



HAL
open science

Valoriser les services rendus par la prairie. Une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ?

Pascal Carrère, Anne Farruggia, Bertrand Dumont, Sophie Hulin, Jean Pierre Theau

► To cite this version:

Pascal Carrère, Anne Farruggia, Bertrand Dumont, Sophie Hulin, Jean Pierre Theau. Valoriser les services rendus par la prairie. Une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ?. Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s, pp.39-50, 2020, 10.15454/nwq9-zk60_book_ch04 . hal-02503298

HAL Id: hal-02503298

<https://hal.science/hal-02503298>

Submitted on 9 Mar 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

04

Valoriser les services rendus par la prairie Une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ?



Pascal Carrère

INRA-EFPA, UMR Écosystème Prairial (UREP)

Avec la collaboration de :

A. Farruggia, Inra-Sad, UE Saint Laurent de la Prée

B. Dumont, Inra-Phase, UMR Herbivires

S. Hulin, Pôle fromager AOP Massif central

J.-P. Theau, Inra-EA, UMR Agir

Les prairies sont des agro-écosystèmes majeurs qui couvrent 33% de la SAU européenne (Huyghe *et al.*, 2014). Mais derrière ce chiffre global se cache une grande diversité de surfaces fourragères, dont la classification se fait en fonction de la nature des espèces qui sont cultivées et de la durée de la culture. On peut considérer classiquement trois grandes catégories : les fourrages dits « annuels », les prairies temporaires qui rentrent dans un assolement de culture et les prairies « permanentes » qui regroupent un ensemble de surfaces très diverses mais caractérisées par leur lien au sol.

Ce texte se focalise sur la dernière catégorie, qui de par les multiples fonctions couvertes les positionne au cœur des débats sur la multifonctionnalité et les usages partagés des territoires (Carrère *et al.*, 2012). En effet, destinées à la production fourragère, les prairies restent un support énergétique et protéique essentiel aux systèmes d'élevages. Élément majeur de nombreux paysages, elles contribuent à l'identité territoriale et régionale.

De plus, la diversité des couverts prairiaux correspond à un grand nombre d'habitats qui accueillent une importante diversité d'espèces végétales, animales et de micro-organismes, qui présentent un intérêt fonctionnel ou patrimonial.

Dans ce texte nous présentons l'approche développée par un collectif de chercheurs et d'agents du développement, qui s'appuie sur une démarche de co-construction. Cela permet non seulement de produire des outils de gestion répondant au mieux aux attentes de nos partenaires, mais assure également un transfert actif de résultats scientifiques à même d'apporter aux utilisateurs finaux des clés du fonctionnement des agro-écosystèmes dans lesquels ils sont acteurs.

En premier lieu, on peut se poser légitimement la question de ce que recouvre le terme de « prairie », notamment lorsqu'il est implicitement associé à celui de « prairie naturelle » ou de « prairie permanente ». Cela nous conduit à poser les éléments de contexte et présenter les bases de l'approche que nous avons développée.

Prairies et services : contextes et bases de la démarche

Du point de vue de l'écologie, les « prairies » sont des communautés végétales majoritairement spontanées, dominées par des espèces herbacées (Milner *et al.*, 1968) et dans lesquelles les espèces ligneuses sont (quasi) absentes (moins de 10 % d'arbres et arbustes). Ces prairies dites « naturelles », couvrent 40 % de la surface terrestre (hors zones glacées). À titre d'illustration, les savanes africaines, les steppes d'Asie centrale, les prairies des grandes plaines américaines, la pampa sont des écosystèmes primaires dont la dynamique de succession est bloquée au stade herbacé par des facteurs abiotiques (limitations climatiques, incendies) et biotiques (herbivorie notamment).

En Europe occidentale, en excluant l'étage alpin (au-dessus de 2 500 m) ou certains cordons littoraux, les prairies n'existent que par l'action des éleveurs qui évitent la colonisation par les arbres et arbustes. Les prairies sont donc des formations végétales intimement liées aux activités d'élevage qui bloquent la dynamique végétale et l'évolution des couverts herbacés vers des stades forestiers. Ce sont des formations végétales secondaires au sens écologique strict, pour lesquelles on privilégiera le terme de prairies permanentes (qui dure sans s'interrompre), même si derrière ce terme se cachent des réalités et des représentations différentes qui varient dans le temps (voir Plantureux *et al.*, 2012).

