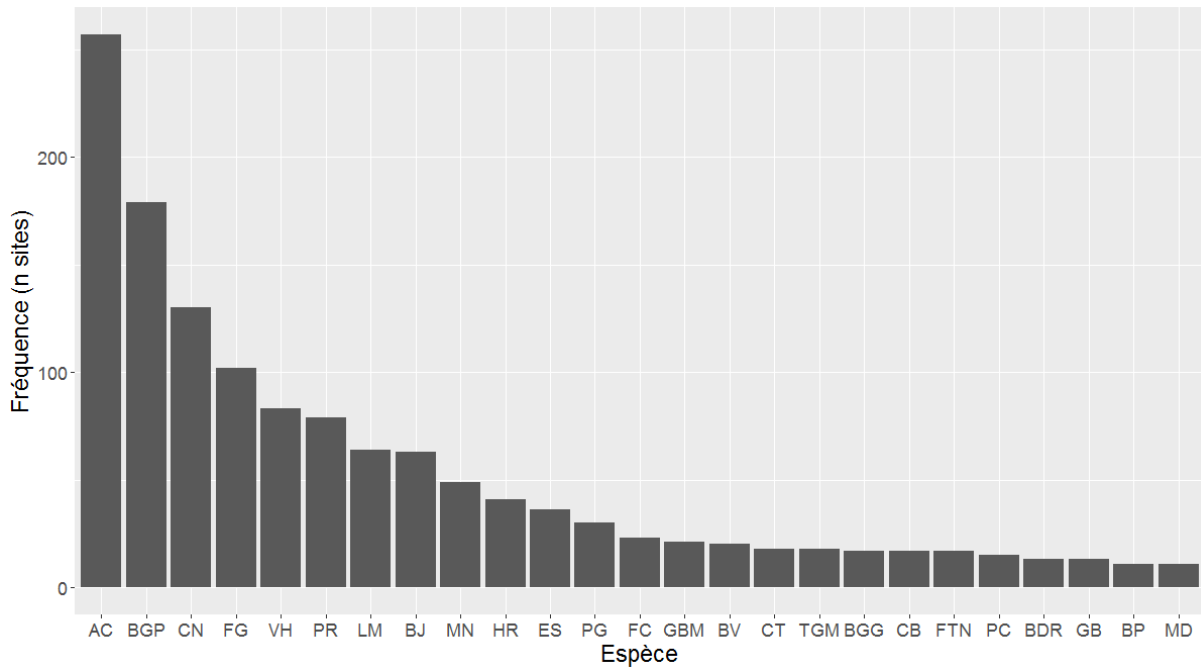


Figure 18 - Histogramme de fréquence des espèces d'oiseaux sur les points d'écoute.

AC = alouette des champs, BGP = bergeronnette printanière, CN = corneille noire, FG = fauvette grissette, VH = vanneau huppé, PR = pigeon ramier, LM = linotte mélodieuse, BJ = bruant jaune, MN = merle noir, HR = hirondelle rustique, ES = étourneau sansonnet, PG = perdrix grise, FC = faucon crécerelle, GBM = gorgebleue à miroir, BV = buse variable, CT = choucas des tours, TGM = troglodyte mignon, BGG = bergeronnette grise, CB = caille des blés, FTN = fauvette à tête noire, PC = pigeon colombin, BDR = busard des roseaux, GB = goéland brun, BP = bruant proyer, MD = moineau domestique.

Parmi les 8 espèces les plus fréquentes, deux espèces montrent un nombre maximal d'individus très élevé : la corneille noire *Corvus corone* et le pigeon ramier *Columba palumbus* (Tableau 13). Ce comportement grégaire en période de nidification n'est habituellement pas indicateur d'individus nicheurs. Il s'agit plus probablement d'individus migrateurs ou estivants, non nicheurs, qui ne devront pas être retenus pour les analyses.

Ces 8 espèces sont toutes connues pour être directement reliées au milieu agricole (Jacob *et al.*, 2010), ce qui laisse à penser que le protocole de relevés ciblés s'est montré efficace. De plus, 4 d'entre elles (l'alouette des champs *Alauda arvensis*, la bergeronnette printanière *Motacilla flava*, le vanneau huppé *Vanellus vanellus* et la linotte mélodieuse *Carduelis cannabina*) sont classées comme espèces en déclin à l'échelle de la Région Wallonne (Paquet *et al.*, 2010).

ESPECE	FREQ (%)	N MOY	N MAX	N TOT
Alouette des champs	257	3,4	12	875
<i>Alauda arvensis</i>	(89,5)			
Bergeronnette printanière	179	2,4	8	426
<i>Motacilla flava</i>	(62,4)			
Corneille noire	130	5,2	60	676
<i>Corvus corone</i>	(45,3)			
Fauvette grisettes	102	1,7	6	177
<i>Sylvia communis</i>	(35,5)			
Vanneau huppé	83	3,7	22	305
<i>Vanellus vanellus</i>	(28,9)			
Pigeon ramier	79	5,4	150	424
<i>Columba palumbus</i>	(27,5)			
Linotte mélodieuse	64	2,8	20	177
<i>Carduelis cannabina</i>	(22,3)			
Bruant jaune	63	1,4	4	89
<i>Emberiza citrinella</i>	(22,0)			

Tableau 13 - tableau descriptif des 8 espèces les plus abondantes sur les points d'écoute.

3.2.1 Evaluation de l'exhaustivité

3.2.1.1 Tous les points

On peut voir que la partie la plus abrupte de la courbe se termine pour un relevé d'environ 30 sites, et que le pallier est atteint aux alentours de 75 sites recensés (Figure 19). Sachant que nous en avons recensé 287 et au vu de la courbe, nous pouvons dire avec certitude que sur les 4 types de points d'écoute rassemblés, notre échantillonnage peut être considéré comme exhaustif.

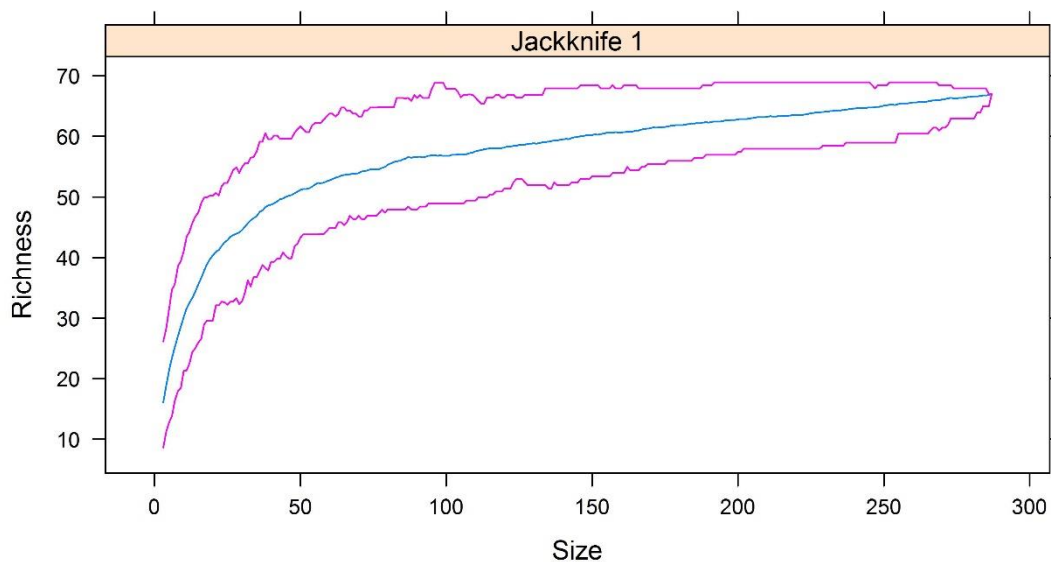


Figure 19 - Courbe d'accumulation d'espèces pour l'entièreté des points d'écoute.

3.2.1.2 Par type de point

En prenant les sites par type de point, le résultat est moins évident. Mises à part les tournières qui semblent atteindre un pallier après une quarantaine de relevés, pour les autres, la courbe semble croître de manière constante sans modification de sa pente, ce qui indique que le pallier n'a pas été atteint (Figure 20).

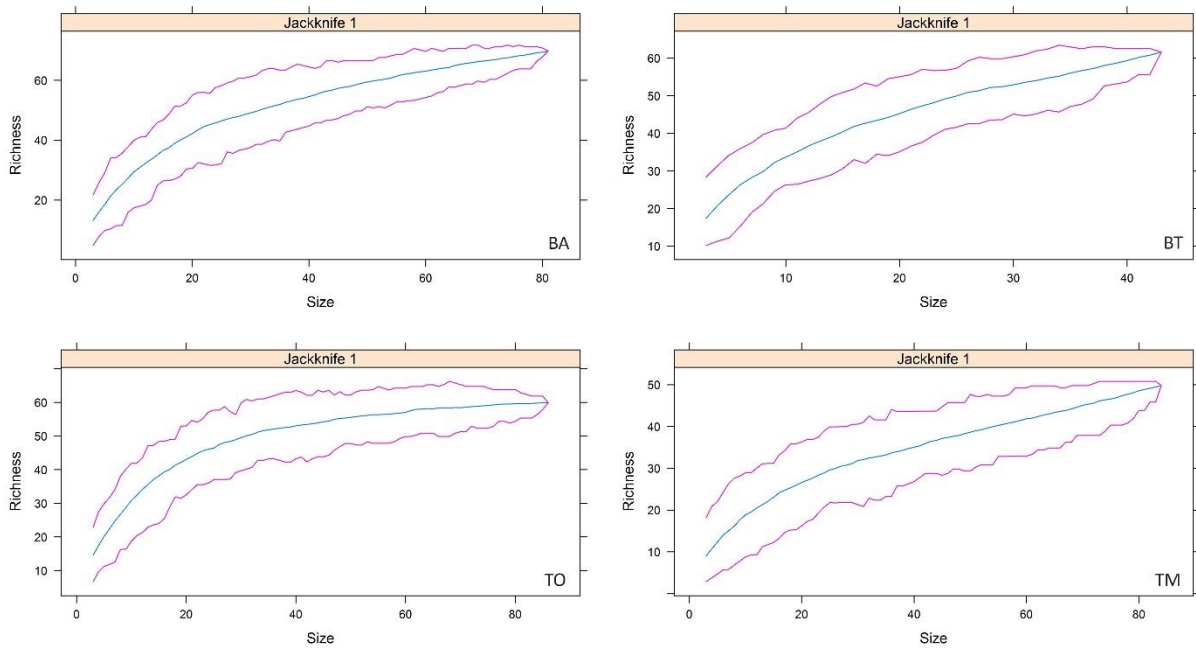


Figure 20 - Courbes d'accumulation d'espèces par type de point. BA = bandes aménagées, BT = bandes tampon, TO = tournières enherbées, TM = points témoins.

