



Coviabilité entre avifaune et usages agricoles dans un agro-écosystème prairial

Félix Teillard d'Eyry

► To cite this version:

Félix Teillard d'Eyry. Coviabilité entre avifaune et usages agricoles dans un agro-écosystème prairial. 2009, 34 p. <hal-01198020>

HAL Id: hal-01198020

<https://hal.science/hal-01198020v1>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

Coviabilité entre avifaune et usages agricoles dans un agro-écosystème prairial

Félix Teillard

Encadré par Muriel Tichit et Rodolphe Sabatier

INRA, Umr SAD-APT



Rapport de stage de M2
Master SDUEE, spécialité EBE « Ecologie, Biodiversité, Evolution ».
Université Pierre et Marie Curie (Paris 6), année 2008/2009

Soutenu le 17 Juin 2009



INDEX

Introduction.....	4
1. Agriculture et biodiversité	4
2. Les prairies habitats pour la biodiversité	4
3. L'approche de modélisation.....	6
4. Objectif et questions spécifiques.....	7
Matériel et méthodes.....	8
1. Modèle conceptuel	8
2. Modèle de dynamique de prairie pâturée ou fauchée	8
3. Modèle de dynamique des limicoles.....	10
4. Coviabilité.....	14
Résultats	16
1. Prairie à un seul usage.....	16
2. Exploitation viable	19
3. Performances.....	20
4. Influence de la stratégie de mouvement des oiseaux	22
Discussion	23
1. Lecture critique des résultats.....	24
2. Limites du modèle.....	25
3. Implications générales pour la coviabilité dans les agro-écosystèmes	26
Remerciements.....	27
Références.....	28
Annexes.....	30

INTRODUCTION

1. Agriculture et biodiversité

L'agriculture est aujourd'hui pointée du doigt comme étant une cause majeure d'érosion de la biodiversité (McLaughlin 1995, Donald et al. 2001). Le contexte est à l'expansion des terres cultivées (surtout dans les pays en développement) et à leur intensification (Tilman et al. 2001). Ce sont précisément les deux mécanismes majeurs par lesquels l'agriculture impacte la biodiversité (Aratrakorn 2006, Donald 2004). Il faut trouver les mesures qui permettront de rendre l'agriculture plus durable, et le paradigme qui a longtemps séparé les espaces de production agricole de ceux voués à la conservation est dépassé (Rosenzweig 2003). D'une part, du fait de la grande surface des terres cultivées (~ 40% en Europe), qui constituent une matrice dont l'importance est capitale pour les espèces (Donald 2006). D'autre part, parce qu'il est nécessaire de préserver des écosystèmes fonctionnels fournissant à l'agriculture des services essentiels, d'approvisionnement et de régulation (Foley et al. 2005). Les bénéfices que peuvent s'apporter agriculture et écosystèmes sont réciproques. La nouvelle perspective est de trouver des modes de gestions qui permettent de satisfaire ces deux dimensions au sein des espaces agricoles (Tscharntke 2005).

2. Les prairies habitats pour la biodiversité

2.1. *Effets directs et indirects des usages agricoles*

Les usages agricoles peuvent permettre de remplir à la fois des objectifs de production et de conservation. Ce sont leur intensité, leur période et fréquence temporelle qui déterminent le *trade-off* entre ces deux objectifs (WallisDeVries 1998). Il a en effet été montré que le pâturage était un moteur clé de la qualité de l'habitat. Il joue un rôle capital pour entretenir des couverts végétaux favorables au maintien de certaines espèces d'oiseaux, de plantes et d'insectes (Watkinson et Ormerod 2001 ; Donald et al. 2002). Les effets négatifs du pâturage sur la biodiversité sont bien souvent dus à l'intensité adoptée plutôt qu'au pâturage lui-même (Kruess et Tscharntke 2002, Dorrough et al. 2007). L'absence de pâturage dans les prairies abandonnées conduit d'ailleurs à un appauvrissement de leur richesse spécifique (Verhulst 2004) et à la réduction de l'abondance de certaines espèces (e.g. pour les oiseaux limicoles LeNeuveu et Lecomte 1990). L'absence de pâturage tout comme sa trop forte intensité ont des effets négatifs sur les passereaux et les limicoles nichant au sol. Ce sont des niveaux intermédiaires de pâturage qui leur sont le plus favorable (Norris et al. 1998, Evans et al. 2005). La fauche, qui est l'autre usage permettant de tirer un avantage économique du milieu dans les prairies, peut également avoir des effets positifs sur les

espèces. Elle permet de contrôler la succession végétale et ainsi de promouvoir une forte diversité de plantes (Grime 2001).

On sait comment gérer une parcelle pâturée ou une parcelle fauchée pour concilier au mieux des objectifs productifs et écologiques. Dans les parcelles pâturées, les effets indirects résultent de l'impact du pâturage sur la hauteur et l'hétérogénéité du couvert végétal, qui constituent des variables clés pour le succès reproducteur des limicoles. Un pâturage d'intensité modérée génère un couvert peu développé et hétérogène, dans lequel la présence de touffes d'herbes fournit un endroit où les oiseaux peuvent placer leur nid et le rendre moins détectable par les prédateurs (Redfern 1992, Milsom 2000). Un couvert relativement court favorise la mobilité des juvéniles, leur recherche de nourriture et leur survie (Deveureux 2004). Les effets directs du pâturage sur les limicoles résultent principalement du piétinement des nids par le bétail (Beintema 1987, Watson 2006). Afin de gérer les pâtures de manière durable, il convient donc de modérer l'intensité des chargements animaux (i.e. le nombre de tête de bétail par unité de surface), notamment au mois de nidification pour limiter le piétinement (Sabatier, soumis). Il est également important de contrôler les périodes de pâturage afin de générer des couverts végétaux d'une hauteur optimale lors des mois clés d'élevage des jeunes et garantir une bonne survie juvénile (Tichit et al. 2007, Durant et al. 2008). Lorsque la fauche se produit lors de la nidification ou de l'élevage des poussins, elle provoque une importante destruction des nids (Labisky 1957, Berg 1992) et peut aussi tuer des juvéniles (MacDonald 2008, Schekkerman 2009). Afin d'éviter ces effets, on peut retarder les dates de fauches afin qu'elles se produisent après ces mois clés (Kruk 1996, Perlut 2006).

2.2. Interaction entre usages à l'échelle de l'exploitation agricole

Il manque cependant dans ces travaux une vision des enjeux à l'échelle de quelques parcelles (de l'exploitation agricole) où à la fois fauche et pâturage sont susceptibles d'être rencontrés. Cette échelle est pertinente, tant pour étudier les aspects productifs que ceux de la dynamique des populations d'oiseaux. Du point de vue agricole, l'exploitation est un niveau qui fait sens car il constitue une unité économique et de gestion. Mais au sein d'une exploitation toutes les parcelles ne sont pas forcément utilisées de manière identique. L'allocation d'une partie des parcelles pour la fauche permet de sécuriser l'alimentation hivernale du bétail en stabulation. Le pâturage permet quant à lui d'alimenter le troupeau à moindre coût. Du point de vue de la conservation des limicoles, l'élargissement de l'échelle à quelques parcelles est nécessaire pour représenter un environnement hétérogène et intégrer des mécanismes tels que le choix du site de nidification ou d'alimentation. Ces mécanismes occupent une place importante dans la dynamique des populations d'oiseaux et ont des conséquences sur leur succès reproducteur (Berg 1993). Il est

d'autant plus nécessaire d'étudier ces stratégies de sélection de l'habitat que celles-ci varient selon les espèces, au sein du groupe des limicoles. Berg (1994) s'est intéressé à ces stratégies chez plusieurs espèces de limicoles. Il constate chez le Courlis une importante philopatrie et une tendance à revenir dans les habitats ayant assuré un bon succès reproducteur l'année précédente. A l'inverse, il n'observe pas de philopatrie chez le Vanneau, qui choisit son site de nidification indépendamment du succès reproducteur de l'année précédente (Berg, 2002). Les stratégies de sélection du site de nidification semblent même varier au sein de la même espèce, entre différentes populations. Contrairement à ce que décrit Berg (2002) en Suède, Thompson (1994) constate en Angleterre que 95% des vanneaux adultes retournent se reproduire dans le même champ d'une année sur l'autre. Concernant le choix du site d'alimentation par les juvéniles, les résultats sont plus homogènes. Les habitats préférés sont les plus humides et ceux dont les hauteurs d'herbes sont courtes (Devereux 2004, Ellington 2008). Lors de l'installation, les parents privilégient les habitats ayant des hauteurs favorables pour nicher mais ils cherchent également la proximité d'habitats d'alimentation satisfaisants (Galbraith 1989, Berg 1992). La survie juvénile est corrélée négativement avec la distance entre les sites de nidification et d'alimentation (Blomqvist 1995). En effet, lorsqu'ils parcourent de longues distances, les juvéniles sont sujets à la prédation et peuvent se retrouver piégés et se noyer dans les fossés séparant les parcelles (Teunissen 2008, Schekkerman 2009).

3. L'approche de modélisation

Il est donc nécessaire d'explorer les effets conjoints de la gestion des prairies et des stratégies de mouvement des oiseaux sur les compromis entre production et conservation. Mener l'étude dans un cadre dynamique permettra d'étudier ces effets sur le long terme. Conceptualiser les interactions entre les pratiques agricoles adoptées dans les différentes parcelles d'une prairie exploitée et la dynamique des populations d'oiseaux qu'elles abritent requiert d'articuler des connaissances empruntées à la fois à l'agronomie et à l'écologie. L'utilisation d'un modèle mathématique permet d'intégrer ces deux types de connaissances et de prendre en compte une dimension spatiale (plusieurs parcelles avec différentes utilisations) et temporelle (projection pour la gestion sur le long terme).

Pour formaliser le comportement dynamique de l'agro-écosystème, nous mobiliserons la théorie du contrôle viable (Aubin 1991, De Lara & Doyen 2008). L'approche en terme de « contrôle viable » permet de déterminer un ensemble de combinaisons entre état du système et décisions le contrôlant qui garantissent la santé et l'efficacité du système sur le long terme ; et pas seulement un état stable ou optimal. Elle permet d'intégrer plusieurs critères pour déterminer la viabilité du système, comme la production et la conservation, et assurer cette viabilité sur le long terme. Cette

approche permettra d'étudier la dynamique de l'état de l'agro-écosystème sous différentes contraintes productives et écologiques, sans hiérarchie *a priori* entre ces contraintes. Cette absence de hiérarchie permet de traiter les enjeux productif et écologique dans leur propre dimension, sans avoir à effectuer de « conversion » (*e.g.* de monétarisation). Il est intéressant de ne pas avoir à favoriser l'une ou l'autre de ces dimensions car les équilibres production / conservation dans le futur sont incertains (cf réforme de la PAC). Le modèle permettra de révéler un ensemble de trajectoires tolérables plutôt qu'une seule trajectoire optimale. Une telle approche permet d'assurer la pérennité du système tout en laissant place à l'incertitude. Elle convient donc particulièrement aux travaux sur des systèmes dont l'enjeu est la durabilité. Cette théorie a déjà été appliquée à des études portant sur la gestion des ressources renouvelables et des systèmes agricoles (Bene et al. 2001, Tichit et al. 2004 et 2007, De Lara et al. 2007b, De Lara & Doyen 2008).

4. Objectif et questions spécifiques

Cette étude vise à modéliser à l'échelle de l'exploitation et dans un cadre dynamique, les stratégies de gestion de l'espace (via la fauche et le pâturage) permettant de satisfaire à la fois des critères de performance productive et de conservation de deux espèces patrimoniales d'oiseaux limicoles. Le modèle mobilise les connaissances bibliographiques concernant les effets de la fauche ou du pâturage, pris individuellement, sur les deux espèces d'oiseaux. Il décrit également l'effet combiné des trois usages, selon leurs proportions relatives et leur intensité, sur la production agricole et la conservation des deux espèces d'oiseaux.

