

## Systèmes d'élevage et biodiversité : des antagonismes aux synergies

TICHIT M. (1), MAGDA D. (2), DURANT D. (3), LAUVIE A. (4), LECRIVAIN E. (5), MARTEL G. (6), ROCHE B. (6), DE SAINTE MARIE C. (1), SABATIER R. (1), TEILLARD F. (1)

(1) INRA – SAD UMR 1048 SADAPT, 16 rue Claude Bernard, 75005 Paris

(2) INRA – SAD UMR 1248 AGIR, centre inra, 31320 Castanet Tolosan

(3) INRA – SAD UE 57 Saint Laurent de la Prée, route Bois Maché, 17450 Fouras

(4) INRA – SAD UR 0045 LRDE, Quartier Grossetti, 20250 Corte

(5) INRA – SAD UR Ecodéveloppement, Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon

(6) INRA – SAD UMR 980 SAD Paysage, route de Saint Brieu, 35042, Rennes

### RESUME

Un nouvel enjeu pour les systèmes d'élevage herbagers est de réconcilier la production avec la gestion des ressources naturelles. La gestion de la biodiversité est une composante clé de cette réconciliation. Cet enjeu nous invite à analyser la biodiversité dans une double perspective : en tant que produit issu du fonctionnement des systèmes d'élevage ; et en tant que ressource pour les systèmes d'élevage. En nous appuyant sur différentes études en élevage herbager et pastoral, nous montrons qu'il est possible de sortir d'une relation *a priori* antagoniste et de construire des synergies entre la dynamique de la biodiversité et les systèmes d'élevage. Cinq enseignements se dégagent de la synthèse : (i) La fragmentation des études liant élevage / biodiversité dans une logique d'impact limite notre capacité à identifier des pratiques favorables à la biodiversité; ii) aux différents niveaux d'organisation (parcelle, ferme, paysage), il existe des leviers d'action spécifiques pour réconcilier élevage / biodiversité ; (iii) pour appréhender les synergies entre élevage et biodiversité, il est nécessaire de reformuler à la fois les critères de performances et les modes de catégorisation de la diversité biologique; (iv) envisager la biodiversité comme une ressource invite à analyser les nouvelles propriétés (e.g. stabilité, résilience) que la biodiversité peut apporter dans le fonctionnement des systèmes eux-mêmes ; (v) faire de la biodiversité une ressource pour le système d'élevage peut susciter des tensions entre conservation et valorisation et implique une dimension collective dans la définition des leviers d'action. Finalement, nous concluons que des avancées scientifiques et des innovations de terrain sont nécessaires pour accompagner les systèmes d'élevage vers une transition écologique dont les termes restent largement à définir.

## Livestock farming systems and biodiversity: from antagonisms to synergies

TICHIT M. (1), MAGDA D. (2), DURAND D. (3), LAUVIE A. (4), LECRIVAIN E. (5), MARTEL G. (6), DE SAINTE MARIE C. (1), SABATIER R. (1), TEILLARD F. (1)

(1) INRA – SAD UMR 1048 SADAPT, 16 rue Claude Bernard, 75005 Paris

### SUMMARY

New stake for livestock farming systems (LFS) is to reconcile production with natural resource management. Biodiversity management within LFS is a key component for reconciliation. Such a stake invites the animal science community and other disciplines to analyze biodiversity in a twofold perspective: as a product derived from processes operating in LFS and as a key resource for LFS. We reviewed studies of grassland and rangeland-based LFS. Although most of the literature points to antagonisms between biodiversity and LFS, our review globally shows that it is possible to move toward synergies. The review sheds light on four points: (i) impact assessment studies linking management and biodiversity are fragmentary and limit our ability to identify wildlife-friendly management; (ii) at each level of the LFS there exists specific action levers for reconciliation; (iii) to consider biodiversity as a resource, it is necessary to reframe criteria for biodiversity characterization; (iv) we must pay attention to the new properties (e.g. stability, resilience) that biodiversity can promote within LFS; (v) acknowledging biodiversity as a resource for LFS can generate tensions between conservation and valorization and action levers may thus have a collective dimension. Finally we conclude that both scientific breakthroughs and innovations on the ground are needed to support the transition of LFS toward an agro-ecological perspective.

### INTRODUCTION

En Europe, les prairies et pâtures permanentes sont des milieux particulièrement intéressants pour illustrer la complexité des relations liant agriculture et biodiversité. Sur le gradient des terres à vocation agricole, ce sont les milieux les moins anthropisés accueillant un nombre considérable d'espèces végétales et animales. La richesse de ces milieux a été façonnée par les activités d'élevage. Sans élevage, les prairies se ferment et évoluent vers des milieux forestiers. A l'inverse, comme dans les autres espaces agricoles, l'intensification des pratiques (semis, pâturage, fauche et fertilisation) entraîne de fortes baisses de biodiversité (Vickery *et al.*, 2001). Les pratiques ont donc des effets

paradoxaux sur la biodiversité des prairies car selon leur intensité leur impact est positif ou négatif.

Depuis le début des années 90, les éleveurs européens sont de plus en plus sollicités pour gérer des prairies et parcours à haute valeur naturelle principalement à travers la mise en place de mesures agro-environnementales (MAE) qui ont été essentiellement basées sur des prescriptions de gestion à l'échelle parcellaire. Après 15 ans de mise en œuvre, l'efficacité des MAE est fortement débattue et certains auteurs considèrent que les actions susceptibles d'enrayer le déclin de la biodiversité restent à inventer (Butler *et al.* 2007). Plusieurs hypothèses non exclusives sont proposées pour expliquer les effets mitigés des MAE à objectif biodiversité: i) faible taux de contractualisation ; ii) dispersion spatiale des parcelles sous contrat ; iii) mesures peu contraignantes ayant

surtout visé à conforter économiquement les systèmes extensifs déjà largement favorables à la biodiversité ; et donc iv) mesures peu incitatives pour les systèmes intensifs. Mais les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de la gestion agro-environnementale révèlent aussi qu'il est nécessaire d'aller au-delà d'une juxtaposition de connaissances écologiques et biotechniques sur lesquelles ont été basées les préconisations de gestion. Il faudrait rechercher les moyens pour réconcilier processus productif et écologiques. Cette réconciliation peut être envisagée autour de trois propositions. Notre première proposition considère que la biodiversité est un produit du fonctionnement des systèmes d'élevage mais également une ressource pour ces systèmes. Pour développer cette relation entre production / biodiversité, il est nécessaire de sortir de la simple logique d'impact qui réduit la biodiversité à externalité de l'activité de production. Notre seconde proposition est qu'il existe un continuum entre agrosystème et écosystème. L'enjeu de conservation de la biodiversité doit ainsi être analysé en lien avec les enjeux agricoles et dès lors étendu à la diversité biologique qui est modifiée voire même générée par le système d'élevage. La biodiversité domestique devient alors en soi une question dont il faut traiter dans un cadre conceptuel commun avec la biodiversité sauvage. Notre troisième proposition est qu'une gestion agroécologique devrait accorder un rôle central aux éleveurs. Les objectifs de gestion et les modalités devraient être déterminés avec les acteurs concernés et en relation avec la façon dont l'action est organisée. Ceci signifie que les objectifs doivent être définis dans le cadre d'organisations individuelle et collective établies par les acteurs et en s'appuyant sur leurs connaissances.