Sur le plan administratif, la Commission européenne reconnaît les prairies — sous-entendu permanentes (ou semi-naturelles) — comme « des surfaces utilisées pour faire pousser naturellement (recrutement spontané) ou via la culture (semis) des graminées ou d'autres herbacées fourragères, mais n'entrant pas dans une rotation de culture pendant au moins cinq ans. Par cette approche, la prairie devient un « agro-écosystème », c'est-à-dire un système géré avec des finalités de production. Cela induit une problématique d'utilisation des terres en introduisant une condition de durée qui différencie d'une part les prairies permanentes (PP) — surfaces utilisées pour la production de plantes herbacées, ressemées naturellement ou cultivées mais qui ne sont pas retournées pendant au moins cinq ans — et d'autre part les prairies temporaires (PT) — prairies semées et implantées pendant moins de cinq ans et entrant dans le cycle de rotation des cultures.

La prairie permanente représente 57 millions d'hectares pour l'Europe des 27 ; auxquels il faut rajouter 17 millions d'hectares de landes et de parcours et une dizaine de millions d'hectares de prairies temporaires. Ces chiffres cachent cependant une très grande variabilité entre états : 5 pays (UK, France,

Allemagne, Italie, Roumanie) représentent plus de 60% des surfaces prairiales. La France avec 9 millions ha de PP (17% des surfaces européennes) a une véritable responsabilité sur ces agro-écosystèmes, car on assiste à une érosion régulière de ses surfaces prairiales au profit soit de l'urbanisation, de l'intensification des terres (conversion en culture) ou de l'abandon (reprise de la dynamique évolutive vers les fourrés et les bois). Ainsi, si on considère uniquement le territoire des six états fondateurs de l'Europe (Europe des 6), 7,1 millions ha de prairies ont été perdus en 40 ans soit 30% de la surface des prairies présentes en 1967 !

Des réalités nouvelles

Ces évolutions sont également liées à une évolution du contexte et à des réalités nouvelles qui s'imposent à ces systèmes. On peut citer la libéralisation du commerce mondial qui joue sur les intrants et les productions agricoles et impacte les résultats économiques des exploitations, associée à une évolution des attentes avec un souhait de produits sûrs et sains, d'un moindre impact environnemental des activités agricoles (moins d'intrants), de la prise en compte du bien-être animal dans les systèmes d'élevage... La demande sociétale est également de plus en plus concernée par la production de biens non matériels : paysages, fonctionnalités des écosystèmes (par exemple la fertilité des sols), biodiversité. Enfin, le niveau d'accroissement des risques et le caractère aléatoire des perturbations qu'elles soient climatiques, biotiques (parasites, espèces envahissantes, pathogènes) ou de nature socio-économique (volatilité des marchés) nous obligent à reconsidérer les schémas classiques de pensée. Le concept de service écosystémique peut être une clé d'entrée intéressante car il implique une interdépendance très forte entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain. Cela conduit à une redéfinition des rapports hommes / milieux et implique un changement de perception des relations entre élevage et société (Lamarque *et al.*, 2011). Ainsi on peut poser une évolution de conception du statut de l'éleveur qui passerait d'un « éleveur, producteur de biens de consommation et pollueur » à un « éleveur, producteur de matières premières, conservateur de biodiversité, stockeur de C, producteur de produits sains et gastronomiques, pollinisateur des cultures, producteur de paysages ». Cela soulève également une évidence qui est que « le producteur » de services n'est pas/plus le seul bénéficiaire (ou consommateur) de ces services. Cela nécessite donc de développer une approche plus systémique pour prendre en compte l'entièreté des attentes des porteurs d'enjeux. Pour cela il est nécessaire de structurer notre compréhension du fonctionnement des écosystèmes prairiaux (Amiaud

et Carrère, 2012), en identifiant, caractérisant et quantifiant les mécanismes fonctionnels (approche académique et cognitive) qui constitueront la base de la construction de solutions agro-écologiques (approche finalisée).