L'objectif de l'étude est de déterminer l'ensemble des stratégies de gestion (intensités des pâturages et proportions relatives des trois usages) assurant la coviabilité productive et écologique de l'exploitation sur le long terme. Nous tenterons de répondre aux questions suivantes :

- Les usages qui maximisent la production ou la conservation sont-ils les mêmes ?
- Quelles gammes de fréquences, d'intensités et de proportions des trois usages permettent la coviabilité agriculture/biodiversité sur le long terme ?
- Quels sont les effets des différentes stratégies de choix d'habitat par les oiseaux sur le devenir de leurs populations ?

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Modèle conceptuel

Nous considérons une exploitation agricole en prairie servant d'habitat de reproduction à deux espèces de limicoles, le Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) et le Chevalier gambette (*Tringa totanus*). Dans cette exploitation, les parcelles sont partagées entre trois usages (notés A) dont les proportions dans l'espace ne peuvent varier qu'une fois par an.

- A = 1 : fauche annuelle unique.
- A = 2 : pâture « écologique », de faible intensité, fournissant un habitat de qualité optimale aux deux espèces de limicoles.
- A = 3 : pâture « économique » de plus forte intensité, fournissant un habitat moins favorable.

Le modèle, formulé en temps discret, est spatialement implicite ; il formalise la proportion de ces trois usages dans l'espace sans détailler la disposition ou l'arrangement des différentes parcelles. Il intègre deux sous modèles interagissant. D'une part un modèle décrivant la dynamique de la biomasse végétale, contrôlée par son usage (fauche, pâturage). D'autre part, un modèle de dynamique des populations de deux espèces d'oiseaux, sensibles à la hauteur du couvert végétal qui détermine la qualité de l'habitat, facteur de variation de la survie des poussins. Les oiseaux subissent par ailleurs les effets directs des pratiques agricoles : destruction des nids par piétinement du bétail, ou lors de la fauche. Les deux variables (qualité d'habitat et piétinement) jouent un rôle clé pour relier les deux sous modèles.

On impose au système de respecter à chaque instant un jeu de contraintes qui représentent la bonne santé du système agro-écologique et permettent d'assurer sa viabilité sur le long terme. Tous les paramètres et leurs valeurs sont présentés en annexe 1.

2. Modèle de dynamique de prairie pâturée ou fauchée

2.1. Dynamique du couvert pâturé

Le modèle de dynamique végétale du couvert pâturé est celui présenté dans Tichit et al. (2007), lui-même inspiré de ceux développés par Pedersen et al. (2003) et Hutching-Gordon (2001). L'état du couvert pâturé (usages A = 2,3) est décrit sur un pas de temps mensuel par un vecteur $B^A(t)$ comprenant deux valeurs de biomasse: vivante et morte (respectivement $B_L^A(t)$ et $B_D^A(t)$) exprimées en poids de matière organique par unité de surface (g MO m⁻²). Pour les usages pâture « écologique » et « économique », l'évolution de la biomasse est décrite par :

$$B^A(t+1) = V(t, B^A(t))B^A(t) - G[u^A(t), V(t, B^A(t))B^A(t)] \quad \text{pour } A = 2, 3 \quad (1)$$

avec V la matrice de transition pour l'évolution naturelle du couvert, dépendant des taux de croissance, sénescence et décomposition de l'herbe. G représente la fonction de prélèvement de cette herbe par le pâturage. Elle dépend de $u(t)$, le chargement (exprimé en UGB ha^{-1} , UGB = Unité de Gros Bétail) et de la biomasse $B^A(t)$.

2.2. Dynamique du couvert fauché

La dynamique du couvert végétal dans les parcelles fauchées (usage $A=1$) dépend de sa dynamique naturelle, qui est la même que dans les parcelles pâturées, ainsi que du prélèvement qui s'effectue cette fois par la fauche (fonction F). Cette dynamique s'écrit :

$$B^A(t+1) = V(t, B^A(t))B^A(t) - F[t, A(t, B^A(t))B^A(t)] \quad \text{pour } A = 1 \quad (2)$$

L'herbe dans les parcelles fauchées (vecteur $B^A(t)$, $A = 1$) est récoltée une fois par an au mois t^F . La fauche laisse une hauteur d'herbe résiduelle de 5cm qui contient une biomasse d'herbe résiduelle notée b^R . On suppose que la répartition de la matière vivante et morte est homogène au sein du couvert végétal. Aussi, leurs proportions relatives sont les mêmes dans la biomasse résiduelle b^R et dans la fraction prélevée. On note $ld(t)$ la proportion de matière vivante dans la biomasse totale juste avant la fauche. Le prélèvement par la fauche se décompose en prélèvement de biomasse vivante et morte. Ce prélèvement est nul pour tous les mois de l'année sauf au mois de fauche t^F . Il est décrit de la manière suivante :

$$F(t = t^F) = \begin{cases} F_L(t) = ld(t)[B^A(t) - b^R] \\ F_D(t) = (1 - ld(t))[B^A(t) - b^R] \end{cases} \quad \text{et} \quad F(t \neq t^F) = \begin{cases} F_L(t) = 0 \\ F_D(t) = 0 \end{cases} \quad \text{pour } A = 1 \quad (3)$$

2.1. Echelle de l'exploitation

A l'échelle de l'exploitation, les individus du troupeau qui ne pâturent pas dans l'usage 2 ou 3 sont nourris à l'étable avec la biomasse récoltée par la fauche. L'évolution des réserves de foin dépend des apports par cette récolte et de la consommation par la partie du troupeau en stabulation. On peut écrire la dynamique des réserves de foin (notées $H(t)$) comme :

$$H(t+1) = H(t) + p^1(t)F(t) - q[u^T - u^2(t) - u^3(t)] \quad (4)$$

Avec u^T chargement total, nombre d'UGB dans le troupeau pour toute la surface de prairie de l'exploitation. q représente le besoin alimentaire d'une UGB/ha et $p(t)$ la proportion des trois usages dans l'espace. On a :

$$p(t) = \begin{pmatrix} p^1(t) \\ p^2(t) \\ p^3(t) \end{pmatrix} \quad \text{avec} \quad p^1(t) + p^2(t) + p^3(t) = 1 \quad (5)$$

3. Modèle de dynamique des limicoles

3.1. Dynamique générale

Le deuxième sous modèle décrit la dynamique du Vanneau huppé et du Chevalier gambette qui se reproduisent dans le couvert prairial. La dynamique des populations de chaque espèce d'oiseaux est conceptualisée par un modèle matriciel structuré en trois classes d'âge ($i = 0, 1, 2$) représentant respectivement les juvéniles (nés dans l'année), les sub-adultes (âgés d'un an) et les adultes (2 ans ou plus) (Fig. 1a). L'état de chaque espèce est décrit par le vecteur $N(t)$, densité de l'espèce décomposée pour chaque classe d'âge dans chaque usage de l'exploitation :

$$N(t) = (N_0^1(t), N_1^1(t), N_2^1(t), N_0^2(t), N_1^2(t), N_2^2(t), N_0^3(t), N_1^3(t), N_2^3(t))' \quad (6)$$

On représente la dynamique de chaque espèce de limicole comme décrit dans l'équation 7. La matrice M représente le mouvement des oiseaux entre les différents usages. T représente la matrice des traits de vie des oiseaux. Le contenu de ces deux matrices est explicité dans les sections suivantes.

$$N(t+1) = T(t, h(t), p(t), u(t), N(t)) [M(t, h(t), p(t)) N(t)] \quad (7)$$

Les variables clés décrivant l'habitat de reproduction des oiseaux sont.

- Les proportions dans l'espace des différents usages, $p(t)$.
- La hauteur d'herbe dans chacun des usages. Cette hauteur d'herbe traduit la qualité de l'habitat pour les oiseaux, et influe sur leur succès reproducteur. Elle est calculée à partir de la biomasse par la relation de l'équation 8, où a représente un terme constant.

$$h(t, B) = a(B_L(t) + B_D(t)) \quad \text{soit} \quad h(t, B) = \begin{pmatrix} h^1(t, B^1(t)) \\ h^2(t, B^2(t)) \\ h^3(t, B^3(t)) \end{pmatrix} \quad (8)$$

- Les activités agricoles (chargement $u(t)$ ou fauche $F(t = t^F)$) pendant la période d'incubation et susceptibles de détruire une partie des nids.

3.2. Traits de vie

On considère pour chaque espèce et classe d'âge, deux traits de vie que sont la survie et la fécondité (Fig. 1a). Les survies adulte et subadulte sont des paramètres constants. Les juvéniles ne sont pas mature sexuellement (leur fécondité est nulle, $f_0^A = 0$). En revanche, la survie juvénile et la fécondité des classes matures dépendent de la hauteur d'herbe et des pratiques agricoles qui peuvent causer la destruction de nid ou la mortalité de juvéniles. La fécondité, ou nombre de poussins à l'éclosion, est notée $f_i^A(t, h, u)$ pour la classe d'âge i dans l'usage A et décrite par l'équation 9 :

$$f_i^A(t, h, u) = \alpha \sigma \text{cls}_i np(h^A) dd^A(t) \quad (9)$$

Avec α la proportion de femelles se reproduisant, σ le sexe ratio, cls_i la taille moyenne de la couvée, $np(h)$ un coefficient de prédation des nids dépendant de leur détectabilité c'est-à-dire de la hauteur d'herbe et enfin $dd^A(u)$ un coefficient de destruction des nids par les activités agricoles. Il est constant dans la fauche, si celle-ci se produit au mois d'incubation. Dans la pâture, il correspond à un coefficient de piétinement des nids par le bétail qui varie avec le chargement (u) et avec la durée d'exposition au piétinement (nombre de jours d'incubation, t_{inc}), comme suggéré par Barreiss (1986) et Paine et al. (1996). La formule du coefficient de piétinement est présentée dans l'équation 10 (Sabatier, soumis). η représente le taux journalier de piétinement par 1 UGB/ha (Beintema et al. 1987).

$$dd^A(t, u^A) = (1 - \eta)^{u \cdot t_{inc}} \quad \text{pour} \quad A = 2, 3 \quad (10)$$

L'autre trait de vie variant selon le milieu est la survie juvénile, s_0^A (EQ. 11). Elle dépend d'une fonction à seuil de survie en fonction de la hauteur d'herbe, $sj(h)$ et de la compétition

intraspécifique. Cette compétition intraspécifique est exprimée sous la forme d'une fonction de Beverton-Holt. Elle dépend d'un coefficient de compétition noté c ainsi que de la densité de l'espèce dans l'usage concerné N^A . Enfin, mm est un coefficient de mortalité survenant si les juvéniles se déplacent d'un habitat à un autre. On utilise ce coefficient pour envisager l'hétérogénéité des exploitations. On considère que dans une exploitation homogène, les parcelles d'un même usage ont tendance à être regroupées. Ainsi, la distance moyenne entre des parcelles utilisées différemment est elle plus grande. La mortalité des juvéniles augmentant rapidement avec la distance entre le site de nidification et le site d'alimentation (Blomqvist 1995), on définit les exploitations homogènes comme ayant une plus forte mortalité juvénile lors du mouvement (coefficient mm faible) que dans les exploitations extensives.

$$s_0^A(t, h, N) = \frac{sj(h^A)}{1 + cN^A} mm \quad (11)$$

3.3. Mouvements entre habitats

L'exploitation comporte trois usages entre lesquelles les oiseaux peuvent se déplacer. On définit les probabilités de mouvements avec un usage de départ et un usage d'arrivée. On envisage deux types de mouvements. Le premier type correspond au choix du site de nidification par les adultes et les subadultes. On définit $r^{AB}(h, p)$ comme la probabilité pour un individu étant né ou s'étant reproduit dans l'usage B à l'année t , de se reproduire dans l'usage A à l'année $t+1$. On utilise différentes fonctions pour cette sélection de l'habitat de reproduction qui reflètent les divergences trouvées dans la littérature : pas de sélection (répartition selon la proportion de chaque usage), philopatrie (retour au même usage) et sélection de l'usage selon la qualité (qualité évaluée selon la survie juvénile dans la hauteur d'herbe concernée, $sj(h)$).