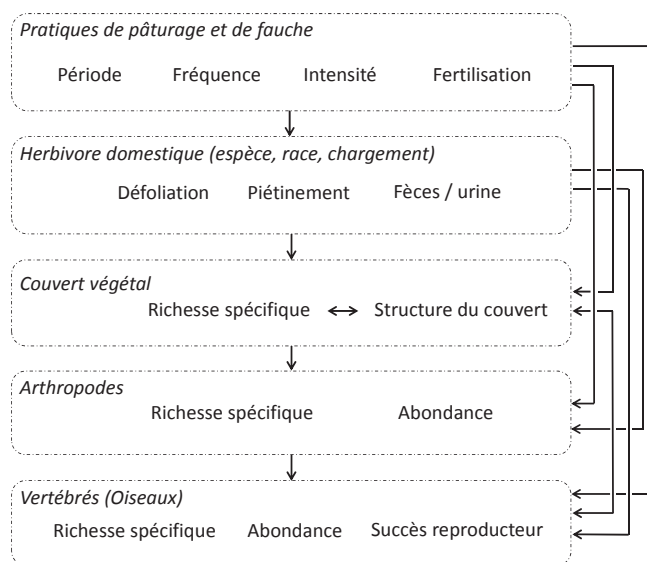
Dans une première partie, nous abordons la biodiversité comme un produit du fonctionnement des systèmes d'élevage. A partir des nombreuses études évaluant les impacts du pâturage sur les différentes composantes de la biodiversité des prairies, nous montrons qu'il est nécessaire de s'intéresser aux interdépendances entre performances productive et écologique dans un cadre dynamique. Une telle approche dite de « conciliation » montre qu'il existe des leviers spécifiques à chaque niveau d'organisation du système d'élevage et que les deux ordres de performances peuvent être analysés sans hiérarchie *a priori*. Dans une deuxième partie, nous abordons la biodiversité comme une ressource ; les différentes études montrent qu'il est nécessaire de requalifier la biodiversité d'un point de vue fonctionnel pour l'élevage. Nous illustrons ses fonctions dans les systèmes d'élevage ainsi que les voies adoptées par les éleveurs pour organiser collectivement sa gestion et sa conservation simultanément.

## 1. LA BIODIVERSITE COMME PRODUIT DU FONCTIONNEMENT DES ELEVAGES

Fauche et pâturage génèrent des états de végétation très différents au cours des saisons. Les parcelles destinées à la fauche subissent au printemps des changements d'états brusques se traduisant par une réduction instantanée de la hauteur du couvert végétal et une homogénéisation de sa structure. A l'opposé, le pâturage à chargement modéré ou faible, peut créer des communautés végétales hétérogènes tant du point de vue de leur structure et de leur composition en espèces. Plusieurs synthèses suggèrent que ces couverts prairiaux hétérogènes sont susceptibles d'accueillir un grand nombre d'espèces animales et végétales (Van Wieren 1998 ; Rook *et al.* 2004; Tallowin *et al.* 2005). Ces synthèses ont également recensé les différents processus par lesquels le pâturage modifie l'état du couvert prairial (défoliation, piétinement, urine et fèces). Ces processus ont un impact variable selon l'animal pâturant (espèces, races...), la période de pâturage et le chargement (en interaction avec le niveau de fertilité du milieu); ce dernier facteur est largement le plus

étudié en relation avec les différentes composantes de la biodiversité des prairies. Dans la partie suivante nous passons en revue les différents impacts du pâturage sur les trois niveaux trophiques identifiés à la figure 1 (végétation, arthropodes, oiseaux).

**Figure 1** : Effets du pâturage et de la fauche sur différentes composantes de l'agroécosystème prairial : végétation, arthropodes, vertébrés.



### 1.1. LES IMPACTS MULTIPLES DU PATURAGE SUR LES COMPOSANTES DE L'AGROECOSYSTEME PRAIRIAL

Dans les élevages valorisant des prairies ou des parcours, la biodiversité végétale et animale présente dans ces milieux est façonnée par les pratiques de pâturage. Ces pratiques, associées ou pas à de la fertilisation, ont un effet majeur sur la structure et la composition des communautés végétales qui à leur tour influent le devenir d'autres taxons (arthropodes, mammifères, oiseaux) accomplissant tout ou partie de leur cycle de vie dans les prairies (figure 1). La structure de la végétation conditionne la qualité de l'habitat de nombreuses espèces de vertébrés. Au-delà des effets indirects, opérant via la structure, il existe aussi des effets directs liés par exemple au piétinement.

**Impacts sur la composition floristique** - Plusieurs synthèses récentes ont examiné l'impact du pâturage sur la composition floristique des prairies permanentes. Celles-ci montrent que la diversité floristique est façonnée par les pratiques des éleveurs en interaction avec le niveau de fertilité du milieu (Leroux *et al.* 2008 ; Farrugia *et al.* 2008). Plus le milieu est fertile et la prairie intensément pâturée, moins élevé sera le nombre d'espèces végétales (*ibid*). Plus récemment, une méta-analyse réalisée sur un ensemble de prairies européennes pâturées par des ovins révèle une certaine résistance de la composition de la communauté végétale au gradient de chargement (Schoier et Dumont 2012). Au-delà de ces approches centrées sur la richesse spécifique, Gaujour *et al.* (2012) ont analysé les effets des pratiques de pâturage et de fauche sur les communautés végétales par le prisme des traits fonctionnels des espèces. Ils montrent ainsi que l'effet des pratiques sur les propriétés des communautés est modulé par le contexte paysager. A l'échelle de la parcelle, les facteurs clefs sont : le pâturage (intensité, période, espèce pâturant), la fertilisation (organique, minérale, P, Ca) et la fauche (date, fréquence). A l'échelle du paysage, l'hétérogénéité, la fragmentation et la connectivité agissent comme un filtre en déterminant le pool d'espèces disponible.

**Impact sur la structure du couvert prairial** - Par le biais du prélèvement de biomasse, le pâturage et la fauche modifient la structure du couvert végétal. La méta-analyse de Scohier et Dumont (2012) montre que la baisse du chargement ovin augmente la hauteur moyenne du couvert et sa variabilité. La diversité des périodes et intensité de pâturage ou de fauche mises en œuvre par les éleveurs peut générer une variabilité importante de hauteur moyenne et d'hétérogénéité entre parcelles (Durant *et al.* 2008b). Ces deux caractéristiques de structure du couvert entretiennent une relation curvilinéaire : existence de couverts homogènes lorsque la hauteur moyenne est soit très faible soit très haute et des couverts hétérogènes pour des hauteurs intermédiaires (figure 2).

