

Quelles perspectives d'intensification écologique des services fourragers rendus par des prairies de moyenne montagne française ?

G. Balent, Sabine Lavorel, G. Loucougaray, Georges Bertoni, I. Boisdon, Mathieu Capitaine, Marie-Pascale Colace, L. Dobremez, A Gibon, P. Gos, et al.

► **To cite this version:**

G. Balent, Sabine Lavorel, G. Loucougaray, Georges Bertoni, I. Boisdon, et al.. Quelles perspectives d'intensification écologique des services fourragers rendus par des prairies de moyenne montagne française?. Fourrages, Association Française pour la Production Fourragère, 2015. hal-02063249

HAL Id: hal-02063249

<https://hal.uca.fr/hal-02063249>

Submitted on 12 Mar 2019

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.

Quelles perspectives d'intensification écologique des services fourragers rendus par des prairies de moyenne montagne française ? Une analyse comparative

G. Balent¹, S. Lavorel², G. Loucougaray³, G. Bertoni¹, I. Boisdon⁴, M. Capitaine⁴, M.-P. Colace², L. Dobremez⁵, A. Gibon¹, P. Gos², X. Mesmin¹

Une analyse comparative des services fourragers rendus par les prairies permanentes de trois régions de montagne a été effectuée. Nous illustrons l'intérêt de l'utilisation de métriques agroécologiques à valeur générale pour comparer les prairies. Nous discutons de l'intérêt et des possibilités d'intensification écologique de ces prairies.

RÉSUMÉ

Dans le cadre du projet Mouve, sur la dynamique de l'élevage dans le contexte de l'intensification écologique, l'analyse des services fourragers rendus aux exploitations agricoles par les prairies a été conduite dans la Bigorre, le Livradois et le Vercors. Les pratiques de gestion et la composition floristique d'une centaine de prairies ont été caractérisées par des méthodes identiques ou compatibles entre elles. Les parcelles, comparées à l'aide de modèles de référence, présentent des différences entre sites en termes de niveau de production, de niveau d'utilisation et d'écart à la date de récolte optimale, qui renvoient notamment aux logiques des systèmes de production. Les modèles utilisés permettent d'évaluer la durabilité à long terme des divers modes de gestion observés de ces prairies.

SUMMARY

Ecological intensification prospects of fodder services provided by pastures of French mountains. A comparative analysis

A comparative analysis of the forage services provided by pastures to farms was conducted in 3 mountainous regions (Bigorre, Livradois, and Vercors). It permitted an evaluation of the remaining margins for intensifying agricultural production in an agroecological context. Using identical or comparable methods, management practices and plant community composition were described for around 100 pastures, which were compared using reference models. Among the study regions, fields demonstrated differences in productivity, utilisation, and optimum harvesting dates, which reflected differences in production systems. The ratio between observed utilisation and maximum potential utilisation made it possible to gauge current and potential future levels of ecological intensification. The models were used to evaluate the long-term sustainability of the different practices being used to manage these pastures.

1. Intensification écologique et services fourragers dans les élevages de montagne

La **notion d'intensification écologique** (IE) est apparue de façon formalisée à la fin des années 90 (CASSMAN,

1999) dans un contexte de réflexion sur la capacité à long terme de nos systèmes agricoles à nourrir la planète à l'horizon 2050, tout en préservant ou améliorant la qualité de l'environnement. Ce concept rejoint les réflexions qui se développent autour de la sécurité alimentaire dans un contexte de changement climatique (BEDDINGTON *et al.*, 2011). Repris et développé en France par GRIFFON (2007) et

AUTEURS

1 : INRA, INP Toulouse, UMR 1201 DYNAFOR, CS 52627, F-31326 Castanet-Tolosan ; gerard.balent@toulouse.inra.fr

2 : CNRS, UMR 5553 Laboratoire d'Écologie Alpine, Université Grenoble Alpes, BP 53, F-38041 Grenoble

3 : IRSTEA, Écosystèmes Montagnards, Université Grenoble Alpes, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères

4 : VetAgro Sup, UMR 1273 METAFORT, BP 35, F-63370 Lempdes

5 : IRSTEA, Développement des Territoires Montagnards, Université Grenoble Alpes, BP 76, F-38402 Saint-Martin-d'Hères

MOTS CLÉS : Agriculture durable, agroécologie, diagnostic, fertilité du sol, gestion des prairies, intensification, méthode, montagne, prairie, pratiques des agriculteurs, production fourragère, services rendus par les prairies, système fourrager, valeur azotée, végétation.

KEY-WORDS : Agroecology, diagnosis, farmers' practices, forage production, forage system, grassland, highland, intensification, method, nitrogen value, pasture management, services provided by grasslands, soil fertility, sustainable agriculture, vegetation.

RÉFÉRENCE DE L'ARTICLE : Balent G., Lavorel S., Loucougaray G., Bertoni G., Boisdon I., Capitaine M., Colace M.-P., Dobremez L., Gibon A., Gos P., Mesmin X. (2015) : "Quelles perspectives d'intensification écologique des services fourragers rendus par des prairies de moyenne montagne française ? Une analyse comparative", *Fourrages*, 221, 3-14.

par des institutions orientées vers le développement agricole des pays du Sud (CIRAD, 2010), ce concept rencontre à la fois un succès auprès d'une agriculture intensive à la recherche d'une caution écologique (GOULET, 2012) et auprès de scientifiques conscients de la nécessité d'augmenter la productivité à l'hectare de l'agriculture tout en mobilisant au maximum les processus écologiques concernés (BOMMARCO et al., 2013). Mais cette notion peut et doit être vue comme la base d'un concept plus intégrateur susceptible de jeter un pont entre productivité et conservation biologique, entre préservation de modes de vie et services écosystémiques (TITTONELL, 2013 ; LOOS et al., 2014). En cela, elle constitue un prolongement naturel des approches issues de l'agroécologie en aidant à repenser de manière interdisciplinaire et systémique les relations entre agriculture, société et environnement (cf. *Farming System Ecology*, TITTONELL, 2013).

Une dimension importante du concept d'IE concerne la **mobilisation des services écosystémiques** (cf. AMIAUD et CARRÈRE, 2012, pour une application aux prairies) pour soutenir une production agricole moins consommatrice d'intrants et ayant moins d'impact sur l'environnement (BOMMARCO et al., 2013). Le programme ANR MOUVE, qui vise à instruire l'IE pour les systèmes d'élevage, a notamment pour objectif d'examiner de quelles manières les services écosystémiques rendus par des prairies peuvent être mobilisés selon différentes formes d'IE. **L'objectif du travail** présenté ici **est triple** : caractériser le niveau des services d'approvisionnement assurés par les prairies (aussi appelés services fourragers, BAUMONT et al., 2012), évaluer leur niveau de valorisation par les agriculteurs, et enfin évaluer les marges d'intensification écologique dans la gestion de ces prairies pour la fourniture de ces services écosystémiques.

Pour **caractériser et comparer le service d'approvisionnement des prairies**, nous avons utilisé la matière sèche à l'hectare et la teneur en matière azotée totale de la végétation au 1^{er} cycle de récolte (respectivement MS1 et MAT1). La MS et la MAT sont de bons indicateurs de la quantité et de la qualité du service d'approvisionnement fourni par une prairie et, de plus, leur mesure au 1^{er} cycle s'avère plus discriminante pour différencier des prairies que celles effectuées à d'autres cycles et stades de récolte (ODOARDI et al., 1998). Pour **évaluer le niveau de valorisation de ces services fourragers**, nous avons utilisé une métrique agroécologique existante issue d'un modèle empirique proposé par BALENT (1991). Elle permet de positionner des parcelles de prairies permanentes le long d'un double gradient de production et d'utilisation, à partir de leur composition floristique. Cette métrique, testée et validée dans diverses régions, a été utilisée ici pour comparer la diversité des niveaux de production et d'utilisation des prairies étudiées, pour calculer un indice d'intensité d'utilisation de la biomasse produite et pour évaluer la durabilité des prairies à partir d'une mesure de l'hétérogénéité écologique de la végétation (CHESSEL et al., 1982).

Pour **évaluer les niveaux et marges possibles d'intensification écologique de ces prairies**, nous avons proposé une représentation graphique synthétique des relations entre biomasses récoltées en 1^{er} cycle et stratégies de récolte décrites par le niveau de précocité de la date de

récolte par rapport au stade phénologique optimal de la végétation, qui renseigne sur la qualité de l'herbe récoltée (DURU et al., 2010). Ce mode de représentation permet de visualiser les différents compromis mis en œuvre au sein de différents terrains entre quantité et qualité des fourrages récoltés. Il permet enfin de discuter des possibilités d'IE, non dans un cadre purement théorique, mais en fonction des caractéristiques des systèmes de production et des différentes contraintes qui pèsent sur les exploitations d'élevage.

Pour répondre aux trois objectifs énoncés, nous avons réalisé une **analyse comparative des services écosystémiques fournis par un échantillon de prairies permanentes et temporaires du plateau du Vercors dans les Alpes, des monts du Livradois-Forez dans le Massif central et des montagnes de Bigorre dans les Pyrénées centrales**.