Le second type de mouvement concerne les juvéniles qui peuvent rechercher leur nourriture dans un autre usage que celui où ils sont nés. On a $m^{AB}(h, p)$ la probabilité pour un juvénile né dans l'usage B d'aller se nourrir dans l'usage A . Ces deux types de mouvements dépendent à la fois de la proportion des trois usages dans l'espace et de la qualité de l'habitat qu'offre chaque usage (*i.e.* leurs hauteurs d'herbes respectives). Ici encore, on explorera différentes fonctions de mouvement : pas de mouvement entre les usages et sélection de l'usage selon sa qualité (similaire au choix de

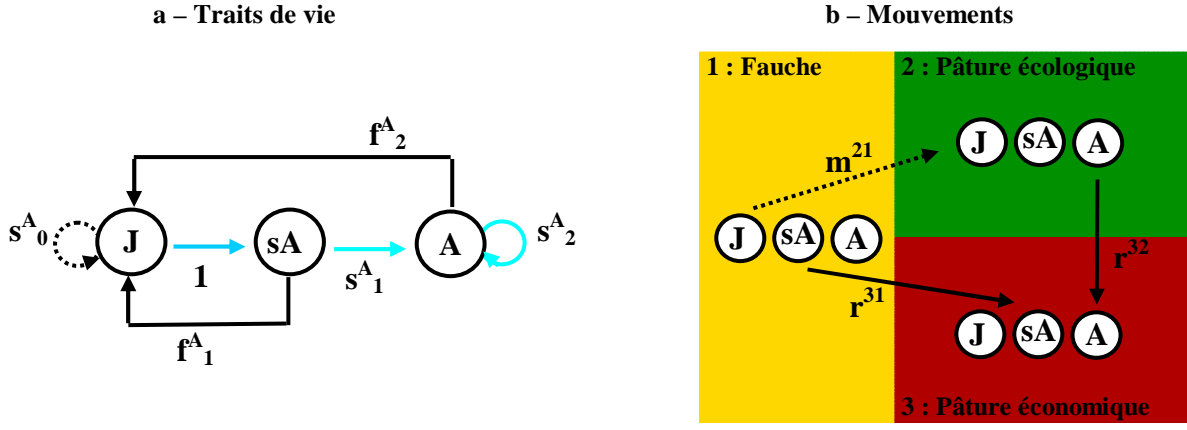


Fig. 1 – Dynamique des populations d’oiseaux. On différencie les évènements ayant lieu au mois de nidification (noir, trait plein), d’élevage des jeunes (noir, pointillés) et lors du dernier mois de l’année (bleu). **(a)** modèle structuré en trois classe d’âge avec tous les traits de vie représentés. **(b)** mouvements entre habitats, seuls quelques exemples sont explicités.

l’habitat de reproduction). Toutes les équations de mouvements sont présentées dans l’annexe 2, voir aussi la figure 1b.

3.4. Intégration à la dynamique des populations

Ce sont les paramètres décrits dans les deux précédentes sections qui composent les deux matrices de transition : matrice de mouvements (M) et matrices de traits de vies (T) (voir l’équation 7). La dynamique des oiseaux fonctionne sur un pas de temps mensuel et les paramètres interviennent à des mois précis de l’année. On définit trois mois clés pour chaque espèce : t_i^N , le mois de nidification, t_i^R , le mois d’élevage des jeunes et t^D le dernier mois de l’année.

- Lors du mois de nidification se produit tout d’abord la sélection de l’habitat de reproduction (r^{BA}), puis la fécondité (f_i^U).
- Lors du mois d’élevage des jeunes, ceux-ci choisissent leur habitat de recherche de nourriture (m^{BA}) dans lequel ils survivent ensuite (s_0^U).
- Lors du dernier mois de l’année on considère arbitrairement que se produisent les évènements de survie subadultes et adultes (s_1^A et s_2^A) et le passage des juvénile à la classe subadulte.

Aucun évènement démographique ne se produit en dehors de ces trois mois clés. Pour plus de détails concernant la composition des matrices de transition, consulter l’annexe 3.

4. Coviabilité

4.1. Principe général

Nous analysons les évolutions du système par l'approche de viabilité. Pour cela nous définissons deux types de variables : des états et des contrôles. Les variables d'état du système correspondent aux biomasses végétales présentes dans chaque usages ($B(t)$). Sur ces variables d'états agissent les variables de contrôle. Celles-ci sont représentées par les séquences de chargements dans les deux types de pâture ($u(t)$) et par les proportions des trois usages dans l'espace ($p(t)$). L'objectif de l'analyse de viabilité est de déterminer les contrôles viables, c'est-à-dire la séquence de chargements et de proportions d'usages qui garantissent au système le respect d'un ensemble de contrainte à chaque instant. Ces contraintes reflètent la diversité des enjeux : elles portent à la fois sur la production agricole et sur la création d'habitats favorables aux oiseaux.

4.2. Les contraintes

La première contrainte concerne l'alimentation du bétail (EQ. 12). Elle induit une limite implicite sur le chargement mensuel $u(t)$ de sorte que le prélèvement de biomasse proportionnel au nombre d'animaux est toujours inférieur à la biomasse disponible. Cette contrainte revient à considérer que les besoins q des animaux sont toujours satisfaits dès lors que la biomasse est supérieure à b^R la biomasse minimale accessible par le bétail.

$$qu(t) < V\left(t, B^A(t)\right) B(t) - b^R \quad \text{pour } A = 2,3 \quad \forall t \quad (12)$$

Les contraintes suivantes sont des contraintes écologiques. La pâture écologique doit fournir un habitat favorable aux oiseaux. Cela se traduit par une limitation des chargements aux mois d'incubation (t^N), afin de réduire le piétinement et de garantir aux oiseaux une bonne fécondité. On impose ainsi un chargement u_{\max}^2 (EQ 13).

$$u^2(t^N) < u_{\max}^2 \quad (13)$$

De plus, dans cette pâture écologique, le pâturage doit générer des hauteurs d'herbes favorables aux oiseaux aux mois clés de nidification et d'élevage des jeunes (t^N et t^R) afin de leur garantir une bonne fécondité (prédation limitée sur les nids) et survie juvénile (prédation limitée sur les juvéniles, mobilité et alimentation favorisées). On définit pour chaque espèce une hauteur minimale

$(h_{\min}(t))$ et maximale $(h_{\max}(t))$ entre lesquelles l'habitat est considéré comme favorable et assure une survie maximale. La contrainte s'écrit donc :

$$h_{\min}^2(t) \leq h^2(t) \leq h_{\max}^2(t) \quad \text{pour } t = t^N, t^R \quad (14)$$

Enfin, avoir un habitat favorable (la pâture écologique) occupant une partie de l'espace ne suffit pas forcément à maintenir les populations d'oiseaux. En effet, leur devenir dépend des choix d'habitats, qui eux même varient selon la proportion de ces habitats dans l'espace. On impose donc, qu'à l'échelle de l'exploitation, les populations d'oiseaux se maintiennent sur la période de temps considérée (notée T). On pose la contrainte :

$$N(T) \geq N(t_0) \quad (15)$$

4.3. Analyse de viabilité

L'objectif est de trouver les combinaisons viables d'états/contrôles. Il s'agit de calculer le corridor de viabilité, décrit par Aubin (1991). Ce corridor de viabilité est défini à $t = t_0$ comme :

$$Viab(t_0) = \left\{ B(t_0) \mid \text{il existe des séquences de chargement } u(t), \text{ des proportions d'usages } p(t) \text{ et des états de biomasses } B(t) \text{ partant de } B(t_0) \text{ satisfaisant l'ensemble des contraintes 12 à 15 à chaque instant } t = t_0, \dots, T \right\} \quad (16)$$

Une fois le corridor de viabilité déterminé, il est possible de calculer les séquences de chargement et les proportions d'usages viables. Elles permettent au système de respecter les contraintes à chaque instant de la période de temps considérée (*i.e.* elles permettent à $B(t)$ de rester dans le corridor de viabilité). Soit B un état de biomasse viable, on définit l'ensemble des stratégies de pâture viable par $U_v(t, B)$ et de proportions d'usages viables par $P_v(t, B)$. Ces contrôles viables sont définis ainsi :

$$U_v(t, B) = \left\{ u \mid \begin{array}{l} \text{les contraintes de 12 à 15 sont respectées} \\ B(t+1) \in Viab(t+1) \end{array} \right\} \quad (17)$$

$$P_v(t, B) = \left\{ p \mid \begin{array}{l} \text{les contraintes de 12 à 15 sont respectées} \\ B(t+1) \in Viab(t+1) \end{array} \right\} \quad (18)$$

Un algorithme de programmation dynamique (De Lara et Doyen 2008) est utilisé pour déterminer les conditions initiales ($B(0)$), les séquences de contrôle ($U_v(t, B)$ et $P_v(t, B)$) et les trajectoires ($B(t)$) viables respectant les contraintes sur une période de $T = 10 \text{ ans}$. Cet horizon temporel constitue un compromis entre un « long terme » tant du point de vue des oiseaux que de la gestion et des temps de simulations raisonnables. Pour tous ces calculs, nous avons utilisé le logiciel Scilab 4.1.2 (<http://www.scilab.org> ; Scilab Consortium 2007).

RÉSULTATS

1. Prairie à un seul usage

1.1. Viabilité

L'absence d'usage de la prairie ne permet pas de générer des hauteurs d'herbe favorables aux deux espèces. La contrainte de viabilité (EQ. 14) est violée et on observe le déclin des populations d'oiseaux. La fauche conduit également au déclin des populations des deux espèces pour la même raison et quelque soit sa date. En revanche, pour la pâture, l'analyse de viabilité permet de