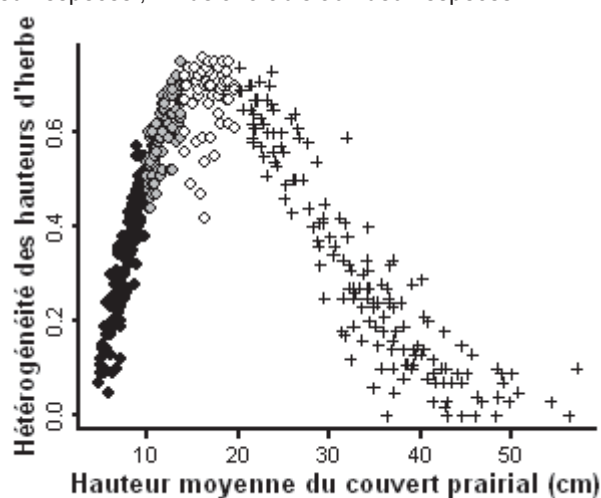
**Impact sur les arthropodes** - Un certain nombre d'études a quantifié les effets du pâturage sur les populations d'arthropodes (insectes et arachnides) (Tab 1). Beaucoup se sont intéressés à l'impact d'une hausse du chargement et des traits communs ont été observés selon les différents taxons étudiés. Le pâturage à faible chargement, en favorisant l'hétérogénéité du couvert diversifie les ressources disponibles ce qui entraîne une hausse de richesse spécifique en arthropodes. Lorsque le chargement est plus important, le couvert s'homogénéise et la diversité diminue. Concernant les effets sur l'abondance, les résultats sont moins clairs mais il semble qu'un fort chargement ait également un effet négatif (Dennis *et al.*, 2008). Un deuxième effet du pâturage est lié au piétinement, qui entraîne un compactage du sol limitant l'abondance des arthropodes telluriques (Cole *et al.*, 2008). Globalement un fort pâturage conduit à une simplification des communautés d'insectes. Il peut s'avérer bénéfique pour les espèces d'arthropodes fréquentant préférentiellement les couverts d'herbe rase, alors que pour d'autres espèces, les niveaux maximaux d'abondance et de diversité sont atteints dans des végétations plus développées caractéristiques de prairies faiblement pâturées (revue dans Suominen & Danell, 2006).

**Impact sur les oiseaux** - Par leur impact sur la flore et les arthropodes, le pâturage et la fauche modifient la disponibilité en ressources alimentaires pour les oiseaux prairiaux. Ainsi, la perte de diversité floristique liée à l'intensification des prairies introduit des discontinuités temporelles dans la disponibilité des ressources alimentaires pour les granivores (Wilson *et al.* 1999), les fauches précoces quant à elles empêchent l'égrainage des graminées, réduisant la quantité de ressources disponibles (McCracken et Tallowin 2004). Dans un même ordre d'idée, l'impact du pâturage et de la fauche sur l'abondance et la richesse spécifique des communautés d'arthropodes est aujourd'hui envisagé comme l'un des moteurs du déclin des oiseaux prairiaux (Benton *et al.*, 2002). Toutefois, la disponibilité n'est pas le seul facteur et l'accessibilité aux ressources alimentaires, conditionnée par la structure de la végétation ajoute un degré supplémentaire de complexité. Si un couvert végétal peu développé entraîne une plus faible abondance en ressources alimentaires, il peut faciliter la recherche et l'accès à la nourriture. Ainsi, Vandenberghe *et al.* (2009) ont montré que l'accessibilité des ressources jouait un plus grand rôle dans le choix du site de nidification que l'abondance des ressources alimentaires chez le Pipit farlouse (*Anthus pratensis*). Plus généralement, une prairie favorable du point de vue alimentaire est celle qui présente un bon compromis entre quantité et facilité d'accès à ces arthropodes (Buckingham *et al.*, 2006).

Par ailleurs, beaucoup d'oiseaux prairiaux nichent au sol et sont donc sensibles à la hauteur moyenne de la végétation et à son hétérogénéité - deux variables clés définissant la qualité de l'habitat. Ces variables ont une forte influence sur le choix du site de reproduction, l'alimentation et les risques de prédation (Van Wieren 1998). De nombreuses études ont quantifié les préférences des oiseaux limicoles (petits échassiers nichant dans les prairies humides) en relation

avec l'état des couverts prairiaux (revue dans Durant *et al.*, 2008a). Sur une large gamme de prairies pâturées et fauchées, cette synthèse d'études européennes montre que les différentes espèces ont des préférences variées allant d'un couvert ras (<15 cm) et homogène pour le Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) à des couverts plus hauts (> 25cm) présentant une forte hétérogénéité pour la Bécassine des marais (*Gallinago gallinago*). Sur des prairies humides du marais Poitevin, Durant *et al.* (2008b) ont montré que la diversité des modes de gestion en termes de période et d'intensité génèrent une variabilité de hauteurs moyennes et d'hétérogénéité entre parcelles. Ces hauteurs et niveaux d'hétérogénéité sont inégalement favorables aux différentes espèces de limicoles (figure 2), ce qui suggère donc que pour préserver plusieurs espèces d'oiseaux il est nécessaire de maintenir une diversité de modes de gestion entre parcelles.

**Figure 2** : Variabilité inter-parcelles de la structure du couvert prairial sur des parcelles pâturées et fauchées du marais Poitevin (d'après Durant *et al.* 2008b). Noir = favorable au vanneau ; blanc = favorable au chevalier ; gris = favorable aux deux espèces ; += défavorable aux deux espèces.



Aux effets indirects évoqués ci-dessus s'additionne un effet direct lié à la destruction des nids par le piétinement des troupeaux lorsque le chargement est élevé (Beintema et Musken, 1987). Cet effet pénalise directement la fécondité des oiseaux et est fréquemment mis en avant dans la littérature pour préconiser l'exclusion du bétail des prairies au printemps. Toutefois, dès lors que les prairies sont avant tout une ressource pour l'alimentation des troupeaux domestiques et que la fauche et le pâturage sont indispensables au maintien d'habitats favorables à la biodiversité, il apparaît nécessaire de rechercher des solutions pour dépasser ce paradoxe entre effet direct négatif et effet indirect potentiellement positif.

Dépasser ce paradoxe nous amène à considérer trois limites aux études précédemment citées : (i) la plupart des études sont menées à court terme en mesurant les impacts sur les abondances ou le nombre d'espèces, elles renseignent donc peu sur les conséquences à long terme des modes de gestion sur la dynamique de la biodiversité (ii) la complexité des réponses de la végétation, des arthropodes et des oiseaux suggère que cette décomposition analytique du système ne peut aider à l'identification de modes de gestion permettant de satisfaire l'ensemble des composantes de la biodiversité en contexte agricole (iii) un grand nombre d'études sont réalisées au niveau de la parcelle et ignorent les phénomènes de complémentarité et de compensation entre parcelles susceptibles de se produire dès lors que les espèces sont mobiles (Leroux *et al.* 2008). Réconcilier élevage et biodiversité demande alors d'examiner des leviers à différents niveaux d'organisation (la parcelle, l'exploitation et le paysage) et dans une perspective de long terme où la

composante « productive » et la composante « écologique » sont évaluées conjointement.

## 1.2. LES LEVIERS DE LA CONCILIATION DE LA PARCELLE AU PAYSAGE

Les résultats mitigés des MAE en termes de biodiversité demandent de repenser ces mesures. Des travaux récents envisagent une refonte des cahiers des charges des MAE en substituant une obligation de résultats aux traditionnelles obligations de moyens (Plantureux et al., 2011, Sabatier et al., 2012). Cependant, en dépit de l'engouement qu'elles suscitent de la part des éleveurs qui apprécient la reconnaissance de leurs savoir-faire et la responsabilité qui leur est redonnée quant aux choix de leurs pratiques, ces mesures restent d'une efficacité limitée puisqu'elles sont généralement mises en œuvre sur des parcelles déjà gérées de manière favorable à la biodiversité (Nettier et al. 2011).

