

Alauda

Revue internationale
d'Ornithologie
www.mnhn.fr/assoc/seof/

Société d'Études Ornithologiques de France - SEOF
Muséum National d'Histoire Naturelle

ALAUDA (nouvelle série) LXXXI. - 1. 2013



Pipit maritime : reproduction
Modes de gestion du bocage
Grand Tétras : statut dans le Jura

Volume 81 (1) 2013

IMPACT DES MODES DE GESTION DU BOCAGE DE L'AVESNOIS SUR LA COMMUNAUTÉ D'OISEAUX NICHEURS DES HAIES

Maxime AMY⁽¹⁾, Nathalie CHEVALLIER⁽²⁾, Cyril ERAUD⁽³⁾ & Pauline CABARET⁽⁴⁾

Impact of bocage management practices on hedgerows breeding bird community in Avesnois, Northern France. In bocage dominated landscape, hedgerows are important nesting, feeding and shelter sites for birds. However, the modification and intensification of agro-pastoral practices occurring in bocage agrosystems strongly impact birdlife. The current study was aimed at measuring the impact of bocage management on birds depending on hedgerows. This study was conducted using two approaches: a descriptive analysis of bocage types (defined by hedgerow heights) and a statistic modelling of variables related to bocage management. Both approaches showed that birds responded to two variables, the maintenance of hedgerows and adjacent land use. A bocage with a low level of cutting will host a more diverse bird community than a bocage heavily cutted. This study provides recommendations for a bird friendly bocage management. Within the current context of the Common Agricultural Policy this study also highlights the



Dessin François LOVATY

necessity to rethink the Local Agri-Environmental Schemes in order to efficiently and sustainably respond to bocage ecological requirements.

Mots clés: Bocage, Oiseaux, Haies, Gestion, Richesse spécifique, Mesures agro-environnementales territorialisées, Avesnois, Nord de la France.

Key words: Bocage, Birds, Hedgerows, Management, Species richness, Local Agri-Environmental Schemes, Avesnois, Northern France.

⁽¹⁾ Parc naturel régional de l'Avesnois, Maison du Parc « Grande Dîmière », 4 cour de l'Abbaye, F-59550 Maroilles (maximeamy@yahoo.fr ; contact@parc-naturel-avesnois.fr).

⁽²⁾ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Délégation Interrégionale Nord-Ouest – Cellule Technique, rue du Presbytère, F-14260 Saint-Georges-d'Aunay (nathalie.chevallier@oncs.gouv.fr).

⁽³⁾ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Direction des Etudes et de la Recherche, CNERA Avifaune migratrice, Station de Chizé, Carrefour de la Canauderie, F-79360 Villiers-en-Bois (cyril.eraud@oncs.gouv.fr).

⁽⁴⁾ Parc naturel régional de l'Avesnois, Maison du Parc « Grande Dîmière », 4 cour de l'Abbaye, F-59550 Maroilles (cabaretpauline@gmail.com ; contact@parc-naturel-avesnois.fr).

INTRODUCTION

Au sein des paysages agricoles, les habitats non-cultivés tels que les haies sont considérés comme des habitats à grande valeur écologique pour les populations d'oiseaux (*e.g.* LACK, 1992; PARISH *et al.*, 1994). En effet, elles fournissent des sites de nidification et d'alimentation (*e.g.* CRACKNELL, 1986; NEWTON, 2004), des corridors (SPELLERBERG & GAYWOOD, 1993; DEMERS *et al.*, 1995), ainsi que des refuges (*e.g.* SPARKS *et al.*, 1996; HINSLEY & BELLAMY, 2000). Or, l'arrachage intensif des haies, corollaire de l'agrandissement des parcelles agricoles, a largement conduit à déstructurer le maillage bocager. La suppression des haies à grande échelle en France, durant les années 1960 à 1980, a détruit près de 70 % des 2 millions de kilomètres de haies présents à l'apogée du bocage (1850-1930) (POINTEAU & COULON, 2006).

Les Mesures agro-environnementales territorialisées (MAEt), prévues par la Politique Agricole Commune (PAC), constituent un des seuls moyens disponibles permettant d'enrayer l'érosion de la biodiversité sur de grandes superficies (VICKERY *et al.*, 2004). En contexte bocager, elles interviennent sur différents éléments paysagers (*e.g.* prairies, mares, arbres têtards, haies) pour gérer, entretenir ou restaurer le bocage. Pour être efficaces, ces mesures doivent tenir compte du contexte local comme le confirment les récents travaux de SCHAUB *et al.* (2011). Or, dans le Parc naturel régional de l'Avesnois, les MAEt relatives à l'entretien des haies semblent inadaptées à la préservation de l'avifaune nicheuse. En effet, la complexité du bocage, ne paraît pas suffisamment prise en compte, même si des cahiers des charges distincts ont été élaborés selon que les haies soient hautes ou basses. Pour améliorer ce dispositif, une étude, consistant à analyser l'impact des différents modes de gestion du bocage sur l'avifaune, a été mise en place. Dans un premier temps, cette étude a cherché à relier des paramètres de la communauté d'oiseaux à des types de bocage caractérisés par leur gestion, afin de mettre en évidence le type de bocage le plus favorable à l'avifaune. Dans un deuxième temps, les paramètres relatifs à la gestion qui impactent le plus l'avifaune ont été recherchés. Ainsi, sur la base de ces deux approches, des préconisations pourront être

proposées, notamment en matière d'entretien, pour répondre efficacement et durablement aux enjeux écologiques des haies bocagères.

MATÉRIEL D'ETUDES ET MÉTHODES

Zone d'étude

L'Avesnois, situé dans le Nord de la France, est un éco-complexe bocager et forestier où le bocage représente près de 50 % du territoire. Les 60 000 hectares de prairies et les 11 000 km de haies qui composent le territoire du Parc naturel régional de l'Avesnois résultent d'une activité économique structurante, l'agriculture, principalement orientée vers l'élevage bovin. Ce paysage agraire est caractérisé par la présence majoritaire de haies basses arbustives (70,5 %), ne dépassant pas deux mètres de haut, étroites et taillées très régulièrement et, en plus faible proportion, par la présence de haies hautes arborescentes (29,5 %), généralement plus larges, peu entretenues et possédant plusieurs strates de végétation (DE SOLAN & RANTIER, 2004). Il est largement représenté au Sud du Parc où la zone d'étude a été définie. Cette dernière, relativement homogène en termes de conditions écologiques, s'étend sur environ 37 000 ha et est caractérisée par une bonne fonctionnalité bocagère (*i.e.* linéaire moyen de haies ≥ 150 m/ha).

Stratégie d'échantillonnage et récolte des données

Données ornithologiques.— L'avifaune nicheuse a été recensée selon une version modifiée de la méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) (BLONDEL *et al.*, 1970, 1981) : la durée des comptages ponctuels a été ramenée à 10 minutes (au lieu de 20). L'échantillonnage a reposé sur un réseau d'unités statistiques de forme circulaire de 150 mètres de rayon (distance de détectabilité du chant de la majorité des espèces), dont le centre constitue le point d'écoute. Afin d'éviter les recouvrements, ces unités ne se recoupent pas. Les relevés ont été effectués dans les premières heures du jour soit de 30 minutes avant le lever du soleil à 2 heures après le lever du soleil. Pour couvrir l'ensemble des espèces nicheuses, deux passages sur chaque point ont été réalisés : le premier

du 1^{er} au 25 avril 2011 pour détecter les nicheurs précoces et le second du 15 mai au 10 juin 2011 dès que les nicheurs tardifs se sont installés. Les relevés ont duré 10 minutes (compromis entre l'effort d'échantillonnage et les risques de double comptage) au cours desquelles l'ensemble des oiseaux entendus ou vus situés dans l'unité statistique ont été identifiés et dénombrés. Les relevés ont été retranscrits en nombre de couples selon une codification standardisée : un mâle chanteur, un couple, un nid occupé ou une famille correspond à 1 couple tandis qu'un oiseau isolé vu ou entendu criant correspond à 0,5 couple. La plus forte valeur obtenue au cours des deux comptages pour une espèce donnée a été retenue et reportée en tant qu'IPA.