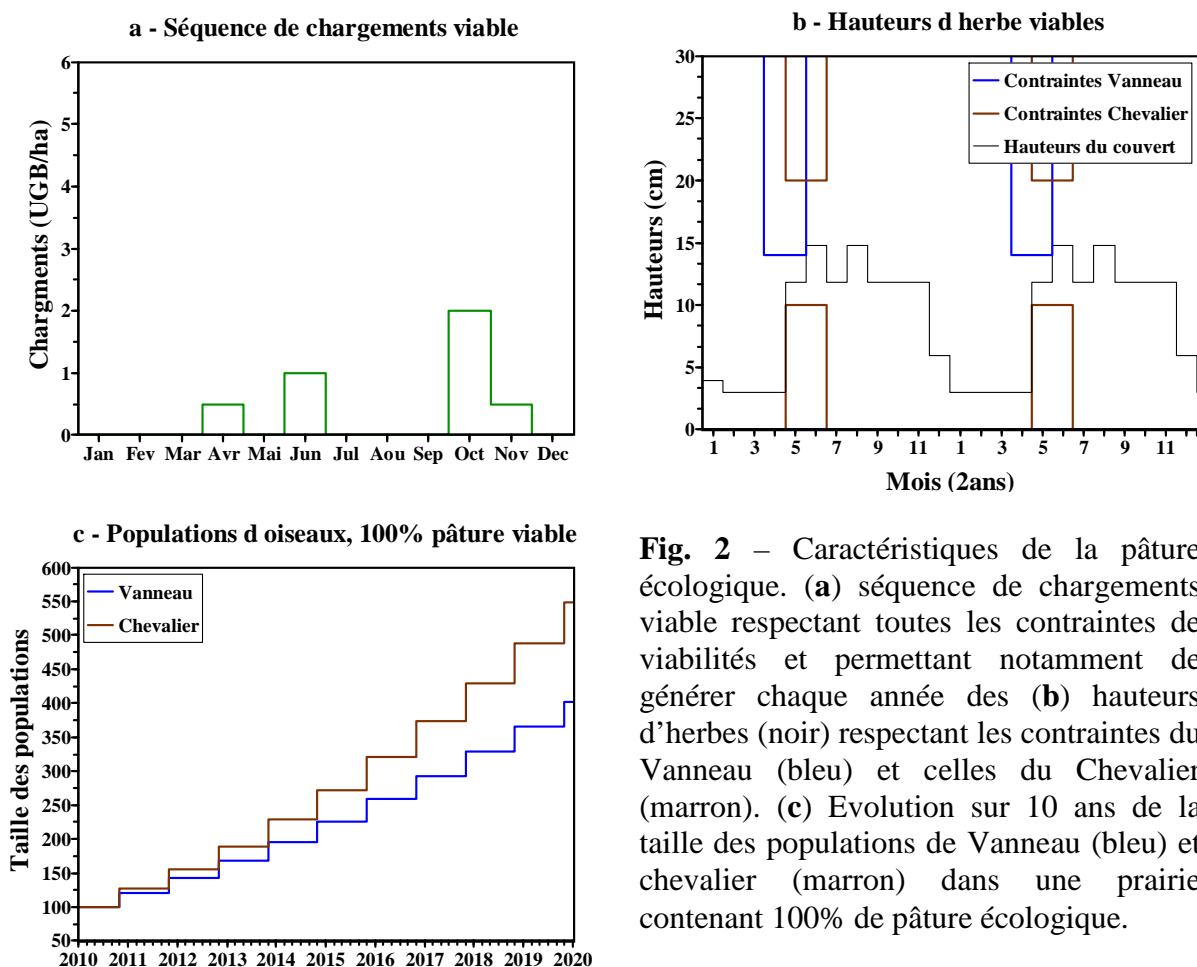


Fig. 2 – Caractéristiques de la pâture écologique. (a) séquence de chargements viable respectant toutes les contraintes de viabilités et permettant notamment de générer chaque année des (b) hauteurs d'herbes (noir) respectant les contraintes du Vanneau (bleu) et celles du Chevalier (marron). (c) Evolution sur 10 ans de la taille des populations de Vanneau (bleu) et chevalier (marron) dans une prairie contenant 100% de pâture écologique.

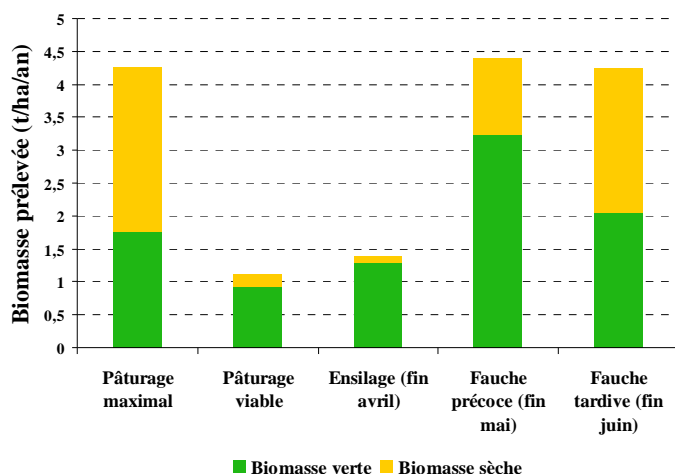


Fig. 3 – Biomasses d’herbe récoltées (sous forme de foin ou ingérées par le bétail) selon différents usages de la prairie. Biomasses exprimées en t/ha/an : biomasse verte (vert) et sèche (jaune)

déterminer une séquence respectant l’ensemble des contraintes (Fig. 2a). Cette séquence viable, répétée chaque année, combine un faible chargement en fin de printemps et un chargement d’automne modéré. Elle permet d’obtenir des hauteurs d’herbes courtes au sortir de l’hiver, et une trajectoire de hauteurs d’herbes respectant à la fois les contraintes du Vanneau et du Chevalier (Fig. 2b), dont les populations augmentent (Fig. 2c). Cette trajectoire appartient donc au corridor de viabilité. C’est cette séquence que nous utiliserons dans la pâture écologique, pour la suite des analyses. Cette séquence viable diffère d’une séquence maximale de chargement pour laquelle on impose uniquement la contrainte de disponibilité alimentaire (EQ. 12). Une telle séquence maximale de chargement se traduit alors par des niveaux de chargement plus élevés, qui violent la contrainte (EQ. 13) et induisent le déclin des populations d’oiseaux.

1.2. Performances productives

On compare les différents usages de la prairie en termes productifs. La figure 3 montre la quantité de biomasse récoltée (directement par le troupeau au pâturage ou fauchée) pour chaque usage. Les usages permettant de maximiser la biomasse récoltée sont la fauche destinée au foin (fin mai ou fin juin) et le pâturage « maximal » ; ils permettent de récolter entre 4 et 4,5 t/ha/an. Cependant aucun de ces usages n’est viable du point de vue écologique. En revanche, le pâturage viable sur le plan écologique permet de récolter environ quatre fois moins de biomasse que les usages les plus productifs. La fauche fin avril, destinée à l’ensilage, est à peine plus performante. Il existe donc un *trade-off* entre production agricole et maintien de la biodiversité car les pratiques qui permettent de maximiser ces deux objectifs ne sont pas les mêmes

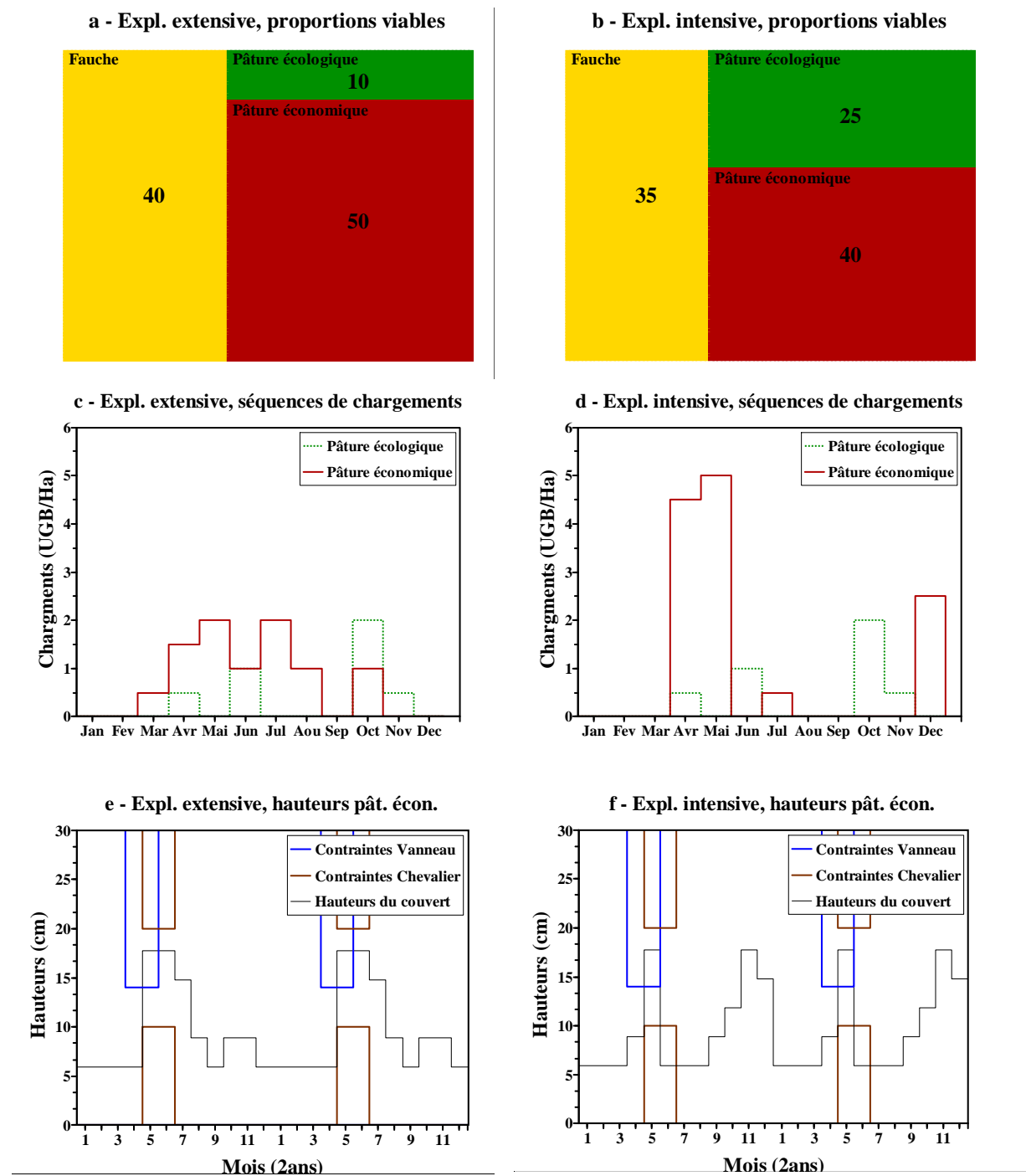


Fig. 4 – Contrôle viable des exploitations. (a), (c) et (e): exploitation extensive, (b), (d) et (f) : exploitations intensives. (a) et (b) : proportions d'usages viables (fauche fin mai en jaune, pâtûre écologique en vert, pâtûre économique en rouge), valeurs données en pourcentage de la surface totale de prairie. (c) et (d) séquences viables de chargements dans la pâtûre écologique (vert, pointillés) et économique (rouge, trait plein). (e) et (f) : hauteurs d'herbes dans la pâtûre économique (noir, fin), on représente les contraintes du Vanneau (bleu) et du Chevalier (marron).

2. Exploitation viable

On détermine la gestion viable de deux types d'exploitations : intensives et extensives en recherchant les proportions des trois usages (fauche, pâture écologique et économique) qui permettent de concilier production et conservation.

Les exploitations extensives ont un chargement de 1 UGB/ha de surface en prairie (soit 50 ha de prairies pour 50 UGB). Elles limitent les chargements dans la pâture économique à 2 UGB/ha. Dans ces exploitations, les proportions adoptées en l'absence de toute contrainte écologique sont 50% de fauche et 50% de pâture économique. Pour que l'exploitation soit également viable du point de vue écologique, il suffit d'allouer 10% de l'espace à de la pâture écologique (avec 50% de pâture économique et 40% de fauche, Fig. 4a). La séquence de chargement dans la pâture écologique est celle décrite dans la section 1.1. Dans la pâture économique, les chargements sont modérés et répartis de manière assez homogène de mars à octobre, (Fig. 4c). Cette séquence génère des hauteurs d'herbes qui respectent les contraintes du Chevalier aux mois de nidification et d'élevage des jeunes, bien que cette contrainte ne soit pas imposée (Fig. 4e). En revanche, les hauteurs sont favorables au Vanneau au mois de nidification mais pas au mois d'élevage des jeunes (Fig. 4e)

Les exploitations intensives ont un chargement de 2 UGB/ha de surface en prairie (soit 50 ha de prairies pour 100 UGB). La limite de chargement dans la pâture économique est de 5 UGB/ha. Sans imposer de contraintes écologiques, les proportions qui maximisent la production dans ces exploitations intensives sont 60% de fauche et 40% de pâture économique. Pour être viable à la fois économiquement et écologiquement, la pâture écologique doit occuper 25% de l'exploitation, le reste étant alloué pour 40% à la pâture économique et pour 35% à la fauche (Fig. 4b). Il est donc nécessaire d'allouer plus d'espace à une pâture écologique, peu productive, dans une exploitation intensive que dans une exploitation extensive. La pâture économique des exploitations intensives se caractérise par de forts chargements concentrés au printemps (Fig. 4d). Les chargements sont nuls la plupart des autres mois de l'année, sauf à la fin de l'automne ce qui génère une herbe rase en fin de saison et contrôle le démarrage de la croissance végétale lors du printemps suivant. Les hauteurs d'herbes ne sont pas favorables à tous les mois clés pour les deux espèces. Elles respectent toutefois les contraintes du Vanneau lors du mois d'installation et de nidification.