Cela questionne les liens entre gestion (pratiques), fonctionnement et fourniture de service, mais également les modalités d'évaluation des services délivrés (indicateurs fiables et accessibles) et les synergies ou antinomies entre services. Pour cela notre démarche s'est appuyée sur un modèle conceptuel qui postule que « la prairie est le résultat d'une histoire » (figure 1). La flore rencontrée dans une prairie (parcelle) à un instant donné dépend du pool d'espèces régional filtré à la fois par les facteurs d'habitat (l'altitude, l'humidité du milieu) et par les facteurs de gestion (pratiques mises en œuvre par l'éleveur : le niveau de fertilisation, la fréquence des périodes de fauche et (ou) de pâture, etc). L'ensemble conduit à un assemblage d'espèces porteur d'un « potentiel fonctionnel » qui a une « capacité à fournir des services ». Ainsi, pour une même parcelle de prairie, on pourra avoir une variabilité dans le fonctionnement et la fourniture de services, du fait des fluctuations climatiques et des pratiques mises en œuvre par l'éleveur selon son objectif de production.

Ce modèle introduit deux notions essentielles : i) il faut intégrer la variabilité des états et du fonctionnement dans le raisonnement des systèmes et ii) l'éleveur est un acteur essentiel du système et à ce titre il est un moteur de son fonctionnement. Ainsi, la clef de la réussite du système d'élevage ne réside plus seulement dans la capacité technique d'appliquer un ensemble de pratiques prédéfinies, mais dans la compréhension globale que l'éleveur a de son système et des souplesses permises. On passe ainsi d'une conception purement tactique dans laquelle l'éleveur est un opérateur de schémas préalablement définis pour fonctionner « en année moyenne » à une conception stratégique dans laquelle l'éleveur est un acteur à même de jouer sur les différents leviers que la diversité de son système permet.

Les bases scientifiques

Cette approche s'appuie sur un prérequis qui est la compréhension du fonctionnement de l'écosystème prairial. L'enjeu est de montrer, en mobilisant des éléments factuels, que les services écosystémiques sont la résultante de ce fonctionnement.

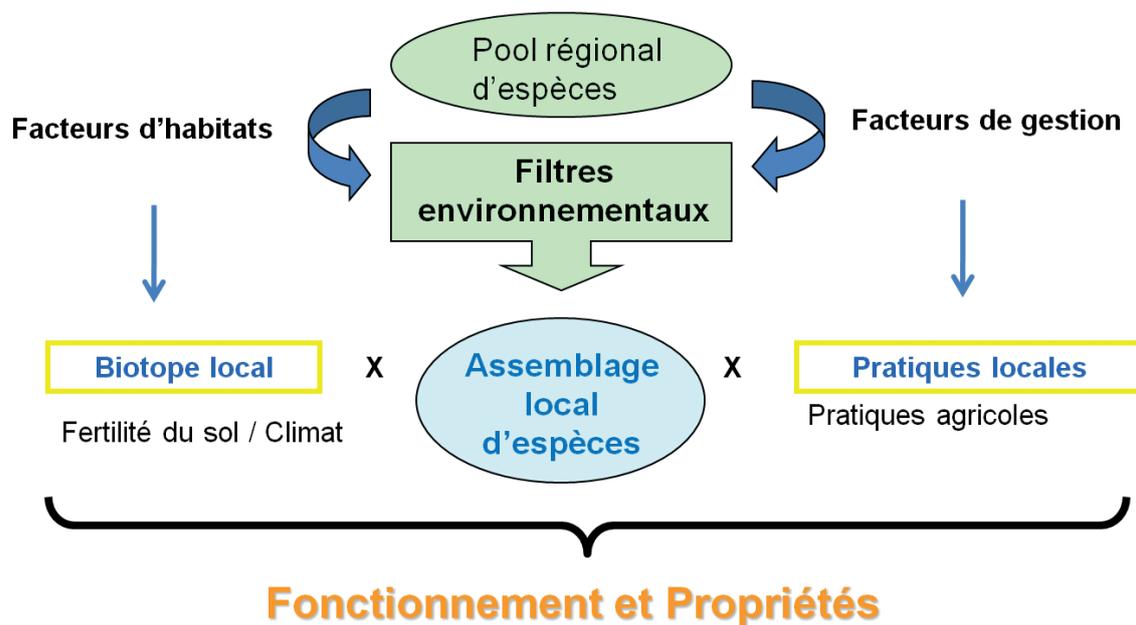


Figure 1. Modèle conceptuel du fonctionnement d'une prairie et de sa capacité à délivrer des services sous l'impact des facteurs d'habitat et de gestion.

