

Les infrastructures agroécologiques des zones d'élevage ont une place essentielle dans le maintien de la biodiversité ordinaire

MANNEVILLE V. (1), AMIAUD B. (2, 3), MICHEL N. (3). KERBIRIOU C. (4), JULIEN JF. (4)

(1) Institut de l'élevage, 9, Allée Pierre de Fermat, F-63170 Aubière ; Vincent.Manneville@idele.fr

(2) Université de Lorraine, UMR 1137, Ecologie et Ecophysiologie Forestière, F-54500 Vandœuvre lès Nancy, France

(3) Université de Lorraine, UMR 1121 - Laboratoire Agronomie et Environnement, ENSAIA, 2, avenue de la Forêt de Haye, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy

(4) Muséum national d'Histoire naturelle, 57 Rue Cuvier, 75005 Paris.

RESUME - Depuis la fin du 20^{ème} siècle, les paysages et les modes de production agricole se sont transformés en lien avec la mécanisation, l'utilisation d'intrants comme les pesticides et les engrais afin de maximiser les productions. Or, la biodiversité ordinaire relative aux espèces communes est principalement influencée par des facteurs agronomiques et paysagers. Ces facteurs paysagers sont identifiés par la diversité et l'agencement spatial des infrastructures agroécologiques (IAE). Ces IAE sont des éléments fixes du paysage faisant partie intégrante de l'exploitation agricole mais non-productifs et pouvant fournir de nombreux services écosystémiques. L'étude présentée a pour objectif d'identifier les relations entre des variables paysagères et des pratiques agricoles et la richesse spécifique d'espèces faunistiques (lombrics, bourdons, chiroptères et oiseaux) et floristiques. Trois zones géographiques contrastées ont été choisies pour leurs conditions pédoclimatiques, leurs systèmes d'élevage et leurs paysages : la Lorraine/Champagne-Ardenne (climat semi-continentale), la Basse-Normandie (climat océanique) et l'Auvergne (climat montagnard). Dans chacune des régions, les exploitations ont été choisies selon deux axes : l'intensité des pratiques agricoles appliquées sur la prairie permanente et l'importance des IAE présentes sur leur territoire. L'analyse de ces données montre que la richesse spécifique des espèces végétales et faunistique est dépendante des pratiques agricoles mais aussi des composantes du territoire et de la structure même du parcellaire. Le premier enseignement apporté par le traitement statistique des données nous montre que selon les territoires, la richesse spécifique, notamment des groupes faunistiques, ne répond pas toujours aux mêmes facteurs paysagers et agricoles

The agro-ecological structures in cattle-breeding areas play an essential role to preserve ordinary biodiversity

MANNEVILLE V. (1), AMIAUD B. (2, 3), MICHEL N. (3). KERBIRIOU C. (4), JULIEN JF. (4)

(1) Institut de l'élevage, 9, Allée Pierre de Fermat, F-63170 Aubière ; Vincent.Manneville@idele.fr

SUMMARY - Since the late 20th century, landscapes and agricultural production systems have evolved with mechanization, use of inputs such as pesticides and fertilizers in order to maximize production. Now, ordinary biodiversity related to common species is mainly influenced by agronomic and landscape factors. These landscape factors are identified by a diversity of agro-ecological structures (AES) but also by their spatial organization. They are natural elements of the landscape, being an integral part of the farm, but non-productive and which can provide many ecosystem services. This study was carried out in three French regions known for their contrasting soil and climatic conditions, location, breeding systems and landscapes: Lorraine / Champagne-Ardenne (semi-continental climate), Normandy (maritime climate) and Auvergne (mountain climate). In each region, farms were chosen based on the following: 1) the intensity of agricultural practices on permanent grassland and 2) the importance of AES on their territory. To establish the relationship between landscape and agricultural practices on biodiversity of species, we chose to study the characteristics of the grassland flora, earthworms, bumblebees, bats and birds. Analysis of these data shows that the specific richness of flora and fauna species is dependent on both agricultural practices but also components and spatial structure of the farm territory. The first lesson provided by the statistical analyses of data shows that, depending upon the territories, species richness, particularly of fauna species, is not always linked to the same landscape and agricultural factors.