Une autre voie envisagée pour enrayer le déclin de la biodiversité est celle du changement d'échelle. En effet, la biodiversité des prairies dépend non seulement des pratiques à l'échelle parcellaire mais également de la proportion des différents usages agricoles et de leur agencement spatial au niveau du paysage. Les niveaux d'organisation supra-parcellaires apparaissent donc comme les nouveaux leviers de la conciliation entre production agricole et biodiversité. Si à l'échelle parcellaire, les différents taxons sont relativement bien étudiés, à l'échelle du paysage peu de travaux se sont intéressés à d'autres taxons que les oiseaux en prenant en compte à la fois la dimension écologique et productive. Au-delà de l'abondante littérature qui s'y rattache, les oiseaux prairiaux sont par ailleurs de bons indicateurs multi-échelles car les différentes phases de leur cycle de vie correspondent à différentes capacités de mouvement et donc différentes échelles spatiales.

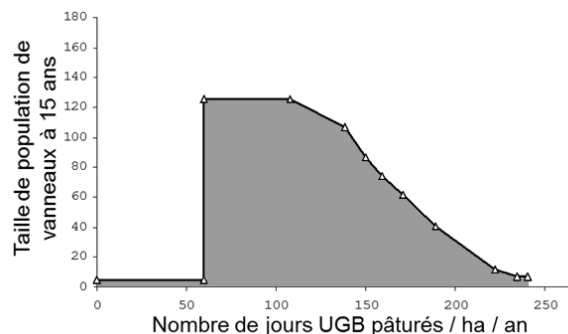
A ce jour, une seule étude a analysé simultanément les différents niveaux d'organisation parcelle-exploitation-paysage d'un même agroécosystème prairial en prenant en compte les dimensions productive et écologique (Sabatier 2010). Les trois modèles développés dans cette étude ont un cadre conceptuel commun dans lequel les processus liés au pâturage et à la fauche sont des facteurs de variation des dynamiques des populations d'oiseaux. Chaque modèle simule les dynamiques d'évolution du couvert prairial pâturé ou fauché et des populations d'oiseaux et calcule deux indicateurs de performances. La performance productive est le nombre de jours pâturés, exprimé en journées unité gros bovin par hectare et par an (UGB.jours.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). La performance écologique est la taille finale de la population d'oiseaux, exprimée en nombre d'individus adultes. Les modèles ont été paramétrés à partir de données collectées sur le marais Poitevin dans 67 fermes allaitantes.

**Levier au niveau de la parcelle** - Les simulations montrent que les meilleurs niveaux de performance écologique ne peuvent être atteints qu'à des niveaux intermédiaires de production. Un trop faible pâturage ne permettant pas de générer des habitats favorables aux oiseaux et un trop fort pâturage impliquant une utilisation forte des prairies au printemps induisant un fort effet négatif direct (piétinement des nids). La modulation dans le temps de l'intensité de pâturage est également un facteur déterminant de la conciliation (Sabatier *et al.*, 2010). Au-delà de l'intensité de production modérée qu'elles requièrent, les stratégies de pâturage les plus favorables sur le plan écologique demandent un ajustement fin des périodes de pâturage. Elles correspondent (i) à un pâturage anticipé, réalisé à l'automne de la saison précédente permettant d'assurer un couvert ras au printemps tout en évitant le piétinement et (ii) à un report d'herbe sur pied en fin de printemps.

La confrontation des données simulées et des données collectées sur les modes de gestion des éleveurs du Marais Poitevin (n=97 parcelles) indique que seules 2% des parcelles sont soumises à une gestion favorisant

simultanément les deux traits de vie du vanneau (survie et fécondité). Les parcelles favorables en termes de chargement ou de hauteur d'herbe sont peu ou pas fertilisées et font l'objet d'une mise à l'herbe tardive. Elles sont localisées dans le secteur le plus humide du marais. Leur faible portance limite les possibilités de fertilisation et implique une mise à l'herbe avec un chargement modéré. A l'inverse, les parcelles défavorables sont localisées dans le secteur le moins humide et plus portant. Elles sont exploitées plus précocement et fertilisées. Enfin, une proportion importante de parcelles se révèle partiellement favorable soit en termes de piétinement (50%) ou de hauteur d'herbe (15%). Ceci montre que les usages sub-optimaux sont plus courants.

**Figure 3** : Performance productive et écologique pour différentes stratégies de pâturage à l'échelle de la parcelle



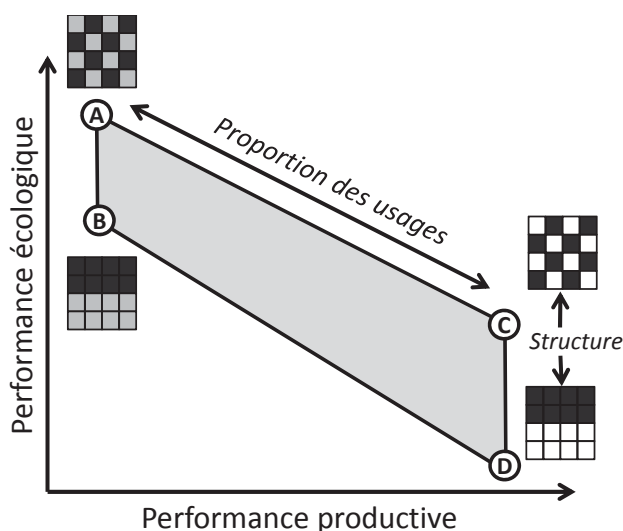
La performance écologique est la taille de population de vanneaux à quinze ans. La performance productive est le nombre de jours pâturés, exprimé en journées unité gros bovin par hectare et par an (UGB ha<sup>-1</sup>). La surface grise représente l'ensemble de stratégies possibles, la courbe noire représente les meilleures stratégies sur le plan écologique pour chaque niveau de production.

### Au niveau de l'exploitation, la proportion des usages apparaît comme un deuxième levier de la conciliation –

Le modèle au niveau de l'exploitation simule les interactions entre trois usages (fauche, pâturage écologique, pâturage production) sur les dynamiques de populations d'oiseaux dans deux types de fermes correspondant aux bornes inférieures et supérieures du gradient d'intensification fourragère du site d'étude (0.9 à 1.6 UGB / ha SFP) (Tichit *et al.* 2011). Les résultats montrent tout d'abord que la proportion des usages définit la relation entre performance productive et performance écologique. Ces résultats sont cohérents avec les autres études menées au niveau exploitation sur la diversité floristique (e.g. Jouven et Baumont, 2008). Ils montrent également que le maintien des populations d'oiseaux est moins coûteux dans les exploitations de type extensif que dans les exploitations de type intensif. En effet, les usages à vocation productive dans les exploitations extensives diffèrent de ceux mis en place dans les exploitations intensives. Dans les exploitations extensives, ils ont un chargement de printemps plus faible qui réduit l'impact direct du pâturage (piétinement des nids), il en résulte de meilleures performances écologiques dans les parcelles à vocation productive des exploitations extensives. A l'échelle de l'exploitation, cela se traduit par un besoin moins important de pâtures à vocation écologique dans les exploitations de type extensif que dans les exploitations de type intensif. La pâture écologique étant associée à une réduction du chargement, ces résultats obtenus dans le cas de la conservation des oiseaux prairiaux questionnent des travaux expérimentaux récents qui montrent que des gains de biodiversité peuvent être atteints au niveau supra-parcellaire sans pénaliser le niveau de production (Farrugia 2012).