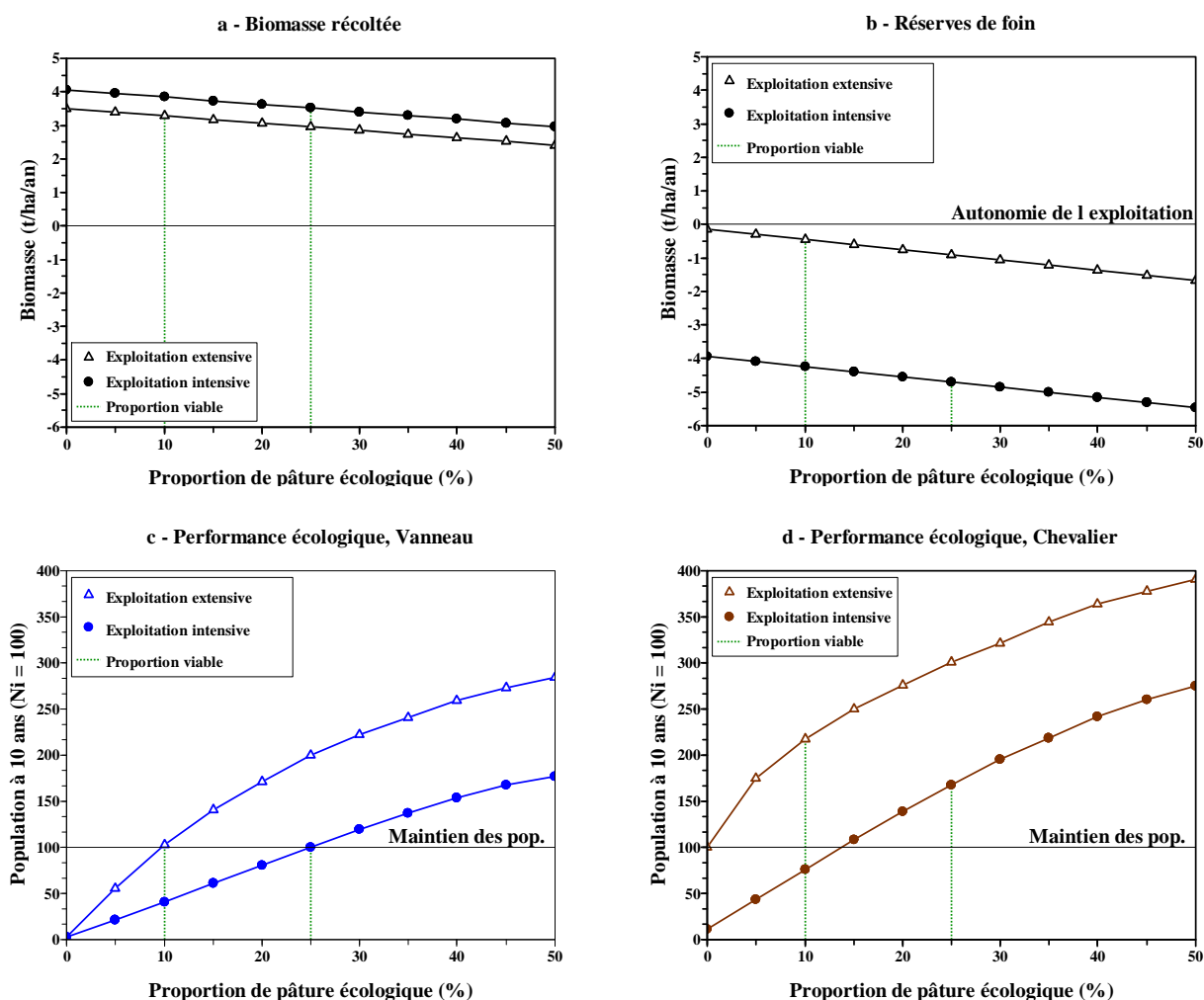


Fig. 5 – Performance productive et écologiques selon la proportion de pâture écologique dans l’exploitation. Exploitations extensives (triangles) et intensives (ronds). (a) prélèvement total de biomasse (ingéré par le bétail et fauché). (b) réserves de foin à la fin de chaque années. Taille des populations de Vanneau (c) et de Chevalier (d) à 10 ans pour une taille initiale de $N_i = 100$ individus (maintien des populations si $N_T > N_i$, ligne pointillée).

3. Performances

3.1. Performances productives

La figure 5a montre l’évolution de la biomasse récoltée lorsqu’on augmente la proportion de surface allouée à la pâture écologique dans chaque type d’exploitations. Lorsque la proportion de pâture écologique est nulle, l’exploitation se situe au niveau maximal de productivité, décrit dans la section 2. Ainsi, une exploitation intensive sans pâture écologique récolte autour de 4 t/ha/an, ce qui correspond aux rendements des usages les plus productifs (pâturage maximal et fauche fin mai cf Fig. 3). L’exploitation extensive sans pâture écologique récolte légèrement moins, environ 3.5 t/ha/an. Ce faible écart est cohérent car les proportions d’usages et le chargement total annuel sont assez similaires entre les deux types d’exploitations (cf section précédente). La biomasse

récolté décroît linéairement avec l'augmentation de la proportion de pâture écologique dans les deux types d'exploitations. Même si elle comporte une plus forte proportion de pâture écologique (25% contre 10%), l'exploitation intensive viable permet tout de même de prélever légèrement plus de biomasse.

Lorsque le bétail ne pâture pas, il est nourri en stabulation avec la biomasse fauchée l'année précédente. La figure 4b représente les réserves de foin à la fin d'une année (en t/ha/an). Pour une exploitation extensive sans pâture écologique, ces réserves sont presque nulles. Cela signifie qu'une telle exploitation est autonome : le foin fauché suffit à alimenter le troupeau lorsqu'il ne pâture pas. Il n'y a pas besoin d'apport extérieur de biomasse. A l'inverse, les exploitations intensives nécessitent l'apport d'un peu moins de 4 t/ha/an de biomasse venant de l'extérieur (soit presque autant que la biomasse totale récoltée, voir la Fig. 5a). Cet apport peut provenir de sources variées : ensilage de maïs venant de terres arables de l'exploitation, achat de foin... L'atelier prairie n'assure pas l'autonomie fourragère d'une exploitation intensive. Ici encore, le besoin de biomasse de l'extérieur augmente linéairement avec l'augmentation de la surface allouée à la pâture écologique. Le coefficient d'augmentation est le même pour les exploitations intensives et extensives. Aussi, l'apport nécessaire est toujours plus faible dans les exploitations extensives.

3.2. Performances écologiques

La figure 5c représente la taille des populations de Vanneau à 10 ans pour différentes proportions de pâture écologique dans les 2 types d'exploitations. La taille initiale de la population est fixée à 100 individus. Quelque soit le type d'exploitation, les populations de Vanneaux sont éteintes à 10 ans si aucune surface n'est allouée à la pâture écologique. On retrouve les résultats présentés dans la figure 3 : pour maintenir les populations d'oiseaux, il faut 10% de pâture écologique dans les exploitations extensives et 25% dans les exploitations intensives. Les exploitations extensives possèdent une meilleure valeur de conservation pour le Vanneau que les exploitations intensives. En effet, pour une même proportion de pâture écologique, elles abritent des populations de Vanneau au moins deux fois plus importantes. De plus, l'aménagement de petites surfaces de pâture écologique a plus vite un effet positif sur les populations de Vanneaux dans les exploitations extensives. Etant donné que le coût d'un tel aménagement est le même quelque soit le type d'exploitation, il apparaît plus « rentable » de conserver les Vanneaux dans des exploitations extensives.

Le même graphique est présenté pour le Chevalier gambette (Fig. 5d). Cette espèce n'a besoin pour se maintenir, d'aucune surface de pâture écologique dans les exploitations extensives (même si dans ce cas la croissance des populations est faible) et de seulement 15% de cet usage dans les exploitations extensives. On a en effet montré que dans les exploitations extensives, les

hauteurs d'herbes dans la pâture économique fournissaient un habitat favorable à cette espèce (Fig. 4e). Bien que les chargements n'y soient pas limités aux mois d'incubation, elle semble tout de même pouvoir s'y maintenir. C'est donc le Vanneau qui demande le plus de pâture écologique dans les deux types d'exploitations, et qui impose ainsi les proportions d'usages viables décrites dans la figure 3. Comme pour le Vanneau, à proportion de pâture écologique égale, l'exploitation extensive possède une meilleure valeur de conservation pour le Chevalier. Les aménagements de petites surfaces de pâture écologique ont aussi un effet plus fort sur le Chevalier dans les exploitations extensives.

4. Influence de la stratégie de mouvement des oiseaux

La figure 6 illustre la manière dont les stratégies de choix de l'habitat interagissent avec la gestion de l'exploitation, et comment cette interaction détermine le devenir des populations de Vanneaux (résultats similaires pour le Chevalier, non présentés). On s'intéresse à la taille des populations de Vanneaux à 10 ans selon la proportion de pâture écologique dans l'exploitation. On teste trois