INTRODUCTION

L'intensification des pratiques agricoles de ces 50 dernières années a contribué à la destruction des équilibres écosystémiques (Tilman *et al.*, 2001). Parallèlement, la simplification des paysages agricoles liée à la disparition des haies et autres infrastructures agroécologiques signe la disparition d'habitats et de ressources alimentaires pour de nombreuses espèces floristiques ou faunistiques (Sklenicka, *et al.*, 2009 ; Robinson et Sutherland 2002). Cette biodiversité ordinaire relative aux espèces communes est principalement influencée par des facteurs agronomiques et paysagers.

Les effets positifs du paysage sur la diversité floristique et faunistique sont expliqués par la mosaïque formée par

l'occupation des sols agricoles mais surtout par le maillage de zones non agricoles formé par les bois, les mares et les prairies naturelles (Duelli *et al.*, 1997). Ces infrastructures agroécologiques (IAE) sont isolées ou reliées par des corridors. La qualité de la connectivité des IAE est capitale pour la circulation des espèces (Hendrickx *et al.*, 2007). Cette garantie de mobilité assure un brassage génétique au sein même des espèces présentes. Ainsi, la proportion d'IAE, leur diversité respective (Aavick et Liira, 2009), leur répartition dans l'espace et leur qualité (Boller E.F *et al.*, 2004) déterminent la richesse biologique d'un paysage.

Ces IAE, éléments fixes du paysage, font partie de l'exploitation agricole mais sont pour l'essentiel non-productif. En revanche, ils fournissent de nombreux services écosystémiques nécessaires à la production agricole.

Plusieurs études ont déjà mis en évidence les relations entre structure paysagère et biodiversité (Burel *et al.*, 2004; Miller *et al.*, 1997). Les facteurs les plus pertinents pour évaluer la biodiversité dans une mosaïque paysagère sont la composition du paysage, la répartition spatiale et la proportion de surface couverte par chaque type d'habitat (Duelli *et al.*, 1997). Les IAE comme les haies, les arbres isolés ou les buissons sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection). De plus, ces habitats sont essentiels pour les pollinisateurs sauvages et d'autres auxiliaires de culture. Il est constaté que le nombre d'espèces d'abeilles augmente avec le pourcentage d'IAE dans le paysage (Tschamtké *et al.*, 2005).

Les effets des pratiques agricoles de conduite de la prairie permanente influencent également l'état de la biodiversité floristique et faunistique, qu'elle soit hébergée ou de passage. Ainsi, l'augmentation de la fertilisation entraîne une diminution de la diversité spécifique végétale (White *et al.* 2004) ainsi que de la richesse spécifique floristique (Schoier et Dumont, 2012). L'augmentation de la fertilisation azotée de la prairie favorise la présence des graminées au détriment des légumineuses. La richesse spécifique des plantes est plus importante dans des prairies pâturées en automne par des moutons que dans des prairies non pâturées (Schoier et Dumont, 2012). En effet, le pâturage influence fortement la composition botanique des prairies en jouant sur la compétition entre les espèces, leur dispersion et leur maintien. Une première date de fauche tardive favorise la richesse spécifique des prairies (Gaujour *et al.*, 2012). En revanche, une fauche précoce empêche les plantes d'atteindre le stade floraison, de se reproduire et d'assurer le renouvellement de l'espèce par ensemencement naturel. D'un point de vue plus systémique, les oiseaux sont également sensibles à la fertilisation de prairies car elle entraîne un développement plus rapide de la végétation. Cette offre de ressources trophiques et de sites de nidification diffère de celle des prairies non fertilisées. En effet, les prairies fertilisées subissent un changement rapide de hauteur d'herbe qui affecte la disponibilité des sites de reproduction pour certaines espèces d'oiseaux (Tichit *et al.*, 2012).

Les effets combinés des composantes paysagères et des pratiques agricoles sur la diversité des espèces sont peu connus. Un effet plus important des pratiques agricoles est observé dans des paysages à niveau de complexité intermédiaire (Tschamtké *et al.*, 2005 ; Concepción *et al.*, 2012). Quelques études illustrent ces effets croisés notamment sur l'activité de chiroptères dans les fermes biologiques et dans les fermes conventionnelles (Wickramasinghe *et al.*, 2004). En effet, l'abondance des insectes nocturnes est plus élevée dans des habitats aquatiques et les pâtures des fermes biologiques que pour des habitats identiques mais en agriculture conventionnelle. Or, les insectes nocturnes volants sont la principale source de nourriture pour les chauves-souris. Ces dernières se nourrissent autour des habitats agricoles. Une réduction de la disponibilité des proies par une intensification des pratiques combinée avec une diminution des IAE entraînerait une diminution des populations de chauves-souris par effet de relation prédateur-proie. Les différences d'activité totale entre les systèmes biologiques et conventionnels peuvent s'expliquer par la présence de plus grandes haies et d'une meilleure qualité de l'eau des mares et autres surfaces en eau dans les systèmes biologiques. Ces effets combinés entre les composantes paysagères et l'intensité des pratiques n'ont souvent été abordés que pas l'intensification des pratiques en agriculture conventionnelle *versus* agriculture biologique.