3.2.2 Evaluation de l'effet observateur

Trois observateurs se sont chargés des relevés, qui leur ont été attribués aléatoirement. L'observateur 1 a effectué 121 relevés, l'observateur 2, 118 et l'observateur 3, 48 relevés, soit respectivement 42%, 41% et 17% du total, respectivement. La composition en types de bandes pour chaque observateur est présentée à la Figure 21. Les observateurs 1 et 2, qui ont effectué une quantité équivalente de relevés, ont recensé un échantillon presque similaire, avec une plus grande part de points témoins pour l'observateur 1. L'observateur 3, probablement par son échantillonnage plus réduit, a recensé une importante part de points témoins pour moins de bandes aménagées et de bandes tampon.

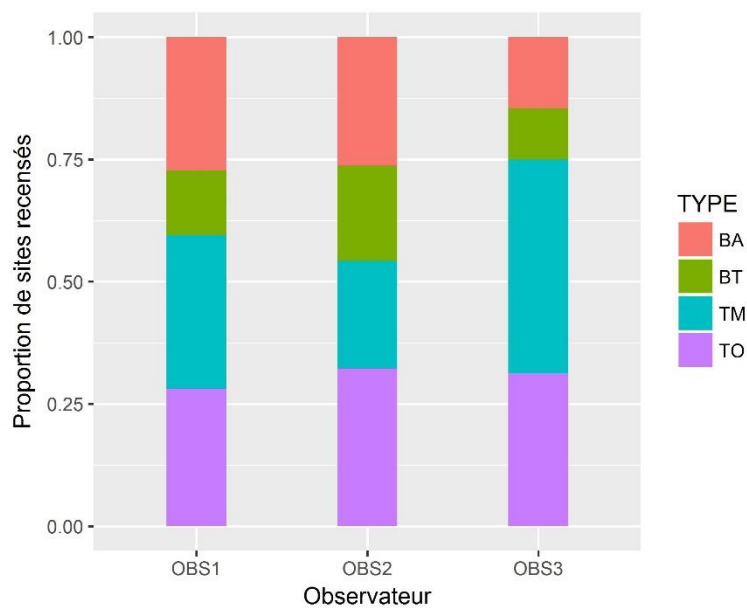


Figure 21 - Histogramme cumulé de la composition de l'échantillonnage par observateur.

Pour détecter la présence d'un effet observateur et évaluer son intensité, les sites recensés ont été représentés sur un graphique de la richesse spécifique en fonction de l'abondance (Figure 22). Il semble qu'il existe plus de sites riches en espèces et en abondance pour l'observateur 1 que pour l'observateur 2, les deux ayant pourtant réalisé un programme de relevés similaire. Celle-ci ne concerne toutefois qu'une partie limitée des sites échantillonnés et un test de Kruskal-Wallis n'indique pas de différence significative entre les deux, ni sur la richesse, ni sur l'abondance. L'observateur 3, quant à lui, est statistiquement différent des deux autres sur la richesse et sur l'abondance (K-W, p-val. = $5,31 \cdot 10^{-10}$ et p-val. = $1,37 \cdot 10^{-12}$).

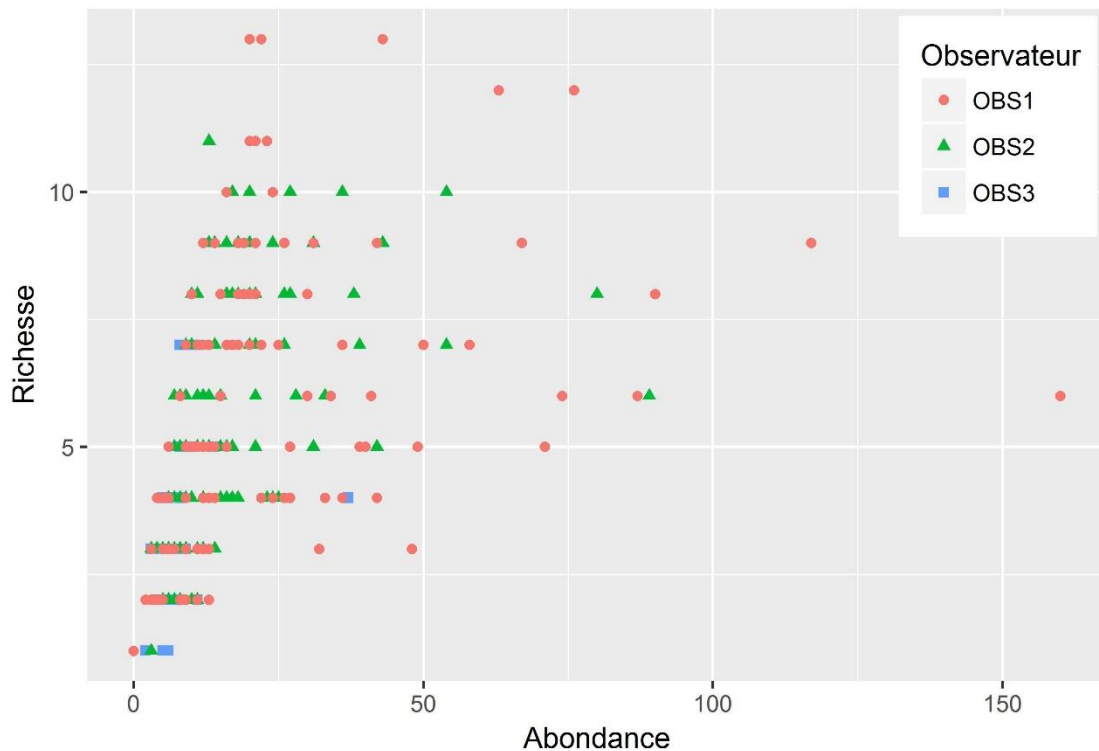


Figure 22 - Graphique de la richesse de chaque point d'écoute en fonction de l'abondance.

3.3 Corps de l'analyse

3.3.1 Test brut de l'hypothèse de départ

Pour ouvrir la voie au corps de l'analyse, un premier contraste a été calculé par un test de Kruskal-Wallis pour ouvrir un premier angle de réponse à notre hypothèse de départ. Pour rappel, celle-ci postulait que l'abondance et la richesse des espèces d'oiseaux seraient toutes deux plus importantes sur les points d'écoute avec MAE que sur les points témoins. Les résultats sont présentés dans le Tableau 14 et le Tableau 15, ainsi que sur la Figure 23.

	TEST DE K-W SUR L'ABONDANCE				N	Dunn
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	14,5	2	157	19,4	71	a
Bandes tampon	14,7	2	67	12,3	44	a
Tournières enherbées	11,97	0	63	10,8	87	a
Témoin	9,6	0	105	13,3	85	b

Tableau 14 - tableau résumé de l'abondance d'individus par type de point d'écoute.

	TEST DE K-W SUR LA RICHESSE				N	Dunn
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type		
Bandes aménagées	4,28	1	9	1,93	71	ab
Bandes tampon	5,05	1	9	2,00	44	a
Tournières enherbées	4,14	0	9	2,04	87	b
Témoin	2,98	0	8	1,42	85	c

Tableau 15 - tableau résumé de la richesse spécifique par type de point d'écoute.

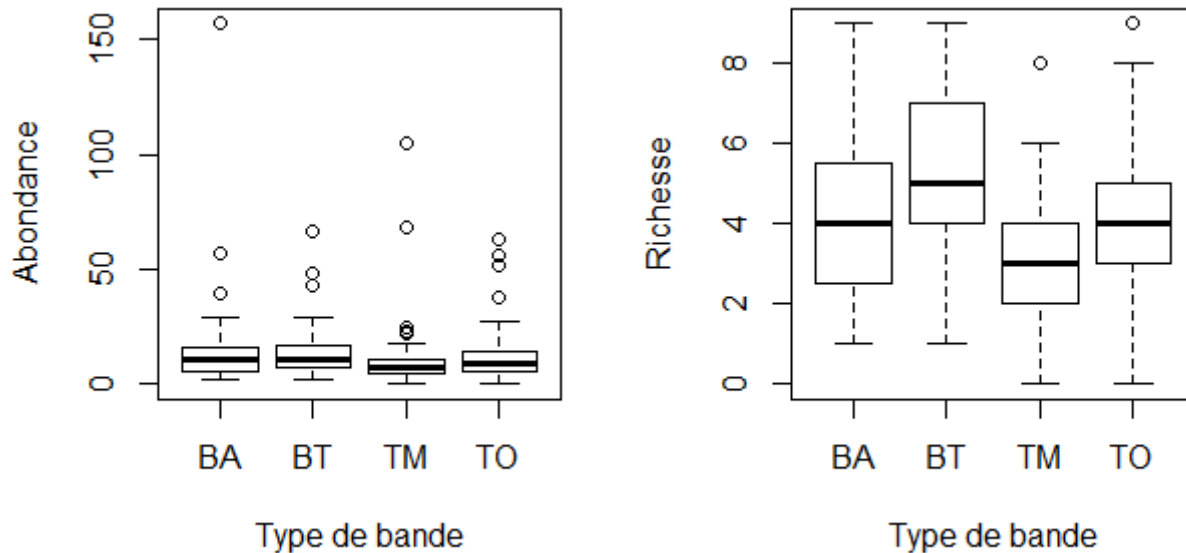


Figure 23 - Boxplots de l'abondance d'individus et de la richesse spécifique par type de point d'écoute.

3.3.1.1 Abondance

La sortie du test de Kruskal-Wallis montre que l'abondance moyenne des oiseaux sur les points témoin est significativement différente de celle notée sur les points d'écoute avec MAE (K-W, p-val. = $2,47 \cdot 10^{-4}$). Le box-plot est difficile à interpréter au vu de l'importance des outliers sur la Figure 23, mais les valeurs du Tableau 14 nous montrent que la moyenne est nettement inférieure sur les points témoins.

3.3.1.2 Richesse

Une nouvelle fois, les résultats du test indiquent que la moyenne de la richesse spécifique est statistiquement différente sur les points témoins (K-W, p-val. = $9,31 \cdot 10^{-8}$). Ici, les outliers étant bien moins importants, il est aisé de visualiser la répartition des données sur le box plot. En croisant avec le Tableau 15, on note que les points témoins présentent une nouvelle fois la valeur la plus faible des 4 types de sites inventoriés. Le test post hoc de Dunn nous indique également que les bandes tampon présentent une richesse significativement plus élevée que les tournières, et que les bandes aménagées présentent une moyenne intermédiaire.

3.3.2 L'analyse des correspondances avec élimination des tendances (DCA)

La DCA permet de visualiser le tableau « sites x espèces » sur un espace de dimension réduite et de nous informer sur la structure des communautés d'oiseaux. Les ellipses définissent l'espace dans lequel se situe le centre de gravité groupes de points, avec un intervalle de confiance de 95%. Les eigenvalues des deux premiers axes, représentés sur la Figure 24, sont respectivement de 0,5399 et 0,3976.