**La structure du paysage accroît les degrés de liberté pour la conciliation** – A l'échelle du paysage, on retrouve une relation négative entre performance productive et performance écologique (Figure 4) (Sabatier *et al.*, 2011). Cette relation est cohérente avec d'autres études réalisées à cette échelle (Polasky *et al.*, 2005; Groot *et al.*, 2007). Au-delà de la proportion des différents usages, leur agencement spatial apparaît comme un deuxième levier pour la conciliation et ce plus particulièrement dans le cas où les usages sont complémentaires sur le plan écologique (Dunning *et al.*, 1992). Ces résultats confortent l'idée selon laquelle une augmentation de l'hétérogénéité du paysage favorise la biodiversité (Benton *et al.*, 2003). En dépassant la vision « un habitat = une espèce » / « plusieurs habitats = plusieurs espèces », ces résultats montrent l'importance des habitats sub-optimaux sur le plan écologique (*i.e.* partiellement favorables à une espèce) dans la conciliation entre performance écologique et productive. La forte proportion d'usages sub-optimaux et complémentaires évoqués plus haut laisse entrevoir d'intéressantes perspectives quant à la conciliation des objectifs productifs et écologiques. Utiliser ce levier spatial demanderait cependant de repenser l'échelle d'application des politiques agricoles. Les premières expériences de gestion collectives des mosaïques d'habitats semblent prometteuses (Schekkerman *et al.*, 2008) mais leur généralisation pose des défis d'ordre organisationnels. En effet, la biodiversité n'a pas de raison a priori de présenter un intérêt pour le groupe d'acteurs en charge de la gestion du territoire. Et si certaines études ont montré la capacité des agriculteurs à se fédérer autour de ces questions dès lors que la biodiversité devient un facteur de valorisation de leur production (Billaudeau et Thureau 2008; Cavrois 2009) ou qu'ils acquièrent un statut d'expert (Le Gwen et Sigwalt, 1999), les mécanismes de facilitation de telles démarches restent à inventer.

**Figure 4 :** Effet de la proportion des usages et de la structure du paysage sur les performances écologique et productive dans des paysages composés de trois usages (fauche en noir, pâture écologique en gris et pâture productive en blanc). La surface grise correspond à l'ensemble des paysages possibles, quatre paysages caractéristiques de configurations extrêmes (A, B, C, D) sont présentés.



Les différents travaux présentés dans cette première partie abordent la biodiversité comme une résultante du fonctionnement des élevages. Les différentes études discutées mettent l'accent sur les impacts (1.1) ou sur les leviers permettant de maintenir l'équilibre production / biodiversité dans des limites compatibles avec la durabilité des deux composantes (1.2). Dans la section suivante, nous

proposons d'aborder la biodiversité comme une ressource à valoriser dans le système d'élevage.

## 2. LA BIODIVERSITE COMME RESSOURCE POUR LES SYSTEMES D'ELEVAGE

### 2.1. EXPLORER LES LIENS FONCTIONNELS ENTRE DIVERSITE BIOLOGIQUE ET SYSTEMES D'ELEVAGE

Considérer la biodiversité comme une ressource implique d'explorer les liens fonctionnels entre la diversité biologique et les systèmes d'élevage. Les élevages herbagers et pastoraux basés sur l'exploitation de couverts plurispécifiques offrent des situations exemplaires pour aborder la question de la conservation de la biodiversité par sa valorisation comme une ressource pour l'élevage. Des travaux récents au sein de ces formes d'élevage, montrent que pour gérer la biodiversité tout en la valorisant pour la production, il ne s'agit pas simplement d'opérer des ajustements de pratiques techniques mais bien de changer assez radicalement la manière d'aborder les interactions entre diversité biologique et élevage. Ces changements s'opèrent à différents niveaux d'organisation des systèmes d'élevage ; ils concernent les modes de conduite à la parcelle visant à intégrer l'incertitude liée à la valorisation de systèmes écologiques complexes ou encore la reconception des systèmes eux-mêmes pour valoriser la biodiversité dans le processus de production en exploitant par exemple la complémentarité entre parcelles (Hill et MacRae, 1996). Il s'agit en particulier de requalifier la biodiversité pour expliciter le rôle fonctionnel qu'elle peut jouer aux différents niveaux d'organisation des systèmes d'élevage. Mais dans le même temps, cette explicitation renvoie à la question de la tension toujours présente entre conservation et valorisation qui doit être prise en compte dans le choix des leviers d'action.

**Des critères agronomiques pour définir la biodiversité fonctionnelle** - La biodiversité végétale, animale et même microbienne a déjà été identifiée comme une ressource potentielle pour les systèmes agricoles à partir de l'identification des différents types de services écosystémiques rendus directement sur la production, ou plus indirectement, sur la régulation des ressources des pathogènes (Leroux *et al.* 2008). Une première qualification de la biodiversité fonctionnelle est ainsi proposée pour distinguer une biodiversité dite planifiée d'une diversité associée (*e.g.* biodiversité des adventices, des bordures de champs,...) selon son degré d'intégration au processus de production et de maîtrise par les agriculteurs (Altieri et Nichols 2005). Mais dans ces travaux, d'une part la biodiversité reste définie selon des descripteurs de nature écologique et pas comme une ressource contribuant aux processus productifs, et d'autre part si le rôle de la biodiversité dans la production agricole est abordé à travers la notion de services écosystémiques, le rôle en retour des systèmes d'élevage dans la gestion de la biodiversité n'est pas traité.

Des travaux portant sur la gestion par le pâturage de la biodiversité des prairies et des parcours illustrent la nécessité d'élargir les critères naturalistes ou écologiques de qualification à des critères agronomiques ; cette requalification est nécessaire pour répondre à l'objectif de gestion de la biodiversité par sa valorisation. Ainsi, l'analyse du comportement alimentaire des herbivores domestiques sur parcours montre que la biodiversité fonctionnelle vis-à-vis du troupeau peut être décrite en diversité d'aliments fonctionnels (format de prises) et pas uniquement en diversité d'espèces (Agreil *et al.* 2005). C'est cette diversité de formats qui permet de comprendre comment la biodiversité des espèces via la diversité de leur architecture et d'organes participe en tant que ressource dans le processus d'ingestion des animaux. En retour, pour comprendre comment un troupeau peut permettre de réguler des dynamiques

d'espèces dominantes et maintenir la biodiversité, il est donc nécessaire de décrire la place de cette espèce et de ses différents organes dans la diversité d'aliments fonctionnels et donc dans la hiérarchie des choix alimentaires. Cette nouvelle catégorisation de la biodiversité sur parcours en prenant le point de vue de l'animal permet de pouvoir effectivement évaluer la ressource disponible mais également de pouvoir piloter le troupeau pour orienter la consommation sur des espèces clefs pour la gestion de la biodiversité (Magda *et al.* 2009; Pontes *et al.*, 2010). Ces travaux ont permis de montrer que les espèces de petits ligneux à l'origine de phénomène d'embroussaillage fournissaient non seulement une diversité d'aliments (via les tiges, fruits et pousses) mais également une ressource clef quand les prises de plus grand formats deviennent rares dans le couvert herbacé. La compréhension de la dynamique des choix alimentaires sur ces espèces ligneuses croisée avec l'analyse des dynamiques démographiques de leurs populations a permis de définir des modes de conduites qui tout en valorisant la ressource-ligneuse permettait de réguler leur dominance démographique en amplifiant la consommation sur des stades et organes cibles (Pontes *et al.*, 2012).