Pour ne pas réduire notre étude à une dichotomie opposant agriculture biologique et conventionnelle, nous nous sommes fixés comme objectif d'étudier les relations croisées entre les composantes paysagères, les pratiques agricoles appliquées

en prairie permanente et la richesse spécifique pour une gamme d'espèces faunistiques et floristiques. La finalité était d'identifier et proposer des leviers d'actions aux agriculteurs afin d'ajuster la gestion de leur exploitation en faveur de la biodiversité.

1. MATERIEL ET METHODES

1.1 DEFINITION DU PERIMETRE DE LA ZONE D'ETUDE ET ECHANTILLONNAGE DES SYSTEMES D'EXPLOITATION

L'étude a été réalisée sur trois régions contrastées par leurs conditions pédoclimatiques, leurs positions géographiques, leurs systèmes d'élevage et leurs paysages : Lorraine/Champagne-Ardenne (climat semi-continentale), Basse-Normandie (climat océanique) et l'Auvergne (climat montagnard). Dans chacune des régions, les exploitations ont été choisies selon deux axes : l'intensité des pratiques de conduite de la prairie permanente et l'importance des IAE sur leur territoire.

Le choix des fermes a été réalisé par les ingénieurs des réseaux d'élevage des chambres d'agriculture. Les systèmes d'exploitation retenus (tableau 1) ont été choisis pour obtenir des conduites différenciées de la prairie permanente. En effet, le niveau de fertilisation et le mode de pâturage en bovins lait sont différents de ceux des bovins allaitants.

Tableau 1 : Récapitulatif des systèmes d'exploitation d'élevage suivis dans le programme INDIBIO

	Bovins lait herbe	Bovins lait Maïs	Bovins allaitants Naisseur	Bovins allaitants engraisseur
Auvergne	3	3	3	3
Normandie	2	3	3	3
Champagne-Ardenne et Vosges	3	3	3	3

4 parcelles ont été choisies sur la base de 2 niveaux d'intensité de pratiques agricoles et 2 niveaux de densité d'infrastructures agroécologiques. L'échantillon total des parcelles s'élève à 140 parcelles.

8 variables paysagères (tableau 2) ont été calculées dans un rayon de 300m, 1500m et 3000m autour de chaque parcelle. Ces trois distances ont été retenues en fonction du degré de mobilité des espèces retenues.

Tableau 2 : Description des variables paysagères et parcellaires relatives aux différents buffers environnant chaque parcelle

Variables paysagères	Code	Unité
Surface des parcelles	PARC. AREA (A)	m ²
Périmètre des parcelles (faisant l'objet d'une même utilisation)	PARC. PERIM (P)	m
Indice de forme de la parcelle: : PARC FORM = $P / (2 * \sqrt{(\pi * A)})$. (Comber <i>et al.</i> , 2003; De Clercq <i>et al.</i> , 2006; Cousins et Aggemyr, 2008).	PARC FORM	
Distance centre bordure : DIST.EC = $100 * \sqrt{(A-CA)}$. Avec CA = surface de la zone centrale. (Jorge and Garcia, 1997).	DIST.EC	m
Densité des haies autour des parcelles	D.HAIE	%
Densité des forêts autour des parcelles	D.FOR	%
Densité des mares autour des parcelles	D.MARE	%
Densité des bosquets autour des parcelles	D.BOSQ	%

1.2. CHOIX DES TAXONS ET DES PROTOCOLES DE SUIVI

Les différents taxons ont été choisis selon leur degré de mobilité (figure 1), mais aussi pour les services écosystémiques qu'ils fournissent. Les espèces peu mobiles doivent traduire les pressions des pratiques à l'échelle de la parcelle. En revanche, les espèces mobiles à très mobiles doivent exprimer les composantes paysagères.