Sélection des unités statistiques.— Le mode de gestion du bocage a été considéré comme un traitement à deux modalités : dominante haies hautes *versus* dominante haies basses. L'objectif étant de comparer des variables descriptives de la communauté aviaire entre ces deux modalités, un plan d'échantillonnage de type « aléatoire stratifié » a alors été mis en œuvre. (*i.e.* tirage aléatoire des unités statistiques dans chaque modalité). La sélection des unités statistiques a été effectuée à l'aide d'un Système d'Information Géographique ou SIG (*ArcGIS 10*®), à partir de données issues de photo-interprétation. Ce type de données pouvant être source d'erreurs, préalablement au tirage aléatoire, une pré-sélection des unités statistiques s'est imposée afin d'obtenir des unités effectivement représentatives d'une modalité de gestion. De plus, pour garder une certaine homogénéité entre unités, plusieurs critères d'exclusion ont été utilisés :

- Exclusion des unités statistiques proches des massifs boisés afin de limiter l'influence du peuplement d'oiseaux forestiers ;
- Exclusion des unités statistiques présentant des zones artificialisées afin de limiter l'influence du peuplement d'oiseaux des milieux bâtis et les nuisances associées ;
- Exclusion des unités statistiques des haies hautes contiguës à celles des haies basses et inversement afin d'éviter toutes confusions possibles entre les deux unités.

Ainsi, 120 unités ont été pré-sélectionnées par modalité. Enfin, un tirage aléatoire de 90 unités a été effectué (*i.e.* 45 haies hautes et 45 haies basses).

Données environnementales.— De nombreux travaux ont étudié les relations entre les oiseaux et les haies, fournissant ainsi des indications sur les paramètres des haies influençant l'avifaune (*e.g.* OSBORNE, 1984 ; GREEN *et al.*, 1994). Au total, 17 variables environnementales, relatives à la gestion des haies et à l'assolement, ont été retenues (TAB. I).

Analyse des données

Traitement des données brutes.— Pour être en mesure d'étudier exclusivement la communauté d'oiseaux nicheurs des haies, les données ornithologiques issues des relevés IPA ont été triées et standardisées. Pour cela, une série de filtres additionnels a été générée :

- Filtre de nidification : élimination des observations d'oiseaux relevés dans un habitat non favorable à la nidification de l'espèce ;
- Filtre de comportement physique : élimination des observations d'oiseaux relevés uniquement en vol ;
- Filtre de comportement social : élimination des observations correspondant aux espèces grégaires.

A partir de ces données filtrées, des variables descriptives de la communauté d'oiseaux nicheurs ont été calculées : richesse spécifique (nombre d'espèces nicheuses) ; abondance (nombre de couples nicheurs) ; indice de diversité de SHANNON ; indice d'équitabilité ; abondance et richesse spécifique par spécialisation de milieux (*i.e.* généraliste, agricole, forestier et bâti) d'après la méthodologie du Centre de Recherches par le Bagueage des Populations d'Oiseaux (JULLIARD & JIGUET, 2002).

Les données environnementales récoltées sur le terrain ont été traitées sous SIG (*ArcGIS 10*®) et sous base de données (*Access*®) afin d'obtenir les valeurs de chacune des variables environnementales (TAB. I) pour chacune des 90 unités statistiques étudiées. Ces données traitées ont alors été soumises à deux analyses distinctes sous *SigmaPlot 11*® et *Statistica 8*®.

TABLEAU I.— Description des variables environnementales étudiées.
The studied environmental variables.

VARIABLE	TYPE	DESCRIPTION
VARIABLES RELATIVES À LA GESTION DES HAIES		
HNT	Continue	Longueur totale des haies non taillées
HT2	Continue	Longueur totale des haies taillées sur 2 faces
HT3	Continue	Longueur totale des haies taillées sur 3 faces
HH	Continue	Longueur totale des haies hautes (> 2 m)
HB	Continue	Longueur totale des haies basses (< 2 m)
Arbres	Continue	Longueur totale des alignements d'arbres sans haies
Ourlet	Continue	Largeur de la bande herbeuse longeant la haie dominante
Strates	Ordinale	Nombre et type de strates de végétation
Largeur	Ordinale	Largeur moyenne de la haie dominante à 1 m de hauteur
Arbres morts	Binaire	Présence/absence d'arbres morts
Arbres têtards	Binaire	Présence/absence d'arbres têtards
VARIABLES RELATIVES À L'ASSOLEMENT		
PRAIRIE	Continue	Superficie des prairies
ARABLE	Continue	Superficie des terres arables
VERGER	Continue	Superficie des vergers
BOIS	Continue	Superficie des espaces boisés
ZU	Continue	Superficie des zones urbanisées
EAU	Continue	Superficie des zones humides

Analyse par classes de bocage.— Pour caractériser simplement chaque unité statistique, quatre classes de bocage ont été définies, correspondant aux quartiles de la variable HH (*i.e.* linéaire de haies hautes). Par exemple, le premier quartile rassemble les unités qui ont la plus faible abondance de haies hautes. L'analyse des variables environnementales (TAB. I) ont permis de décrire plus finement ces classes d'abondance de haies hautes.

Les variables de la communauté d'oiseaux nicheurs ont été analysées par classe de bocage. Ces variables ont été soumises à une analyse de la variance (ANOVA) pour tester s'il existe des différences significatives entre classes. Puis, pour identifier les classes significativement différentes entre elles, un test de comparaison multiple (test de TUKEY) a été réalisé.

Analyse par modélisation statistique.— L'approche a consisté à identifier, parmi les variables environnementales, celles susceptibles d'expliquer une part significative de la variabilité des paramètres de la communauté d'oiseaux nicheurs entre les points d'écoute. L'utilisation de

Modèles Linéaires Généralisés (GLM) est apparue appropriée. Pour pallier aux problèmes de multicollinéarité, l'ensemble des variables environnementales a préalablement été synthétisé en variables composites à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales (ACP).

RÉSULTATS

Relations entre les modes de gestion du bocage et la communauté aviaire : approche par classes de bocage

Caractéristiques environnementales des classes de bocage.— Parmi les variables environnementales quantitatives étudiées pour caractériser les classes de bocage, le linéaire d'arbres ainsi que la superficie en prairies ne sont pas statistiquement différentes entre les classes (TAB. II). A l'inverse, les variables relatives à la gestion des haies (*i.e.* HH, HB, HNT, HT2 et HT3) présentent une différence significative entre les deux premières classes et les deux dernières. En effet, les deux premières classes semblent être caractérisées par une dominance de haies basses, taillées

TABLEAU II.— Caractéristiques environnementales des quatre classes de bocage (variables quantitatives).
Moyenne \pm Intervalle de Confiance (IC) à 95%.