La longueur de l'axe principal est de 3,1654, et est exprimée en *écart-type du turnover d'espèces* (Palmer, s.d.). Elle nous indique que presque aucune espèce n'est partagée par les sites à gauche et à droite de l'axe, et qu'il existe par conséquent une grande bêta-diversité le long de l'axe principal.

La longueur de l'axe secondaire est de 3,8860, elle exprime donc également une grande bêta-diversité et les sites situés en bas et en haut de l'axe ne partagent pas ou très peu d'espèces. Toutefois, lors du procédé de construction de la DCA, l'axe principal est subdivisé en segments qui sont replacés selon l'axe secondaire afin d'éviter le problème de l'« effet d'arche », un artéfact qui apparaît sur le graphe sous la forme d'une courbure le long de l'axe secondaire. Il reflète une relation quadratique entre le premier et le second axe et est dû à la courbe de réponse unimodale des espèces sur les gradients environnementaux (Jongman *et al.*, 1995). La longueur peut donc dépendre du nombre de segments sélectionnés pour la reconstruction de l'axe.

À première vue, l'analyse des groupes de points, qui représentent les sites classés par type d'aménagement, nous montre que ceux-ci ne sont pas clairement distingués les uns des autres dans le plan calculé par la DCA. Il n'existe pas de clustering, de regroupement bien défini d'un type de point en particulier, et encore moins une séparation claire de chaque groupe de points par rapport aux autres. Les zones définies par les ellipses, où la probabilité de retrouver les centres de gravité des classes de points est de 95 %, sont entrecoupées, entremêlées les unes dans les autres, et indistinguables. Il n'est donc pas possible d'associer un groupe d'espèces (voir Tableau 16 pour la légende), une communauté structurée d'oiseaux, à une classe de points en particulier, étant donné qu'elles ne sont pas significativement différentes.

Code	Espèce	Code	Espèce
PC	Pigeon colombin <i>Columba oenas</i>	ES	Etourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>
VH	Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i>	AM	Accenteur mouchet <i>Prunella modularis</i>
BP	Bruant proyer <i>Emberiza calandra</i>	MD	Moineau domestique <i>Passer domesticus</i>
GBM	Gorgebleue à miroir <i>Luscinia svecica</i>	BGG	Bergeronnette grise <i>Motacilla alba</i>
PR	Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i>	RV	Rousserolle verderolle <i>Acrocephalus palustris</i>
HR	Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i>	MN	Merle noir <i>Turdus merula</i>
BGP	Bergeronnette printanière <i>Motacilla flava</i>	PV	Pouillot véloce <i>Phylloscopus collybita</i>
PG	Perdrix grise <i>Perdrix perdrix</i>	BJ	Bruant jaune <i>Emberiza citrinella</i>
FG	Fauvette grisette <i>Sylvia communis</i>	LM	Linotte mélodieuse <i>Carduelis cannabina</i>
CB	Caille des blés <i>Coturnix coturnix</i>	FTN	Fauvette à tête noire <i>Sylvia atricapilla</i>
TGM	Troglodyte mignon <i>Troglodytes troglodytes</i>		

Tableau 16 - Légende de la Figure 24, de la Figure 25 et de la Figure 26 : code des espèces et leur nom complet.

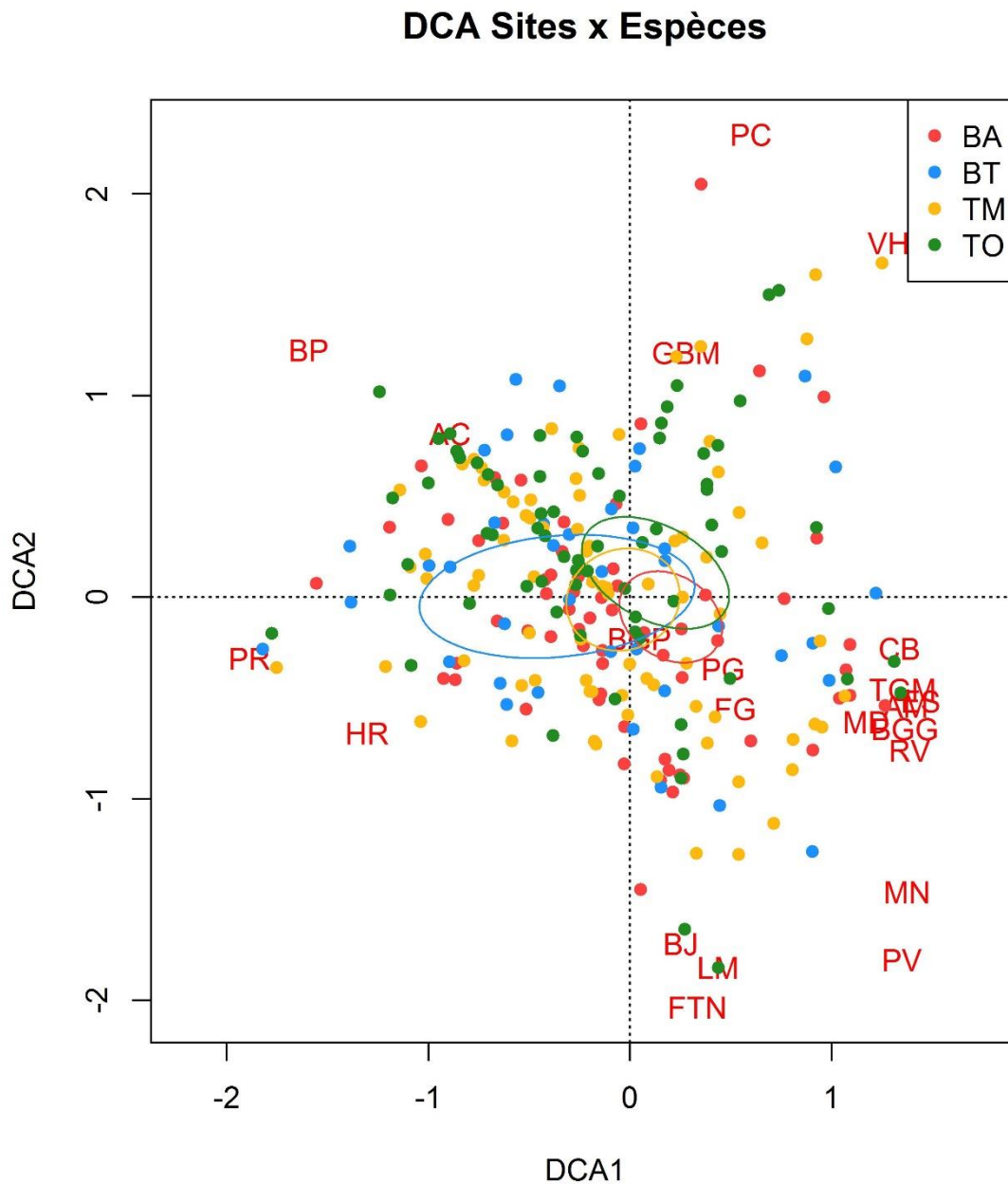


Figure 24 – Graphe de la DCA de la matrice "sites x espèces". Voir Tableau 16 pour la légende.

3.3.3 L'analyse canonique des correspondances partielle (ACCp)

3.3.3.1 Matrice de corrélation

Les variables spatiales étaient très corrélées et les suppressions suivantes ont été effectuées :

- X prend en compte la variabilité de X^2 , XY , X^2Y , XY^2 , $X^2 + Y^2$, X^3 , $X^3 + Y^3$ et l'altitude
- Y prend en compte la variabilité de Y^2 et Y^3

En revanche, peu de variables environnementales étaient réellement corrélées. Parmi les quelques-unes qui l'étaient, on retrouve :

- LIS qui prend en compte la variabilité de PARC et SHA
- BTOT5 qui prend en compte la variabilité de BAM5

3.3.3.2 Variables environnementales

Les eigenvalues des deux premiers axes sont de 0,4892 et 0,3561. L'inertie expliquée par le modèle complet, qui comprend les variables environnementales explicatives et les variables conditionnelles, est de 1,295 pour une inertie totale de 4,825 : notre modèle explique donc 26,84% de l'inertie totale dans les données. Le test de permutations basé sur l'ANOVA produit une p-valeur de 0,011, et nous informe que le pouvoir explicatif du modèle est meilleur que celui d'un modèle aléatoire. Le même test appliqué sur les axes montre que les axes 1 et 2 sont significativement différents des axes issus d'un modèle aléatoire, et qu'ils possèdent donc un meilleur pouvoir de synthèse de la relation entre la matrice des données « réponse » (oiseaux) et celle des données explicatives (p-val. = 0,001, pour les 2 axes). Parmi les termes du modèle les plus significatifs, on retrouve les cours d'eau (p-val. = 0,02), les haies (p-val. = 0,07), le maïs (p-val. = 0,08), l'orge (p-val. = 0,016) et les parcelles de sol nu (p-val. = 0,019).

En examinant le graphe reprenant les espèces et les variables (Figure 25), on note que la formation de l'axe principal a été conditionnée par plusieurs variables. Parmi celles qui sont corrélées, on retrouve, par ordre d'importance :

- La surface en culture d'orge (ORG)
- Le nombre de cultures sur le rayon de 250 mètres du point d'écoute (CLASS)
- La longueur de haies (HAI)
- La surface de bâti dans un rayon d'1km (BATI)
- La présence de cours d'eau (RU)
- La distance de lisière (LIS)
- La surface de bandes et tournières dans un rayon de 500 mètres autour du point (BTOT5)
- La surface de grands arbres isolés (GRA)
- La surface de forêts dans un rayon d'1km (FORET)
- La surface de buissons sur le point d'écoute (BUI)

Inversement, parmi celles qui sont corrélées négativement à l'axe principal, on retrouve :

- Le ratio culture/prairies (RATIO)
- La surface en zone agricole dans un rayon d'1km (AGRI)
- La surface de sol nu (SOL)
- La surface de lin (LIN)
- La surface de maïs (MAI)
- La surface de betterave (BET)
- La surface de blé (BLE)

Il apparaît clairement que l'axe principal traduit un gradient d'hétérogénéité du paysage et d'intensité des pratiques agricoles. À gauche de l'axe, on se trouve dans un milieu avec de grandes surfaces agricoles, peu d'éléments forestiers ou bâtis, peu d'éléments qui ajoutent de la structure au paysage comme les haies et les buissons et des cultures typiques des grandes plaines agricoles, comme le blé, le lin, la betterave et le maïs. Si l'on avance dans le sens de l'axe vers des valeurs positives, on retrouve de plus grandes distances de haies, plus de type de cultures différents, une plus grande surface de bâti et de forêt et une plus grande surface de bandes et tournières, ainsi que des ruisseaux, plus de buissons et grands arbres, et une plus grande distance de lisière (qui traduit aussi l'hétérogénéité du parcellaire agricole car corrélée à l'indice de Shannon).