Il apparaît ainsi que les critères de qualification de la biodiversité en tant que ressource ne sont pas donnés *a priori* contrairement à une qualification naturaliste ou écologique (liste d'espèces, types d'associations végétales, groupes fonctionnels d'espèces...) mais sont à définir selon la fonction attribuée à la biodiversité dans le système d'élevage. La diversité des types de ressources que peut apporter la biodiversité au sein des systèmes d'élevage reste encore largement à explorer, au-delà de son rôle dans le processus de production (e.g. le rôle de la diversité floristique dans les qualités organoleptiques des produits laitiers, Farrugia *et al.* 2008) et du niveau de la parcelle. Ainsi, des travaux récents suggèrent que la biodiversité peut devenir un élément de signalisation de la qualité des produits. Par exemple dans les basses vallées angevines des éleveurs ont créé la marque « le bœuf et l'oiseau » pour commercialiser leur viande en vente directe. Celle-ci permet de valoriser leurs pratiques de pâturage et de fauche en faveur de la conservation du rôle des genêts (*Crax crex*) et de créer une identité du produit intégrant leur travail en faveur de la conservation d'une espèce (Cavrois 2009).

#### **Explorer la biodiversité comme une ressource aux différents niveaux d'organisation du système d'élevage -**

Un certain nombre d'acquis montrent que la valorisation de la biodiversité peut répondre à des problématiques et des objectifs multiples en élevage. Ainsi l'exploitation par le pâturage d'un parcours très diversifié en espèces peut contribuer à stabiliser l'offre alimentaire disponible mais également aider à préserver la santé animale en limitant notamment le parasitisme (revue dans Farrugia *et al.* 2008). Une majorité des travaux abordant le rôle de la biodiversité dans la production en élevage herbager, s'est focalisée à l'échelle parcellaire ou du parc et pour rendre compte des atouts de la biodiversité pour la production de ressources alimentaires et la valorisation de ces ressources par le troupeau. Ces travaux montrent que la diversité floristique peut être un avantage pour stabiliser l'ingestion et les performances (Agreil *et al.* 2005 ; Farrugia *et al.* 2008). Des travaux au niveau des systèmes d'élevage ont permis d'explorer d'autres rôles de la biodiversité en élevage. Depuis le début des années 1990, l'intérêt porté à l'extensification a conduit zootechniciens et agronomes à s'intéresser à la manière dont les éleveurs s'adaptent à la variabilité de la production fourragère. Ils ont montré que les sécurités d'un système d'alimentation dans ces exploitations dépendent de la diversité de ressources mobilisées par le troupeau à différentes périodes (Bellon & Guérin, 1992 ; Léger *et al.* 2000; Girard *et al.* 2001). Plus récemment, des résultats en

élevage laitier *et* allaitant montrent que la biodiversité associée aux prairies permanentes peut contribuer à créer de la souplesse dans la gestion des systèmes fourragers (Andrieu *et al.* 2007 ; Martin *et al.* 2008 ; 2009). Le maintien d'associations d'espèces différentes entre les prairies d'un même système fourrager permet non seulement de diversifier le type de ressources fourragères mais également de faciliter la coordination dans l'utilisation des différentes parcelles. L'existence de stratégies de croissance différentes entre les espèces prairiales permet en effet de créer des décalages de production entre les prairies. Les décalages ainsi créés permettent à la fois d'élargir les types de prairies valorisées notamment en utilisant des végétations tardives jugées généralement peu intéressantes et d'augmenter la flexibilité dans l'organisation du système d'alimentation. Cette flexibilité accrue par la biodiversité est une des voies de recherche pour développer la capacité d'adaptation des systèmes d'élevage en réponse aux aléas notamment climatiques.

Ces exemples montrent que le rôle de la biodiversité comme ressource doit être exploré aux différents niveaux d'organisation des systèmes d'élevage et que la notion même de ressource doit être élargie au-delà de critères strictement agronomiques. Il semble donc nécessaire d'explorer les propriétés de stabilité et de résilience que la biodiversité peut apporter dans le fonctionnement des systèmes eux-mêmes.

#### **2.2. LE CAS DE LA BIODIVERSITE DOMESTIQUE ECLAIRE LA TENSION ENTRE CONSERVATION ET VALORISATION**

Si la biodiversité est reconnue aujourd'hui comme productrice de ressources multiples pour l'élevage, la tension entre les termes de sa conservation et sa valorisation perdure et continue à faire débat entre les acteurs de l'environnement et ceux du développement agricole. Cette tension s'exprime à différents niveaux que ce soit sur les objectifs visés en termes d'états de biodiversité, les critères de qualification, les moyens de mise en œuvre, les pas de temps et les critères de l'évaluation. Elle est d'autant plus importante que les états écologiques attendus sont souvent décrits avec peu de précision et que les prédictions sur les évolutions de ces états en réponse aux pratiques sont souvent faibles. La résolution de cette tension est essentielle pour la mise en œuvre de la valorisation de la biodiversité en élevage ; elle interroge directement les niveaux et modalités de l'action au-delà du cadre strict du système d'élevage et de son pilote.

Le cas de la gestion de la biodiversité domestique à la fois produit et ressource constitue une situation exemplaire pour analyser cette tension entre conservation et valorisation. Certains bénéfices de la biodiversité domestique tels que ceux liés au pâturage multi-espèce commencent à être pleinement considérés comme une ressource potentielle (d'Alexis *et al.*, en révision ; Nolan et Connolly, 1989). En revanche, les travaux sur la gestion de cette biodiversité domestique animale et végétale montrent que les liens entre biodiversité et ressource restent fragiles et se construisent à l'interface entre le système d'élevage et des dispositifs de gestion collective réunissant différents acteurs partie prenante dans la définition et la valorisation.

Les expériences menées sur la gestion des populations animales locales révèlent des tensions entre conservation et valorisation. Les projets de valorisation de produits alimentaires issus des races locales, s'ils contribuent la plupart du temps à conforter les effectifs de celles-ci, peuvent également amener à modifier des critères de sélection des races, à la création de plusieurs collectifs gérant des sous populations de la même race, ou encore à des désaccords sur la définition même de la race (Audiot *et al.*, 2005 ; Lauvie, 2007).