*Environmental traits of the four bocage types (quantitative variables).
Mean \pm confidence interval at 95% (CI).*

	Classe 1 (n = 23)	Classe 2 (n = 22)	Classe 3 (n = 22)	Classe 4 (n = 23)
HH (m)	35,5 \pm 20,0	248,7 \pm 38,7	717,1 \pm 50,9	1167,2 \pm 99,1
HB (m)	1238,4 \pm 152,4	1083,2 \pm 141,2	555,3 \pm 136,9	355,0 \pm 128,9
HNT (m)	8,7 \pm 12,7	66,1 \pm 37,4	259,3 \pm 125,8	348,2 \pm 202,6
HT2 (m)	23,2 \pm 17,5	195,4 \pm 56,5	490,5 \pm 108,5	772,4 \pm 173,9
HT3 (m)	1242,0 \pm 151,4	1070,4 \pm 140,9	522,6 \pm 152,7	401,6 \pm 139,7
Arbres (m)	30,1 \pm 21,4	14,9 \pm 22,4	47,3 \pm 36,4	18,7 \pm 16,2
PRAIRIE (ha)	5,9 \pm 0,5	5,3 \pm 0,8	6,4 \pm 0,3	6,4 \pm 0,4
ARABLE (ha)	0,7 \pm 0,5	1,6 \pm 0,8	0,5 \pm 0,3	0,2 \pm 0,2

sur trois faces tandis que les classes 3 et 4, par une dominance de haies hautes, taillées sur deux faces et non taillées.

Par ailleurs, la figure 1 montre que les deux premières classes de bocage se caractérisent par une haie dominante de type HT3 (TAB. II) inférieure à un mètre de largeur et bordée d'un ourlet herbeux d'environ 50 cm de largeur. Quant aux classes 3 et 4, elles présentent une haie dominante de type HT2 ou HNT (TAB. II) ayant une largeur moyenne supérieure à un mètre et bordée d'un ourlet herbeux de 50 cm à 1 m de largeur.

En résumé, deux grands types de bocage réunissant les quatre classes peuvent être définis au sein de la zone d'étude: (i) un bocage dégradé constitué de haies basses étroites fortement taillées et entourées en majorité par des prairies et en plus faible proportion par des terres arables qualifié par la suite de bocage géré de manière intensive (classes 1 et 2); (ii) un bocage peu dégradé constitué de haies hautes larges faiblement taillées et entourées quasi exclusivement de prairies qualifié par la suite de bocage géré de manière extensive (classes 3 et 4).

Caractéristiques avifaunistiques des classes de bocage.— De manière globale, la figure 2 montre, comme précédemment avec les variables environnementales, une ségrégation entre les deux premières classes de bocage et les deux dernières. En effet, il existe des différences significatives entre les moyennes des paramètres selon les

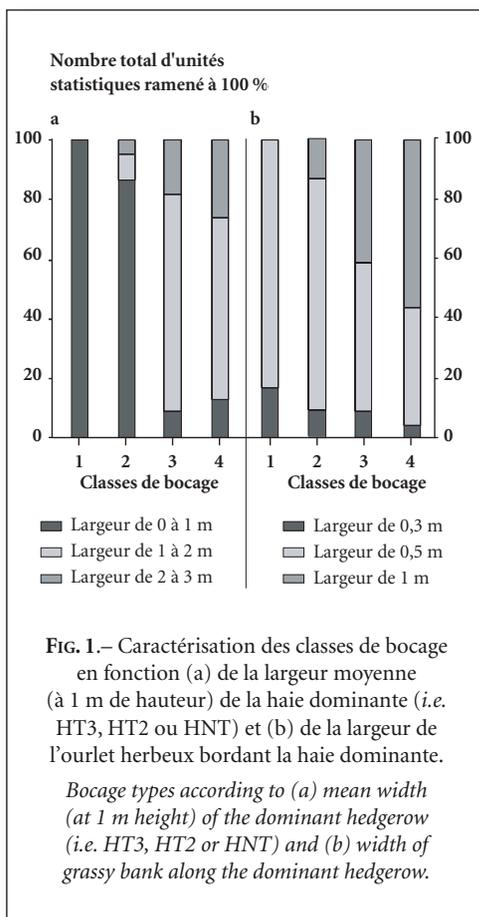
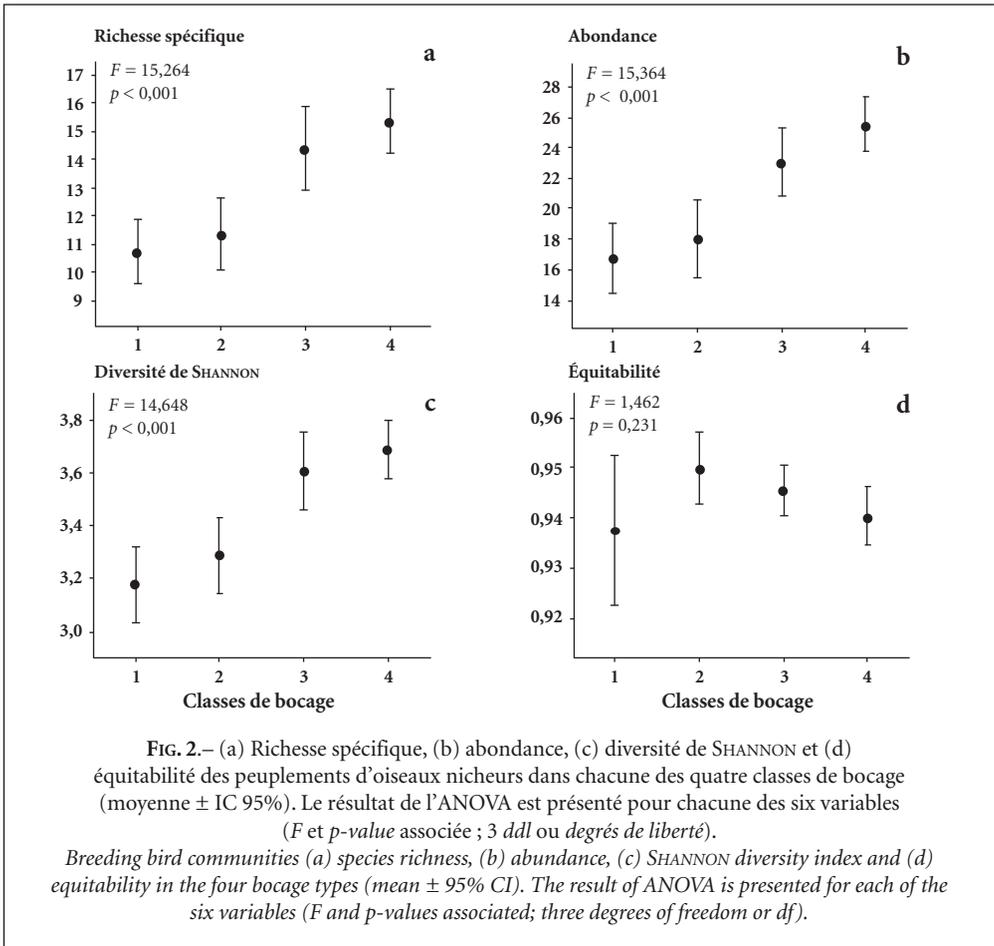


FIG. 1.— Caractérisation des classes de bocage en fonction (a) de la largeur moyenne (à 1 m de hauteur) de la haie dominante (i.e. HT3, HT2 ou HNT) et (b) de la largeur de l'ourlet herbeux bordant la haie dominante.