Comprendre le fonctionnement de l'écosystème prairial pour en déduire les finalités

En étudiant la réponse des prairies aux changements globaux et aux facteurs de gestion nous cherchons à comprendre les propriétés émergentes de l'écosystème prairial qui résultent des interactions entre biocénose et cycles (figure 2). L'objectif est d'évaluer la performance et la durabilité des systèmes herbagers à partir d'une compréhension fine du fonctionnement de l'écosystème prairial. L'écosystème est composé d'un biotope (composante non vivante, souvent assimilée au « milieu ») qui comprend le sol, l'atmosphère, le climat, l'altitude, et d'une biocénose (composante vivante), caractérisée par la diversité des espèces présentes et leur organisation (structure des communautés, complexité du réseau trophique). L'ensemble des interactions entre les êtres vivants et leur milieu, mais également des interactions des êtres vivants entre eux, constitue le moteur du fonctionnement de l'écosystème prairial. La diversité des réponses aux facteurs locaux (climat, gestion) ou globaux (modes d'utilisation des terres, changements climatiques) est liée aux stratégies de fonctionnement des êtres vivants, décrites par les notions de diversité spécifique (nombre et abondance relative des espèces) et fonctionnelle (ensemble des stratégies et mécanismes mobilisés par ces espèces). Ainsi, la fertilisation a un impact sur l'activité de la faune du sol, en modifiant la qualité chimique de la matière organique entrante (rapport C : N des litières) et les interactions entre champignons et bactéries.

Les services écosystémiques peuvent donc se concevoir comme une résultante, une sortie des interactions présidant au fonctionnement de l'écosystème prairial à destination de bénéficiaires humains. Ainsi, par une description de la composition et de la structure des communautés, il est possible d'identifier les acteurs du réseau trophique et d'interpréter leurs interactions en termes de fonctions, c'est-à-dire de processus écologiques, qui seront ensuite traduits en termes de services en mobilisant des indicateurs à même de les caractériser (voire de les quantifier).

Diversité, fonctionnement et stratégie d'espèces

Pour comprendre le lien entre la biodiversité et le fonctionnement des communautés, il est possible de mobiliser les concepts de l'écologie fonctionnelle. Cette discipline propose un cadre théorique pour raisonner le lien entre diversité et fonctionnement (approche Biodiversity and Ecosystem Functioning, « BEF », Tilman *et al.*, 1997) via une

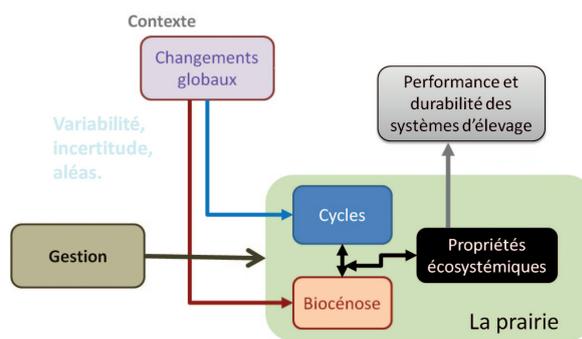


Figure 2. Schématisation du fonctionnement de l'écosystème prairial (P. Carrère, 2014, non publié).