2. Matériel et méthodes

Les caractéristiques des trois terrains et des systèmes étudiés sont présentées au tableau 1.

■ L'échantillonnage des parcelles et les informations sur les pratiques de gestion

L'échantillonnage des parcelles a été construit, de façon indépendante dans chacune des trois régions, pour **rendre compte de la diversité des modes de gestion des prairies et de leur place dans les systèmes fourragers** au sein de territoires de référence composés de quelques communes en faisant l'hypothèse que la composition botanique reflète les pratiques de gestion et que le type de pratiques appliquées est associé au rôle de la prairie dans le système fourager. Pour la Bigorre, 26 des 30 parcelles ont été choisies par un échantillonnage stratifié, selon la flore et les pratiques de gestion, parmi 99 prairies de la commune de Villelongue étudiées en 2003 (JULIEN et al., 2006). Quatre parcelles très intensives de fond de vallée ont été ajoutées pour compléter le gradient de pratiques. Dans le Livradois, à Saint-Genès-la-Tourette, les parcelles échantillonnées appartiennent à 4 exploitations faisant l'objet d'un suivi à long terme (BOISDON et al., 2009). A Condat-lès-Montboissier, les parcelles ont été choisies pour rendre compte de la diversité et de l'intensité des modes de gestion. Dans le Vercors, les prairies ont été choisies dans deux communes, Autrans et Méaudre, et recouvrent les 8 classes de la typologie du GIS Alpes du Nord (JEANNIN et al., 1991) les plus représentées sur le plateau (GOS, 2013).

Les pratiques de gestion des prairies ont été caractérisées au moyen d'enquêtes auprès des agriculteurs basées sur des **entretiens semi-directifs**. Ces enquêtes ont été réalisées de manière synchrone aux relevés sur les prairies. Les informations collectées portent sur : la date, la nature et les quantités des apports de fertilisants ; la date de récolte des fourrages pour les opérations de fauche ; le type d'animaux concernés, la date et la durée des opérations de pâturage. Des informations sur les systèmes fourragers et le fonctionnement d'ensemble des systèmes d'élevage ainsi que sur la variabilité interannuelle des pratiques de gestion des prairies ont également été recueillies.

Région (commune)	Bigorre (Villelongue)	Livradois (Saint-Genès-la-Tourette, Condat-lès-Montboissier)	Vercors (Aurans, Méaudre)
Latitude, longitude	42°57'N, 0°03'W	45°33'N, 3°29'E	45°07'N, 5°31'E
« Matrice » paysagère	Milieu ouvert (landes, estives) en cours de boisement spontané. Faible SAU (8 % hors estives), essentiellement en prairies naturelles	Milieu boisé (50%). Utilisation agricole du territoire en prairies et cultures. Plantations de résineux	Milieu très boisé (70%). Utilisation agricole essentiellement en prairie
Production dominante	Élevage de bovins pour la viande	Élevage de bovins pour la viande et le lait	Élevage de bovins pour le lait (Bleu du Vercors) et la viande
Caractéristiques moyennes des exploitations agricoles	SAU = 27 ha 37 UGB SFP = 100 % de la SAU Prairies = 98 % de la SFP Fertilisation organique	SAU = 86 ha 82 UGB SFP = 87 % de la SAU Prairies = 95 % de la SFP Fertilisation organique et minérale	SAU = 68 ha 57,5 UGB SFP = 96 % de la SAU Prairies = 100 % de la SFP Fertilisation organique
Place des prairies* dans les systèmes de production	PP = 95 % de la SAU Production/achat de maïs en complément	PP = 55-60 % de la SAU PT = 30-35 % de la SAU Céréales produites sur l'exploitation	PP = 93 % de la SAU Recherche de qualité et quantité en lien avec la production laitière
Altitude	Plaine : 450-500 m Versant : 600-900 m Granges : 1 060-1 300 m	Gradient faible et altitude basse : 690-880 m	Gradient faible : 980-1 200 m
Substrat géologique	Sol glaciaire remanié	Granite	Calcaire
Pluviométrie	1 588 mm/an (à 1 100m)	942 mm/an	1 417 mm/an
Température moyenne	9,6°C	8,5°C	8,8°C
Echantillon			
- Mode d'utilisation des prairies	24 prairies mixtes 6 pâturées	7 prairies fauchées 18 prairies mixtes, 13 pâturées	11 prairies fauchées 17 mixtes, 23 pâturées
- Nature des prairies* étudiées	30 PP	33 PP + 5 PT	43 PP + 8 PT

* PP = prairie permanente ; PT = prairie temporaire

TABLEAU 1 : Principales caractéristiques des 3 terrains et systèmes étudiés.

TABLE 1 : Main characteristics of the 3 study regions and systems.

■ Les variables mesurées sur le terrain

• La composition floristique des prairies

La majorité des relevés floristiques a été effectuée par des **mesures de fréquence des espèces** : nombre de fois où une espèce est rencontrée, le long d'une baïonnette plantée verticalement en 50 points le long d'une ligne de 20 m dans les montagnes de Bigorre en 2012, ou sur 160 points répartis dans 4 carrés de 4 m² dans le Vercors, toujours en 2012. Pour le Livradois, nous avons intégré dans notre échantillon 9 relevés réalisés en 2006 sur 40 points alignés le long d'une ligne de 20 m dans la commune de Saint-Genès et 29 relevés de recouvrement par la méthode des coefficients d'abondance - dominance de Braun-Blanquet réalisés en 2013 sur la commune de Condat. Toutes ces mesures ont été ramenées à une fréquence centésimale **analogue à un recouvrement** de la parcelle étudiée (MESMIN, 2014), exprimée en pourcentage de recouvrement (DAGET et POISSONET, 1974).

• L'estimation de la biomasse fournie par les prairies au 1^{er} cycle de récolte

Cette variable (MS1) a été calculée et/ou estimée de **différentes façons sur les trois terrains**. Dans le Vercors, MS1/ha a été estimée à partir de mesures de hauteur

d'herbe (80 points de mesure par prairie) effectuées quelques jours avant la fauche selon la méthode visuelle Botanal (TOTHILL *et al.*, 1992) au moyen d'une régression hautement significative entre hauteur et MS calibrée en 2011 sur les prairies du Vercors et comparée à des mesures similaires réalisées sur une large gamme de prairies et pelouses au Lautaret entre 2007 et 2009 (REDJADJ *et al.*, 2012). Dans le Livradois, MS1/ha a été estimée à partir de 4 prélèvements de 0,25 m². Pour les prairies de Condat le prélèvement a été fait entre 1 et 2 semaines avant la fauche. Dans les Pyrénées, en raison de l'étalement dans le temps de la croissance de l'herbe avec l'altitude, de la sensibilité des dates de récolte aux aléas climatiques, de l'éloignement et des difficultés d'accès au terrain qui ne nous ont pas permis de nous rendre sur chaque parcelle juste avant la fauche, nous n'avons pas pu estimer MS1 avec les méthodes utilisées dans le Vercors ou le Livradois. Nous l'avons estimée en recueillant lors des enquêtes auprès des agriculteurs i) le nombre de balles rondes extraites de chaque prairie lors de la 1^{re} coupe et le poids moyen d'une balle (avec un taux moyen de perte à la récolte de 20%), et ii) le nombre de journées de pâturage retirées de la prairie à cette période et les prélèvements journaliers moyens des animaux selon leur type. Malgré leur manque de précision, la cohérence de ces données d'enquêtes a été validée par confrontation à des mesures de hauteur et de biomasse faites plus tôt au printemps pour d'autres objectifs sur les différentes parcelles.

• La teneur en matières azotées totales au 1^{er} cycle

Nous avons estimé cette variable (MAT1) à partir du **pourcentage d'azote dans la végétation**. Le protocole de mesure du pourcentage d'azote est commun aux trois terrains. Un m² de végétation a été prélevé sur chaque parcelle, séché à l'étuve (72 h à 60°C), broyé (grille de 0,5 mm) et analysé par spectrométrie proche infrarouge. Seules les modalités de récolte de la végétation sur 1 m² différent d'un terrain à l'autre.

Dans le Vercors, un échantillon dédié à l'analyse de la MAT1 a été récolté sur une bande de 10 cm x 10 m au même moment que les mesures de biomasse. Dans le Livradois, c'est l'échantillon utilisé pour la mesure de biomasse (MS1) qui a été analysé. Pour les parcelles de Condat, compte tenu de l'écart entre la date du prélèvement de biomasse et la date réelle de récolte (entre une et deux semaines), la MAT a évolué entre le moment de la mesure et celui de la récolte en perdant de l'ordre de 1,7 g N/kg MS par jour selon LAUNAY et al. (2011). Dans les Pyrénées, compte tenu de l'écart temporel important entre le prélèvement de biomasse qui a servi pour déterminer le %N et la fauche, nous avons décidé de ne pas utiliser cette donnée telle quelle. Afin de pouvoir réaliser la comparaison avec les deux autres sites, nous avons calculé le %N au 1^{er} cycle (%N1) correspondant à la valeur de la MS1 estimée à partir des données d'enquête en exploitation, en remplaçant MS par MS1 dans l'équation classique de dilution de l'azote, $\%N1 = 4,8 \times MS1^{-0,32}$ (LEMAIRE et al., 1989). La MAT1 a été obtenue en appliquant la formule $\%MAT1 = \%N1 \times 6,25$.