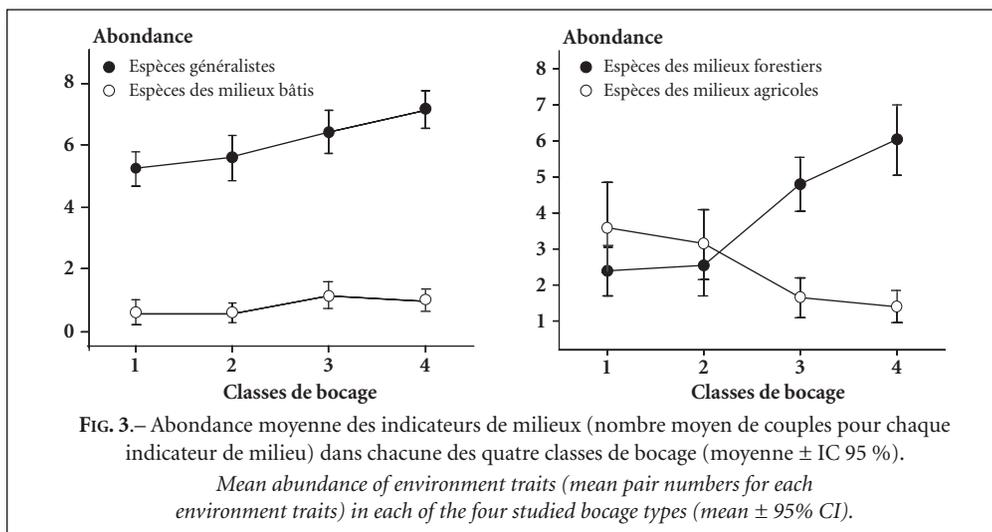
Bocage types according to (a) mean width (at 1 m height) of the dominant hedgerow (i.e. HT3, HT2 or HNT) and (b) width of grassy bank along the dominant hedgerow.



classes ($F > 12$; 3 ddl ; $p < 0,001$) à l'exception de l'équitabilité ($F = 1,462$; 3 ddl ; $p = 0,231$). De manière plus précise, pour les variables où une différence significative est notée, les classes de bocage présentent toutes des différences entre elles à l'exception des classes 1 et 2 ainsi que des classes 3 et 4 (test de TUKEY; $p > 0,050$). Les valeurs des paramètres de la communauté sont plus faibles pour les deux premières classes que pour les deux dernières classes. Par exemple, la classe 4 accueille en moyenne 15,8 espèces et 25,8 couples alors que la classe 1 accueille 11,4 espèces et 17,7 couples. De même, l'indice de SHANNON est plus élevé pour les classes 3 et 4 que pour les classes 1 et 2 (e.g. en moyenne 3,7 pour la classe 4 *versus* 3,2 pour la classe 1). Ainsi, les valeurs de

cet indice de diversité définissent une communauté plus complexe dans les classes 3 et 4. Enfin, l'équitabilité, indique qu'il y a, indépendamment de la richesse spécifique, une équirépartition des individus entre les espèces de ces quatre classes (indice d'équitabilité $J' \approx 1$).

La figure 3 montre que les espèces généralistes dominent la communauté en termes d'abondance dans les quatre classes de bocage. Cependant, il existe des différences significatives entre ces classes ($F = 13,684$; 3 ddl ; $p < 0,001$) mais aucune entre les classes 1 et 2 ainsi que les classes 3 et 4 (test de TUKEY; $p > 0,050$). Ces résultats traduisent une nouvelle fois la ségrégation entre les deux premières classes de bocage où l'abondance des espèces généralistes est plus faible (e.g.



en moyenne 5,2 couples pour la classe 1) et les deux dernières où l'abondance des espèces généralistes est plus élevée (e.g. en moyenne 7,1 couples pour la classe 4). À l'inverse, les espèces des milieux bâtis, « filtrées » durant le traitement des données, sont marginales en termes d'abondance (i.e. en moyenne ≤ 1 couple) et ne présentent pas de différences significatives entre les classes de bocage ($F = 0,504$; 3 *ddl*; $p = 0,681$). En ce qui concerne les espèces des milieux forestiers et des milieux agricoles, l'abondance de ces deux indicateurs est diamétralement opposée entre les deux premières classes et les deux dernières et présente des différences significatives ($F = 21,289$; 3 *ddl*; $p < 0,001$ pour les espèces des milieux forestiers; $F = 5,814$; 3 *ddl*; $p = 0,001$ pour les espèces des milieux agricoles). Les espèces des milieux forestiers se trouvent être plus abondantes dans les deux dernières classes par rapport aux deux premières (test de TUKEY; $p < 0,050$; e.g. en moyenne 6,0 couples pour la classe 4 *versus* 2,4 couples pour la classe 1). À l'inverse, les espèces des milieux agricoles sont plus abondantes dans les deux premières classes que dans les deux dernières (test de TUKEY; $p < 0,050$; e.g. en moyenne 3,6 couples pour la classe 1 *versus* 1,4 couples pour la classe 4). Le tableau IV en annexe présente les résultats des comptages pour toutes les espèces en fonction des quatre classes de bocage.

Relations entre les modes de gestion du bocage et la communauté aviaire : approche par modélisation statistique

Premièrement, les variables relatives à l'assolement ont été synthétisées en deux variables à l'aide d'une ACP. Ces deux nouvelles variables correspondent aux deux composantes principales de l'ACP « Assolement » qui forment le premier plan factoriel et expliquent 54 % de la variance du nuage de points (FIG. 4a). Le premier axe (Composante Principale 1, nommée par la suite « CP1 Assolement ») oppose les unités statistiques dont l'assolement est dominé par un système prairial aux unités dont l'assolement est dominé par un système cultural de type terres arables. Le deuxième axe (« CP2 Assolement »), quant à lui, illustre l'abondance des espaces boisés et des zones humides.

Deuxièmement, il a été décidé de synthétiser les variables relatives à la gestion des haies en prenant en compte trois variables non corrélées entre elles : HNT, HT2 et HT3. Ces trois variables ont été regroupées en deux variables à l'aide d'une ACP. Ces deux nouvelles variables correspondent aux deux composantes principales de l'ACP « Gestion des haies » qui forment le premier plan factoriel et expliquent 80 % de la variance du nuage de points (FIG. 4b). Le premier axe (« CP1 Gestion des haies ») oppose les unités statistiques dont le linéaire de haies est dominé

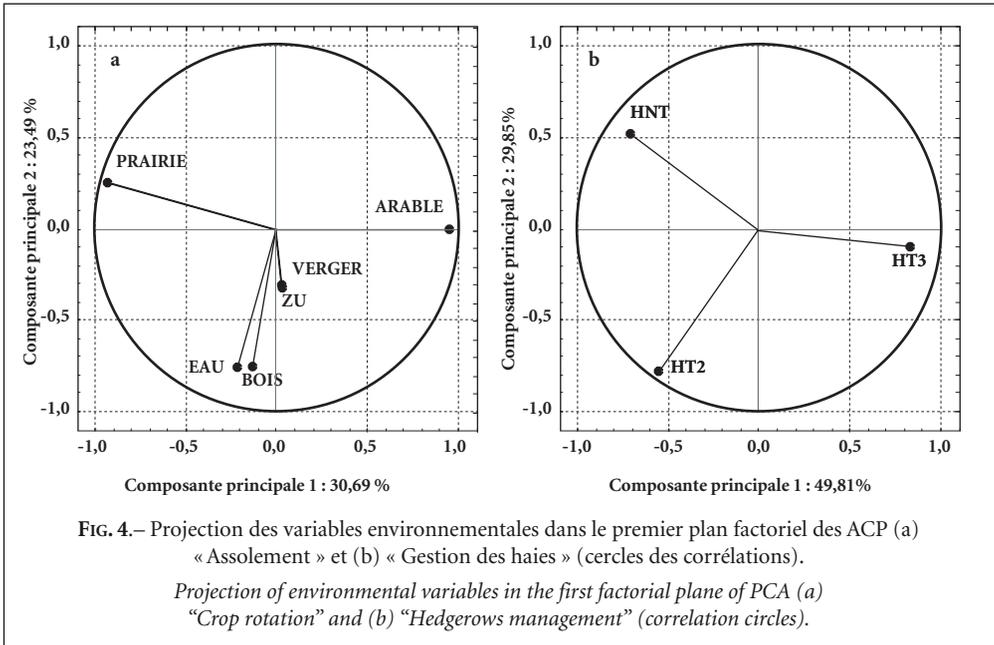


TABLEAU III.— Résultats des Modèles Linéaires Généralisés (GLM).