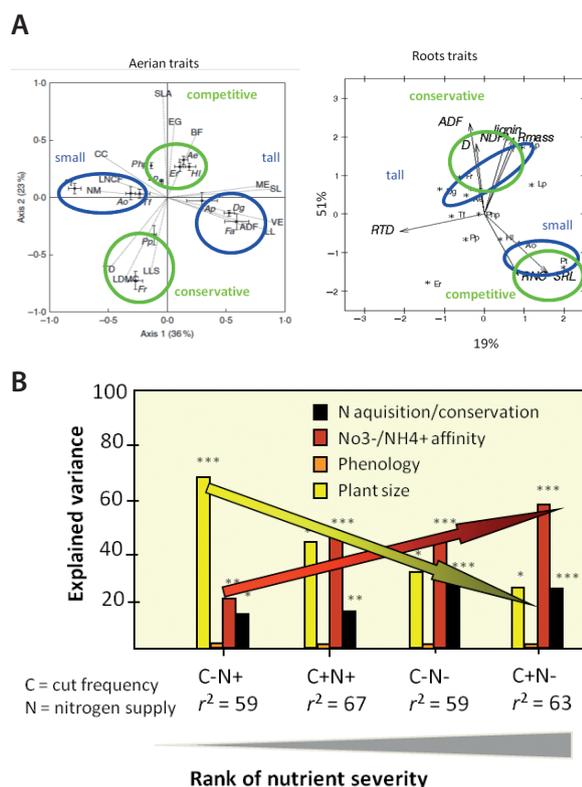


Figure 3. Relation entre les traits aériens ou souterrains d'espèces et les stratégies d'acquisition des ressources par les plantes (A) et impact sur les règles d'assemblage de ces espèces dans un environnement local (B).

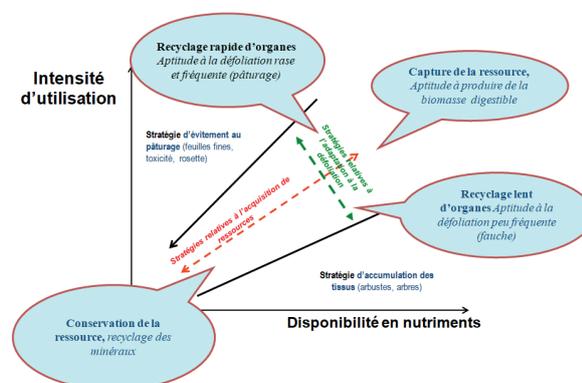


Figure 4. La description de la stratégie de fonctionnement des espèces prairiales (graminées) en regard de la disponibilité du milieu et de l'intensité d'utilisation de la ressource produite permet de construire des éléments mobilisables pour le conseil agricole (librement adapté de Cruz *et al.*, 2002, revue dans Cruz *et al.*, 2010).

caractérisation de la structure des communautés en termes de nature, abondance et gamme de variabilité des traits dit fonctionnels (Lavorel et Grigulis, 2012). La description de la réponse des espèces à des gradients et de leur effet sur les propriétés de l'écosystème est un premier élément de compréhension de la relation entre diversité végétale et fonctionnement des écosystèmes. On peut ainsi tester si le fonctionnement de l'écosystème est corrélé à la réponse des espèces dominantes ou à la complémentarité entre les différentes espèces (Loreau *et al.*, 2001). Ces travaux théoriques nous conduisent à nous interroger sur les mécanismes qui pilotent le fonctionnement des communautés végétales et à identifier les descripteurs à prendre en compte pour interpréter la relation entre diversité végétale et fonctionnement des écosystèmes prairiaux. La réponse à cette question aura in fine des conséquences pratiques qui définiront le niveau de description que l'on juge nécessaire à prendre en compte dans les outils de pilotage et d'évaluation.

À titre d'exemple, sur une collection de graminées natives de prairies du Massif central, nous avons montré que les traits d'espèces aériens (Pontes *et al.*, 2010) et racinaires (Picon Cochard *et al.*, 2012) permettent de décrire des stratégies d'acquisition des ressources par les plantes (figure 3a) et d'en déduire les règles d'assemblage de ces espèces pour un environnement donné (Maire *et al.*, 2012, figure 3b).