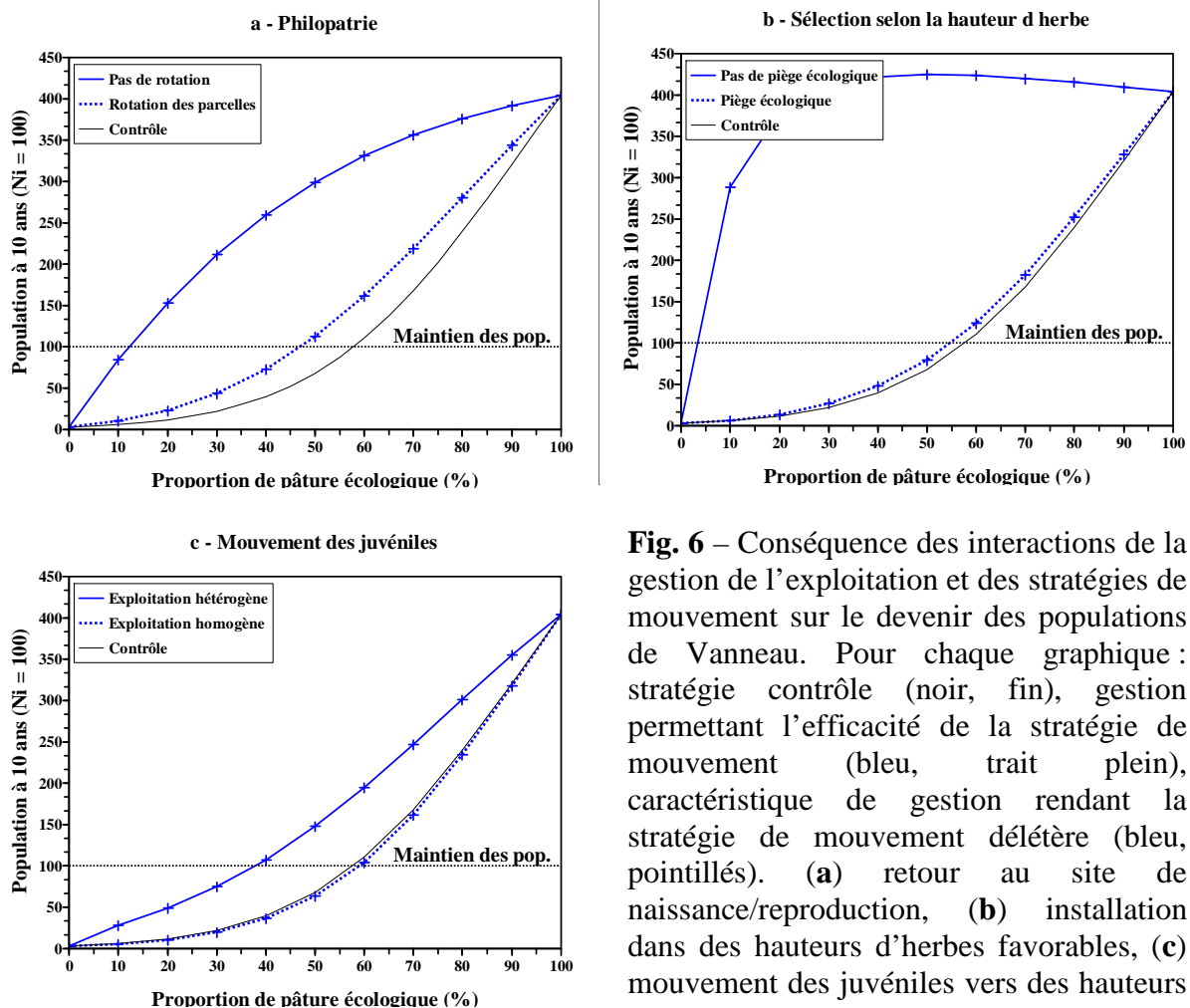


Fig. 6 – Conséquence des interactions de la gestion de l'exploitation et des stratégies de mouvement sur le devenir des populations de Vanneau. Pour chaque graphique : stratégie contrôle (noir, fin), gestion permettant l'efficacité de la stratégie de mouvement (bleu, trait plein), caractéristique de gestion rendant la stratégie de mouvement délétère (bleu, pointillés). (a) retour au site de naissance/reproduction, (b) installation dans des hauteurs d'herbes favorables, (c) mouvement des juvéniles vers des hauteurs d'herbes favorables.

stratégies de mouvements différentes et une stratégie « contrôle » (répartition aléatoire des couples reproducteurs, pas de mouvement des juvénile), ainsi que trois caractéristiques particulière de gestion qui interagissent avec ces stratégies.

Toutes les stratégies de sélection de l'habitat présentent un avantage par rapport à la stratégie contrôle : elles permettent le maintien des populations de Vanneau avec moins d'habitat favorable. Les stratégies de sélection de l'habitat de reproduction (philopatrie, sélection selon la hauteur d'herbe) sont plus efficaces que celle où il y a mouvement des juvéniles (Fig. 6 a,b,c). En effet, elles nécessitent moins de pâture écologique pour parvenir au maintien des populations (< à 15% pour la sélection du site de nidification vs. ~40% pour le mouvement des juvéniles). Pour la philopatrie, une rotation des parcelles entraîne un changement d'usage et des hauteurs d'herbes différentes au site où les individus reviennent nicher. La rotation des parcelles fait passer de 15 à 50% la proportion de pâture écologique nécessaire pour sauvegarder les Vanneaux s'ils sont philopatriques (Fig. 6a). La stratégie la plus efficace est la sélection d'un habitat de reproduction ayant des hauteurs d'herbes favorables (Fig. 6b). Cette stratégie peut cependant donner lieu à un phénomène de piège écologique si les habitats aux hauteurs favorables sont soumis à des pratiques agricoles intenses (fauche ou forts chargements) pendant le mois d'incubation. Un tel phénomène a un effet très délétère sur les populations de Vanneaux. Enfin, dans un environnement homogène (parcelles regroupées du même usage), la distance moyenne entre site de nidification et d'alimentation augmente, provoquant plus de mortalité juvénile lors de ces mouvements. Même une absence de mouvement des juvéniles a alors un effet plus positif sur le devenir de leurs populations (Fig. 6c, mouvement des juvéniles en exploitation homogène vs. contrôle.)

DISCUSSION

Dans cette étude, nous avons développé un modèle visant à étudier les interactions complexes entre gestion agricole et dynamique des populations de deux espèces d'oiseaux dans une exploitation prairiale. Ce modèle aborde deux niveaux essentiels. A l'échelle parcellaire, il permet de déterminer la productivité des différents usages agricoles, et les effets directs et indirects de ces usages sur les traits de vie des oiseaux. A l'échelle de l'exploitation, il intègre l'effet de la proportion des trois usages sur la production agricole, et sur la facilitation du mouvement des oiseaux entre habitats. Compte tenu des incertitudes sur ces stratégies de mouvement, le modèle a été utilisé pour tester trois stratégies évoquées dans la littérature.

A l'échelle d'une parcelle, seul un pâturage « écologique » de faible intensité permet de générer un habitat optimal pour les deux espèces d'oiseaux. Cependant, cet usage est beaucoup moins performant sur le plan productif qu'un pâturage de plus forte intensité, ou que la fauche. A

l'échelle de l'exploitation, il est nécessaire d'allouer une partie de la surface à ce pâturage écologique pour maintenir les populations d'oiseaux. Cette proportion doit être plus élevée dans les exploitations intensives que dans les exploitations extensives. Les stratégies de mouvement ont un fort effet sur la démographie des populations d'oiseaux. Cet effet varie selon les caractéristiques de la gestion de l'exploitation, notamment selon l'hétérogénéité spatiale et temporelle.

1. Lecture critique des résultats

Le modèle a permis de révéler une séquence précise de pâturage extensif qui crée l'habitat le plus favorable aux limicoles. Ce résultat est cohérent avec plusieurs études observationnelles qui montrent que tant l'usage trop intensif des prairies (Baines 1988, 1989, Ottvall 2006) que leur abandon (Baldi 2007) sont néfastes à la biodiversité. Par ailleurs, on montre qu'une exploitation extensive, même sans être gérée avec des objectifs de conservation, possède une meilleure valeur de conservation qu'une exploitation intensive. Ce résultat va dans le sens du constat général des effets négatifs de l'intensification de l'agriculture sur la biodiversité (Donald 2004). Nous mettons aussi en évidence l'existence d'un *trade-off* entre production agricole et conservation de la diversité biologique. Cette idée est actuellement examinée dans de nombreuses publications visant à synthétiser les interactions agriculture – biodiversité (e.g. Mattison, 2005, Butler 2007).

L'approche de modélisation a permis de comparer les effets des différentes stratégies de sélection de l'habitat évoquées dans la littérature (philopatrie : Thompson 1994, sélection selon la hauteur d'herbe : Berg 1992, mouvement des juvéniles : Blomqvist 1995) sur la démographie des limicoles. On montre que ces stratégies de mouvement ont de fortes conséquences sur la démographie des populations, ce qui semble cohérent avec les résultats de Berg (1993). De plus, les conséquences des stratégies de mouvement sur la démographie des populations varient selon certaines caractéristiques de l'exploitation. Dans le cas du Vanneau, on a mis en évidence un phénomène de piège écologique. La préférence de cette espèce pour les faibles hauteurs d'herbe l'amène à choisir un habitat fortement soumis aux activités agricoles et donc avec une plus forte destruction de nids. Un phénomène de piège écologique similaire a été mis en évidence chez la même espèce par Galbraith (1989).

Notre étude ne porte que sur deux espèces d'oiseaux, qui appartiennent au même groupe. Pourtant on observe des différences dans les stratégies viables à adopter pour conserver l'une ou l'autre. Cela pose la question de la généralisation de l'approche de coviabilité production/conservation à des communautés qui demanderait de démultiplier les contraintes écologiques. Nous avons constaté que les stratégies de mouvement des oiseaux influent également sur cette stratégie viable. Or ce mécanisme varie pour une même espèce entre régions (Fielding

1995, Olivier 2008, Durant et al. 2008), ce qui rend problématique la transposition géographique de mesures de gestions viables. Ces deux éléments pourraient en partie expliquer l'efficacité mitigée des mesures agro-environnementales (Kleijn 2001, Kleijn et al. 2006), sauf quand celles-ci ciblent justement de manière précise la restauration d'une seule espèce dans une zone géographique précise (Evans 2001, Cunningham 2005).

2. Limites du modèle

2.1. Aspects agronomiques à approfondir

Le modèle étudie la coviabilité entre production et conservation. Si la dynamique des populations d'oiseaux est bien détaillée, il conviendrait sans doute de complexifier les aspects agronomiques. Pour mesurer la production nous avons utilisé une variable très simple : la quantité de biomasse prélevée. Il serait intéressant d'affiner l'indicateur de production en y ajoutant le coût associé aux différentes formes de prélèvement (e.g. carburant nécessaire pour faucher, main d'œuvre pour nourrir à l'étable), ou encore une composante de qualité de la biomasse i.e. meilleure valeur nutritive de la biomasse récoltée précocement (Nocera 2005, Borreani 2007). Il est important de souligner que les exploitations d'élevage possèdent généralement des champs cultivés en plus de l'atelier prairie décrit par le modèle. Ces terres arables peuvent fournir de l'alimentation au bétail lorsqu'il ne pâture pas. Ce n'est pas uniquement le foin fauché l'année précédente qui permet de satisfaire les besoins alimentaires du troupeau. On a mis en évidence le besoin d'un apport de foin de l'extérieur de 4 t/ha/an dans le cas d'une exploitation intensive. Ce type d'exploitation est susceptible de posséder des terres cultivées produisant l'équivalent de cet apport (par exemple en maïs ensilage). Pour étudier la viabilité réelle de l'exploitation en tant qu'unité économique, il faudrait donc tenir compte des stocks fourragers réalisables sur les terres arables. On pourrait alors fixer une contrainte de viabilité économique qui stipulerait que l'exploitation doit être autonome à partir des ressources produites sur la prairie et les terres arables, sans nécessiter l'apport de biomasse de l'extérieur.

2.2. Vers la prise en compte de l'espace

Le modèle utilisé envisage l'espace de manière implicite. Cela permet de réfléchir à certains aspects spatiaux (plusieurs usages des parcelles, mouvements des oiseaux) tout en économisant du temps de calcul. Mais cela pose deux limites principales à notre étude. Premièrement, on ne connaît pas la disposition des parcelles des différents usages dans l'espace. On ne peut donc pas prendre en compte explicitement l'effet de l'hétérogénéité de l'exploitation. Pourtant de nombreuses études

soulignent l'importance de cette variable pour les populations d'oiseaux (Benton et al. 2003). Pour tester l'effet de l'hétérogénéité sur l'efficacité d'une stratégie basée sur le mouvement des juvéniles, on pourrait la traduire par de la mortalité lors de ce déplacement des poussins (en se basant sur Blomqvist 1995). Il conviendrait cependant de tester cette démarche en étudiant directement l'effet d'un environnement plus ou moins hétérogène sur le mouvement des juvénile et le devenir des populations d'oiseaux, sans avoir à fixer la mortalité liée au mouvement.