En revanche, l'identification de la nature du gradient qui sous-tend la formation du second axe est moins triviale. Les informations se croisent, à cause de la tendance des variables à être placées « en

croix » sur le graphe. On peut dès lors supposer que cet axe est formé de plusieurs gradients. La seule variable entièrement corrélée est la surface de saules, ce qui pourrait indiquer une influence de l'humidité du sol et du milieu. Ainsi, il devient très utile d'inspecter les groupes de vecteurs entre eux, indépendamment des axes, et les espèces qui y sont associées, pour obtenir un aperçu des autres gradients existant au sein de cette représentation des données.

Pour des valeurs négatives de l'axe 1 et de l'axe 2, on note l'assemblage suivant : caille des blés *Coturnix coturnix* (CB), bruant proyer *Emberiza calandra* (BP), bergeronnette printanière *Motacilla flava* (BGP), alouette des champs *Alauda arvensis* (AC) et vanneau huppé *Vanellus vanellus* (VH). Il s'agit là d'espèces purement agricoles, cibles de l'étude et fortement concernées par les déclinés constatés ces dernières décennies. Elles sont situées selon un angle d'environ 45° par rapport aux vecteurs de la surface de lin et de sol nu, de surface agricole totale et du ratio culture/prairies. De plus, on note qu'elles forment un angle droit presque parfait avec la surface de blé, ce qui suggère une indépendance quasi-totale de ces espèces par rapport à cette variable, ainsi qu'à la surface de prairies pâturées et d'aménagements en bandes dans un rayon de 500 mètres. Enfin, ce groupe d'espèces est très fortement corrélé au vecteur de la surface de betteraves, et presque entièrement anti-corrélé aux vecteurs de zones buissonnantes (HAI, RU, BUI, GRA, SAU).

À l'opposé, le long du vecteur des haies (HAI), on retrouve une série d'espèces moins strictement agricoles, plus inféodées aux milieux ligneux comme les haies et buissons en zone agricole, et d'autres espèces parfois considérées comme des généralistes : la linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* (LM), la fauvette grisette *Sylvia communis* (FG), l'accenteur mouchet *Prunella modularis* (AM), la gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* (GBM), le merle noir *Turdus merula* (MN), le bruant jaune *Emberiza citrinella* (BJ), le troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* (TGM) et la fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* (FTN). S'il existe une distance de chi-carré importante qui sépare les deux espèces situées aux extrémités, cette variabilité peut émaner de l'existence de plusieurs variables qui expriment une même réalité végétale : les haies, les saules, les buissons, les grands arbres et les ruisseaux, dont les berges sont souvent recouvertes de buissons. Cette diversité des variables explicatives peut être à l'origine de la dispersion plus importante de ce groupe d'espèces. .

Enfin, on retrouve aussi un gradient d'anthropisation, avec des espèces typiques de ces milieux pour des valeurs positives de l'axe 1 et négatives de l'axe 2 : le moineau domestique *Passer domesticus*, le pigeon ramier *Columba palumbus* et l'hirondelle rustique *Hirundo rustica*. Ces milieux sont assez bien corrélés aux milieux plus herbeux (PAT et BTOT5), probablement à cause du fait qu'historiquement, les zones de pâtures ont été situées plus proches des habitations afin de faciliter le soin au bétail.

Code	Variable environnementale	Code	Variable environnementale
LIN	Surface de lin	FORET	Surface de forêt (1km)
AGRI	Surface agricole (rayon 1km)	ORG	Surface d'orge
RATIO	Ratio culture/prairies	CLASS	Nombre de cultures différentes
SOL	Surface de sol nu	BATI	Surface de bâti (1km)
FUM	Tas de fumier	BTOT5	Surface totale de bandes et tournières (500m)
BLE	Surface de froment	PAT	Surface de prairies pâturées
INC	Inconnu	FOS	Longueur de fossés
SAU	Surface de saules	OIG	Surface d'oignon
HAI	Longueur de haies	MAR	Surface de plans d'eau
RU	Présence d'un cours d'eau	POI	Surface de pois
BUI	Surface de buissons	RAY	Surface de ray-grass
GRA	Surface de grands arbres isolés	MAI	Surface de maïs
LIS	Longueur de lisière	BET	Surface de betterave
PDT	Surface de pommes de terre		

Tableau 17 - Légende de la Figure 25: code et nom complet des variables environnementales.

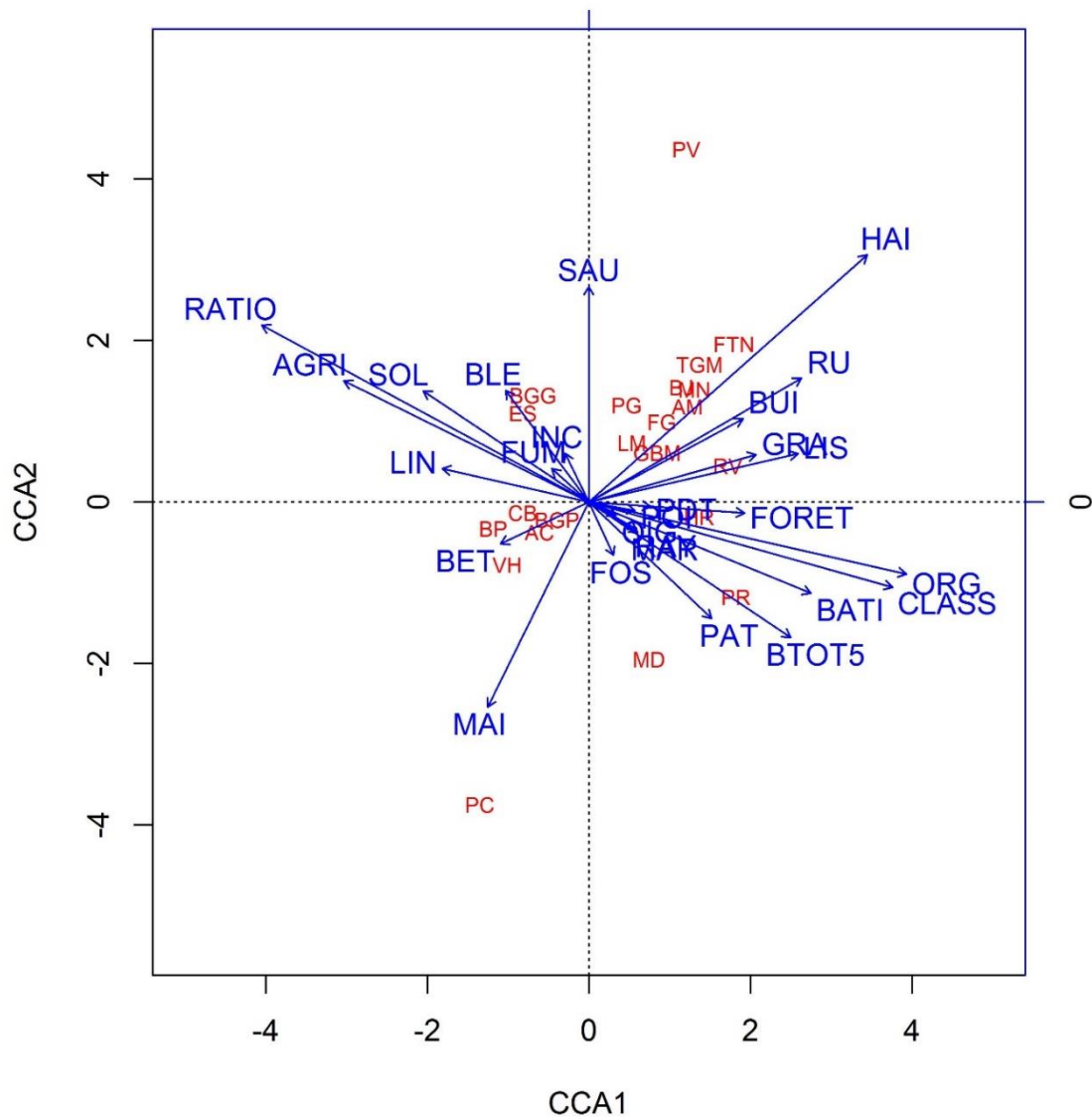


Figure 25 – Graphe de l'ACC partielle, avec les espèces et les vecteurs des variables environnementales sur l'espace formé par les deux premiers axes. Voir Tableau 16 et Tableau 17 pour la légende.

3.3.3.3 Sites

Contrairement à la DCA, les sites sont ici plus nettement structurés. Les ellipses, où la probabilité de retrouver les centres de gravité des classes de points est de 95 %, sont pour certaines entièrement distinguées (Figure 26). Ainsi, on retrouve les points témoins à gauche de l'origine, entièrement séparés des bandes tampon et des tournières. Les points tampons sont eux-mêmes presque isolés des tournières, et leur centre de gravité est situé autour de l'axe secondaire, au-dessus de l'origine. Les tournières ont un centre de gravité qui semble être localisé sous l'axe principal, à droite de l'axe secondaire. Les bandes aménagées, quant à elles, ne sont distinguables d'aucune des trois autres classes de points, et présentent même la plus grande variance de leurs coordonnées dans l'espace de dimension réduite, ce qui se traduit par une ellipse avec un demi-grand axe plus grand, et qui couvre donc une plus grande surface.

Bien qu'elle soit plus marquée que sur la DCA, cette structuration des points reste néanmoins légère, mais elle nous permet tout de même de relever certaines informations. Le groupe qui se démarque le plus est celui des points témoins, qui se regroupent pour des valeurs faibles de l'axe 1 et en moindre mesure des valeurs faibles de l'axe 2. C'est aussi dans cette partie du graphe que se situent les espèces emblématiques du milieu agricole, décrites au point précédent.