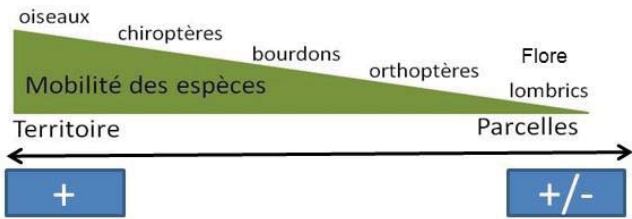


Figure 1 : Des taxons choisis selon le degré de mobilité

1.3. METHODE D'ANALYSE STATISTIQUE POUR LE TRAITEMENT DES DONNEES

Le traitement statistique des données relatives aux pratiques agricoles, à la structure des parcelles et aux caractéristiques paysagères a été réalisé à partir d'une méthode par blocs. Cette méthode MBPLS (Multiblock Partial Least Squares, Wold, 1984) présente l'avantage de donner une contribution relative aux variables d'intérêt retenues.

2. RESULTATS

Nous avons pris le parti de n'exposer dans cette analyse que deux taxons faunistiques, dans le but d'apporter une meilleure compréhension de la démarche utilisée. Les bourdons représentent le service de pollinisation avec une mobilité sensible aux bordures de parcelle et limitée en distance d'activité. Les chiroptères représentent le service de régulation des insectes avec une mobilité importante (Cleveland *et al.* 2006) mais sont sensibles aux IAE à cause de leur mode de déplacement par écholocation.

2.1. EFFETS DES PRATIQUES, DU CONTEXTE PAYSAGER ET DE LA STRUCTURE PARCELLAIRE SUR LA RICHESSE SPECIFIQUE DES BOURDONS

La structure du paysage et celle des parcelles ont un poids équivalent sur la diversité des espèces de bourdons rencontrées (Figure 2). Le bloc lié aux pratiques sur la prairie représente 20% de l'ensemble des trois blocs.

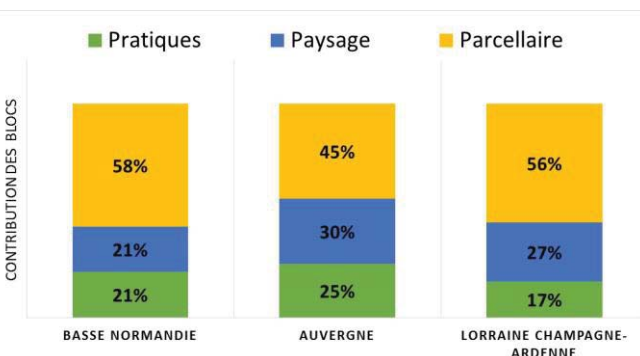


Figure 2 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique des bourdons.

Le rôle joué par la prairie permanente dans le maintien des pollinisateurs sauvages est important. Ainsi, la fertilisation azotée en Auvergne et en Champagne-Ardenne a un effet dépressif sur les bourdons. En effet, l'azote minéral épandu favorise les graminées et donc limite les légumineuses qui constituent une des principales ressources alimentaires pour les bourdons. De plus, les parcelles de grande taille ayant une distance centre-bordure importante ont des effets plus dépressifs sur les populations de bourdons (tableau 3). En revanche, la complexité de forme de la parcelle a un rôle

positif en Basse Normandie et en Auvergne sur les bourdons. Cette relation est aussi en lien avec une richesse spécifique de la flore plus importante dans des parcelles de formes géométriques complexes. Pour les bourdons comme pour la flore, les facteurs influençant la richesse spécifique ne sont pas identiques dans les trois territoires étudiés.

Tableau 3 : Effet des facteurs (seuil de significativité > 0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique des bourdons.

Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne Ardenne
Pratiques	Nmin			Négatif
	Norg		Négatif	
	Pmin			Négatif
Paysage	D FOR300*		Positif	
	D HAIE300*			Positif
	D ARB300*	Positif		
	D AL300*			Positif
Parcelles	PARC_FORM	Positif	Positif	
	PARC_AREA	Négatif		Négatif
	DIST_EC	Négatif		Négatif

Quantité d'azote minérale=Nmin; Quantité d'azote organique=Norg; Quantité de phosphore minérale=Pmin ; * calculé dans un rayon de 300m autour de la parcelle

2.2 EFFETS DES PRATIQUES, DU CONTEXTE PAYSAGER ET DE LA STRUCTURE PARCELLAIRE SUR LA RICHESSE SPECIFIQUE DES CHIROPTERES

A l'échelle du paysage, ce sont les variables définissant la densité des mares, des haies, des forêts et des arbres isolés dans un rayon de 3000 m qui influencent fortement la diversité des chiroptères (Figure 3). La part d'explication, en Auvergne, apportée par le bloc paysager explique en grande partie la richesse spécifique en chiroptères. En revanche, en Champagne-Ardenne, la part explicative du bloc relatif aux pratiques sur la prairie représente près de 50% de l'ensemble des trois blocs.