⁽¹⁾Test *t* de Student testant de la significativité des coefficients: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

*Results of General Linear Models (GLM). Student's paired *t*-testing the significance of the following coefficients: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.*

	Variable explicative	Coefficient <i>b</i>	<i>t</i> ⁽¹⁾	R ² total
Log-« SHANNON »	CP1 Gestion	-0,0236***	-5,812	40,2 %
	CP1 Assolement	-0,0145***	-3,577	
Abondance	CP1 Gestion	-2,9054***	-5,575	40,5 %
	CP1 Assolement	-2,0634***	-3,960	
Log-Richesse	CP1 Gestion	-0,0557***	-5,730	42,4 %
	CP1 Assolement	-0,0408***	-4,195	

par les haies taillées sur trois faces aux unités dont le linéaire de haies est dominé par les haies non taillées. Quant au deuxième axe (« CP2 Gestion des haies »), il illustre l'abondance du linéaire de haies taillées sur deux faces.

Ainsi, les GLM ont été réalisés avec huit variables explicatives: CP1 et CP2 Gestion des haies, CP1 et CP2 Assolement, linéaire d'arbres (log₁₀), strates de végétation, présence d'arbres tardifs et présence d'arbres morts. Parmi les variables explicatives considérées dans les GLM, « CP1 Gestion des haies » et « CP1 Assolement »

sont les plus significatives (TAB. III). En effet, ces variables sont retenues par les GLM pour expliquer la variation des variables « SHANNON », « Abondance » et « Richesse spécifique ». Les résultats montrent que tous les coefficients de régression *b* ont un signe négatif, ce qui signifie que plus les valeurs de la variable explicative diminuent, plus les valeurs de la variable à expliquer augmentent. Par exemple, la relation entre CP1 Gestion et la richesse spécifique peut être résumée ainsi ($b = -0,0557$; $t = -5,730$; $p < 0,001$): plus les valeurs de la variable « CP1 gestion des

haies » diminuent (*i.e.* augmentation de HNT), plus les valeurs de la variable « Richesse spécifique » augmentent (*i.e.* augmentation du nombre d'espèces). De plus, les coefficients de régression, plus élevés en valeur absolue pour la variable « CP1 Gestion des haies » que « CP1 Assolement », indiquent que la variable « CP1 Gestion des haies » contribue davantage à la prédiction des variables à expliquer (TAB. III). Par ailleurs, les résultats des coefficients de régression R^2 montrent que les variables « CP1 Gestion des haies » et « CP1 Assolement » contribuent à expliquer à elles deux plus de 40 % de la variation des variables à expliquer étudiées.

En résumé, les paramètres de la communauté aviaire sont influencés négativement par l'augmentation de l'abondance de haies taillées sur trois faces ainsi que, dans une moindre mesure, par l'augmentation de la surface en terres arables. À l'inverse, l'augmentation de l'abondance de haies non taillées ainsi que de la superficie en prairies agissent positivement sur ces paramètres.

DISCUSSION

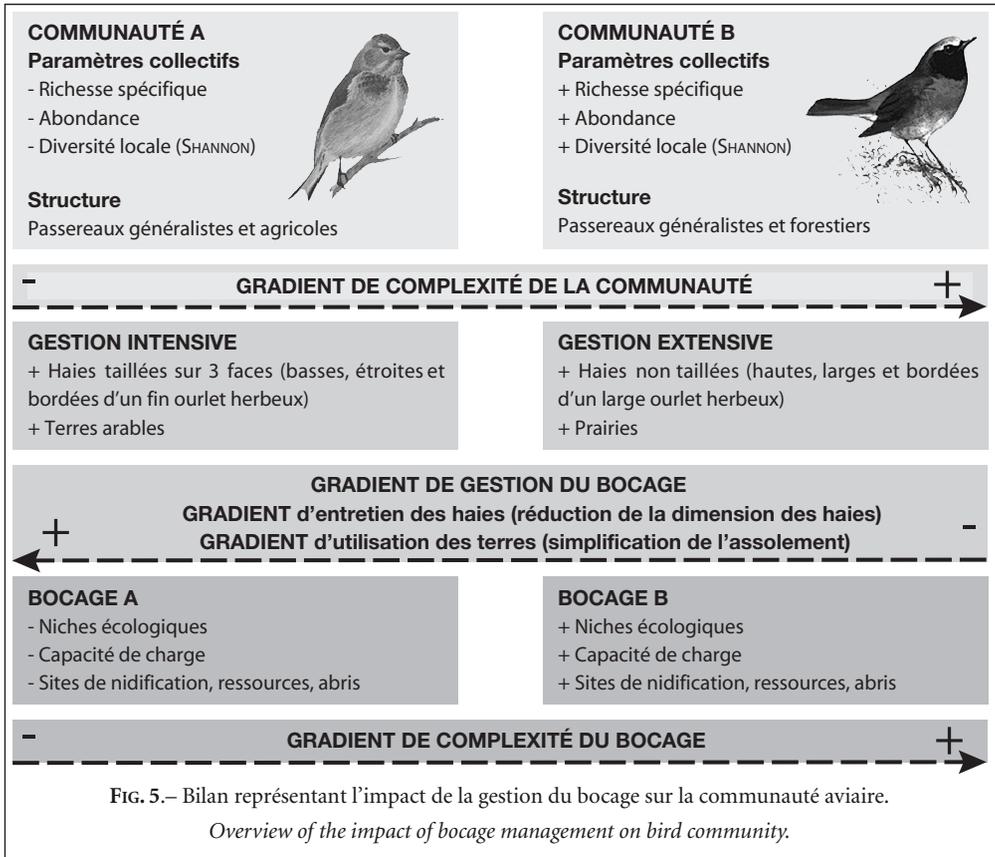
Impacts des modes de gestion du bocage sur la communauté aviaire nicheuse

Les résultats de cette étude montrent que la structuration et l'organisation de la communauté d'oiseaux nicheurs des haies dépendent des modalités de gestion du bocage. En effet, la première approche de l'étude indique qu'un bocage géré de manière extensive accueille une communauté aviaire globalement plus riche, plus abondante et plus diversifiée qu'un bocage géré de manière intensive. De plus, une densité élevée de haies hautes dans le paysage semble favoriser l'installation d'espèces forestières alors qu'une densité élevée de haies basses semble favoriser l'installation d'espèces agricoles. Par ailleurs, la seconde approche de l'étude montre que la communauté réagit à deux aspects de la gestion du bocage, l'entretien des haies (*i.e.* HNT *versus* HT3) et le mode d'utilisation des terres adjacentes (*i.e.* prairies *versus* terres arables). En effet, l'augmentation de l'abondance de haies basses taillées sur trois faces et de la superficie en terres arables diminuent la diversité avifaunis-

tique tandis que l'augmentation de l'abondance de haies hautes non taillées ainsi que de la superficie en prairies l'augmentent. Ces résultats sont en accord avec de nombreuses études (*e.g.* SPARKS *et al.*, 1996; FULLER *et al.*, 1997). Finalement, les résultats de ces deux approches suggèrent qu'il existe un gradient d'intensivité de gestion du bocage qui régit les patrons de diversité et de distribution de l'avifaune des haies. Deux communautés d'oiseaux distinctes, à l'instar des communautés des classes de bocage 1 et 4, peuvent ainsi se différencier et se remplacer le long de ce gradient.