La deuxième limite d'une approche spatialement implicite est qu'elle ne permet pas d'utiliser des mesures absolues de l'espace : distances, surfaces etc... Ces mesures seraient nécessaires pour décrire certains paramètres de la dynamique des populations d'oiseaux. Cette dynamique intègre par exemple une fonction de Beverton-Holt donc l'un des paramètres est la capacité de charge, c'est à dire la densité maximale d'une espèce que peut supporter le milieu (en termes de ressources disponibles). Cette densité est une mesure absolue. Ainsi, la capacité de charge dans les 10% de pâture écologique d'une exploitation de 50 ha est la même que dans 5% de pâture écologique d'une exploitation de 100 ha. Ceci permet de comparer la proportion de pâture écologique viable entre une exploitation extensive et intensive, ou encore entre le Vanneau et le Chevalier. Cependant, la valeur réelle de cette proportion viable de pâture écologique dépend également de sa surface absolue. Par ailleurs, on a considéré des oiseaux philopatriques qui retournent se reproduire dans le même usage d'une année sur l'autre. Toutefois les études sur la philopatrie suggèrent que les Vanneaux reviennent se reproduire au même site, à une distance moyenne de 100m de leur nid de l'année précédente (Thompson 1994). Selon la taille de la parcelle et l'utilisation des parcelles alentours, ils ne retourneront donc pas forcément dans le même usage. Il serait donc nécessaire, dans une prochaine étape, de rendre le modèle spatialement explicite afin d'appréhender de manière plus réaliste tous ces mécanismes.

3. Implications générales pour la coviabilité dans les agro-écosystèmes

Il existe aujourd'hui un débat quant aux stratégies d'usage des terres à adopter pour conserver la biodiversité au sein des agro-écosystèmes (Green et al. 2005). Deux visions s'affrontent sur ce sujet. Le *land sparing* propose la mise en réserve d'une partie des terres pour la biodiversité tandis que l'autre partie serait cultivée de manière encore plus intensive. Le *wildlife friendly farming* prône une utilisation des terres moins intensive afin de réduire les impacts sur la biodiversité.

Dans notre étude, on pourrait envisager la pâture écologique comme une réserve, car bien qu'exploitée, elle fournit un habitat optimal aux deux espèces de limicoles étudiées. Cependant, nous avons montré que la proportion de cet habitat optimal pour le maintien des populations d'oiseaux varie selon le type d'exploitation. Il ne suffit donc pas de créer un habitat favorable aux

oiseaux pour maintenir leurs populations, il faut également envisager les interactions avec le reste de l'exploitation. Nous avons montré également que les deux espèces n'ont pas la même sensibilité à ces interactions entre habitat favorable et reste de l'exploitation. Aussi, dans le débat qui oppose *land sparing* et *wildlife friendly farming*, il ne semble pas y avoir de réponse générale pour notre système d'étude. La stratégie la plus efficace dépend à la fois des caractéristiques des espèces et de l'intensité agricole globale.

Un autre aspect de ce débat est de savoir s'il vaut mieux mettre à contribution des systèmes intensifs ou extensifs pour sauvegarder la biodiversité. Tscharntke (2005) montre pour l'entomofaune que des aménagements d'habitats ont un effet beaucoup plus positif sur la richesse spécifique dans des paysages très simples. Dans notre système d'étude, même si l'échelle et le groupe taxonomique ne sont pas les mêmes, on observe que la création d'habitat favorable a un effet plus bénéfique pour les deux espèces d'oiseaux dans les exploitations extensives. Il serait donc à la fois moins couteux en production agricole et plus bénéfique pour la biodiversité de mettre à contribution les exploitations extensives. Il se pose alors une question d'échelle. Une telle stratégie pourrait être vue comme une stratégie *land sparing* non plus à l'échelle de l'exploitation mais à celle du paysage. On pourrait alors s'interroger sur l'effet potentiel des exploitations intensives présentes dans l'environnement. Une fois encore, résoudre ce type de question nécessiterait l'utilisation d'un modèle spatialement explicite.

REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Muriel Tichit pour s'être impliquée sans ménagement dans mon encadrement, pour sa disponibilité tout au long du stage, pour la pertinence et la rigueur de ses remarques.

Merci à Rodolphe Sabatier d'avoir fait avancer mon stage grâce à des explications de codes plus qu'utiles et à des idées toujours bouillonnantes et lumineuses.

Merci à toute l'équipe du SAD de m'avoir accueilli et fait découvrir ses passionnantes problématiques de recherche.

RÉFÉRENCES

- Aubin JP, 1991. Viability Theory. Birkhauser, Boston
- Baines D (1988) The Effects of Improvement of Upland, Marginal Grasslands on the Distribution and Density of Breeding Wading Birds (Charadriiformes) in Northern England. *Biol Cons* 45 :221-236.
- Baines D (1989) The effects of improvement of upland, marginal grasslands on the breeding success of Lapwings *Vanellus vanellus* and other waders. *Ibis* 131:497-506.
- Baldi A, Farago S (2007) Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary) *Agric Ecosyst Environ* 118(1-4):307-311.
- Bareiss LJ, Schulz P, Guthery FS (1986) Effects of short-duration and continuous grazing on bobwhite and wild turkey nesting. *J Range Manage* 39(3):259-260 .
- Beintema AJ, Müskens GJD (1987) Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J Appl Ecol* 24:743-758.
- Bene C, Doyen L, Gabay D (2001) A viability analysis for a bio-economic model. *Ecol econ* 36(3):385-396.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TREE* 18:182-188.
- Berg A, Lindberg T, Källebrink KG (1992a) Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *J Anim Ecol* 61:469-476 .
- Berg A (1992a) Habitat selection by breeding Curlews *Numenius arquata* on mosaic farmland. *IBIS* 34: 355-360.
- Berg A (1993) Habitat selection by monogamous and polygamous lapwings on farmland - the importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81(2):99-105.
- Berg A (1994) Maintenance of populations and causes of population changes of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Biol Cons* 67: 233-238.
- Berg A (2002) Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden-the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agric Ecosyst Environ* 90:265-276.
- Blomqvist D, Johansson OC (1995) Trade-offs in nest site selection in coastal populations of lapwings *Vanellus vanellus*. *Ibis* 137:550-558.
- Borreani G, Giaccone D, Mimosi A, Tabacco E (2007) Comparison of Hay and Haylage from Permanent Alpine Meadows in Winter Dairy Cow Diets. *Amer dairy science assoc* 90:5643-5650.
- Boyce MS (1992) Population Viability Analysis. *Ann review of ecol and syste* 23:481-506.
- Butler SJ, Vickery JA, Norris K (2007) Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315(5810):381-384 .
- Cunningham MA (2005) A comparison of public lands and farmlands for grassland bird conservation. *Prof Geog* 57: 51-65.
- De Lara M, Doyen L, Guilbaud T, et al. (2007) Is a management framework based on spawning-stock biomass indicators sustainable ? A viability approach. *ICES J Marine Science* 64(4):761-767.
- De Lara M, Doyen (2008) Sustainable Management of Natural Resources. *Mathematical Models and Methods*. Springer-Verlag, Berlin.
- Devereux CL, McKeever C, Benton T, Whittingham MJ (2004) The effect of sward height and drainage on common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146(2):115-122
- Donald PF, Green RE, Heath MF (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc R Soc Lond B* 268:25-29
- Donald PF, Pisano G, Rayment MD, Pain DJ (2002) The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric Ecosyst Environ* 89:167-182.
- Donald PF (2004) Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Cons Biol* 18:17-38
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ, van Bommel FPJ (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agric Ecosyst Environ* 116:189-196.
- Dorrough J, Moll J, Crosthwaite J (2007) Can intensification of temperate Australian livestock production systems save land for native biodiversity? *Agric Ecosyst Environ* 121:222-232.
- Durant D, Tichit M, Kerneis E, et al. (2008) Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. *Biodiv Cons* 18(9):2275-2295.
- Eglington S, Gill JA, Bolton Met al. (2008) Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. *J Appl Ecol* 45: 305-314.
- Evans AD, Armstrong-Brown S, Grice PV (2002) The role of research and development in the evolution of a 'smart' agri-environment scheme. *Aspects of Appl Biol* 67: 253-262.
- Evans DM, Redpath SM, Evans SA, Elston DA, Dennis P (2005) Livestock grazing affects the egg size of an insectivorous passerine. *Biol Lett* 1(3), 322-325.
- Fielding AH, Haworth PF (1995) Testing the Generality of Bird-Habitat Models. *Cons Biol* 9(6):1466-1481.
- Foley JA, DeFries R, Asner, GP et al. (2005) Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- Galbraith H (1989) Arrival and habitat use by Lapwing *Vanellus vanellus* in the early breeding season. *Ibis* 131:377-388.

- Grime JP (2001) Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. John Wiley, Chichester, UK.
- Houston AI (2008) Matching and ideal free distribution. *Oikos* 117:978-983.
- Hutchings NJ, Gordon IJ (2001) A dynamic model of herbivore-plant interactions on grasslands. *Ecol Model* 136:209-222.
- Kleijn D, Berendse F, Smit R, et al. (2001) Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723-725
- Kleijn D, Baquero RA, Clough Y, et al. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol Lett* 9: 243:254
- Kruess A, Tscharntke T (2002) Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biol Cons* 106: 293-302
- Kruk M, Noordervliet MAW, ter Keurs WJ (1996) Hatching dates of waders and mowing dates in intensively exploited grassland areas in different years. *Biol Cons* 77:213-218.
- Labisky RF (1957) Relation of Hay Harvesting to Duck Nesting under a Refuge-Permittee. *J Wildl Manage* 21(2):194-200.
- LeNeveu C, Lecompte T (1990) Gestion des Zones Humides et pastoralisme. Ministère de l'Environnement, Direction de la Protection de la Nature, 107p.
- MacDonald MA, Bolton M (2008) Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150(1):54-73.
- Mattison EHA, Norris K (2005) Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. *TREE* 20(11):610-616.
- McLaughlin A (1995) The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agric Ecosyst Environ* 55:201-1995.
- Milsom TP, Langton SD, Parkin WK, Peel S, Bishop JD, Hart JD, Moore NP (2000) Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *J. Appl. Ecol.* 37(5):706-727.
- Nocera JJ, Parson GJ, Milton GR, Fredeen AH (2005) Compatibility of delayed cutting regime with bird breeding and hay nutritional quality. *Agric Ecosyst Environ* 107 :245-253.
- Norris K, Brindley E, Cook T, Babbs S, Foster Brown C, Yaxley R (1998) Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *J Appl Ecol* 35:621-634.
- Olivier F, Wotherspoon SJ (2008) Nest selection by snow petrels *Pagodroma nivea* in East Antarctica validating predictive habitat selection models at the continental scale. *Ecol Model* 210:414:430.
- Ottvall R, Smith HG (2006) Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agric Ecosyst Environ* 113:264-271.
- Ovenden GN, Swash ARH, Smallshire D (1998) Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. *J Appl Ecol* 35:955-960.
- Paine L, Undersander DJ, Sample DW, Bartlett GA, Schattman TA (1996) Cattle trampling of simulated ground nests in rotationally grazed pastures. *J Range Manage* 49(4):294-300.
- Pedersen EK, Connelly JW, Hendrickson JR, Grant WE (2003) Effect of sheep grazing and fire on sage grouse populations in southeastern Idaho. *Ecol Model* 165:23-47.
- Perlut NG, Strong AM, Donovan THM, Buckley NJ (2006) Grassland songbirds in a dynamic management landscape: behavioral responses and management strategies. *Ecol Appl* 16(6) :2235-2247.
- Redfern CPF (1982) Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29:201-208;
- Rosenzweig ML (2003) Reconciliation ecology and the future of species diversity. *ORYX* 37(2):194-205.
- Sabatier R (in press) Modelling trade-offs between ecological and productive goals in grassland agroecosystems.
- Schekkerman H, Teunissen W (2009) Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J Ornithol* 150:133-145.
- Thompson PS, Baines D, Coulson JC, Longrigg C (1994) Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 156:474-484.
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess, et al. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.
- Tichit M, Hubert B, Doyen L, Genin D (2004) A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. *Anim. Res.* 53 (5):405-417.
- Tichit M, Doyen L, Lemel JY, Renault O, Durant D (2007) A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecol Model* 206:277-293.
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, et al. (2001) Forecasting agriculturally driven global environment change. *Science* 292: 281-284.
- Verhulst J, Baldi A, Kleijn D (2004) Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agric Ecosyst Environ* 104 : 465 -473.
- WallisDeVries MF, Bakker JP, Van Wieren SE (1998) Grazing and conservation management. Conservation biology series. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Watkinson AR, Ormerod SJ (2001) Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *J Appl Ecol* 38:233-237.
- Watson M, et al. 2006. Nest survival and productivity of the critically endangered Sociable Lapwing *Vanellus gregarius*. *Ibis* 148(3): 489-502.