De la même façon, les expériences menées sur la création de mélanges d'espèces fourragères à partir des populations adaptées localement pour améliorer la pérennité des prairies semées ont mis en évidence le rôle central des associations d'acteurs (éleveurs, naturalistes, politiques...) qui se créent

localement autour de cet enjeu. Ces groupes sont moteurs à la fois pour la définition des critères de sélection des espèces et pour l'organisation de la gestion de ces mélanges. Les critères de sélection et le choix des espèces sont discutés entre acteurs en croisant les objectifs de conservation de la diversité génétique des populations locales et les enjeux pour les producteurs de disposer de mélanges d'espèces productives et pérennes. La conservation de cette biodiversité est intimement liée à sa valorisation puisque ce sont les éleveurs qui sont en charge de la production des semences. Mais reposant sur la conservation de la diversité génétique, elle impose une gestion collective de ces mélanges afin d'assurer un constant brassage entre les populations sélectionnées au sein de chaque élevage par les pratiques des éleveurs.

Eclairer les tensions entre conservation et valorisation de la biodiversité et les leviers facilitant les synergies implique donc de prendre en compte la dimension humaine de la gestion de cette biodiversité (Gandini et Villa, 2003), la coopération dans ces collectifs n'allant pas de soi (Labatut, 2009) ainsi que la nécessité d'aborder conjointement les dynamiques aux différents niveaux d'organisation et leurs articulations. Ainsi les Signes Officiels de Qualité (SOQ, dispositifs collectifs de valorisation) peuvent spécifier la race employée, mais également des éléments de conduite des troupeaux, ou des éléments concernant la transformation des produits. Si ces dispositifs collectifs intéressent le plus souvent des territoires, la compréhension de ce qui s'y joue implique une articulation avec les décisions et les choix de conduite au niveau des exploitations. Lambert-Derkimba (2007) en identifiant des critères d'explicitation des interactions entre gestion des races locales et SOQ montre que les leviers d'action concernent à la fois les collectifs (doubles casquettes, flux financiers,...) et les pratiques

d'élevage au niveau des exploitations (choix des reproducteurs, alimentation...).

## CONCLUSION

Considérer la biodiversité comme un produit du fonctionnement des systèmes d'élevage de ruminants demande d'approfondir notre compréhension sur la façon dont les pratiques de pâturage et de fauche orientent la dynamique de la biodiversité et modulent l'équilibre entre performance productive et performance écologique. Les leviers de la conciliation entre ces deux types de performances doivent être recherchés aux différents niveaux d'organisation des systèmes d'élevage. Le niveau supra exploitation peut apporter des degrés de liberté mais également nécessiter des innovations organisationnelles favorisant des coordinations entre exploitations établies par les acteurs et appuyées sur leurs savoirs et compétences. Considérer la biodiversité comme une ressource pour les systèmes d'élevage ouvre de nouvelles perspectives pour la réconciliation agriculture / biodiversité.

Ceci implique de mieux comprendre le rôle de la diversité biologique dans le développement des capacités adaptatives des systèmes d'élevage. Cela pointe aussi le manque de connaissances actuelles pour créer ou renforcer ces liens et souligne la nécessité d'explorer de nouvelles dimensions cognitives dans les interactions entre élevage et biodiversité valorisant les synergies entre connaissances scientifiques et savoirs empiriques. Reconsidérer la place de la biodiversité en tant que produit et ressource à différents niveaux des systèmes d'élevage est une étape majeure pour favoriser l'émergence de systèmes d'élevage agroécologiques. De par sa relation duale avec la biodiversité, l'élevage constitue un objet d'étude unique pour mieux comprendre la dépendance de l'agriculture aux services écosystémiques et son rôle dans la gestion de la biodiversité.

**Tableau 1** : Réponse de la richesse spécifique et de l'abondance de différentes communautés d'arthropodes à une hausse de chargement en prairies pâturées

Groupe taxonomique	Richesse spécifique	Abondance	Chargement	Auteurs
Arachnides	baisse	stable	Chargements variables pour maintenir différentes cibles d'hauteurs d'herbe	Dennis <i>et al.</i> , 2001
Coléoptères	baisse	baisse	Chargements variables pour maintenir différentes cibles d'hauteurs d'herbe	Dennis <i>et al.</i> , 2002
Coléoptères	baisse	baisse	1.5 vs 5.5 UGB/ha	Kruess et Tschamtké 2002
Diptères	baisse	baisse	0.76 vs 0.67 vs 0.001 UGB/ha	Ryder <i>et al.</i> , 2005
Hémiptères	baisse	baisse	Présence vs absence de pâturage	Hartley <i>et al.</i> , 2003
Hétéroptères	baisse	stable	1.5 vs 5.5 UGB/ha	Kruess et Tschamtké 2002
Homoptères	baisse	stable	1.5 vs 5.5 UGB/ha	Kruess et Tschamtké 2002
Hyménoptères	baisse	stable	1.5 vs 5.5 UGB/ha	Kruess et Tschamtké 2002
Lépidoptères	hausse		Hauteurs d'herbe utilisées comme indicateurs de la pression de pâturage	Poyry <i>et al.</i> , 2006

Ce travail a été financé par le département SAD Sciences pour l'Action et le Développement de l'INRA.

**Agreil C., Fritz H., Meuret M. 2005.** Appl. Anim. Behav. Sci. 91, 35-56

**Altieri M., Nicholls C.I. 2005.** Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture. Basic text book for environmental training, United Nations Environment Programme, 291p.

**Andrieu N., Poix C., Josien E., Duru M. 2007.** Comput. and Elect. in Agric., 55,1, 36-48

**Audiot A., Bouche R., Brives H., Casabianca F., Gaillard C., Roche B., Trift N., Steyaert P. 2005.** Les Actes du BRG, 577-592

**Beintema A.J., Muskens G.J. 1987.** J. Appl. Ecol., 24, 743-758

**Bellon S., Guerin G. 1992.** Vegetatio 100, 307-316

**Benton T. G., Bryant D. M., Cole L., Crick H.Q.P. 2002.** J. Appl. Ecol., 39, 673-687

**Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D. 2003.** Trends Ecol. & Evol., 18, 182-188

**Billaudeau V., Thureau B. 2008.** "L'éleveur et l'Oiseau" : territoires de communication. Colloque Economie sociale et solidaire : Nouvelles pratiques et dynamiques territoriales, Nantes.