Premièrement, un bocage géré de manière intensive tend à réduire la diversité de la communauté aviaire (FIG. 5). Ceci peut s'expliquer par l'existence de relations de type aire-espèces entre la dimension d'une haie (*i.e.* largeur, hauteur ou longueur) et la diversité d'espèces d'oiseaux au sein de celle-ci, que certains auteurs ont mis en évidence (*e.g.* FORD, 1987; BELLAMY *et al.*, 1996). Ainsi, la capacité de charge d'un bocage à étroites haies basses s'en voit réduite. Par ailleurs, ce bocage, de par sa faible complexité de micro-habitats, offre peu de niches écologiques aux espèces. Par conséquent, un bocage géré de manière intensive est généralement défavorable aux oiseaux en raison d'une disponibilité moindre en sites de reproduction, en ressources et en abris (*e.g.* WILSON *et al.*, 2001; DONALD *et al.*, 2002). Cette faible diversité de micro-habitats conditionne un cortège d'oiseaux composé principalement de passereaux généralistes et agricoles (Annexe TAB. IV). En effet, un agrosystème bocager défini par de telles haies semble être plus favorable à certaines espèces appréciant les milieux ouverts (BAUDRY & JOUIN, 2003) ou les stades buissonnants des successions écologiques forestières (MARION, 2004) comme le Bruant jaune *Emberiza citrinella* ou la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina*, espèces souvent absentes des haies hautes.

Deuxièmement, à l'opposé d'un bocage géré de manière intensive, un bocage géré de manière extensive favorise la diversité de la communauté aviaire (FIG. 5). En effet, l'augmentation de la dimension des haies accroît la capacité de charge du bocage. De plus, ce bocage, de par sa com-



plexité de micro-habitats, permet l'expression d'un grand nombre de niches écologiques (e.g. ARNOLD, 1983; CLAVREUL, 1984). Par conséquent, un bocage géré de manière extensive est attractant pour un grand nombre d'espèces d'oiseaux en raison de la disponibilité plus grande en sites de nidification, en ressources, en abris, ainsi qu'en protections contre les prédateurs (HINSLEY & BELLAMY, 2000). Toute cette diversité de micro-habitats conditionne un cortège d'oiseaux composé principalement de passereaux généralistes et forestiers (Annexe TAB. IV). Des passereaux cavicoles comme la Mésange bleue *Cyanistes caeruleus* ou le Rougequeue à front blanc *Phoenicurus phoenicurus* et des passereaux arboricoles comme le Grosbec casse-noyaux *Coccothraustes coccothraustes* sont ainsi typiques de ce bocage.

Implications pour la gestion du bocage en faveur de l'avifaune nicheuse

La variation d'utilisation des haies par les différentes espèces d'oiseaux implique qu'il n'y a pas qu'une seule manière de gérer les haies pour répondre aux besoins de tous les oiseaux d'une localité donnée (e.g. PARISH *et al.*, 1994; HINSLEY & BELLAMY, 2000). Parce que le peuplement faunistique d'un bocage correspond à une somme d'espèces liées à différents milieux (LEFEUVRE *et al.*, 1976), un seul type de haie ou de gestion serait préjudiciable à la diversité spécifique du bocage au risque de simplifier et banaliser la biodiversité. Ainsi, la gestion des haies doit cibler des objectifs spécifiques et définis préalablement. Par exemple, agir pour le plus grand nombre d'espèces d'oiseaux demanderait des pratiques de gestion différentes qu'agir spécifiquement

pour certaines espèces cibles. Dans le premier cas, un assemblage de haies basses et de haies hautes serait à préconiser tandis que dans le deuxième cas, il conviendrait de développer l'habitat préférentiel des espèces cibles. Par ailleurs, la haie la plus riche en oiseaux (*i.e.* haie haute) ne doit pas être systématiquement favorisée. Elle abrite essentiellement des espèces des milieux forestiers. Or, dans une région boisée, celles-ci sont largement présentes et communes, alors que les espèces des milieux agricoles, qui exploitent les haies basses (FIG. 3), sont aujourd'hui en régression dans toute l'Europe (*e.g.* DONALD *et al.*, 2001; WRETENBERG *et al.*, 2006).

Toutefois, dans l'objectif précis de favoriser l'ensemble de l'avifaune nicheuse et, au regard des résultats et en accord avec certains auteurs (O'CONNOR & SHRUBB, 1986; LACK, 1987), il semble globalement moins dommageable de gérer de manière extensive le bocage que de le gérer de manière intensive. Cette gestion extensive du bocage correspond à une intervention minimale dans le sens des haies non taillées (HNT). Les agriculteurs sont les principaux gestionnaires des haies et, par conséquent, les principaux architectes du bocage. Or, la conception de « propreté » qui prévaut aujourd'hui dans le monde agricole, conduit à un entretien inadapté aux besoins de l'avifaune. Il est nécessaire de rendre acceptable cette intervention minimale, en l'élevant notamment au rang de pratique de gestion. De plus, cette gestion est favorable pour l'Homme puisqu'elle renforce les services écosystémiques fournis par les oiseaux (*e.g.* lutte contre les ravageurs) (SEKER-CIOGLU, 2006; WHELAN *et al.*, 2008). Pour agir dans ce sens, les politiques publiques sont un levier non négligeable. Toutefois, elles ne sont actuellement pas adaptées, notamment dans l'Avesnois.

Dans le cadre de la PAC de 2007-2013, des MAEt, permettant d'apporter un soutien financier pour l'entretien des haies, ont été mises en place depuis 2008 dans l'Avesnois. Actuellement, deux mesures d'entretien des haies, l'une pour les haies basses et l'autre pour les haies hautes, sont accessibles aux agriculteurs. Toutefois, ces MAEt, définies dans l'objectif de lutter contre la régression du linéaire de haies, ne prennent pas

suffisamment en compte l'aspect qualitatif. Leurs cahiers des charges, répondant à la logique actuelle de rémunération contre interventions, conduisent finalement les agriculteurs à entretenir leurs haies de façon intensive, comme celles de la classe de bocage 1 de l'étude.

Ainsi, dans le cadre de la réforme de la PAC pour la période 2014-2020 et de sa volonté de « verdissement », il semble indispensable de redéfinir le dispositif des MAEt pour une réelle prise en compte de la biodiversité. Au regard des résultats de l'étude, plusieurs améliorations peuvent être apportées à ces mesures. Pour maintenir voire augmenter la complexité du bocage, elles se doivent de prendre en compte les modalités d'entretien, mais aussi des composantes qualitatives, telles que la largeur des haies ou encore l'ourlet herbeux associé. Puisque la présente étude montre qu'un bocage faisant l'objet d'une gestion extensive est plus favorable pour l'avifaune nicheuse, il conviendrait de ne pas aboutir à un financement plus important des pratiques les plus intensives, voire plutôt de lier cette rémunération à la valeur écologique des haies. L'efficacité de ces mesures pourrait aussi être augmentée en instaurant une obligation de résultats. En effet, il serait intéressant de réfléchir à des objectifs à atteindre au bout des 5 années d'engagement qui favoriseraient l'avifaune nicheuse (*e.g.* définition d'une hauteur et d'une largeur de haies à atteindre). Cependant, établir cette obligation de résultats nécessiterait la mise en place d'un état des lieux du bocage ainsi que d'un dispositif spécifique de contrôle.