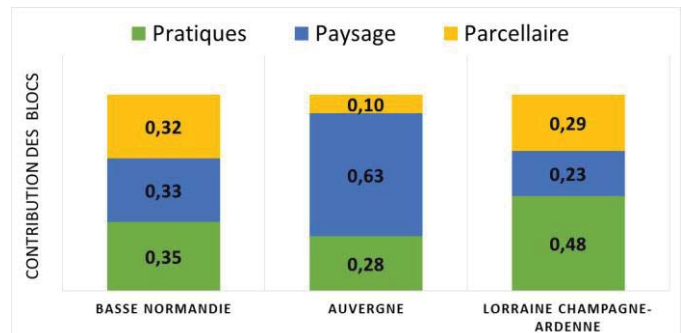


Figure 3 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique des chiroptères.

Par ailleurs, la date de la première fauche (DATE_1UTIL) et le nombre de fauches influent sur la présence de chauves-souris (tableau 4) en Basse-Normandie et Champagne-Ardenne. Une analyse de l'intensité d'utilisation de l'herbe (Grass Use Index=GU) montre que le nombre d'espèces de chauves-souris est maximal lorsque deux fauches (Champagne-Ardenne) sont appliquées sur les parcelles alors qu'il diminue au-delà (Basse-Normandie). La date de première utilisation (pâturage) de mars et avril est plus propice aux chauves-souris en Basse-Normandie. Selon le système de production (vaches laitières ou allaitantes), l'intensité d'utilisation de l'herbe varie. C'est un des facteurs de variation de la diversité des chiroptères, car les pressions de pâturage exercées modifient le stock de proies en prairies. L'activité de chasse des chauves-souris serait également plus importante en bordure de champs et de forêts qu'en habitats ouverts comme cela semble être le cas en Basse-Normandie et en Champagne-Ardenne (tableau 4).

Tableau 4 : Effet des facteurs (seuil de significativité>0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique des chiroptères.

Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne Ardenne
Pratiques	DATE_1UTIL	Positif		
	GU	Négatif		Positif
	Norg		Positif	
	Pmin	Négatif		
	Chaux		Négatif	Positif
Paysage	D FOR3000*	Positif		Positif
	D MARE3000*		Positif	
	D VERGER3000*		Négatif	
	D ARB3000*		Négatif	
	D AL3000*		Positif	

Date de première utilisation=DATE.1UTIL; Intensité d'utilisation de l'herbe (Grass Use Index)=GU; Quantité de fertilisation organique=Q.ORG; Quantité de phosphore minéral=Pmin; Quantité de chaux=Chaux; * calculé dans un rayon de 3000m autour de la parcelle

3. DISCUSSION

L'originalité de l'étude porte sur la contribution globale des trois blocs étudiés : paysagers, pratiques et structure parcellaire. De façon plus fondamentale, la haie, les alignements d'arbres, les lisières de forêts et autres bosquets assurent la diversité des habitats pour les espèces floristiques et faunistiques. La richesse spécifique des bourdons est conditionnée à la fois par la proximité des infrastructures agroécologiques et par l'intensité des modes d'exploitation (Hendrickx *et al.*, 2007). Les talus et les haies servent d'abris aux reines fécondées pour hiverner. De plus, cette présence d'espaces semi-naturels, tels que des bandes enherbées ou des talus où fleurissent des plantes sauvages, est donc indispensable au développement des colonies de bourdons (Carré G. *et al.*, 2009). La complexité de la forme de la parcelle intègre ces composantes car elle augmente le potentiel d'abri pour les reines mais aussi conserve une diversité de plantes à fleurs sauvages. L'activité importante des chiroptères à l'interface entre milieu cultivé et forêt serait liée à l'abondance et à la diversité des proies dans les habitats de bordure de champs. La densité des mares influence favorablement le nombre d'espèces de chauves-souris. Ce constat confirme que la création de zones humides artificielles, comme les mares de rétention dans un paysage agricole exploité intensivement, profite aux chauves-souris, comme cela a été montré au sein de vignobles (Stahlschmidt *et al.*, 2012). De plus, la présence de haies ou d'alignements d'arbres sont très bénéfiques aux chauves-souris (Boughey *et al.*, 2011 ; Fuentes-Montemayor *et al.*, 2013). Nous constatons que l'hétérogénéité structurelle de l'habitat augmente la richesse spécifique des chiroptères spécialisés à l'échelle de la parcelle. Il est donc important de conserver une diversité d'habitats ouverts, d'arbres et de buissons dans les prairies. Par ailleurs, les résultats de cette étude montrent que les effets négatifs de certaines pratiques agricoles sur la richesse spécifique des espèces sont souvent atténués lorsque la densité des IAE est supérieure à 6% (résultats non présentés). Enfin, les facteurs expliquant la richesse spécifique pour les deux taxons étudiés sont différents d'une région à l'autre, ce qui montre que chaque zone a sa particularité et qu'il n'existe pas de solution et d'aménagement uniques pour maintenir le potentiel de biodiversité de l'agroécosystème.