**Buckingham D.L., Peach W.J., Fox D.S. 2006.** Agric. Ecosyst. Environ., 112, 21-40

**Butler S.J., Vickery J.A., Norris K. 2007.** Sci., 315, 381-384

**Cavrois A. 2009.** Biodiversité et signes de reconnaissances agricole. Comité français de l'UICN, Paris.

**D'Alexis S., Mahieu M., Periacarpin F., Jackson F., Boval M. (accepté).** Anim. Feed Sci. and Techn

**Dennis P., Young M. R., Bentley C. 2001.** Agric. Ecos. & Env., 86, 39-57

- Dennis P., Aspinall R.J., Gordon I.J. 2002. *Basic Appl. Ecol.*, 3, 183-193
- Dennis P., Skartveit J., McCracken D.I., Pakeman R.J., Beaton K., Kunaver A., Evans D.M. 2008. *J. Appl. Ecol.*, 45, 279-287
- Dunning J.B., Danielson B.J., Pulliam H.R. 1992. *Oikos*, 65, 169-175
- Durant D., Tichit M., Kerneis E. & Fritz H. 2008a. *Biodiv. Cons.*, 17, 2275-2295
- Durant D., Tichit M., Fritz H., Kernéis E. 2008b. *Agric. Ecosyst. Envir.*, (128), 146-150
- Cole L. J., Morton R., Harrison W., McCracken D.I., Robertson D. 2008. *Biodiv. Cons.*, 17, 2233-2245
- Farruggia A., Martin B., Baumont R., Prache S., Doreau M., Hoste H., Durand D. 2008. *INRA Prod. Anim.*, 21 (2), 181-200
- Farruggia A., Dumont B., D'hour P., Egal D. 2008. *Gras. and For. Sci.*, 63, 314-323
- Farruggia A., Dumont B., Scohier A., Leroy T., Pradel P., Garel J.P. 2012. *Grass and For. Sci.*, 67, 136-149
- Gandini G.C., Villa E. 2003. *J. Anim. Breed. Genet.*, 1-11.
- Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C., Plantureux S. 2012. *Agron. Sustain. Dev.*, 32, 133-160
- Girard N. 2001. *Agronomie* 21(5): 435-459
- Groot J.C.J., Rossing W.A.H., Jellema A., Stobbelaar D. J., Renting H., Van Ittersum M.K. 2007. *Agric. Ecosyst. Envir.*, 120, 58-69
- Hartley S.E., Gardner S.M., Mitchell R.J. 2003. *J. Appl. Ecol.*, 40, 793-803
- Hill S.B., MacRae R.J., 1996. *J. of Sust. Agri.*, 7, 81-87
- Jouven M., Baumont R. 2008. *Agric. Syst.*, 96, 260-272
- Kruess A., Tscharrntke T. 2002. *Biol. Cons.*, 106, 293-302
- Labatut J. 2009. *Gérer des biens communs. Processus de conception et régimes de coopération dans la gestion des ressources génétiques animales. Thèse Mines ParisTech.*
- Lambert-Derkimba A. 2007. *Inscription des races locales dans les conditions de production des produits animaux sous AOC: enjeux et conséquences pour la gestion collective des races mobilisées. Thèse AgroParisTech.*
- Lauvie A. 2007. *Gérer les populations animales locales à petits effectifs; approche de la diversité des dispositifs mis en oeuvre. Thèse AgroParisTech.*
- Léger F., Bellon S., Guérin, G. 2000. *Opt. Médit., Série A*, 39, 1-11
- Le Guen R., Sigwalt A. 1999. *Econ. Rur.* 249, 41-48
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Estrade J.R., Sarthou J.P., Trommetter M. 2008. *Agriculture et biodiversité, valoriser les synergies, Rapport de l'expertise collective INRA, QUAE Paris*
- McCracken D.I., Tallowin J. R. 2004. *Ibis*, 146, 108-114
- Magda D., Chambon-Dubreuil E., Agreil C., Gleizes B., Jarry M. 2009. *Bas. Appl. Ecol.*, 10(7), 631-639
- Martin G., Cruz P., Theau J.P., Jouany C., Fleury P., Granger S., Faivre R., Balent G., Lavorel S., Duru M., 2008. *Agric. Ecosyst. Envir.* 129(4), 508-515
- Martin G., Hossard L., Theau J.P., Therond O., Josien E., Cruz P., Rellier J.P., Martin-Clouaire R., Duru M., 2009. *Agron. Sust. Dev.* 29(2), 381-389
- Nettier B. 2011. *Fourr.* 208, 283-292
- Nolan T., Connolly J. 1989. *Anim. Prod.*, 48, 519-533
- Plantureux S. 2011. *Fourr.* 208, 271-281
- Polasky S., Nelson E., Lonsdorf E., Fackler P., Starfield A. 2005. *Ecol. Applic.*, 15, 1387-1401
- Pontes L.S., Agreil C., Magda D., Gleizes B., Fritz H. 2010. *Appl. Anim. Behav.*, 124, 1-2, 35-44
- Pontes L., Magda D., Jarry M., Gleizes B. Agreil C. 2012. *Acta Oecol.*, 45, 25-30
- Poyry J., Luoto M., Paukkunen J., Pykala J., Raatikainen K., Kuussaari M. 2006. *Oikos*, 115, 401-412
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M.F., Parente G., Mills J. 2004. *Biol. Conserv.*, 119:137-150
- Ryder C., Moran J., Mc Donnell R., Gormally M. 2005. *Biodiv. Conserv.*, 14, 187-204
- Sabatier R., Doyen L., Tichit M. 2010. *Ecol. Modell.*, 221:1292-1300
- Sabatier R. 2010. *Arbitrages multi-échelles entre production agricole et biodiversité dans un agroécosystème prairial. Thèse de doctorat AgroParisTech*
- Sabatier R., Léger F., Teillard F., Tichit M. 2011. *Fourrages* 208, 315
- Sabatier R., Doyen L., Tichit M. 2012. *PLoS ONE* 7(4): e33257. doi:10.1371/journal.pone.0033257
- Schekkerman H., Teunissen W. and Oosterveld E. 2008. *J. of Appl. Ecol.*, 45, 1067-1075
- Scohier A., Dumont B. 2011. *Anim.*, 7, 1129-1138
- Suominen O., Danell K. 2006. In DANELL K., BERGSTROM, R., DUNCAN P., PASTOR, J. editors *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, Cambridge University Press, 383-412
- Tallowin J.R.B., Smith R.E.N., Goodyear J., Vickery J.A. 2005. *Gr. and For. Sci.*, 60, 225-236
- Tichit M., Durant D., Kerneis E. 2005a. *Liv. Sci.*, 96, 119-128
- Tichit M., Durant D., Kernéis E. 2005b. *Liv. Prod. Sci.*, 96, 109-117
- Tichit M., Havet A., Renault O., Potter T. 2008. In DEDIEU, B., CHIA, E., MOULIN, C.H., LECLERC, B., TICHIT, M. (editeurs) *Les exploitations d'élevage en mouvement. Flexibilités et dynamiques face aux aléas et aux nouveaux enjeux des filières et des territoires*, QUAE, Paris, 273-286
- Tichit M., Puillet L., Sabatier R., Teillard F. 2011. *Liv. Sci.*, 139, 161-171
- Tscharrntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. 2005. *Ecol. Lett.*, 8, 857-874
- Vandenberghe C., Prior G., Littlewood N.A., Brooker R., Pakeman R. 2009. *Basic Appl. Ecol.*, 10, 662-670
- Van Wieren S.E. 1998. In WALLIS DE VRIES M.F., BAKKER J.P., VAN WIJEREN S.E. (Editors) *Grazing and conservation management*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Pays Bas, 185-214
- Vickery J. A., Tallowin J. R., Feber R. E., Asteraki E. J., Atkinson P. W., Fuller R.J., Brown V.K. 2001. *J. Appl. Ecol.*, 38, 647-664
- Wilson J.D., Morris A.J., Arroyo B.E., Clark S.C., Bradbury R.B. 1999. *Agric. Ecosyst. Envir.*, 75, 13-30