La caractérisation du fonctionnement des espèces prairiales, par l'approche des traits fonctionnels, a permis d'identifier des stratégies d'espèces, que l'on peut ensuite replacer sur un gradient de facteurs écologiques (stress/perturbation). Ces stratégies d'espèces correspondent à des réponses fonctionnelles ou des trajectoires d'adaptation, en termes d'acquisition des ressources (capture vs. conservation) ; ou de régénération des tissus (compétitrices vs. conservatrices). La prise en compte de ces stratégies sous un angle agronomique en termes de valeur d'usage de ces espèces en fonction de la disponibilité des éléments du milieu ou du taux de prélèvement (ie chargement animal) a permis de construire une typologie sur la base de la production des espèces, de leur précocité ou de leur capacité à maintenir de l'herbe sur pied (Cruz *et al.*, 2002 ; Cruz *et al.*, 2010).

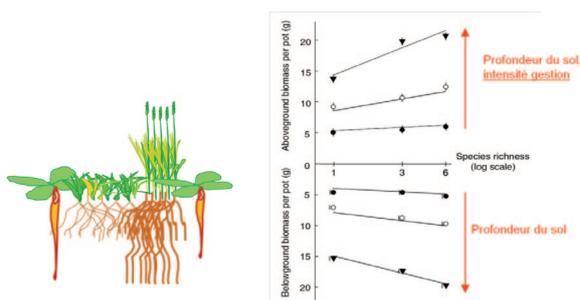


Figure 5. Illustration de l'effet de complémentarité des stratégies d'acquisition des ressources (architectures aériennes et racinaires) entre espèces prairiales (adapté de Dimitrakopoulos et Schmid, 2004).

Du fonctionnement des écosystèmes aux services écosystémiques à travers quelques exemples

De la « production primaire » au service « production fourragère »

De nombreux travaux d'écologie fonctionnelle décrivent un lien entre l'accroissement de la richesse spécifique (nombre d'espèces végétales par exemple) et une augmentation de la production primaire de la communauté végétale qui se traduit par un accroissement de la production de biomasse herbacée aérienne et racinaire. L'hypothèse avancée est celle d'une complémentarité des stratégies d'acquisition des ressources (Dimitrakopoulos et Schmid, 2004). La figure 5 illustre cette hypothèse sur la base d'une complémentarité d'architectures aériennes et racinaires (dimension spatiale). Une réponse similaire est observable sur la dimension temporelle par le décalage des phénologies des espèces prairiales (Duru *et al.*, 2013). Le décalage des développements végétatifs (précocité) ou reproducteurs (date d'épiaison) accroît la temporalité de la ressource et augmente ainsi sa souplesse d'utilisation par l'éleveur.

On peut traduire ces états de végétation en critères d'aptitude à remplir des fonctions de production de fourrage en termes de quantité ou de qualité. Gardarin *et al.* (2014) ont établi sur un gradient multi-site (Projet DIVHERBE) une équation de prédiction de la digestibilité des fourrages en combinant valeur de traits, facteurs climatiques et groupes botaniques :

$$\text{DIGESTIBILITÉ} = -0.85 \text{LDMC} - 0.49 \text{ETP} + 2.06 \text{dist} + 1.39\% \text{ther} + 570$$

(R² = 0.63 ; P < 0.05)

LDMC=Leaf Dry Matter Content
ETP=Potential EvapoTranspiration
dist=Disturbance intensity
%ther=Proportion of therophytes

Par des analyses multivariées réalisées sur un dispositif de suivi de parcelles issues de 170 exploitations réparties sur le territoire national (CASDAR PP), Michaud *et al.* (2011) ont identifié des services fourragers en considérant différentes fonctions de parcelles : de l'herbe pour des animaux exigeants, de l'herbe toute la saison, des stocks de printemps, de la qualité pour une exploitation tardive, une souplesse d'exploitation. Chacune pouvait correspondre à un type de service (approvisionnement) spécifique rendu à l'éleveur.

Identifier les mécanismes qui pilotent les flux de C dans le sol et bilan des gaz à effet de serre en prairies.

Les travaux de Klumpp *et al.* (2009) et Fontaine *et al.* (2011) ont permis d'identifier les mécanismes pilotant les flux de C dans le sol dans les écosystèmes prairiaux. Les interactions entre les processus de décomposition et la synthèse d'humus, sont pilotés par les ressources en enzymes, en carbone et en azote, elles même dépendantes de la diversité microbienne et des espèces végétales présentes localement. Leurs travaux soutiennent le fait qu'à l'échelle locale (cm² – m²) l'intensification de la gestion induit une réduction de la biomasse racinaire et un accroissement de l'activité microbienne, ce qui entraîne des pertes de C du sol.