• L'estimation de l'écart entre la date de récolte en 1^{er} cycle et la phénologie des prairies

Pour l'ensemble des prairies étudiées, **la date de récolte a été transformée en somme de températures journalières depuis le 1^{er} février** (début de la croissance végétative) de l'année considérée soit 2012 pour le Vercors et les Pyrénées, 2006 et 2013 pour le Livradois. La date de fauche est connue avec une bonne précision pour le Vercors. Pour le Livradois, les dates de fauches sont connues pour les

prairies de Saint-Genès et quelques parcelles de Condat. Pour les autres, une date moyenne a été proposée à partir de notre connaissance des dates de début et de fin de la campagne de fauche. En Bigorre, nous avons utilisé les cahiers d'enregistrement des pratiques par parcelle, tenus en 2010 par les agriculteurs enquêtés pour pouvoir bénéficier de soutiens agri-environnementaux, l'ordre et les dates de fauche des parcelles en 2012 ayant été, d'après eux, similaires à ceux de 2010. Sur les trois sites, les sommes de températures ont été calculées à partir de la station météo la plus proche et intègrent une correction altitudinale pour chaque parcelle.

Pour rapporter les dates de récolte aux stades phénologiques de la végétation, nous avons calculé la date de floraison moyenne des prairies. Cet indicateur, qui reflète la qualité de l'herbe récoltée, est aussi celui sur lequel se basent les agriculteurs pour décider du moment de la fauche (DURU et al., 2010). Dans le Vercors, les dates de floraison des espèces, définies comme le moment où 10 % des individus de l'espèce (graminée, légumineuse ou dicotylédone) sont fleuris à l'échelle de la parcelle, ont été estimées visuellement. Pour la Bigorre, nous avons réutilisé des mesures effectuées sur le même principe dans le cadre du projet Européen Vista sur des prairies des Pyrénées ariégeoises présentant la même gamme d'altitude. Pour ces deux terrains, ces caractéristiques des espèces ont été pondérées par leur abondance pour obtenir une valeur moyenne pour chaque parcelle. Pour Condat, nous avons utilisé les références de la typologie multifonctionnelle des prairies du Massif central (HULIN et al., 2011) dans laquelle chaque type de prairie est caractérisé par une somme de température au début de la floraison.

■ Une métrique agroécologique : le positionnement des prairies dans un modèle Production/Utilisation

« Une métrique agroécologique (ou écologique) est une grandeur calculée, (à valeur générale) qui décrit certains aspects de la structure, de la fonction ou de tout autre caractéristique des assemblages biologiques et qui change de valeur en réponse à une modification de l'impact des activi-

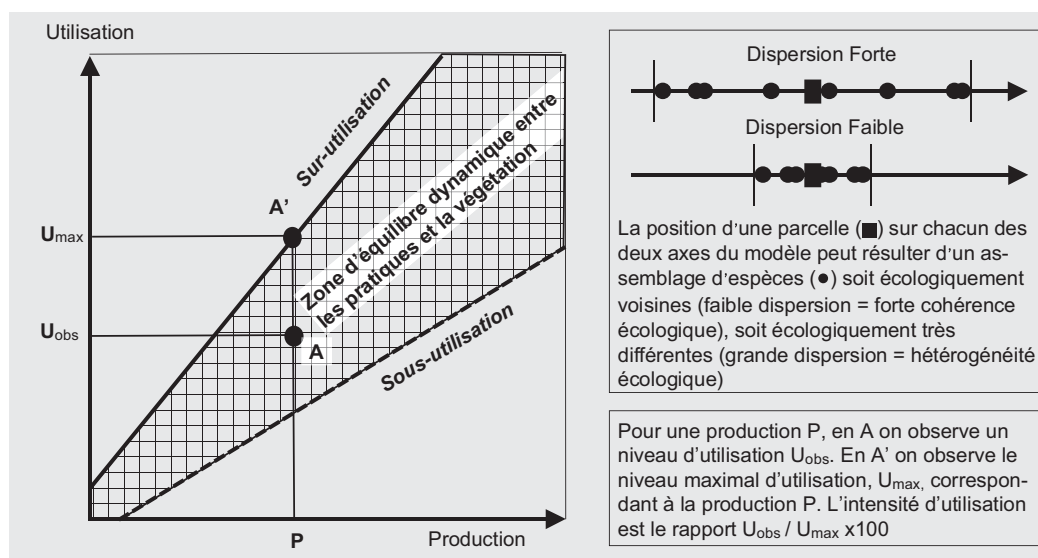


FIGURE 1 : Principe du modèle Production/Utilisation (d'après BALENT, 1991).

FIGURE 1 : Theoretical underpinnings of the Productivity/Utilisation reference model (after BALENT, 1991).

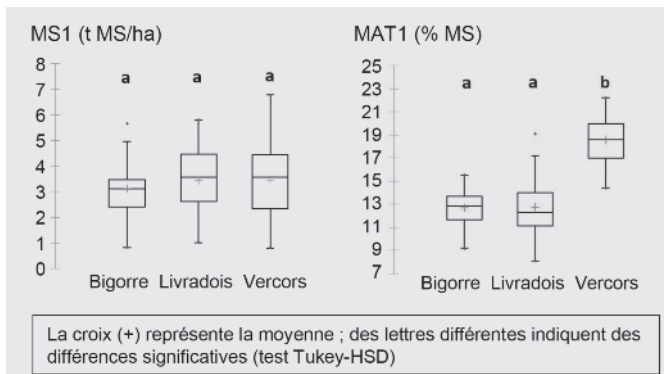


FIGURE 2 : Biomasse (MS1) et teneur en MAT (MAT1) au 1^{er} cycle dans les prairies permanentes des 3 sites.

FIGURE 2 : Biomass (MS1) and CP content (MAT1) of fodder harvested during the first growth cycle of permanent pastures in the 3 regions.

tés humaines » (REYJOL *et al.*, 2013). Cette définition renvoie à la notion de bioindicateur développée par BLANDIN (1986) et à celle de modèle de référence ou référentiel de diagnostic, développée par BALENT (1994) d'après les travaux de PRODON et LEBRETON (1981). Ce type de métrique permet de comparer plusieurs situations locales dans un même cadre général.

Nous avons utilisé le **modèle de référence proposé par BALENT** (1991). Ce modèle, basé sur une Analyse des Correspondance d'un ensemble de prairies, produit une **ordination** à valeur générale de 223 espèces prairiales **le long d'un double gradient de production et d'utilisation** (BALENT *et al.*, 1993 ; JULIEN *et al.*, 2006 ; figure 1a). Ces deux gradients ont été calibrés à partir de mesures de productivité et de fertilité des parcelles ayant servi à la construction du modèle (gradient de productivité) et à partir de l'observation hebdomadaire sur deux cycles annuels de la fréquentation de ces mêmes parcelles par les animaux au pâturage (gradient d'utilisation) (BALENT et BARRUÉ-PASTOR, 1986 ; BALENT, 1991). Leur portée générale a par la suite été établie dans le cadre d'études effectuées dans d'autres régions comme par exemple la Vallée de l'Aveyron ou le plateau de l'Aubrac (BALENT *et al.*, 1993). Une parcelle de prairie quelconque peut dès lors être positionnée sur chacun des deux gradients du modèle à partir du barycentre

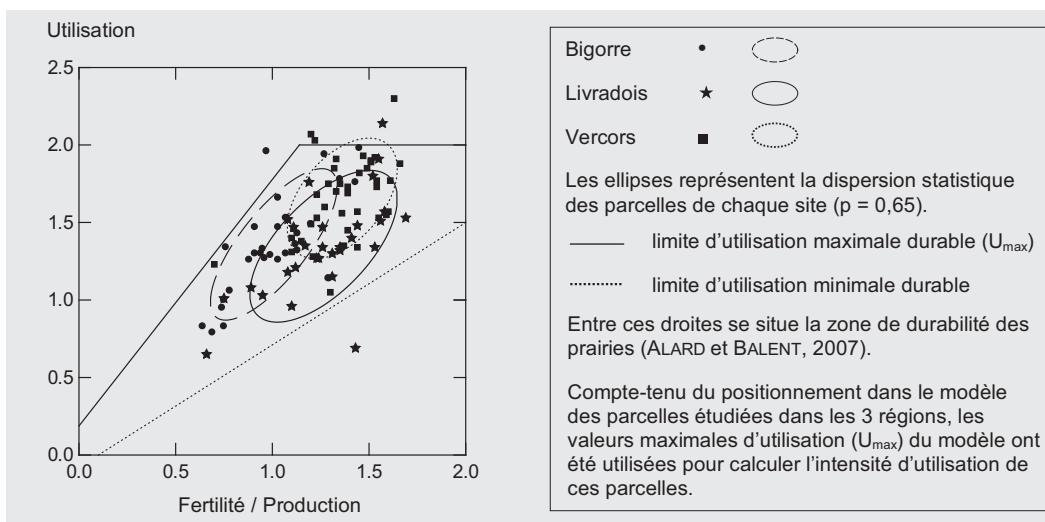


FIGURE 3 : Projection des parcelles des 3 sites à partir de leur flore dans le modèle Production/Utilisation.