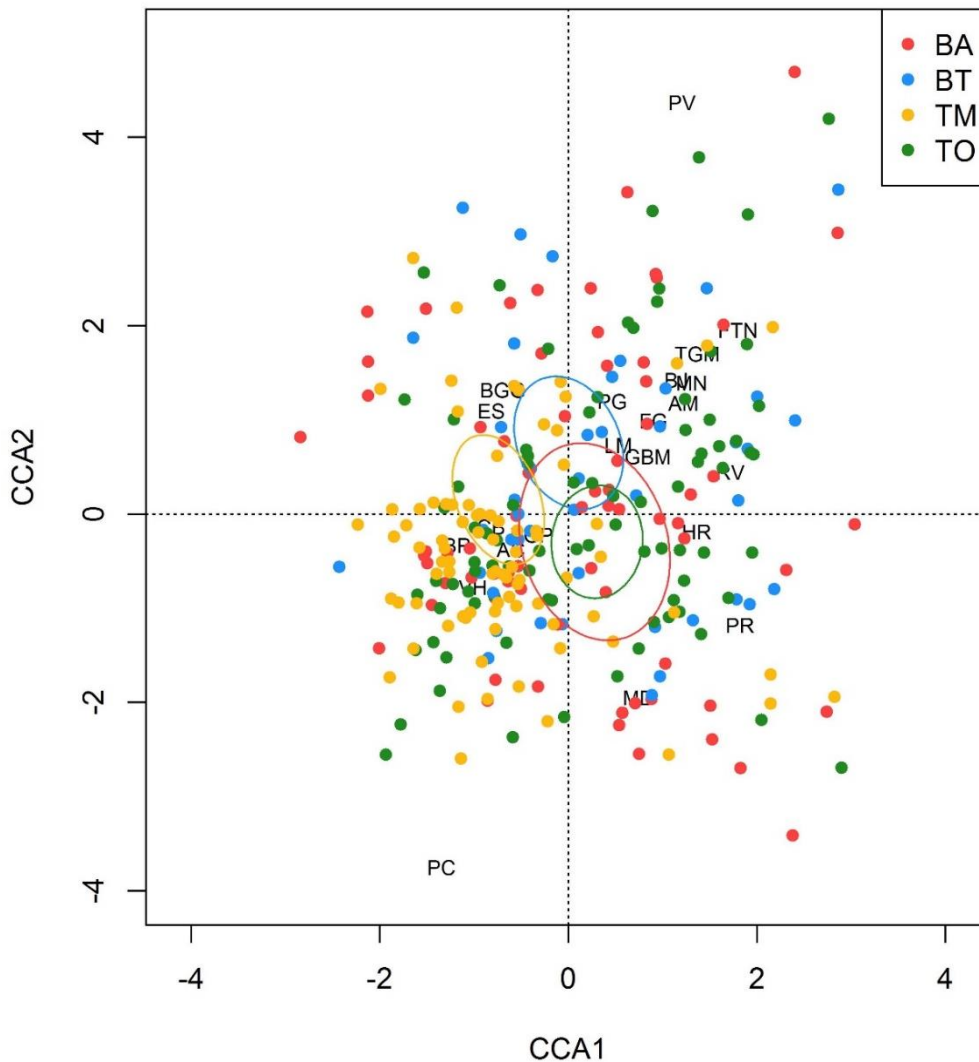


Figure 26 - Graphe de l'ACC partielle, avec les espèces et les sites représentés sur l'espace formé par les deux premiers axes. Voir Tableau 16 pour la légende.

3.3.4 Analyses supplémentaires

3.3.4.1 Contraste des sites en milieu agricole homogénéisé

Il existe une différence statistiquement significative entre les classes de points ($p\text{-val.} = 3,68.10^{-4}$). Parmi les sites localisés en zone agricole très productive, la richesse spécifique est maximale pour le bandes tampon, le long des cours d'eau, et minimale sur les points témoins. D'une manière générale, en examinant les moyennes (Tableau 18), le boxplot (Figure 27) et les classes déterminées par le test a posteriori de Dunn, les bandes tampon sont les plus fournies, suivent les bandes aménagées, les tournières enherbées et les points témoins. Toutefois, il n'est pas possible de différencier statistiquement les bandes aménagées des bandes tampon et des tournières, tout comme les tournières ne sont pas discernables des bandes aménagées ou des points témoins. Notons tout de même qu'après cette sélection de points, la taille des échantillons est nettement affaiblie, avec seulement 16 bandes tampon, 30 bandes aménagées et 38 tournières enherbées contre 65 points témoins, ce qui peut être à l'origine de ce manque de distinction significative entre les classes.

TEST DE K-W SUR LA RICHESSE						
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type	N	Dunn
Bandes aménagées	3,80	1	8	1,81	30	ab
Bandes tampon	5,31	1	9	2,24	16	a
Tournières enherbées	3,34	1	9	1,91	38	bc
Témoin	2,88	1	6	1,24	65	c

Tableau 18 - tableau résumé de la richesse spécifique par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.

Pour le test sur l'abondance d'individus, la p-valeur de $7,35.10^{-4}$ nous informe qu'il existe une différence statistiquement significative entre les classes de points. Pourtant ici, il n'est plus possible d'isoler statistiquement les bandes tampon des autres sites, malgré une moyenne nettement supérieure (Tableau 19 et Figure 27). On retrouve deux grandes classes d'après le test de comparaisons multiples : les bandes aménagées et les bandes tampon qui présentent les moyennes les plus fortes, les points témoins qui présentent, eux, la moyenne la plus faible, et les tournières qui ne peuvent être statistiquement distinguées des deux autres classes.

TEST DE K-W SUR L'ABONDANCE						
	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type	N	Dunn
Bandes aménagées	13,8	3	57	12,1	30	a
Bandes tampon	22,3	2	67	17,4	16	a
Tournières enherbées	12,2	2	105	10,8	38	ab
Témoin	10,0	1	56	14,9	65	b

Tableau 19 - tableau résumé de l'abondance d'individus par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.

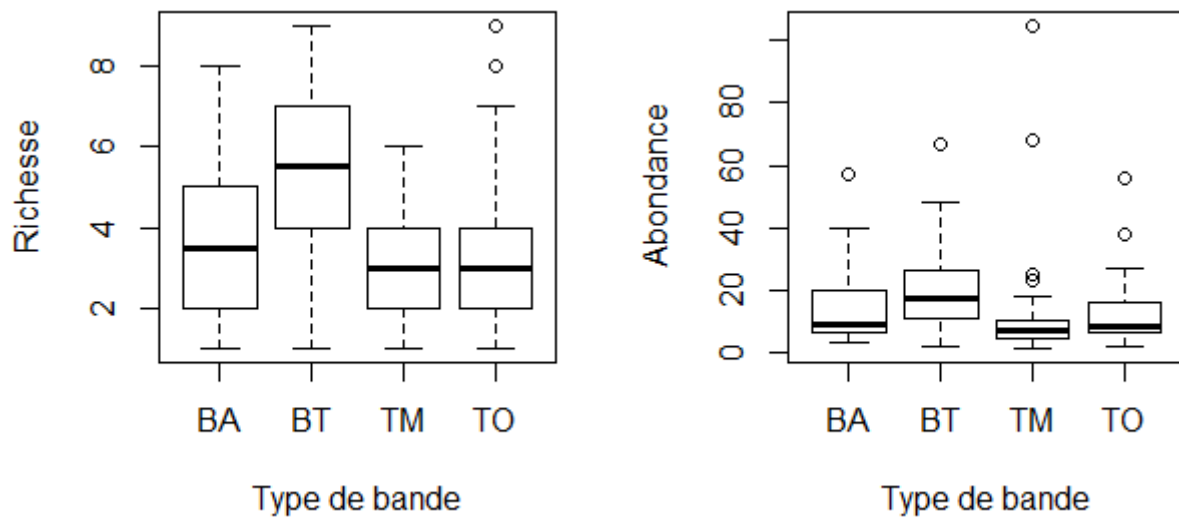


Figure 27 - Boxplots de la richesse spécifique et de l'abondance d'individus par type de points d'écoute, en paysage agricole homogénéisé.

4 Discussion

4.1 Résultats

4.1.1 Vérification de l'hypothèse de départ

Tant sur la richesse spécifique que sur l'abondance des individus, les points témoins sont statistiquement différents des autres classes de points, pour une moyenne systématiquement plus faible. Les bandes tampon présentent les moyennes les plus fortes, mais ne sont significativement distinctes que des tournières et des points témoins, et seulement pour la richesse spécifique.

Bien que l'analyse qui mène à ce résultat soit extrêmement brute et qu'elle ne permette pas de relier la cause à l'effet, elle nous montre néanmoins une réalité établie dans le paysage agricole wallon : le cortège avifaunistique, tant sur son abondance que sur sa diversité, est mieux représenté sur les bandes et tournières que sur des points sélectionnés aléatoirement et dépourvus de tout aménagement de ce type à moins de 500m de distance.

Pour pouvoir considérer ce résultat préliminaire, il faut pouvoir l'inclure dans une vision plus intégrative. Tout d'abord, deux facteurs relatifs à l'inventaire peuvent être examinés : l'effet observateur, et l'exhaustivité de l'échantillonnage. Ensuite, la répartition des variables environnementales au sein des classes de points sera étudiée à son tour.

Sur le graphique de la richesse en fonction de l'abondance (Figure 22), le point à l'extrême droite de la figure, qui comptabilise plus de 150 individus, est justifié par la présence d'un rassemblement de pigeons ramiers *Columba palumbus*, et ne dépend donc pas de l'observateur. Pour les autres, il n'existe aucune différence significative entre les deux observateurs principaux. Si le troisième observateur semble avoir relevé des points majoritairement peu fournis, cela peut vraisemblablement s'expliquer par la plus grande part de points témoins dans son programme d'inventaire, et par la localisation majoritairement orientale de ses chaînes de relevés. En effet, l'est de la Wallonie limoneuse est connu pour être plus pauvre en espèces que l'ouest et le centre. Les données peuvent donc vraisemblablement être abordées sans devoir craindre le biais d'un effet observateur.

Quant à l'effort d'échantillonnage, on note une absence d'exhaustivité dans 3 des 4 classes de points (Figure 20). Ces classes contiennent ainsi des groupements d'espèces « amputés » sans qu'il n'y ait de raison objective de leur composition. Pour comprendre leur influence sur les analyses, on peut examiner de plus près notre échantillonnage qui est conséquent et qui inclue toutes les espèces les plus caractéristiques du milieu agricole. Les espèces manquantes, qui empêchent l'exhaustivité, sont dès lors marginales, voire peu inféodées au milieu étudié, et n'apportent que peu, voire pas d'information utile à l'exploration de notre hypothèse de départ. Nous pouvons donc en déduire que le manque d'exhaustivité ne doit pas être à l'origine d'une part de la variabilité observée dans les données.

L'analyse des variables environnementales et de leur répartition dans les classes de points débouche sur deux points principaux.

Premièrement, les bandes aménagées présentent une longueur supérieure, pour une moyenne 1,5 fois plus importante que les bandes tampon et les tournières, desquelles elles sont statistiquement distinctes (Tableau 8). La surface totale d'aménagements dans un rayon de 500 mètres est également supérieure autour des bandes aménagées, pour une moyenne ici 2 fois supérieure aux deux autres classes de points (Tableau 11). Si l'effet de ces deux variables sur l'avifaune est avéré, leur influence accrue sur les bandes aménagées pourrait engendrer une augmentation du risque d'erreur de type I. Pourtant, malgré ces différences, ce sont les bandes tampon qui captent la plus grande richesse

spécifique et la plus grande abondance. Ces variables ne nous conduisent donc pas à une reconsidération drastique de nos résultats.