Ces travaux cognitifs permettent de progresser dans notre compréhension des mécanismes pilotant les flux de carbone in situ et d'envisager une quantification du stockage de carbone dans les sols prairiaux (service de « régulation du climat »). À l'échelle de la parcelle (ha), en mobilisant les dispositifs à long terme (réseau ACBB, infrastructure Icos), il a été possible de montrer par des mesures de flux par Eddy Covariance que les prairies sont des puits de carbone (Klumpp *et al.*, 2011), c'est-à-dire ont un échange net de l'écosystème négatif (figure 6). Mais ces travaux ont aussi montré que le stockage de C est influencé à la fois par la gestion et par le climat. Ainsi, si pour une année à pluviométrie satisfaisante l'écosystème géré de façon extensive stocke davantage que celui géré de façon intensive, l'inverse a été observé en années sèches (figure 6). Par un stockage régulier de C - des valeurs de 200 kg à 700 kg C par hectare et par an sont communément admises - la

prairie permanente contribue à réduire l'empreinte carbone de la production animale.

Adapter les modalités de gestion au pâturage pour concilier performances animales et biodiversité

Le pâturage est un facteur de structuration du milieu important. Dumont *et al.* (2011) ont montré que l'intensité du pâturage pouvait être un levier puissant pour moduler la biodiversité, en affectant la dynamique des communautés végétales, ou en générant une hétérogénéité structurale propre à créer une diversité d'habitats pour les espèces de la flore et de la faune (Dumont *et al.*, 2012). La sélection alimentaire associée à des croissances différenciées de la végétation sont créatrices d'hétérogénéité et pilotent la dynamique des patches (Rossignol *et al.*, 2011). La composition botanique (type fonctionnel, phénologie) à l'échelle locale est un facteur de stabilité de la structure du couvert végétal en agissant comme un élément attractif (ie présence de légumineuses appétantes et digestives) ou répulsif (ie présence de tiges sèches de faible valeur alimentaire). L'hétérogénéité structurale favorise la diversité végétale et microbienne et permet la coexistence de différentes stratégies d'espèces (différentiation de niche). Ainsi, dans des parcelles gérées en sous-chargement (0.6 UGB par ha) on observe un recouvrement de plantes à fleurs et une densité de papillons plus forte (Dumont *et al.*, 2009) ; cela s'interprète par une hypothèse de disponibilité plus forte des ressources et (ou) par la création d'habitats plus hétérogènes permettant de faire coexister fonctions d'abris et de ressources. Cependant ce sous-chargement s'accompagne de pertes de production.

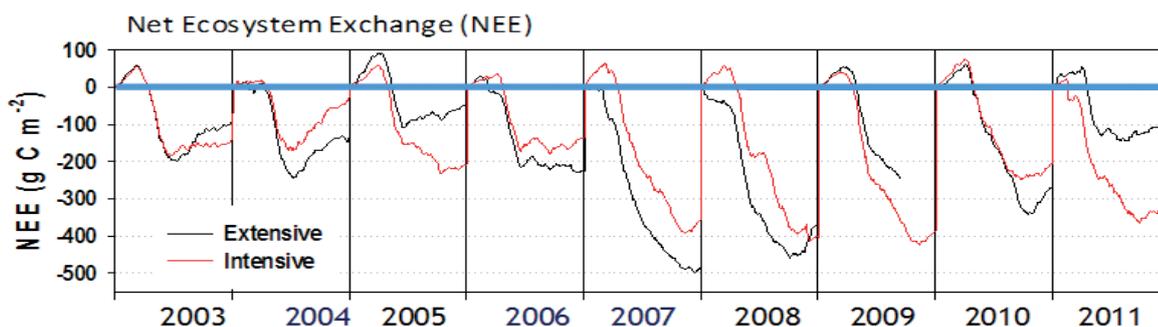


Figure 6. Évolution de l'échange net de l'écosystème (Net ecosystem exchange - NEE) mesuré sur le site de prairie permanente de Laqueuille - altitude 1 100 m, deux modes de gestion : extensif (0.5 UGB/ha sans intrants) et intensif (1 UGB hectare avec 220 Kg N/ha/an) du réseau ACBB (infrastructures Anaee-F et ICOS). Les deux photos montrent les dispositifs de mesure : tour à flux et chambre statique N₂O.