FIGURE 3 : Correspondance analysis projection in which pastures in the 3 regions are mapped according to their flora and the Productivity/Utilisation model.

des positions des espèces prairiales communes à cette prairie et au modèle sur chacun des deux gradients (figure 1b). Ce modèle **permet également de mesurer la dispersion des espèces** rencontrées dans une prairie le long des gradients de production et d'utilisation à partir de la méthode proposée par CHESSEL *et al.* (1982). Mathématiquement, cela correspond à la mesure de la variance. Une faible dispersion des espèces d'une prairie reflète une végétation homogène et en équilibre avec les pratiques de production ou d'utilisation, une forte dispersion reflétant une végétation perturbée en fonction des mêmes pratiques (BALENT, 1991).

■ Méthodes et outils statistiques utilisés

Nous avons utilisé le package ade4 (DRAY et DUFOUR, 2007) développé sous R (R CORE TEAM, 2014) pour positionner les différentes prairies dans le modèle Production/Utilisation par projection en variables supplémentaires dans l'AFC qui sert de support au modèle (fonction *suprow*), et pour calculer la dispersion des espèces qui composent une prairie le long des deux axes du modèle suivant la méthode proposée par CHESSEL *et al.* (1982) (fonction *sco.distrib*). Les différentes comparaisons entre les sites pris 2 à 2 ont été établies à l'aide du test de Tukey-HSD réalisé avec la version 13 de Systat (WILKINSON, 2010). Les graphiques ont également été réalisés avec Systat.

3. Résultats

■ Indicateurs des services fourragers : quantité et qualité des fourrages récoltés au 1^{er} cycle

Les **biomasses** récoltées au 1^{er} cycle varient de 1 à 7 t MS/ha (figure 2) avec une forte amplitude au sein de chacun des 3 sites. Il n'y a pas de différence significative entre les sites. La valeur moyenne se situe entre 3 et 4 t MS/ha. Concernant la **matière azotée totale** (% de la MS), considérée comme un indicateur de la qualité des fourrages récoltés, les valeurs observées dans le Vercors sont significativement plus élevées que sur les 2 autres sites (Tukey HSD test, $p < 0,001$).

Production	Utilisation
Vercors \equiv Livradois ($p=0,176$) ns	Vercors > Livradois ($p<0,001$) ***
Vercors > Bigorre ($p<0,001$) ***	Vercors > Bigorre ($p<0,001$) ***
Livradois > Bigorre ($p<0,001$) ***	Livradois \equiv Bigorre ($p=0,987$) ns

TABLE 2 : *Pairwise comparisons of pasture productivity and utilisation among the 3 study regions (Tukey HSD test).*

TABLEAU 2 : **Comparaison (2 à 2) des moyennes des coordonnées de production et d'utilisation pour les 3 sites (test Tukey HSD).**

Ce gain de qualité azotée peut s'expliquer par la récolte d'un fourrage plus jeune ou par une composition botanique du fourrage plus favorable à la qualité. On n'observe aucune différence de qualité des fourrages entre le Livradois et la Bigorre ($p=0,169$).

Par ailleurs, il est à noter que, pour l'ensemble des prairies étudiées comme pour les prairies de chaque site prises indépendamment, aucune relation significative n'a été observée entre, d'une part, la MS1 et ses prédictors potentiels que constituent les indices de nutrition minérale de la végétation, INN, INP et INK et, d'autre part, les caractéristiques des sols (MESMIN, 2014).

■ Valorisation des services fourragers par les agriculteurs

• Des relations Production/Utilisation diversifiées intra et intersites

L'utilisation des métriques agroécologiques de BALENT (1991) met en évidence la **grande diversité de niveaux de production et d'utilisation** des prairies des trois régions (figure 3). La grande **majorité des parcelles** se trouve **dans la zone de durabilité des prairies**, quelques unes seulement étant situées dans les zones de sous ou surutilisation. Il existe des **différences nettes** entre la distribution des parcelles **des trois sites le long des axes Production et Utilisation** (tableau 2).

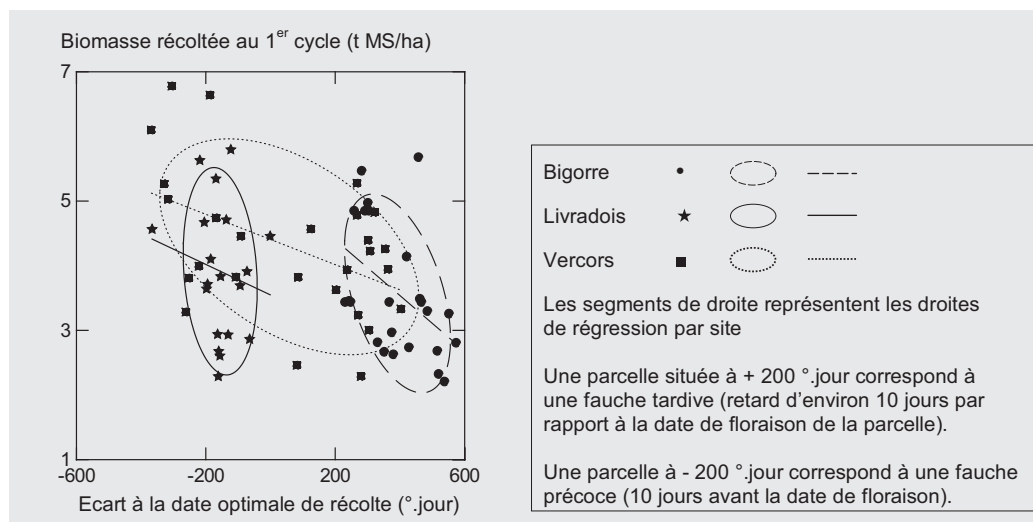


FIGURE 4 : **Biomasse récoltée au 1^{er} cycle (MS1) en fonction de l'écart entre la date de fauche et la date de floraison des graminées pour les prairies de fauche des 3 sites.**

FIGURE 4 : **Biomass harvested during the first growth cycle (MS1) as a function of the difference between the cutting date and the onset of grass flowering in hay meadows in the 3 regions.**

Les parcelles du Vercors sont les plus productives et les plus utilisées des trois sites. Celles de Bigorre sont les moins productives des trois sites. Les parcelles de Bigorre et du Livradois ont un niveau d'utilisation comparable inférieur à celles du Vercors. Les parcelles du Livradois sont en revanche au même niveau de production que celles du Vercors.

• Des différences entre sites dans les stratégies de récolte

La figure 4 montre que **les prairies de fauche répondent à la relation entre MS1 et écart date de fauche - floraison de façons très différentes d'un site à l'autre. Les prairies du Vercors sont réparties tout au long du gradient d'écart de date.** La relation est significative ($p=0,014$). Il existe un groupe de parcelles très productives récoltées précocement qui contribuent à récolter un foin de bonne qualité comme en témoigne la concentration en MAT (figure 2). Ces prairies permettent de réaliser des 2^e voire 3^e coupes qui contribuent au stock hivernal de foin. Il existe aussi un groupe de parcelles moins productives récoltées tardivement qui correspondent à des parcelles extensives chez des éleveurs laitiers ou en système allaitant (DOBREMEZ *et al.*, 2015, cet ouvrage). **Dans la Bigorre, toutes les parcelles sont récoltées tardivement** quel que soit le nombre de coupes, ce qui ne permet pas de récolter un fourrage de qualité comme le montre le faible niveau de MAT (figure 2). Toutefois, dans ce site, il existe une relation significative entre MS1 et écart de date ($p=0,024$) ce qui traduit une logique interne du même type que celle observée pour le Vercors. Cette stratégie, classique dans les Pyrénées centrales, répond aux conditions météorologiques en mai-juin qui ne permettent que rarement une récolte de foin séchés au sol à une date voisine de la date de floraison (DURU et COLOMBANI, 1992). La pratique d'un pâturage de printemps (déprimage), sur un tiers des parcelles fauchées étudiées, y permet une première coupe de foin tardive ayant un impact limité sur la qualité (GIBON *et al.*, 1989). **Dans le Livradois, l'ensemble des parcelles est récolté précocement** avant et au moment de la date de floraison. Il n'existe toutefois aucune relation significative entre la MS1 et l'écart entre date de fauche et floraison ($p=0,490$). Cette récolte précoce devrait en toute logique se tra-

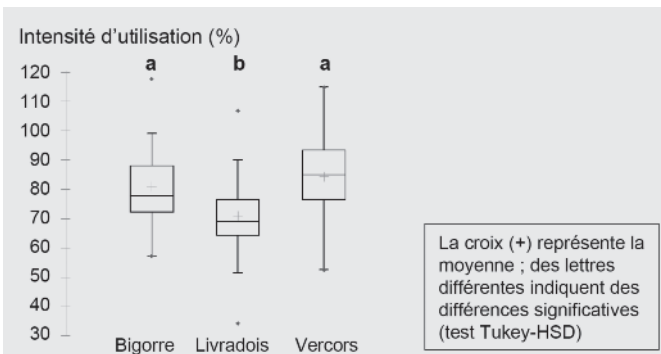


FIGURE 5 : Variabilité de l'intensité d'utilisation intra et intersites.