CONCLUSION

Cette étude montre que le mode de gestion du bocage de l'Avesnois impacte la communauté d'oiseaux nicheurs des haies. Plus le mode de gestion du bocage est intensif (*i.e.* haies basses étroites fortement taillées), plus la diversité avifaunistique diminue. A l'inverse, lorsque la gestion du bocage est extensive (*i.e.* haies hautes larges faiblement taillées), la diversité avifaunistique augmente. Au regard de ces résultats, il apparaît nécessaire de modifier les pratiques de gestion du réseau bocager en France. Pour agir

en faveur de l'avifaune, cette étude préconise de maintenir les haies hautes existantes et d'intervenir de façon minimale sur le réseau de haies restant. Néanmoins, un bocage diversifié, constitué de haies hautes et de haies basses, est attendu abriter une diversité avifaunistique plus élevée qu'un bocage constitué seulement de haies hautes (e.g. HINSLEY & BELLAMY, 2000; FULLER *et al.*, 2001).

Ces changements de pratiques permettront de répondre de manière plus adaptée aux enjeux écologiques du bocage. Toutefois, ces changements ont peu de chance de se produire sans une redéfinition des objectifs des dispositifs d'aide agricole, voire la définition de nouveaux dispositifs (e.g. KANTELHARDT *et al.*, 2003; EVANS & GREEN, 2007). En permettant de favoriser une gestion minimale, ces nouveaux dispositifs, appliqués à l'échelle de l'exploitation agricole, seront attendus avoir des effets positifs sur l'avifaune au niveau local, mais aussi, à l'échelle du paysage, par le biais des connectivités spatiale et écologique entre haies (e.g. GREEN *et al.*, 1994; HINSLEY & BELLAMY, 2000). C'est pourquoi, leur mise en œuvre devra aussi se raisonner à différentes échelles.

REMERCIEMENTS

La présente étude a été menée par le Parc naturel régional de l'Avesnois (PNRA), en partenariat avec la Fédération départementale des chasseurs du Nord (FDC 59), la Fédération régionale des chasseurs du Nord-Pas de Calais (FRC 59-62) et l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS). Nous tenons donc à remercier l'ensemble de l'équipe du PNRA et notamment Guillaume DHUIÈGE, Fabien CHARLET, Jean EVRARD, Julia OUALLET et Aurélien THURETTE pour leur contribution et implication régulière vis-à-vis de cette étude. Que soient aussi remerciés, Matthieu DESEURE (FRC 59-62), pour sa participation à l'analyse des données environnementales et ses conseils avisés, Damien BREBION (FDC 59), initiateur de l'étude, pour l'intérêt qu'il porte à la préservation du bocage ainsi que Christine PAREZYS (stagiaire à la FDC 59), pour sa contribution aux relevés de terrain des variables environnementales. Enfin, nos remerciements s'adressent à Sophie MORIN, responsable du pôle bocage de l'ONCFS, pour le cadrage initial de cette étude.

BIBLIOGRAPHIE

- ARNOLD (G.W.) 1983.— The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 20: 731-750.
- BAUDRY (J.) & JOUIN (A.) 2003.— *De la haie aux bocages: Organisation, dynamique et gestion*. Editions de l'INRA, Paris, 435 p.
- BELLAMY (P.E.), HINSLEY (S.A.) & NEWTON (I.) 1996.— Factors influencing bird species numbers in small woods in southeast England. *Journal of Applied Ecology*, 33: 249-262.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.) & FROCHOT (B.) 1970.— La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «stations d'écoute». *Alauda*, 38: 55-71.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.) & FROCHOT (B.) 1981.— Point counts with unlimited distance. In Ralph (C.J.) & Scott (J.M.), *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*, Studies in Avian Biology n° 6: 414-420.
- CLAVREUL (D.) 1984.— *Contribution à l'étude des interrelations paysages/peuplements faunistiques en région de grande culture: les conséquences de l'intensification agricole sur les peuplements de Coléoptères carabiques et d'Oiseaux dans le Noyonnais (Oise)*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes, 317 p.
- CRACKNELL (G.S.) 1986.— *The effects on songbirds of leaving cereal crop headlands unsprayed*. BTO report to The Game Conservancy, Thetford.
- DE SOLAN (B.) & RANTIER (Y.) 2004.— *Analyse de la structure paysagère du Parc naturel régional de l'Avesnois: Identification d'entités paysagères, caractérisation des types de bocages, mise en place d'un suivi temporel*. Rapport d'études, Laboratoire CNRS-ECOBIO, Université de Rennes, 97 p.
- DEMERS (M.N.), SIMPSON (J.W.), BOERNER (R.E.J.), SILVA (A.), BERNIS (L.) & ARTIGAS (F.) 1995.— Fencerows, edges, and implications of changing connectivity illustrated by two contiguous Ohio landscapes. *Conservation Biology*, 9: 1159-1168.
- DONALD (P.F.), EVANS (A.D.), MUIRHEAD (L.B.), BUCKINGHAM (D.L.), KIRBY (W.B.) & SCHMITT (S.I.A.) 2002.— Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis*, 144: 652-664.
- DONALD (P.F.), GREEN (R.E.) & HEATH (M.F.) 2001.— Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences*, 268: 25-29.

- EVANS (A.D.) & GREEN (R.E.) 2007.— An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localised and widespread bird species in England. *Journal of Ornithology*, 148 : 279-286.
- FORD (H.A.) 1987.— Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study*, 34 : 205-218.
- FULLER (R.J.), CHAMBERLAIN (D.E.), BURTON (N.H.K.) & GOUGH (S.J.) 2001.— Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: how distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84 : 79-92.
- FULLER (R.J.), TREVELYAN (R.J.) & HUDSON (R.W.) 1997.— Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20-year period. *Ecography*, 20 : 295-307.
- GREEN (R.E.), OSBORNE (P.E.) & SEARS (E.J.) 1994.— The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 677-692.
- HINSLEY (S.A.) & BELLAMY (P.E.) 2000.— The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management*, 60 : 33-49.
- JULLIARD (R.) & JIGUET (F.) 2002.— Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda*, 70 : 137-147.
- KANTELHARDT (J.), OSINSKI (E.) & HEISSENHUBER (A.) 2003.— Is there a reliable correlation between hedgerow density and agricultural site conditions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98 : 517-527.
- LACK (P.) 1987.— The effects of severe hedge cutting on a breeding bird population. *Bird Study*, 34 : 139-146.
- LACK (P.) 1992.— *Birds on Lowland Farms*. HMSO, London.
- LEFEUVRE (J.C.), MISSONNIER (J.) & ROBERT (Y.) 1976.— Rapport de synthèse. In Table ronde CNRS « Aspects physiques, biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides ». *Les bocages, histoire, écologie, économie*, INRA, ENSA et Université de Rennes, juillet 1976, pp. 315-326.
- MARION (P.) 2004.— L'avifaune nicheuse du bocage en Morvan (Bourgogne, France). *Alauda*, 72 : 33-45.
- NEWTON (I.) 2004.— The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146 : 579-600.
- O'CONNOR (R.J.) & SHRUBB (M.) 1986.— *Farming and Birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- OSBORNE (P.) 1984.— Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied Ecology*, 21 : 63-82.
- PARISH (T.), LAKHANI (K.H.) & SPARKS (T.H.) 1994.— Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 764-775.
- POINTEREAU (P.) & COULON (F.) 2006.— *La haie en France et en Europe: évolution ou régression au travers des politiques agricoles*. Premières rencontres nationales de la haie champêtre, 5, 6 et 7 octobre 2006, Auch, 70 p.
- SCHAUB (M.), KERY (M.), BIRRER (S.), RUDIN (M.) & JENNI (L.) 2011.— Habitat-density associations are not geographically transferable in Swiss farmland birds. *Ecography*, 34 : 693-704.
- SEKERCIOGLU (C.H.) 2006.— Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 : 464-471.
- SPARKS (T.H.), PARISH (T.) & HINSLEY (S.A.) 1996.— Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 60 : 1-8.
- SPELLERBERG (I.F.) & GAYWOOD (M.J.) 1993.— *Linear Features: Linear Habitats and Wildlife Corridors*. English Nature Research Report, Peterborough.
- 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 : 19-39.
- WHELAN (C.J.), WENNY (D.G.) & MARQUIS (R.J.) 2008.— Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134 : 25-60.
- WILSON (A.M.), VICKERY (J.A.) & BROWNE (S.J.) 2001.— Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales in 1998. *Bird Study*, 48 : 2-17.
- WRETENBERG (J.), LINDSTRÖM (Å.), SVENSSON (S.), TIERFELDER (T.) & PÄRT (T.) 2006.— Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43 : 1110-1120.