Ensuite, les points témoins affichent les traits d'un milieu dévolu à l'agriculture intensive, avec une hétérogénéité du paysage faible (Tableau 9), une (quasi) absence d'éléments paysagers non agricoles (pour une absence réelle sur plus de 75% des points !) (Tableau 10) et un ratio culture/prairies plus fort (Tableau 12), un schéma qui caractérise les plaines agricoles à très forte productivité. Il est intéressant de constater qu'avec les critères stricts appliqués lors de la sélection, les points témoins ont été positionnés dans un paysage différent de celui rencontré autour des bandes et tournières, un paysage plus uniforme et plus homogène. Il semble par ailleurs que les bandes aménagées soient plus courantes en paysage déjà plus hétérogène (Tableau 9), ce qui confirme les observations réalisées par Collart (2014). Les agriculteurs sont donc plus enclins à installer des bandes aménagées ou des tournières sur leurs terres si celles-ci se situent en paysage plus hétérogène, à l'écart des parcelles les plus productives. C'est un facteur important car si les points témoins sont situés dans une composition paysagère différenciée, le risque d'une erreur de type I sur le test brut s'accroît sensiblement. De plus, les MAE ont une efficacité maximale pour des valeurs intermédiaires d'hétérogénéité (Concepcion *et al.*, 2008). Ainsi, en comparant les sites entre eux, on ne compare pas seulement le « sans bande » et le « avec bandes », on compare également des milieux extrêmement simplifiés à des milieux présentant un parcellaire plus diversifié et plus d'éléments du maillage écologique.

Pour encore compliquer le tableau, la DCA nous montre que les communautés d'oiseaux ne sont pas structurées par rapport aux classes de points. Les classes sont indistinguables et les quelques regroupements d'oiseaux ne peuvent pas y être associés (Figure 24). S'il existe pourtant bel et bien une structuration des oiseaux par rapport aux sites, comme nous en informe la forte bêta diversité le long de l'axe principal, elle ne s'applique pas aux classes de points mais à une autre classification qui doit donc exister parmi les sites inventoriés. Ainsi, en étudiant les données d'oiseaux seules, on peut déjà déduire que des variables différentes du type d'aménagement influencent plus fortement la composition spécifique de nos points d'écoute.

Toutes ces informations viennent justifier les précautions prises lors de la considération des résultats bruts : si la richesse et l'abondance sont bel et bien plus faibles sur les points témoins, il apparaît de plus en plus clairement que le lien de causalité ne peut être établi aveuglément avec l'absence d'aménagements agri-environnementaux.

C'est ici que l'analyse canonique des correspondances (ACC) partielle vient apporter les éléments de réponse nécessaires à la compréhension intégrative de la problématique. L'ACC nous informe que le facteur qui permet au mieux de représenter la variabilité dans les données est un gradient d'hétérogénéité et d'ouverture du paysage (Figure 25). Pour confirmer nos résultats précédents, les points témoins se distinguent clairement des autres classes, et sont situés dans la partie du graphe qui représente un paysage plus homogène, plus ouvert, moins structuré par les éléments paysagers (Figure 26). S'ils se distinguent par une richesse et une abondance plus faibles, il semble que la raison principale de cette différence soit en réalité leur contexte paysager, plus que la présence d'aménagements agro-environnementaux sur les autres points. Pourtant, il n'est pas exclu qu'un effet des MAE existe bel et bien, car elles sont une partie intégrante de l'hétérogénéité du paysage. En effet, les gradients de l'hétérogénéité du paysage et celui de l'abondance des aménagements sont fortement corrélés, et leur effet individuel peut donc être confondu.

En examinant la position des espèces sur la Figure 25, on note que les espèces purement agricoles sont situées dans la même partie que les points témoins. On pourrait imaginer que ces espèces-là, qui ont historiquement abandonné leur milieu d'origine dans les steppes asiatiques et dans les plaines

méridionales pour s'installer en milieu agricole (Beintema *et al.*, 1995), requièrent un paysage agricole strict pour pouvoir compléter leur cycle annuel. Or, l'installation de bandes et tournières a été favorisée dans les paysages hétérogènes, avec plus de forêts, de types de cultures différents, probablement suite à un meilleur accueil des exploitants. Ces paysages, qui comprennent une superficie plus réduite de terres cultivées, sont de base moins attirants pour les espèces strictement agricoles (Jacob *et al.*, 2010). On pourrait alors en déduire que le manque de corrélation entre les MAE et les espèces agricoles strictes provienne du fait qu'il n'existe que peu d'aménagements de ce type dans les milieux fortement agricoles, ce que semblent indiquer les positions des centres de gravité sur la Figure 26. Dans ce cas, cela signifierait que le programme de mesures agri-environnementales, tel qu'il est développé actuellement, n'agit que très peu sur les paysages agricoles les plus intensifs, où est réfugiée une communauté d'espèces particulièrement caractéristique et menacée.

Afin de pouvoir évaluer l'efficacité des mesures agri-environnementales dans le même contexte paysager que les points témoins, les points situés pour des valeurs négatives de l'axe principal de l'ACC, et donc localisés en contexte agricole strict, ont été sélectionnés et analysés par un contraste. Les résultats montrent que les bandes tampon restent les plus riches en espèces, quand les points témoins affichent encore les moyennes les plus faibles (Tableau 18). Les bandes aménagées et les tournières présentent des valeurs intermédiaires. Ainsi, en corrigeant pour l'effet du paysage, on peut montrer que l'effet des bandes et tournières sur l'avifaune agricole existe, qu'il est bel et bien réel et qu'il est bénéfique pour les espèces ciblées. Ce résultat est d'autant plus important que selon la théorie, l'efficacité des MAE devrait être minimale pour des valeurs faibles de complexité du paysage, où le pool d'espèces trop faible ne permet pas la colonisation (Tscharrntke *et al.*, 2005 ; Concepcion *et al.*, 2008). Malgré cela, l'effet noté est significatif, ce qui suggère que l'impact des aménagements agri-environnementaux est suffisamment important pour contrer la tendance du paysage simplifié à annihiler son effet.

4.1.2 Observations supplémentaires

Il est intéressant de voir comme les bandes tampon présentent systématiquement les plus fortes moyennes de richesse spécifique (Tableau 15 et Tableau 18). On peut d'ailleurs voir sur le graphique de l'ACC qu'elles sont séparées des tournières enherbées sur l'espace de dimension réduite (Figure 26), alors qu'elles présentent la même structure et la même composition végétale. La seule différence notable entre les deux, c'est que les bandes tampon sont installées en bordure de cours d'eau. Les berges de ces cours d'eau étant à l'abri du passage des charrues, les buissons y trouvent plus de latitude pour se développer. L'apport d'eau peut aussi amener une plus grande source de nourriture pour les oiseaux, et ces deux facteurs combinés sont peut-être à l'origine de cette tendance des bandes tampon à se démarquer des autres classes de points.

La corrélation entre les espèces purement agricoles et le vecteur de la betterave est également très intéressante car d'après les résultats préliminaires d'une autre étude visant à évaluer le succès reproducteur du bruant proyer *Emberiza calandra* en Wallonie limoneuse, les nichées fructueuses ont toutes eu lieu en betterave, quand les nichées en céréales ont pour la plupart été abandonnées (A. Laudelout, communication personnelle, 2017). Pourtant la betterave est une culture qui requière un désherbage récurrent après la levée, par lutte chimique ou par binage (ADBFM, s.d.), ce qui n'offre pas les meilleures conditions de nidification. Ensuite, les ravageurs de la betterave ne sont pas particulièrement différents de ceux retrouvés dans d'autres grandes cultures, si ce ne sont les blaniules *Blaniulus guttulatus* qui y sont plus communes. À côté de celle-ci, on retrouve des ravageurs classiques comme les larves de tipulidés *Tipula sp.* et de taupins *Agriotes sp.* (ITB, 2013). Si la composition des ravageurs n'est pas radicalement différente, peut-être que leur disponibilité y est accrue. Avec un sol régulièrement nettoyé et aéré par griffage pour améliorer l'absorption d'humidité (GNIS, 2008), les

larves des ravageurs sont peut-être plus accessibles et offrent ainsi une source de nourriture plus abondante pour les oiseaux.

4.2 Critique de la méthode

Les sources d'erreurs possibles et les manquements ont, comme dans tout travail, été nombreux. Afin de pouvoir adopter une vue plus réaliste, nous avons jugé important de considérer ces manquements et d'estimer leur impact sur les résultats. Ils ont été replacés dans leur contexte méthodologique, étape par étape.

4.2.1 Design

Dans les variables environnementales relevées sur le terrain, les sentiers enherbés installés pour le passage des tracteurs n'ont pas été pris en compte. Ceux-ci semblaient pourtant apporter leur lot de variabilité aux données, d'après les impressions de terrain des observateurs, notamment sur la perdrix grise *Perdrix perdrix*.

La structure de la végétation, dans les parcelles agricoles ou dans les bandes, n'a pas été relevée non plus. Il s'agit là pourtant d'un facteur pertinent pour les oiseaux, mais le temps décerné à chaque relevé était déjà (sur)-saturé par les autres variables. Le nombre de sites aurait dû être réduit pour pouvoir assurer l'échantillonnage de variables supplémentaires.

Rétrospectivement, il paraît surprenant de ne pas avoir appliqué un filtre de taille lors de la sélection des points de relevé, car il est difficile de justifier l'utilité d'inventorier une tournière d'une longueur aussi faible que 41 mètres. Si leur impact sur l'avifaune n'est pas pour autant exclu, leur effet potentiel semble bien plus compliqué à mettre en évidence. Sans pour autant être un frein au bon déroulement des analyses, cela remet en question l'utilité de l'inclusion de ces bandes dans l'inventaire, qui aurait gagné à être allégé et/ou mieux ciblé. Dans le cas d'une éventuelle poursuite du programme de relevés, ces points pourront être écartés.

4.2.2 Mise en pratique

Le protocole d'inventaire ne donnait pas de consignes pour le classement des parcelles inconnues. Elles ont toutes été répertoriées en une seule classe : « inconnu ». Pourtant, une classification plus détaillée, avec des « inconnu 1 » et « inconnu 2 » aurait permis une approximation plus réaliste de l'indice de Shannon des parcelles agricoles, plutôt qu'une cote minimale comme ce fut le cas ici.

Toujours pour améliorer l'objectivité du protocole d'inventaire, il aurait été préférable de créer des classes clairement définies des éléments paysagers non agricoles, afin d'éviter une trop grande divergence dans la méthode de recensement. Bien que leur identification soit triviale (buissons, haies ou encore fossés), une description détaillée de chaque classe renforcerait la qualité de l'échantillonnage.

Enfin, à l'avenir, la création d'une application d'encodage numérique dédiée à l'étude, ou la mise en place d'un encodage direct sur une plateforme de type www.observations.be, permettrait de réduire la charge de travail liée à l'encodage des données « papier ». Cette méthode réduirait également le risque d'apparition d'erreurs.