FIGURE 5 : Intra- and interregional variability in utilisation levels.

duire globalement par une qualité du fourrage plus élevée qu'en Bigorre mais on n'observe aucune différence entre les deux sites pour la MAT.

■ L'intensité d'utilisation, reflet des systèmes de production et des stratégies des agriculteurs

• Variabilité de l'intensité d'utilisation

La figure 5 montre que **l'intensité d'utilisation de la biomasse produite par les prairies (IU) est significativement plus faible dans le Livradois** (71% en moyenne) que celles observées dans la Bigorre (81%, $p = 1,012$) et dans le Vercors (84%, $p = 0,000$). Il faut noter la très grande amplitude de variation de l'IU dans le Vercors où des prairies temporaires côtoient des prairies permanentes fauchées intensivement ou pâturées extensivement.

• Intensité d'utilisation et durabilité des prairies

Sur la figure 6a la plus grande partie des **parcelles du Vercors** et, à un degré moindre, de Bigorre se trouve rassemblée dans une ellipse totalement inscrite entre les deux

droites ce qui traduit une **forte homogénéité compositionnelle** et une cohérence de la végétation des prairies individuelles : toutes les espèces qui composent ces prairies sont voisines écologiquement par rapport au gradient de production. Quelques parcelles du Vercors se trouvent toutefois en dessous de la zone de durabilité (très faible dispersion des espèces). Il s'agit de prairies temporaires ayant un faible nombre d'espèces très voisines écologiquement. A l'opposé, la grande majorité des **parcelles du Livradois** présente une composition floristique très hétérogène le long de l'axe production, ce qui reflète la **coexistence d'espèces ayant des tolérances écologiques très différentes** vis-à-vis de ce facteur. Dans ces parcelles, dont le niveau de production est élevé, cohabitent des espèces de prairies mésophiles bien exploitées comme le dactyle, la houlque laineuse, le ray-grass, des espèces de friches nitrophiles comme la grande ortie, la grande berce, plusieurs espèces de rumex et des espèces de pelouse comme la fétuque rouge et la crénelle.

Les niveaux de dispersion élevés de la composition floristique des parcelles étudiées sur les trois sites résultent principalement de problèmes de gestion des prairies fertiles et productives et non, comme on aurait pu s'y attendre, de la colonisation de prairies peu productives par des ligneux qui n'a été observée que pour une parcelle de Bigorre et une du Livradois. La figure 6b montre que **le niveau d'hétérogénéité écologique augmente quand l'intensité d'utilisation diminue**. Cette relation, hautement significative ($r^2 = 0,37$, $p < 0,001$), est essentiellement due aux parcelles du Livradois. Elle traduit une dégradation de la végétation prairiale à mettre en relation avec l'accumulation de biomasse comme le montre le faible niveau d'intensité d'utilisation de la biomasse produite. Il est intéressant de noter que les parcelles des **prairies permanentes les plus productives** de la Bigorre et du Vercors sont **peu perturbées dès lors que l'on utilise une part importante de la production**, ce qui tendrait à montrer qu'il est possible de trouver des combinaisons de pratiques durables pour des prairies utilisées intensivement.

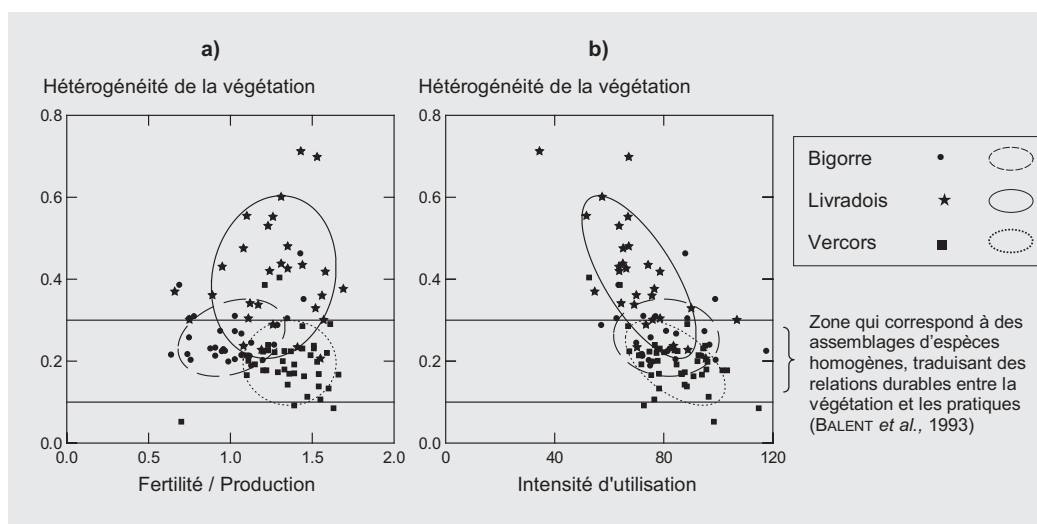


FIGURE 6 : Hétérogénéité écologique de la flore des parcelles dans le modèle Production/Utilisation en fonction a) du niveau de production et b) de l'intensité d'utilisation.

FIGURE 6 : Differences in the flora found in the pastures with the Productivity / Utilisation model as a function of a) productivity and b) utilisation.

4. Discussion et perspectives

■ Une influence prépondérante des systèmes de production sur la gestion des prairies

Les prairies des trois sites étudiés diffèrent par leurs réponses aux milieux considérés, dans leurs dimensions physique, biologique et historique, et aux logiques d'action des agriculteurs, variables au sein et entre les sites. Les **prairies du Vercors** sont significativement plus productives et utilisées que celles des deux autres sites. Dans cette région de production laitière, où l'utilisation de l'ensilage est interdite (AOP Bleu du Vercors), la contribution des prairies permanentes sous forme de foin et/ou de pâturage est essentielle à l'alimentation des troupeaux (DOBREMEZ *et al.*, 2015) comme le montre leur intensité d'utilisation qui avoisine les 85 % de la biomasse produite. La relation significative entre MS1 et l'écart entre date de fauche et floraison traduit une logique d'exploitation dominante où les prairies les plus productives sont exploitées précocement et les prairies les moins productives tardivement, même s'il existe une diversité de logiques qui s'exprime dans ce territoire (DOBREMEZ *et al.*, 2015). Cette diversité est illustrée par l'amplitude des variations de l'IU et des écarts de date de récolte et de floraison des prairies. Globalement, cela se traduit par une bonne adéquation sur ce site entre la date d'utilisation et le stade de développement des couverts recherchés quand on cherche à optimiser la qualité et la quantité des fourrages récoltés (DURU *et al.*, 2010), ce qui conduit à une qualité moyenne significativement supérieure à celle des deux autres sites. Les **prairies du Livradois** se caractérisent par un niveau de production élevé mais aussi par un niveau d'utilisation faible (de l'ordre de 70 %). Dans cette région, l'essentiel de l'alimentation des troupeaux (élevages bovins laitiers et allaitants) est apporté par des cultures fourragères récoltées en ensilage (BALAY *et al.*, 2015, cet ouvrage). Les prairies permanentes, cantonnées aux zones non labourables, jouent un rôle d'appoint pour certains types d'animaux. Les enquêtes en exploitation montrent que la place de ces prairies dans le système fourrager est secondaire et que les agriculteurs ne manifestent que peu d'intérêt pour les valoriser. Malgré cela, les prairies du Livradois sont récoltées précocement suivant en cela les conseils techniques locaux qui préconisent une récolte en foin autour de 1 000 °.jours alors que le début de la floraison se situe vers 1 100 °.jours. Mais cette récolte précoce ne se traduit pas par une qualité des fourrages élevée (teneur en MAT faible). Il est possible que la faible teneur en MAT soit due à la composition floristique particulière des prairies du Livradois où abondent les grandes ombellifères (grande berce par exemple) et plusieurs espèces de rumex susceptibles de diminuer la teneur en azote des prairies.