ANNEXE

TABLEAU IV.— Abondance moyenne des espèces d'oiseaux nicheurs par classe de bocage.

Mean abundance of breeding bird species in the four bocage types.

(1) Indicateur de milieux d'après la méthodologie du CRBPO (JULLIARD & JIGUET, 2002). Certaines espèces ne sont pas évaluées, aucun indicateur de milieux n'est alors attribué. Les indicateurs sont: A (Agricole), B (Bâti), F (Forestier), G (Généraliste).

(1) Environment indicators according the CRBPO methodology (JULLIARD & JIGUET, 2002). The non-evaluated species do not have any indicator. The indicators are: A (Agricultural), B (Building), F (Forest), G (Non-specialist).

ESPÈCE	(1)	CLASSE 1		CLASSE 2		CLASSE 3		CLASSE 4	
		Abondance moyenne	Ecart-type						
<i>Acrocephalus palustris</i>		0	0	0	0	0,045	0,213	0,043	0,209
<i>Aegithalos caudatus</i>		0,043	0,209	0	0	0	0	0,043	0,209
<i>Anthus trivialis</i>		0,130	0,458	0,045	0,213	0,409	0,590	0,261	0,541
<i>Buteo buteo</i>	A	0,174	0,388	0,136	0,316	0,182	0,363	0,283	0,448
<i>Carduelis cannabina</i>	A	0,587	1,135	0,250	0,572	0	0	0	0
<i>Carduelis carduelis</i>	B	0,130	0,458	0,205	0,701	0,159	0,565	0,261	0,689
<i>Carduelis chloris</i>	B	0,217	0,671	0,045	0,213	0,273	0,883	0,022	0,104
<i>Certhia brachydactyla</i>	F	0,043	0,209	0,114	0,376	0,318	0,477	0,174	0,388
<i>Coccoth. coccothraustes</i>	F	0	0	0	0	0	0	0,130	0,626
<i>Columba palumbus</i>	G	0,522	0,648	0,795	0,921	1,250	0,783	1,457	0,952
<i>Corvus corone</i>	G	0,761	1,010	0,705	1,182	0,227	0,752	0,348	0,790
<i>Corvus monedula</i>	B	0	0	0	0	0,023	0,107	0	0
<i>Cuculus canorus</i>	G	0,152	0,411	0,182	0,501	0,205	0,398	0,174	0,388
<i>Cyanistes caeruleus</i>	G	0,435	0,788	0,364	0,790	0,682	1,041	0,826	1,072
<i>Dendrocopos major</i>	F	0,022	0,104	0,023	0,107	0,045	0,147	0,022	0,104
<i>Emberiza citrinella</i>	A	0,739	0,752	0,773	0,767	0,273	0,456	0,261	0,541
<i>Erithacus rubecula</i>	F	0	0	0	0	0,091	0,294	0,239	0,423
<i>Falco subbuteo</i>		0	0	0	0	0,045	0,213	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	A	0,109	0,211	0,045	0,213	0,068	0,234	0,065	0,229
<i>Fringilla coelebs</i>	G	2,130	1,140	2,295	1,120	2,636	1,311	2,348	1,648
<i>Garrulus glandarius</i>	G	0	0	0,068	0,234	0,136	0,275	0,326	0,357
<i>Hippolais polyglotta</i>	G	0,196	0,579	0,136	0,351	0,136	0,351	0,348	0,573
<i>Lanius collurio</i>	A	0	0	0	0	0,068	0,234	0	0
<i>Locustella naevia</i>		0	0	0	0	0,045	0,213	0	0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	G	0	0	0,136	0,351	0,227	0,429	0,565	0,896
<i>Motacilla alba</i>		0,065	0,313	0,091	0,251	0,068	0,234	0,109	0,300
<i>Muscicapa striata</i>		0,043	0,209	0,045	0,213	0,182	0,395	0,043	0,209
<i>Oriolus oriolus</i>	G	0	0	0	0	0,045	0,213	0	0
<i>Parus major</i>	G	0,739	0,655	1,159	0,918	1,136	0,774	1,152	1,143
<i>Passer domesticus</i>	B	0,565	2,150	0,136	0,640	0,045	0,213	0	0
<i>Perdix perdix</i>	A	0,043	0,209	0,045	0,213	0	0	0,043	0,209
<i>Phasianus colchicus</i>	A	0,087	0,288	0,227	0,528	0,091	0,294	0,130	0,344
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	B	0,087	0,288	0,273	0,550	0,727	0,767	0,609	0,656
<i>Phylloscopus collybita</i>	F	1,196	1,031	1,432	1,094	2,136	0,774	2,478	1,039
<i>Phylloscopus trochilus</i>	F	0,043	0,209	0,091	0,294	0,182	0,395	0,522	0,665
<i>Pica pica</i>	B	0,152	0,317	0,136	0,351	0,205	0,367	0,283	0,473
<i>Picus viridis</i>	G	0	0	0	0	0,091	0,294	0,130	0,344
<i>Poecile palustris</i>	F	0	0	0	0	0,227	0,685	0,152	0,351
<i>Prunella modularis</i>	G	0,522	0,730	0,409	0,666	0,318	0,568	0,348	0,487
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	F	0,043	0,209	0	0	0	0	0,130	0,310
<i>Regulus regulus</i>	F	0	0	0	0	0	0	0,043	0,209
<i>Saxicola torquatus</i>	A	0,065	0,229	0	0	0	0	0	0
<i>Sitta europaea</i>	F	0	0	0	0	0	0	0,043	0,209
<i>Streptopelia turtur</i>		0	0	0,136	0,351	0,318	0,568	0,087	0,288
<i>Sturnus vulgaris</i>		0	0	0,045	0,213	0,114	0,376	0,348	0,832
<i>Sylvia atricapilla</i>	G	1,500	1,243	1,795	1,386	2,795	0,934	3,196	1,175
<i>Sylvia borin</i>		0,391	0,656	0,795	0,701	0,636	0,658	0,870	0,694
<i>Sylvia communis</i>	A	1,804	1,355	1,659	1,313	0,977	0,932	0,609	0,783
<i>Sylvia curruca</i>		0,130	0,344	0,364	0,658	0,727	0,767	0,478	0,790
<i>Troglodytes troglodytes</i>	F	0,435	0,590	0,409	0,590	1,068	0,583	1,217	0,902
<i>Turdus merula</i>	G	1,435	1,003	1,705	0,868	2,500	1,102	2,848	0,947
<i>Turdus philomelos</i>	F	1,000	1,158	0,773	1,110	0,864	1,197	1,478	0,648
<i>Turdus viscivorus</i>		0	0	0	0	0,045	0,213	0	0