4.2.3 Analyse

Certaines variables catégorielles n'ont pas été incluses dans les analyses multivariées. Deux raisons peuvent expliquer cette absence : soit les variables étaient incomplètes, soit elles possédaient trop de niveaux qui empêchaient le reclassement par « dummy code ». Il s'agit du dérangement (sonore, travail au champ, éolienne, ou autre), le numéro de chaîne et la météo pour laquelle n'a été retenue que la pluie. Il faut aussi considérer l'impact de l'utilisation de variables sous la forme de données

continues quand d'autres ont été utilisées en données catégorielles (par exemple, la présence de cours d'eau plutôt que la valeur continue de sa longueur).

L'aptitude du rédacteur est également à considérer. Les méthodes d'analyse multivariées comme la DCA et l'ACC ont été réalisées pour la première fois, et il n'est pas exclu qu'une mise en pratique plus éclairées de ces méthodes aurait pu permettre la mise en lumière d'une plus grande part d'information utile. En outre, la mise en commun de plusieurs variables qui expriment peu ou prou la même réalité (buissons, haies, saules et arbres isolés) aurait peut-être permis de réduire la dispersion des points et de renforcer la structure de la sortie de l'ACC.

4.2.4 Interprétation

La majorité des bandes aménagées ont été semées d'un mélange nourricier pour l'hiver, et celles-ci remplissent un rôle de garde-manger pour la mauvaise saison. Si l'effet bénéfique pour l'avifaune agricole hivernale est recherché, quel peut être l'intérêt de ces bandes en période de nidification ?

De plus, les relevés sont réalisés au printemps, aux premières étapes de la nidification, lorsque l'activité des oiseaux est maximale et qu'ils s'affichent plus souvent à découvert. Mais leur présence n'informe pas sur le succès de la nidification et donc sur la qualité du milieu comme site de reproduction. Elle n'exclut pas que les signaux environnementaux responsables de cette attractivité en début de saison débouchent finalement sur un échec, et que les sites étudiés représentent alors un piège écologique. Une étude du succès reproducteur de ces espèces dans les milieux étudiés permettrait d'apporter plus de réponses à ces interrogations.

5 Conclusion

Notre étude a permis de confirmer notre hypothèse de départ en montrant l'effet significatif et positif des aménagements agri-environnementaux sur l'avifaune des milieux agricoles. En contrôlant pour l'effet du paysage, les points sans aménagements abritaient une quantité plus faible d'espèces et un nombre plus réduit d'individus. En outre, les aménagements agri-environnementaux ciblés par l'étude étaient plus abondants en paysage diversifié qu'en paysage homogène et fortement agricole. Les espèces-cibles de l'étude, elles, étaient à l'inverse plus fortement liées à ces zones de forte productivité agricole et moins aux milieux plus variés, pourtant plus fournis en aménagements.

Ces résultats offrent donc une nouvelle perspective sur le déclin des espèces agricoles décrit en début d'ouvrage. Nous avons débuté le travail en présentant cette situation paradoxale de la poursuite de ce déclin dans un paysage de plus en plus riche en MAE. La répartition inégale des aménagements dans le gradient de complexification du paysage, et la fidélité des espèces agricoles à leur habitat préférentiel, sont des éléments qui ont permis d'offrir une part d'explication significative sur les causes de ce paradoxe.

Plusieurs questions restent encore ouvertes après la réalisation de ce travail. Tout d'abord, il nous est impossible d'expliquer pourquoi les espèces strictement agricoles semblent apprécier les parcelles de betterave. Si d'autres travaux mettent en lumière le rôle de la betterave chez les oiseaux agricoles, il faudra envisager une étude pour comprendre l'origine de cette tendance, et vérifier si l'avifaune agricole peut participer à la lutte et au contrôle des insectes ravageurs. Ensuite, si nous pouvons maintenant décrire la réponse des communautés d'oiseaux aux mesures agri-environnementales, nous ne connaissons pas la réponse individuelle des espèces, ni les relations qui les lient aux variables environnementales. Pour emboîter le pas à cette étude, il serait judicieux de ré-exploiter le jeu de données en se focalisant sur ces réponses spécifiques. Les particularités écologiques de ces espèces pourront être étudiées parallèlement aux données qui auront émané du présent travail.

En définitive, cette étude aura permis de factueliser l'utilité du programme agri-environnemental wallon pour la conservation de l'avifaune agricole et, par conséquent, d'exhorter à la poursuite de son implémentation par les pouvoirs publics. Au-delà de la poursuite du programme, certains efforts pourraient être redirigés pour valoriser au mieux le potentiel de conservation qu'incarnent ces mesures. Etant donné leur faible représentation dans les milieux à forte productivité agricole, il conviendrait d'accroître leur présence dans ces parcelles tout en maintenant cette structure du paysage que les espèces agricoles semblent apprécier. Des mesures peuvent également être prises au sein même de ce paysage agricole homogénéisé, à l'échelle de la parcelle : une réduction des pesticides et fertilisants, une réduction du travail du sol ou la mise à disposition de cultures partiellement non récoltées pour l'hiver pourraient être bénéfiques à l'avifaune. Pour les exploitants, ce programme-là semble néanmoins nettement moins évident à mettre en place qu'un renforcement du programme agri-environnemental actuel. Enfin, pour accompagner ces recommandations, il serait également utile de réfléchir à implémenter d'autres types de mesures dans les parcelles les plus productives, comme les plots à alouettes, sans quoi il semble difficile de prédire un autre avenir aux espèces agricoles que la poursuite de leur déclin.

6 Bibliographie

- Ackrill, R., Kay, A., & Morgan, W. (2008). The common agricultural policy and its reform: the problem of reconciling budget and trade concerns. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroéconomie*, 56(4), 393-411.
- Aebischer, N. J. (1991). Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. *The ecology of temperate cereal fields*, 305-331.
- Aebischer, N. J., & Reitz, F. (2000). Estimating brood production and chick survival rates of grey partridges: an evaluation. *Hungarian Small Game Bulletin*, 5, 191-210.
- Aebischer, N. J., Green, R. E., & Evans, A. D. (2000). From science to recovery: four case studies of how research has been translated into conservation action in the UK. *Ecology and conservation of lowland farmland birds*, 43-54.
- Aschwanden, J., Birrer, S., & Jenni, L. (2005). Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)?. *Journal of Ornithology*, 146(3), 279-286.
- Askew, N. P., Searle, J. B., & Moore, N. P. (2007). Agri-environment schemes and foraging of barn owls *Tyto alba*. *Agriculture, ecosystems & environment*, 118(1), 109-114.
- Association pour le développement de la betterave fourragère monogèrme (s.d.). *La betterave fourragère de A à Z*. Paris, France
- Austin, M. P. (1985). Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Annual review of ecology and systematics*, 16(1), 39-61.
- Barker A.M. & Reynolds C.J.M. (1999). The value of planted grass field margins as a habitat for sawflies and other chick-food insects. *Aspects of Applied Biology*, 54, 109-116
- Beintema, A. J., Thissen, J. B., & Ellinger, D. (1995). *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M. & Nyström, M. (2003). Reserves, resilience and dynamic landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(6), 389-396.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.
- Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., & Schekkerman, H. (2004). Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio: A journal of the Human environment*, 33(8), 499-502.
- Berg, Å., Jonsson, M., Lindberg, T., & Källebrink, K. G. (2002). Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis*, 144(3), E131-E140.
- Bibby, C. J. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- 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(2), 295-303.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). Unconstrained ordination. In *Numerical Ecology with R* (pp. 115-151). Springer New York.
- Brennan, L. A., & Kuvlesky Jr, W. P. (2005). Invited Paper: North American Grassland Birds: An Unfolding Conservation Crisis?. *Journal of Wildlife Management*, 69(1), 1-13.
- Bro, E., Mayot, P., Corda, E. V. 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(5), 846-857.
- Buner, F., Jenny, M., Zbinden, N., & Naef-Daenzer, B. (2005). Ecologically enhanced areas—a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biological Conservation*, 124(3), 373-381.
- Buttigieg, P. L., & Ramette, A. (2014). A guide to statistical analysis in microbial ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS Microbiology Ecology*, 90(3), 543-550.
- Carroll, C., Noss, R. F., Paquet, P. C., & Schumaker, N. H. (2004). Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology*, 18(4), 1110-1120.

- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of applied ecology*, 37(5), 771-788.
- Chamberlain, D., & Vickery, J. (2002). Declining farmland birds. *British Birds*, 95, 300-310.
- Clarke J.H., Jones N.E., Hill D.A. & Tucker G.M. (1997). *The management of set-aside within a farm and its impact on birds*. Proceedings - Brighton Crop Protection Conference, Brighton, 1, 1179-1184.
- Collart, G. (2014). *Caractérisation de l'habitat de nidification du bruant proyer en Wallonie* (Master's thesis). Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.
- Collins, S. L. (2000). Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *The American Naturalist*, 155(3), 311-325.
- Collins, W. W., & Qualset, C. O. (1999). Biodiversity in agroecosystems. *Advances in Agroecology*.
- Commission Européenne (2005), « Agri-environmental measures, Overview on General Principles, Types of Measures, and Application », Mars 2005, Bruxelles.
- Commission européenne (2016). *Agri-environmental measures*. [En ligne] Disponible sur http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_en.htm [Consulté le 09/08/16]
- Concepción, E. D., Díaz, M., & Baquero, R. A. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*, 23(2), 135-148.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L., & Perrins, C. M. (1994). *The Handbook of the Birds of Europe, North Africa and the Middle East*.
- 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(3), 459-474.
- Delgado, A., & Moreira, F. (2000). Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, ecosystems & environment*, 78(1), 65-76.
- Diamond, J. (1997). Location, location, location: the first farmers. *Science*, 278(5341), 1243-1244.
- 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 B: Biological Sciences*, 268(1462), 25-29.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D., & Pain, D. J. (2002). The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(3), 167-182.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3), 189-196.
- 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.
- Eaton, M. A., Stoate, C., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Chamberlain, D., & Wilson, A. (2002). Determinants of Whitethroat *Sylvia communis* distribution in different agricultural landscapes. In *Avian landscape ecology: pure and applied issues in the large-scale ecology of birds. Proceedings of the eleventh annual IALE (UK) conference, University of East Anglia, UK, 10-13 September 2002*. (pp. 300-304). International Association for Landscape Ecology (IALE (UK)).
- Edwards, K. J., & Hiron, K. R. (1984). Cereal pollen grains in pre-elm decline deposits: implications for the earliest agriculture in Britain and Ireland. *Journal of Archaeological Science*, 11(1), 71-80.
- Feber, R. E., Smith, H., & Macdonald, D. W. (1996). The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal of applied ecology*, 1191-1205.
- 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(6), 1425-1441.
- Gailly, R. (2013). *Impact des plantations de sapins de Noël sur l'avifaune des milieux ouverts en Ardenne occidentale* (Master's thesis). Gembloux AgroBioTech, Gembloux.