Dans les montagnes de **Bigorre**, les prairies sont caractérisées par un niveau de production moyen significativement plus faible que dans le Vercors et le Livradois. En revanche, en raison d'un gradient altitudinal important, leurs niveaux de production sont diversifiés et fortement

marqués par l'histoire culturelle des terroirs auxquels elles appartiennent (BERTONI *et al.*, 2015, cet ouvrage). Le niveau d'utilisation de la biomasse produite est élevé, de l'ordre de 81 %. En effet, la production des prairies naturelles tient une place prépondérante dans l'alimentation des troupeaux, qu'il s'agisse des distributions hivernales de fourrages ou du pâturage en dehors de la saison d'estive. Les prairies des Pyrénées se différencient de celles des deux autres sites par des dates très tardives d'exploitation en fauche, toutes les parcelles étant fauchées après la date optimale de récolte pour la qualité. Logiquement, la qualité des fourrages récoltés mesurée par la teneur en MAT est faible. Les valeurs obtenues sont toutefois du même ordre que celles observées dans les prairies riches en espèces d'autres vallées des Pyrénées et d'autres régions de montagne où un climat pluvieux de fin de printemps limite les possibilités de récolte précoce (*cf.* JEANGROS et SCHMID, 1991, par exemple). Ces résultats reflètent aussi la moindre importance de la qualité des stocks fourragers dans les systèmes de production pratiqués dans la région (élevage bovin allaitant extensif) que dans ceux des deux autres sites.

■ Intensification ou intensité d'utilisation écologique ? des différences entre les sites

La problématique générale du projet ANR MOUVE était d'analyser les formes et les dynamiques associées à l'**intensification écologique** dans plusieurs régions d'élevage du Nord et du Sud. Cette notion développée à la base pour les grandes cultures avec une entrée agronomique (CASSMAN, 1999) ou écologique (BOMMARCO *et al.*, 2013) s'est révélée délicate à manipuler et à concrétiser concernant les prairies permanentes. Si l'on considère l'IE comme ayant **deux grandes composantes**, l'une relative au **remplacement d'intrants anthropiques par une prise en compte accrue de certains processus écologiques**, l'autre à la **durabilité à long terme de la production agricole locale**, comment peut-on les traduire quand on s'intéresse à des prairies permanentes ?

Dans des prairies permanentes de montagne, **les intrants anthropiques** sont relativement limités aux engrais utilisés, qui sont soit des engrais organiques (restitution aux parcelles des fumiers et lisiers récoltés en bâtiment), soit des engrais minéraux de synthèse. La grande majorité des prairies étudiées, y compris les prairies temporaires, reçoit une fertilisation organique abondante qui permet d'assurer une MS1 de l'ordre de 3 à 4 t MS/ha.an, certaines parcelles produisant jusqu'à 7 t. Dans la Bigorre, cette production peut atteindre 9 t MS si on cumule tous les cycles d'exploitation (BERTONI *et al.*, 2015). Une minorité de parcelles reçoit une fertilisation minérale le plus souvent en réponse à des contraintes géomorphologiques et réglementaires interdisant l'épandage du fumier. Augmenter la productivité des prairies dans les sites étudiés supposerait donc d'augmenter la fertilisation minérale, ce qui va à l'encontre du remplacement d'intrants chimiques.

Nos travaux montrent que, si des différences existent entre les sites étudiés concernant la productivité des

prairies permanentes, celle-ci est tributaire d'une fertilisation organique qui permet un niveau de production cohérent avec les fonctions attribuées aux prairies dans les différents systèmes de production.

Si une marge de progression existe, elle nous semble concerner tout d'abord le **niveau d'utilisation de la biomasse produite**. Dans le Livradois, les agriculteurs pourraient augmenter la part d'herbe issue des prairies permanentes dans l'alimentation des troupeaux. Dans la Bigorre, ils pourraient augmenter la qualité des fourrages récoltés. Toutefois, le climat de fin de printemps y étant défavorable à une fauche précoce, améliorer la qualité des foin de 1^{er} cycle supposerait des investissements dans des chaînes de récoltes ou de séchage du foin plus performantes, peu adaptés à des systèmes extensifs de production de viande. Les enquêtes en exploitations menées en parallèle aux mesures de terrain (GIBON *et al.*, 2015) montrent que, pour combler le déficit de qualité des foin récoltés pour les animaux les plus exigeants, les agriculteurs préfèrent compter sur la qualité élevée des regains et/ou sur l'achat de compléments du commerce ou encore la culture de méteil.

En fait, les différences observées dans le niveau d'utilisation de la production des prairies reflètent celles de l'orientation des systèmes d'élevage et de la place accordée à l'herbe dans le système d'alimentation des animaux. Dans le système bovin laitier du Vercors où l'ensilage est interdit, la place de l'herbe est essentielle et les éleveurs utilisent effectivement une grande partie de l'herbe produite. Dans le Livradois, où les cultures fourragères jouent un rôle essentiel pour les élevages laitiers et les prairies temporaires pour les élevages laitiers et allaitants, les prairies permanentes restent réservées aux zones difficilement cultivables et ne constituent qu'une ressource d'appoint pour les exploitations. Les Pyrénées, aux systèmes bovin et ovin allaitants assez peu exigeants au plan alimentaire, se trouvent dans une situation intermédiaire. Dans ce milieu aux contraintes très fortes (climat, pente limitant les surfaces cultivables), la production des prairies permanentes est essentielle car elle est la base du système d'alimentation des troupeaux mais la qualité des fourrages récoltés en 1^{er} cycle est d'une importance moindre.

La **durabilité à long terme** des modes d'exploitation des prairies suppose qu'il existe des combinaisons de pratiques de gestion qui permettent d'atteindre un équilibre dynamique à long terme entre les pratiques et la composition floristique (VAN DER MAAREL, 1993), c'est-à-dire un état non perturbé de la végétation garantissant sa résilience face à différents types d'aléas (VAN ANDEL et VAN DEN BERGH, 1987). Nos travaux, grâce aux outils de diagnostic utilisés, permettent d'aborder ces dimensions de la durabilité des prairies. Le modèle de diagnostic des relations entre production et utilisation des prairies permet de définir un espace de durabilité de leurs modes d'exploitation en fonction de l'intensité d'utilisation de la biomasse produite. A travers la plus ou moins grande cohérence écologique qu'elle révèle, la dispersion des espèces d'une prairie le long des axes de production et d'utilisation nous renseigne sur le degré de perturbation de la végétation en fonction des pratiques et donc sur la résilience de la végétation.

Le cas du Vercors illustre qu'il est possible d'**exploiter intensivement de manière durable des prairies permanentes**. Nous observons sur ce site une grande diversité d'intensités d'utilisation pour des parcelles qui présentent des végétations en équilibre avec les pratiques, ce qui tendrait à montrer qu'il existe une adaptation plus fine de modes de gestion aux potentiels des prairies. Bien que moins fertiles et légèrement moins intensément utilisées, les prairies des montagnes de Bigorre présentent une réponse moyenne analogue au Vercors en termes de stabilité à l'exception des parcelles de plaine gérées très intensivement (2 à 3 fauches et pâturage d'automne) ce qui favorise l'apparition de taches de sol nu et le développement d'espèces annuelles au printemps suivant (BERTONI *et al.*, 2015). Dans le Livradois, alors que l'intensité d'utilisation des prairies et l'amplitude de ses variations sont réduites, leur végétation est en déséquilibre en raison de la sous-exploitation chronique de leur potentiel de production élevé (Intensité d'Utilisation autour de 70%). Cette sous-exploitation de la biomasse produite qui conduit à une accumulation systématique d'herbe, associée à des apports organiques conséquents dans la plupart des prairies, est susceptible de favoriser le développement observé des grandes ombellifères et des grands rumex. Cela traduit un degré de perturbation de la végétation d'autant plus important que l'intensité d'utilisation est faible. Si l'on se réfère aux travaux de BALENT *et al.* (1993), ce degré important de perturbation est un indicateur potentiel d'une évolution rapide et peu prévisible de la végétation de ces prairies permanentes.

Nos travaux montrent que **le ratio entre le niveau observé d'utilisation des prairies et le niveau maximum théorique est une clé de compréhension et de commande de la dynamique et de la stabilité de la végétation dans une optique d'intensification de la production**. Ils montrent aussi qu'une intensification écologique durable de la gestion des prairies est possible et que des outils de pilotage de ce processus existent mais diffèrent d'un terrain à l'autre. Il est possible de mieux ajuster les dates de fauche (avec les limites dues au climat) pour améliorer la qualité, de jouer sur le ratio prairie temporaire/prairie permanente pour accroître la production, et sur la diversité des types de prairies au sein d'une exploitation pour améliorer la souplesse du système fourrager (LOUCOU-GARAY *et al.*, 2015). Mais la part relative et la pertinence de ces différents leviers diffèrent d'un site à l'autre : par exemple mieux valoriser la production et entretenir la flore pour le Livradois, mieux ajuster les dates de fauche pour les Pyrénées, mieux valoriser la diversité des types de prairies pour le Vercors. Cela suppose d'articuler les indicateurs à la parcelle développés ici avec une connaissance détaillée des systèmes fourragers des exploitations concernées.

■ Intérêt et limite de l'analyse comparative

Dans le projet MOUVE, l'étude des services écosystémiques des prairies dans une perspective d'intensification écologique a été fondée dès le départ par un objectif d'analyse comparative la plus rigoureuse possible. Nous avons essayé de mettre en place des protocoles communs de

caractérisation de la nature et de la chimie des sols, de la composition floristique et de la chimie de la végétation, et de caractérisation des pratiques.