ANNEXES

Annexe 1 – Résumé et valeurs des paramètres utilisés dans le modèle.

Exploitation		
A	Usage	1 : fauche, 2 : pâture écol., 3 : pâture écon.
$p(t)$	Proportion des trois usages	
Dynamique végétale		
t	pas de temps	1 mois
$B_L(t)$	Biomasse d'herbe vivante (g MO m ⁻²)	
$B_D(t)$	Biomasse d'herbe sèche (g MO m ⁻²)	
$u(t)$	Chargement (UGB ha ⁻¹)	
$G(t)$	Fonction de prélèvement par le pâturage	
q	Besoins alimentaires d'une UGB (g MO mois ⁻¹)	370791
t^F	Mois de fauche	mai
a	Facteur de conversion biomasse/hauteur	0.08
b^R	Biomasse résiduelle après la fauche	62.5 g m ⁻² (5cm)
$ld(t)$	Proportion de biomasse vivante dans le couvert	
$F(t)$	Fonction de prélèvement par a fauche	
$H(t)$	Réserves de foin	
Dynamique oiseaux		
$N(t)$	Densité d'une espèce	
i	Classe d'âge	0 : juvéniles, 1 : subadultes, 2 : adultes
f_i^A	Fécondité dans l'usage A	
α	Sex ratio	0.5
σ	Proportion de femelles reproductrices	0.75
cls_i	Taille moyenne de la couvée de la classe d'âge i	3.7 pour $i = 1$ (juvéniles) 4.2 pour $i = 2$ (adultes)
$np(h)$	Taux de survie des nids à la prédation	0.9 si $h_{\min} \leq h \leq h_{\max}$ 0.2 sinon
$dd(u)$	Taux de survie des nids au piétinement	
t_{inc}	Nombre de jours d'incubation	30
η	Taux journalier de survie des nids au piétinement par 1 UGB/ha	0.99
s_0	Survie juvénile	
$sj(h)$	Survie juvénile maximale	Pour le Vanneau : 0.45 si $0 \leq h \leq 15$, 0.011 sinon Pour le Chevalier : 0.35 si $0 \leq h \leq 15$, 0.009 sinon
s_1, s_2	Survie adulte et subadulte	0.6 et 0.7 pour le Vanneau 0.7 et 0.8 pour le Chevalier
c	Coefficient de compétition intraspécifique	2×10^{-4}
r	Taux de croissance des populations	

$r^{AB}(h, p)$	Probabilité de mouvement de l'usage B à l'usage A lors de la sélection de l'habitat de reproduction par les reproducteurs	
$m^{AB}(h, p)$	Probabilité de mouvement de l'usage B à l'usage A lors de la sélection de l'habitat d'alimentation par les juvéniles	
h_{\min}, h_{\max}	Hauteurs minimales et maximale favorable	0 et 15 cm pour le Vanneau 10 et 20 cm pour le Chevalier
t_i^N, t_i^R, t_i^D	Mois de nidification, d'élevage et dernier mois de l'année	Pour le Vanneau, respectivement Avril, Mai et Décembre. Pour le Chevalier : Mai, Juin et Décembre.
mm	Taux de survie lors du mouvement des juvéniles	0.9 dans une exploitation hétérogène, 0.5 dans une exploitation homogène.
Viabilité		
$Viab(t)$	Corridor de viabilité	
T	Période de temps considérée	10 ans
$U_v(t, B)$	Stratégies de pâturage viables	
$P_v(t, B)$	Proportions d'usages viables	

Annexe 2 – Fonctions de mouvements

Pour la sélection de l'habitat par les adultes :

- Pas de sélection : la probabilité de mouvement est égale à la proportion de chaque usage dans l'exploitation. On a

$$r^{AB}(h, p) = p^A \quad \forall A, B \quad (A1)$$

- Philopatrie : pas de mouvements des adultes et subadultes entre usages.

$$r^{AA}(h, p) = 1 \quad \text{et} \quad r^{AB}(h, p) = 0 \quad \forall A \neq B \quad (A2)$$

- Sélection de l'usage selon sa qualité. C'est la fonction à seuil de survie juvénile selon la hauteur d'herbe ($sj(h)$) qui permet d'évaluer les qualités relatives des différents usages. Cette fonction de sélection de l'habitat de reproduction vise à traduire une distribution libre idéale (Houston 2008).

$$r^{AB}(h, p) = \frac{p^A sj(h^A)}{p^A sj(h^A) + p^B sj(h^B) + p^C sj(h^C)} \quad \forall A \neq B$$

$$r^{AA}(h, p) = [1 - (r^{BA}(h, p) + r^{CA}(h, p))] \quad \forall A \neq B, C \quad (A3)$$

Pour le mouvement des juvéniles

Pas de mouvement entre usages :

$$m^{AA}(h, p) = 1 \quad \text{et} \quad m^{AB}(h, p) = 0 \quad \forall A \neq B \quad (A4)$$

- Sélection de l'usage selon sa qualité, similaire à celle du choix de l'habitat de reproduction par les adultes et subadultes :

$$m^{AB}(h, p) = \frac{p^A sj(h^A)}{p^A sj(h^A) + p^B sj(h^B) + p^C sj(h^C)} \quad \forall A \neq B$$

$$m^{AA}(h, p) = [1 - (m^{BA}(h, p) + m^{CA}(h, p))] \quad \forall A \neq B, C \quad (A5)$$

Annexe 3 – Matrices de transition des populations d'oiseaux

Ce sont les paramètres décrits dans les deux précédentes sections qui composent les deux matrices de transition : matrice de mouvements (M) et matrices de traits de vies (T) (voir l'équation 7). Ces deux matrices sont des matrices 9x9 que l'on peut décomposer en neuf matrices 3x3. On a

$$M = \begin{pmatrix} M^{11} & M^{12} & M^{13} \\ M^{21} & M^{22} & M^{23} \\ M^{31} & M^{32} & M^{33} \end{pmatrix} \quad \text{et} \quad T = \begin{pmatrix} T^{11} & T^{12} & T^{13} \\ T^{21} & T^{22} & T^{23} \\ T^{31} & T^{32} & T^{33} \end{pmatrix} \quad (A6)$$

La dynamique des oiseaux fonctionne sur un pas de temps mensuel et les paramètres interviennent à des mois précis de l'année. On définit trois mois clés pour chaque espèce : t^N , le mois de nidification, t^R , le mois d'élevage des jeunes et t^D le dernier mois de l'année.

- Lors du mois de nidification se produit tout d'abord la sélection de l'habitat de reproduction (r^{BA}), puis la fécondité (f_i^U). Pour $t = t^N$ on a :

$$M^{AB}(t^N, h, p) = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 \\ 0 & r^{AB}(h, p) & 0 \\ 0 & 0 & r^{AB}(h, p) \end{pmatrix} \quad \forall A, B \quad (A7)$$

$$T^{AA}(t^N, h, p, u, N) = \begin{pmatrix} 0 & f_1^A(t, h^A, u^A) & f_2^A(t, h^A, u^A) \\ 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \text{ et } T^{AB}(t^N, h, p, u, N) = 0_{3,3} \quad \forall A \neq B \quad (\text{A8})$$

- Lors du mois d'élevage des jeunes, ceux-ci choisissent leur habitat de recherche de nourriture (m^{BA}) dans lequel ils survivent ensuite (s_0^U). Pour $t = t^R$:

$$M^{AA}(t^R, h, p) = \begin{pmatrix} m^{AB}(h, p) & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \text{ et } M^{AB}(t^R, h, p) = \begin{pmatrix} m^{AB}(h, p) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \quad \forall A \neq B \quad (\text{A9})$$

$$T^{AA}(t^R, h, p, u, N) = \begin{pmatrix} s_0^A(t, h^A, N^A) & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \text{ et } T^{AB}(t^R, h, p, u, N) = 0_{3,3} \quad \forall A \neq B \quad (\text{A10})$$

- Lors du dernier mois de l'année on considère arbitrairement que se produisent les évènements de survie subadultes et adultes (s_1^A et s_2^A) et le passage des juvénile à la classe subadulte.

$$M^{AB}(t^D, h, p) = 0_{3,3} \quad \forall A \neq B \quad (\text{A11})$$

$$T^{AA}(t^D, h, p, u, N) = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 \\ 1 & s_1 & 0 \\ 0 & 0 & s_2 \end{pmatrix} \text{ et } T^{AB}(t^D, h, p, u, N) = 0_{3,3} \quad \forall A \quad (\text{A12})$$

Aucun évènement démographique ne se produit en dehors de ces trois mois clés, on a donc :

$$\begin{aligned} M^{AB}(t, h, p) &= 0_{3,3} \text{ et } T^{AB}(t^R, h, p, u, N) = 0_{3,3} \\ M^{AA}(t, h, p) &= I_{3,3} \text{ et } T^{AA}(t^R, h, p, u, N) = 0_{3,3} \quad \forall t \neq t^N, t^R, t^D \quad \forall A \neq B \end{aligned} \quad (\text{A13})$$

Abstract – Agriculture is recognized as one of the major threats to biodiversity. Conversely, agricultural uses are known to be key drivers of habitat quality in European grasslands. We develop a dynamic spatially implicit model describing a grassland agroecosystem which is the breeding habitat of two wader species. Three agricultural uses are considered: mowing and two types of grazing regimes differing in their intensity. A viability approach is used to determine the intensity and the proportion of each uses that enables to reconcile conservation and production goals. Results show that the uses maximizing either production or conservation goals are not the same. At farm level, there is a trade-off between both goals. The farm must include some proportion of optimal habitat (i.e. low intensity grazing) in order to maintain bird populations. This so-called “viable” proportion is higher in intensive farms. Bird movement strategy combined with management also has a strong effect on the viable proportion. It is thus necessary to consider both intensity and birds’ movement strategies when defining land use strategies that will make the agriculture more environmentally sound.

Résumé – Si l’on reproche aujourd’hui à l’agriculture de provoquer le déclin de nombreuses espèces, on sait que dans les prairies européennes, les usages agricoles jouent un rôle clé pour créer des habitats de qualité. Nous développons un modèle dynamique et spatialement implicite, représentant un agro-écosystème prairial exploité par trois usages : la fauche et du pâturage avec deux niveaux d’intensité. L’agro-écosystème sert d’habitat de reproduction à deux espèces d’oiseaux limicoles dont les traits de vie sont influencés par les usages. Par une approche de viabilité, on cherche à déterminer l’intensité et la proportion de ces usages permettant de concilier production agricole et conservation. Nous montrons que les usages permettant de maximiser la conservation ou la production ne sont pas les mêmes, il existe un *trade-off* entre production et conservation à l’échelle de l’exploitation. Il est nécessaire d’allouer une certaine proportion d’habitat optimal (i.e. faible intensité de pâturage) pour les oiseaux afin d’assurer le maintien de leurs populations. Cette proportion dite viable, est plus grande dans les exploitations plus intensives. Les stratégies de mouvement des oiseaux, combinées à certaines caractéristiques de gestion de l’exploitation, ont également un effet sur la valeur de cette proportion viable. Ces effets de l’intensité des usages et des stratégies de mouvement des oiseaux sont importants à prendre en compte pour définir les stratégies d’utilisation de l’espace qui rendront l’agriculture plus favorable à la biodiversité.