CONCLUSION

Ces résultats illustrent l'effet croisé des pratiques agricoles et du paysage sur la diversité des espèces floristiques et faunistiques dans différentes régions de polyculture-élevage de France. Le rôle joué par les éléments paysagers est conséquent car il explique environ 30% de la variabilité au

sein de chaque groupe d'espèces qu'elles soient peu mobiles ou très mobiles. Le niveau global de biodiversité ordinaire d'un élevage peut ainsi être évalué sur la base d'une quantification et d'une caractérisation des IAE en lien avec l'intensité des pratiques agricoles. Ces variables indirectes illustrant les composantes paysagères (linéaire de haies, surface des parcelles etc.) et les pratiques agricoles (chargement animal, quantité de fertilisants etc.) devraient être utilisées pour qualifier un potentiel de biodiversité d'un agroécosystème. Ainsi, la densité d'IAE présents dans un espace agricole, leur répartition, leur connectivité et leur qualité déterminent la richesse biologique d'un paysage. Par conséquent, il est donc pertinent de s'appuyer sur ces IAE pour appréhender le potentiel de biodiversité d'un territoire mais aussi d'évaluer les effets des systèmes de production agricole sur la diversité biologique.

Remerciements aux partenaires du projet Casdar INDIBIO

Aavik, T., Liira, J., 2009. *Ecol. Indic.* 9, 5, 892–901.
 Boller, E.F., Avilla, J., Joerg, E., Malavotta C., Wijnands, F.G., Esbjerg P., 2004. *Bulletin OILB/SROP*, 27, 2, 54p.
 Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A., Dolman, P.M., 2011. *Biological Conservation*. 144, 1790-1798.
 Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millàn de la Peña, N., 2004. *Urban Plan*. 67, 195–204.
 Carre, G., Roche, P., Chifflet, P., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S.G., Roberts, S. P.M., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Westphal, C., Woyciechowski, M., Vaissière, B.E., 2009. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, p. 40-47.
 Cleveland, C.J., Betke M, Federico P et al. 2006. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 238–243.
 Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tscharrnke, T., Verhulst, J., 2012. *Journal of Applied Ecology* 49, 695–705
 Duelli, P., 1997. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62, 81–91.
 Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., Plantureux, S., 2012. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 133-160.
 Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Wingerden, W. v., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. *Journal of Applied Ecology* 44, 340–351.
 Fuentes-Montemayor, E., Goulson D., Cavin L., Wallace J. M., Park K. J., 2013. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 172, 6-15.
 Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. *Journal of Applied Ecology* 39, 157–176.
 Scohier, A., Dumont, B., 2012. *Animal* 6, 1129–1138.
 Sklenicka, P., Molnarova, K., Brabec, E., Kumble, P., Pittnerova, B., Pixova, K., Salek, M., 2009. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 465–473.
 Stahlschmidt P., Brühl C. A., 2012. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 7, 1556-1563
 Tichit M., Magda D., Durant D., Lauvie A., Lecrivain E., Martel G., Roche B., De Sainte Marie C., Sabatier R., Teillard F., 2012. *Renc. Rech. Ruminants*, 19, 1-8.
 Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R. et al. 2001. *Science* 292, 281–284.
 Tscharrnke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
 White, T.A., Barker, D.J., Moore, K.J., 2004. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 101, 73–84.
 Wickramasinghe, L.P., Harris S., Jones G., Jennings N.C., 2004. *Conservation biology*. 18, 5, 1283-1292.
 Wold, S., 1984. Three PLS algorithms according to SW .In: Symposium MULDAST (Multivariate Analysis in Science and Technology), Umea University, Sweden. 26–30