Au final, comme le montre la partie matériel et méthodes de cet article, les contraintes spécifiques aux terrains situés à 30 minutes (Vercors), 1 heure (Livradois) et 3 heures (Bigorre) de voiture des laboratoires, les compétences présentes au sein des 3 groupes de recherche concernés et les habitudes culturelles des chercheurs impliqués ont conduit à des protocoles de collecte des données en grande partie spécifiques aux terrains. Un gros travail d'harmonisation a dû être réalisé pour rendre les données recueillies compatibles et utilisables dans un cadre comparatif (MESMIN, 2014). Pour la description de la flore ce travail a permis d'obtenir des résultats satisfaisants. Le modèle floristique de BALENT (1991) étant basé sur une AFC, la projection des parcelles dans ce modèle est réalisée à partir d'un profil floristique peu sensible à la méthode choisie pour quantifier les valeurs d'abondance des espèces. En effet, si une méthode surestime systématiquement toutes les espèces par rapport à une autre, les profils floristiques resteront identiques.

Pour l'évaluation de la production des prairies au premier cycle (MS1) et les estimations de la qualité de l'herbe au 1er cycle (MAT1), les dates de récolte, dont l'utilisation et donc l'enregistrement n'étaient pas prévus initialement, ont été difficiles à obtenir. L'incertitude sur ces données affecte la précision de nos conclusions. Un écart d'une semaine entre la date de mesure et la fauche par l'agriculteur, comme c'est le cas dans le Livradois, peut avoir induit une erreur relative moyenne voisine de 9% sur la MAT selon LAUNAY *et al.* (2011). En Bigorre, l'utilisation des courbes de dilution de l'azote pour calculer la MAT1, à partir de la MS1 estimée par enquête, a pu générer une erreur du même ordre de grandeur. Toutefois, ces erreurs ne sont pas, à notre avis, de nature à modifier les conclusions mais incitent à conforter et compléter ultérieurement nos données. Le diagnostic d'une récolte précoce dans le Livradois, même s'il paraît logique aux experts du terrain, devra par exemple être conforté par une meilleure connaissance des dates réelles de récolte. Il en va de même pour le diagnostic d'une récolte tardive dans les Pyrénées associée à une production assez faible, où il conviendrait également de tenir compte du pâturage de parcelles fauchées à la sortie de l'hiver dans un cas sur trois, qui conduit à une surestimation de l'âge phénologique des prairies au moment de la première coupe.

Toutefois, malgré ses limites évidentes en termes de précision, le modèle de représentation retenu pour l'analyse comparative de la biomasse récoltée au 1^{er} cycle, qui la réfère à l'écart entre la date de fauche et celle de la floraison de la prairie, nous paraît constituer **un cadre d'analyse et d'évaluation des logiques de gestion des parcelles riche d'enseignements et généralisable dans le cadre d'une approche systémique des relations entre système fourrager et gestion des prairies**. En effet, considérer la date de fauche relativement au rythme de croissance de la prairie permet de rendre compte, sur des bases plus objectives, des conséquences en termes de quantité et de qualité de l'herbe

récoltée, et des décisions prises par les agriculteurs. Ce modèle peut également être enrichi par la représentation graphique, pour chaque parcelle, de données explicatives de la décision de faucher (pratiques de fertilisation, indices de nutrition minérale, distance de la parcelle au siège de l'exploitation, *etc.*).

L'utilisation du **modèle Production / Utilisation** propose une réponse au problème récurrent en écologie de l'analyse et de la comparaison de lots de données tronqués vis-à-vis des facteurs agroécologiques dont on veut comprendre et modéliser les effets. BAKER (1989) a souligné l'intérêt de distinguer entre des modèles géographiques, le plus souvent limités à une analyse descriptive locale à portée rarement générale, et des modèles de distribution basés sur la réponse d'espèces le long de gradients complets. Le modèle Production/Utilisation se rattache à cette deuxième catégorie. Basé sur une ordination robuste (*cf.* BALENT, 1991) d'environ 200 espèces prairiales en fonction de leur préférence vis-à-vis de la fertilité et du niveau d'utilisation d'une parcelle, il constitue une métrique écologique à valeur générale qui permet de s'affranchir des limites liées à l'analyse d'échantillons de données trop limités dans leur diversité pour être utilisés seuls dans un processus de modélisation.

Dans le cadre d'analyses comparatives de parcelles issues d'échantillons locaux peu propices à une modélisation statistique performante, car sélectionnés indépendamment les uns des autres, le modèle floristique utilisé ici constitue une alternative intéressante à un dispositif complet et lourd pour porter un diagnostic agroécologique sur l'état et l'évolution des prairies en fonction des pratiques.

Conclusion générale

La notion d'intensification écologique reste une notion difficile à rendre concrète dans le cas des systèmes d'élevage et en particulier de la gestion des prairies permanentes. Nos travaux n'ont guère permis de rendre plus consistante cette notion qui semble aujourd'hui se fondre dans le cadre plus intégrateur de l'agroécologie (BONAUDO *et al.*, 2014) ou de l'intensification durable (LOOS *et al.*, 2014). Nous lui avons substitué la notion d'intensité d'utilisation dont nous avons évalué les conséquences sur la durabilité des prairies. Les conditions de cette **intensité d'utilisation durable** peuvent être définies quel que soit le niveau de production des prairies et pas seulement pour des prairies très intensives. Elle permet en cela de porter un diagnostic sur l'ensemble des prairies gérées au sein d'une exploitation ou d'un territoire géographique dès lors que l'on dispose d'un relevé floristique de ces prairies. L'utilisation du modèle Production/Utilisation dans le cadre de cette analyse comparative a permis d'identifier un levier possible d'intensification écologique (l'amélioration de l'adéquation production/utilisation) mais l'importance de ce levier diffère entre les différents sites.

Au final nous avons montré que les systèmes d'élevage montagnards étudiés se caractérisent par des niveaux élevés de valorisation des ressources végétales produites

(entre 70 et 85 %). Augmenter le niveau de production de ces ressources supposerait de mobiliser des intrants chimiques et/ou des technologies coûteuses qui n'augmenteraient en rien l'efficacité des processus écologiques concernés. Comme cela avait été souligné il y a quelques décennies par ELLIS *et al.* (1979) et COUGHENOUR *et al.* (1985), si l'on prend en compte les différentes contraintes qui conditionnent le fonctionnement des systèmes agropastoraux selon les milieux, les modes de gestion des prairies fondés sur la tradition y sont et resteront probablement longtemps parmi les modes les plus intensifs de valorisation durable de ces ressources végétales naturelles.