- Gauch, H. G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology* (No. 1). Cambridge University Press.
- GIREA (2013). *MAE en Wallonie : 11 Méthodes, 13 Questions-Réponses d'évaluation*. [En ligne] Disponible sur <http://www.graew.be/documents/GRAEW/MAEC%20/01.Maec%20et%20en%20enjeux/2015-10%2030%20-13%20questions.pdf> [Consulté le 04/03/2016]
- Glantz, S. A. (1992) *Primer of Bio-Statistics* (McGraw-Hill, New York), 3rd Ed., pp. 32-109, 320-371.
- Gregory, R. (2006). Birds as biodiversity indicators for Europe. *Significance*, 3(3), 106-110.
- Gregory, R. D., Van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P., & Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360(1454), 269-288.
- Groupe National Interprofessionnel des Semences (2008). Betterave fourragère. *Semencemag DO687-2008-PIDB-5723*. Paris, France.
- Hagemeyer, W. J., & Blair, M. J. (1997). The EBCC atlas of European breeding birds. *Poyser, London*.
- Hallmann, C. A., Foppen, R. P., van Turnhout, C. A., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*.
- Hart, J. D., Milsom, T. P., Fisher, G., Wilkins, V., Moreby, S. J., Murray, A. W. A., & Robertson, P. A. (2006). The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 81-91.
- Henderson, I. G., & Evans, A. D. (2000). Responses of farmland birds to set-aside and its management. *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*, 69-76.
- Henderson, I. G., Morris, A. J., Westbury, D., Woodcock, B. A., Potts, S. G., Ramsay, A. J., & Coombes, R. (2007). Effects of field margin management on bird distributions around cereal fields. *Aspects of Applied Biology: Delivering Arable Biodiversity*, 81, 53-60.
- Henderson, I. G., Vickery, J. A., & Carter, N. (2004). The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation*, 118(1), 21-32.
- Herzon, I., Auninš, A., Elts, J., & Preikša, Z. (2008). Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, ecosystems & environment*, 125(1), 93-100.
- Institut Royal Météorologique. (2016). *Bilan climatologique de juin 2016*. Retrieved from Institut Royal Météorologique, Climat Web site : <https://www.meteo.be/meteo/view/fr/26993264-Juin+2016.html>
- Institut Technique de la Betterave (2013). Les ravageurs de la betterave : Limiter leur influence et protéger la culture. *La technique betteravière*, n°983 du 26 mars 2013.
- Jackson, D. A., & Somers, K. M. (1991). Putting things in order: the ups and downs of detrended correspondence analysis. *The American Naturalist*, 137(5), 704-712.
- Jacob, J.-P., Dehem, C., Burnel, A., Dambiermont, J.-L., Fasol, M., Kinet, T., Van Der Elst, D. & Paquet, J.-Y. (2010). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Série "Faune-Flore-Habitats" n°5. Gembloux : Aves et Région Wallonne
- Jacquemyn, H., Butaye, J., & Hermy, M. (2003). Influence of environmental and spatial variables on regional distribution of forest plant species in a fragmented and changing landscape. *Ecography*, 26(6), 768-776.
- Jongman, R. H., Ter Braak, C. J., & Van Tongeren, O. F. (Eds.). (1995). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge university press.
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?. *Journal of applied ecology*, 40(6), 947-969.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., Esteban, J. D., Fernández, F., ... & Knop, E. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 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(6857), 723-725.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Ordination in reduced space. *Developments in environmental modelling*, 20, 387-480.

- Lehaire, F. (2008). *Analyse comparative des aires ancienne et d'expansion du pic mar (Dendrocopos medius (L.)) en Région Wallonne*. (Master's thesis). Gembloux AgroBioTech, Gembloux.
- Marshall, E. J. P., West, T. M., & Kleijn, D. (2006). Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 113(1), 36-44.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., & Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509.
- MeteoBelgique. (2016). *Résumé mai 2016*. Retrieved from MeteoBelgique, Climatologie Web site : <http://www.meteobelgique.be/article/relevés-et-analyses/annee-2016/2139-resume-mai-2016.html>
- Murphy, M. T. (2003). Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *The Auk*, 120(1), 20-34.
- NATAGRIWAL (2015). *1995-2015 : 20 années de méthodes agri-environnementales en Wallonie*. [En ligne] Disponible sur : https://www.natagriwal.be/sites/default/files/kcfinder/files/Autres_doc/Dossier_presse_conf%3%A9rence_20_ans_MAE_version_finale.pdf [Consulté le 04/03/2016]
- NATAGRIWAL (2016). *Les méthodes agri-environnementales et climatiques du PwDR [2014-2020]* [En ligne] Disponible sur : https://www.natagriwal.be/sites/default/files/kcfinder/files/Autres_doc/Tableau-MAEC-2014-2020-FR-DEF.pdf [Consulté le 21/07/2016]
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146(4), 579-600.
- Nupp, T. E., & Swihart, R. K. (2000). Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy*, 81(2), 512-526.
- O'Connor, R. J. Shrubbs, M. (1986) *Farming and Birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ory, T., Hermand, P., Walot, T., Derouaux, A. & Paquet, J.Y. (2015). Le déclin continu du bruant proyer *Emberiza calandra* en Wallonie : constats et perspectives de conservation. *Aves*, 52(1), 29-44.
- Palmer, M. (s.d.). *Ordination methods for ecologists*. Retrieved from <http://ordination.okstate.edu/>
- Palmer, M. W. (1993). Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 74(8), 2215-2230.
- Paquet, J. Y., Jacob, J. P., Kinet, T., & Vansteenwegen, C. (2010). Les tendances des populations d'oiseaux communs en Wallonie de 1990 à 2009. *Aves*, 47, 1-19.
- Paquet, J.Y., Derouaux, A. & Jacob J.P. (2014). L'évaluation de l'impact des Méthodes Agro-environnementales sur l'avifaune en Wallonie à l'aide d'un indicateur de type « Farmland Bird Index ». Document non publié, Namur.
- Pellegrini, N. (1995). Les mesures agri-environnementales. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°25. 128-129.
- Perkins, A. J., Maggs, H. E., Watson, A., & Wilson, J. D. (2011). Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 514-522.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J., & Barnett, P. R. (2000). Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation*, 95(3), 279-294.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Morris, A. J., & Bradbury, R. B. (2002). Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, ecosystems & environment*, 93(1), 413-420.
- Peterson, G., Allen, C. R., & Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), 6-18.
- Ponce, C., Bravo, C., & Alonso, J. C. (2014). Effects of agri-environmental schemes on farmland birds: do food availability measurements improve patterns obtained from simple habitat models?. *Ecology and evolution*, 4(14), 2834-2847.

- Potts, G. R. (1970). Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partridge. *Bird study*, 17(2), 145-166.
- 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.
- QGIS Development Team, 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>
- Rands, M. R. W. (1985). Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of applied ecology*, 49-54.
- Règlement (CEE) N° 797/85 du Conseil du 12 mars 1985 concernant l'amélioration de l'efficacité des structures de l'agriculture (1985). *Journal officiel des Communautés européennes* N° L 93, 30 mars, p. 1-12.
- Renwick, A. R., Johnston, A., Joys, A., Newson, S. E., Noble, D. G., & Pearce-Higgins, J. W. (2012). Composite bird indicators robust to variation in species selection and habitat specificity. *Ecological Indicators*, 18, 200-207.
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology*, 39(1), 157-176.
- Salamini, F., Özkan, H., Brandolini, A., Schäfer-Pregl, R., & Martin, W. (2002). Genetics and geography of wild cereal domestication in the Near East. *Nature Reviews Genetics*, 3(6), 429-441.
- Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. & Green, R.E. (2005). The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population. *Biological Conservation*, 123, 317-326.
- Schifferli, L. (2000). Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. *Ecology and conservation of lowland farmland birds*, 17-25.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., & Tschardtke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 281-287.
- Schroth, G. (Ed.). (2004). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press.
- Semwal, R., Nautiyal, S., Sen, K. K., Rana, U., Maikhuri, R. K., Rao, K. S., & Saxena, K. G. (2004). Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102(1), 81-92.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H., & Wilson, J. D. (1998). Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35(1), 24-43.
- Skyworks (2008). *Aerial rural landscape with church, Wurzburg, Bavaria, Germany* [En ligne]. Disponible sur <http://www.gettyimages.be/detail/video/rural-landscape-with-church-wurzburg-bavaria-germany-stockvideofootage/87920309>
- Söderström, B., Kiema, S., & Reid, R. S. (2003). Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, ecosystems & environment*, 99(1), 113-124.
- Sotherton, N. W. (1998). Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, 83(3), 259-268.
- Sparks, T. H., Parish, T., & Hinsley, S. A. (1996). Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, ecosystems & environment*, 60(1), 1-8.
- SPW, D'GARNE, Département des aides, Direction des surfaces agricoles (2012). *Les subventions agro-environnementales : Vade-Mecum*. Namur.
- Stoate, C., & Szczyr, J. (1997). Seasonal changes in habitat use by yellowhammers (*Emberiza citrinella*).. volume 3.
- Stoate, C., Moreby, S. J., & Szczyr, J. (1998). Breeding ecology of farmland Yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Bird Study*, 45(1), 109-121.
- Ter Braak, C. J. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167-1179.

- Ter Braak, C. J., & Smilauer, P. (2002). CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). www.canoco.com.
- Ter Braak, C. J., & Verdonschot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57(3), 255-289.
- Tew, T. E., Macdonald, D. W., & Rands, M. R. W. (1992). Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology*, 532-539.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671-677.
- Tschardtke, 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(8), 857-874.
- Tucker, G. M., & Dixon, J. (1997). Agricultural and grassland habitats. *Habitats for Birds in Europe: A Conservation Strategy for the Wider Environment*. BirdLife International, Cambridge, UK, 267-325.
- Tucker, G. M., Heath, M. F. (1994). Birds in Europe: Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). New York: Springer.
- Uthes, S., & Matzdorf, B. (2013). Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. *Environmental management*, 51(1), 251-266.
- Verhulst, J., Kleijn, D., & Berendse, F. (2007). Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 70-80.
- Vickery, J. A., Bradbury, R. B., Henderson, I. G., Eaton, M. A., & Grice, P. V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological conservation*, 119(1), 19-39.
- Vickery, J. A., Feber, R. E., & Fuller, R. J. (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1), 1-13.
- Vickery, J. A., Tallwin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664.
- Vickery, J., Carter, N., & Fuller, R. J. (2002). The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(1), 41-52.
- Weibel, U. (1998). Habitat use of foraging Skylarks (*Alauda arvensis* L.) in an arable landscape with wild flower strips. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 64, 37-45.
- Weibel, U. M. (1999). *Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (Alauda arvensis)* (Doctoral dissertation, Diss. Naturwissenschaften ETH Zürich, Nr. 13447, 2000).
- Whittingham, M., & Markland, H. (2002). The influence of substrate on the functional response of an avian granivore and its implications for farmland bird conservation. *Oecologia*, 130(4), 637-644.
- Woiwod, I. P. (1991). The ecological importance of long-term synoptic monitoring. *The ecology of temperate cereal fields*, 275-304.