Accepté pour publication,
le 24 février 2015

Remerciements : Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet de recherche MOUVE soutenu par l'Agence Nationale de la Recherche (projet ANR-2010-STRA-005-01). Pour leur participation aux travaux de terrain, merci à Philippe Caniot, Adeline Noirault, Laurent Raison, Jérôme Willm en Bigorre, à Christian Cougoul, Charlotte Mettez, Jean-Yves Pailleux et Stéphane Sauvat dans le Livradois, à Claude Bernard-Brunet, Nathan Daumergue, Gilles Favier, Stéphanie Gaucherand, Alain Bédécarrats, Daphné Dumazel, Lucie Girard, Sarah Delorme et Lucie Bezombes dans le Vercors. Enfin, un grand merci aux éleveurs qui, sur les différents terrains, ont accepté de participer aux enquêtes et nous ont permis d'accéder à leurs parcelles.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALARD D., BALENT G. (2007) : "Sécheresse: quels impacts pour la biodiversité en systèmes prairiaux et pastoraux ?", *Fourrages*, 190, 197-206.
- AMIAUD B., CARRÈRE P. (2012) : "La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques", *Fourrages*, 211, 229-238.
- BAKER W.L. (1989) : "A review of models of landscape change", *Landscape Ecology*, 2, 111-133.
- BALAY C., COURNUT S., MICHELIN Y., CAPITAIN M., BOISDON I. (2015) : "Services écosystémiques rendus par les prairies dans une commune de moyenne montagne d'Auvergne : évaluation et déterminants", *Fourrages*, 221, 15-24.
- BALENT G. (1991) : "Construction of a reference frame for studying the changes in species composition in grassland", *Options Méditerranéennes*, 15, 73-81.
- BALENT G. (1994) : "La qualité des systèmes écologiques : Le point de vue de l'écologue", *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 28, 259-266.
- BALENT G., BARRUÉ-PASTOR M. (1986) : "Pratiques pastorales et stratégies foncières dans le processus de déprise de l'élevage montagnard en vallée d'Oô (Pyrénées centrales)", *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 57, 403-447.
- BALENT G., DURU M., MAGDA D. (1993) : "Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes: Une méthode pour le diagnostic agroécologique, une application aux prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron", *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 27: 283-301.
- BAUMONT R., MICHAUD A., DELABY L. (2012) : "Services fourragers des prairies permanentes : production d'herbe et valeur alimentaire pour les ruminants", *Fourrages*, 211, 219-228.
- BEDDINGTON J.R., ASADUZZAMAN M., FERNANDEZ A., CLARK M., GUILLOU M., JAHN M., ERDA L., MAMO T., VAN BO N., NOBRE C.A., SCHOLES R., SHARMA R., WAKHUNGU J. (2011) : "Atteindre la sécurité alimentaire dans le contexte du changement climatique : Résumé de la Commission sur l'agriculture durable et le changement climatique à l'attention des décideurs politiques", *Programme de recherche du CGIAR sur le Changement climatique, l'agriculture et la sécurité alimentaire (CCAFS)*, Copenhague, Danemark: 1-20.
- BERTONI G., GIBON A., RAISON L., WILLM J., BALENT G. (2015) : "Evaluation de la durabilité agroécologique des pratiques de gestion des prairies des montagnes de Bigorre", *Fourrages*, 221, 25-32.
- BLANDIN P. (1986) : "Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques", *Bulletin d'Ecologie*, 17, 215-307.
- BOISDON I., CAPITAIN M., DULPHY J.P., ANDANSON L., AGABRIEL C. (2009) : "La valeur nutritive des fourrages n'est pas liée au mode de conduite, biologique ou conventionnel, des exploitations agricoles", *Fourrages*, 199, 389-92.
- BOMMARCO R., KLEIJN D., POTTS G.R. (2013) : "Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security", *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (4), 230-238.
- BONAUDO T., BENDAHAN A.B., SABATIER R., RYSCHAWY J., BELLON S., LEGER F., MAGDA D., TICHIT M. (2014) : "Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems", *European Journal of Agronomy*, 57, 43-51.
- CASSMAN K.G. (1999) : "Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture", *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 96(11), 5952-5959.
- CHESSSEL D., LEBRETON J.D., PRODON R. (1982) : "Mesures symétriques d'amplitude d'habitat et de diversité intra-échantillon dans un tableau espèces-relevés : Cas d'un gradient simple", *CR Académie des Sciences de Paris*, 295, 83-88.
- CIRAD (2010) : *La nature comme modèle pour une intensification écologique de l'agriculture*, CIRAD, Montpellier (France), 1-16.
- COUGHENOUR M.B., ELLIS J.E., SWIFT D.M., COPPOCK D.L., GALVIN K., MCCABE J.T., HART T.C. (1985) : "Energy extraction and use in a nomadic pastoral ecosystem", *Science*, 230, 619-625.
- DAGET P., POISSONET J. (1974) : *Quelques résultats sur les méthodes d'étude phytoécologiques, la structure, la dynamique et la typologie des prairies permanentes. Avancement des recherches en phytoécologie*, CEFE L. Emberger, CNRS Montpellier.
- DOBREMEZ L., CHAZOULE C., LOUCOUGARAY G., PAUTHENET Y., NETTIER B., LAVOREL S., MADELRIEUX S., DORÉ A., FLEURY P. (2015) : "Débats et controverses sur l'intensification fourragère dans le Vercors : quelles pratiques et quelles conceptions en jeu ?", *Fourrages*, 221, 33-45.
- DRAY S., DUFOUR A.B. (2007) : "The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists", *Journal of Statistical Software*, 22, 1-20.
- DURU M., COLOMBANI H. (1992) : "Haymaking - risks and uncertainties in Central Pyrenees grasslands", *Agricultural Systems*, 38,185-207.
- DURU M., CRUZ P., JOUANY C., THEAU J.P. (2010) : "Herb'type© : un nouvel outil pour évaluer les services de production fournis par les prairies permanentes", *INRA Productions Animales*, 23 (4), 319-332.
- ELLIS J.E., JENNINGS C.H., SWIFT D.M. (1979) : "A comparison of energy flow among the grazing animals of different societies", *Human Ecology*, 7 (2), 135-149.
- GIBON A., LARDON S., RELIER J.P. (1989) : "The heterogeneity of grassland fields as a limiting factor in the organization of forage systems. Development of a simulation tool of harvests management in the Central Pyrenees", *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 16, 105-117.
- GIBON A., LADET S., BALENT G. (2015) : "Rôle de l'organisation et de la dynamique locale du tissu des exploitations dans le changement des prairies et des paysages de montagne", *Fourrages*, (222, à paraître).

- GOS P. (2013) : *Modélisation des bouquets de services écosystémiques et intensification écologique des pratiques d'élevage dans le Vercors*, thèse de Doctorat de l'Université de Grenoble, 241 p.
- GOULET F. (2012) : "La notion d'intensification écologique et son succès auprès d'un certain monde agricole français: une radiographie critique", *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 62, 19-29.
- GRIFFON M. (2007) : "Pour des agricultures écologiquement intensives", *Les défis de l'agriculture au XXI^e siècle*, Leçons inaugurales du Groupe ESA, Angers.
- HULIN S., CARRÈRE P., CHABALIER C., FARRUGGIA A., LANDRIEUX J., ORTH D., PIQUET M., RIVIÈRE J., SEYTRE L. (2011) : *Typologie multifonctionnelle des prairies, niveau 2*, Pôle fromager AOP Massif central, Aurillac, 447 p.
- JEANGROS B., SCHMID W. (1991) : "Production et valeur nutritive des prairies permanentes riches en espèces", *Fourrages*, 126, 131-136.
- JEANNIN B., FLEURY P., DORIOZ J.M. (1991) : "I - Typologie des prairies d'altitude des Alpes du Nord: méthode et réalisation", *Fourrages*, 128: 379-396.
- JULIEN M.P., ALARD D., BALENT G. (2006) : "Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: the importance of management practices", *Plant Ecology*, 183 (1), 177-189.
- LAUNAY F., BAUMONT R., PLANTUREUX S., FARRIE J.P., MICHAUD A., POTTIER E. (2011) : *'Prairies permanentes : des références pour valoriser leur diversité*, éd. Institut de l'Elevage, 128 p.
- LEMAIRE G., GASTAL F., SALETTE J. (1989) : "Analysis of the effect of N nutrition on dry matter yield of a sward by reference to potential yield and optimum N content", *XVIth International Grassland Congress*, Nice, France, 179-180.
- LOOS J., ABSON D.J., CHAPPELL M.J., HANSPACH J., MIKULCAK F., TICHIT M., FISCHER J. (2014) : "Putting meaning back into "sustainable intensification", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 356-361.
- LOUCOUGARAY G., DOBREMEZ L., GOS P., PAUTHENET Y., NETTIER B., LAVOREL S. (2015) : "Assessing the effects of grassland management on forage production and environmental quality to identify paths to ecological intensification in mountain grasslands", *Environmental Management* (en lecture).
- MESMIN X. (2014) : *Analyse comparative des services de production des prairies dans trois régions de montagne françaises : logiques générales et spécificités locales*, mémoire de fin d'Etude, INRA, UMR Dynafor, AgroParisTech, Nancy.
- ODOARDI M., DELLA MARIANNA G.P., GUSMEROLI F., PAOLETTI R., ROSAFIO M.C. (1998) : "Production et qualité du fourrage vert et enrubanné d'une prairie naturelle subalpine selon le stade de fauche", *Fourrages*, 156, 431-436.
- PRODON R., LEBRETON J.D. (1981) : "Breeding avifauna of a mediterranean succession: the Holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees. I, Analysis and modelling of the structure gradient", *Oikos*, 37 (1), 21-38.
- R CORE TEAM. (2014) : "R: A Language and Environment for Statistical Computing", R Foundation for Statistical Computing, Vienna (Austria), <http://www.R-project.org>
- REDJADJ C., DUPARC A., LAVOREL S., GRIGULIS K., BONENFANT C., MAILLARD D., SAÏD S., LOISON A. (2012) : "Estimating herbaceous plant biomass in mountain grasslands: a comparative study using three different methods", *Alpine Botany*, 122 (1), 57-63.
- REYJOL Y., SPYRATOS V., BASILICO L. (2013) : *Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Les Rencontres de l'ONEMA, Synthèse des Journées "DCE et Bioindication"*, 31 p.
- TITTONELL P. (2013) : "Farming Systems Ecology: Towards ecological intensification of world agriculture", *Inaugural lecture upon taking up the position of Chair in Farming Systems Ecology at Wageningen University*, Wageningen University, 40 p.
- TOTHILL J.C., HARGREAVES J.N.G., JONES R.M., McDONALD C.K. (1992) : *BOTANAL : a comprehensive sampling procedure for estimating pasture yield and composition. I, Field sampling*. Division of tropical crops and pastures, CSIRO, St-Lucia (Queensland), 24 p.
- VAN ANDEL J., VAN DEN BERGH J.P. (1987) : "Disturbance in grasslands. Outline of the theme", *Disturbance in Grassland*, J. van Andel, J.P. Bakker et R.W. Snaydon. Dordrecht, Dr. Junk Publishers, 3-13.
- VAN DER MAAREL E. (1993) : "Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability", *Journal of Vegetation Science*, 4, 733-736.
- WILKINSON L. (2010) : "SYSTAT", *Computational Statistics*, 2 (2), 256-257.