Afin de concilier performances animales et biodiversité, Farruggia *et al.* (2012) ont proposé d'adapter les modalités de gestion en mettant en place un pâturage rotatif alternatif. Cela permet de préserver une parcelle de la défoliation (parcelle « D », figure 7) et de la conduire au pic de végétation tandis que les autres parcelles du dispositif continuent à être pâturées régulièrement (parcelles A, B, C de la figure 7). L'intensité de floraison est de 2 à 4 fois plus importante sur la parcelle sortie de la rotation, et cela affecte à la fois la densité en papillons et leur richesse spécifique. Ce type de dispositif montre que la fourniture de services écosystémiques est affectée à la fois par le mode d'utilisation et par l'intensité d'exploitation de la prairie.

Quels services, à quelle échelle ?

Sur la base de ces faits scientifiques, un consortium R&D impliquant chercheurs, conseillers et animateurs en développement, a construit une démarche afin de caractériser et quantifier les services pro-

duits par des systèmes d'élevage herbagers de moyenne montagne (Carrère *et al.*, 2012 ; Hulin *et al.*, 2012). Un atelier participatif a été réalisé dans le cadre du CASDAR ATOUS, regroupant une vingtaine d'acteurs de la R&D des filières herbagères de trois massifs (Massif central, Pyrénées et Alpes du Nord). Il a permis, sur la base de la catégorisation du MEA, de co-construire et identifier 14 services dits primaires dans ces systèmes d'élevage (figure 8) et de proposer près de quarante indicateurs pour les évaluer (Carrère *et al.*, 2015). Il est apparu que l'évaluation de ces services, que chacun s'était entendu à considérer comme fondamentaux, était très dépendante de la discipline et des points de vue de chacun des acteurs. Qui plus est, elle était influencée par l'échelle à laquelle on se positionnait du fait d'interactions spatiales influençant le niveau de service rendu.

La question du niveau pertinent d'intégration spatiale et (ou) organisationnelle des services est donc apparue comme cruciale dans une telle approche.

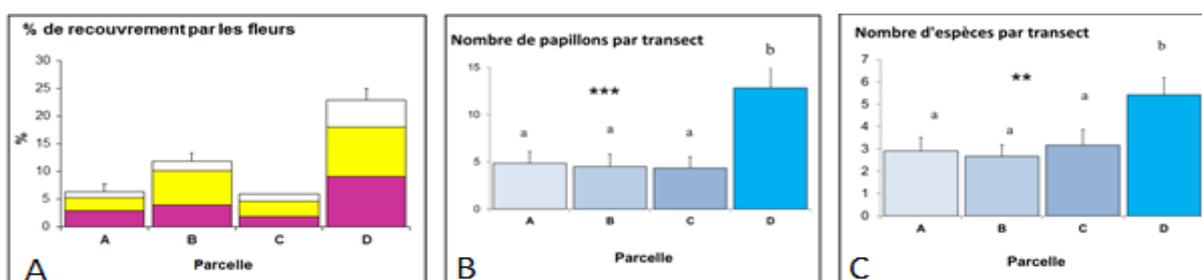


Figure 7. Comparaison du recouvrement de fleurs (%), du nombre d'individus (B) et d'espèces (C) de papillons sur 4 parcelles, pâturées (A, B, C) ou non (D). ** ($P < 0.01$), *** ($P < 0.0001$). (Adapté de Farruggia *et al.*, 2012).

Support ou auto-entretien : [maintien des fonctionnalités de l'écosystème]

Préservation du sol, Cycle des Nutriments, Production primaire
Structure des communautés

Approvisionnement (production) [productions de biens utilisés par les êtres humains]

Produits de l'agriculture (lait, viande, blé etc...) Pêche, Cueillette, Bois...

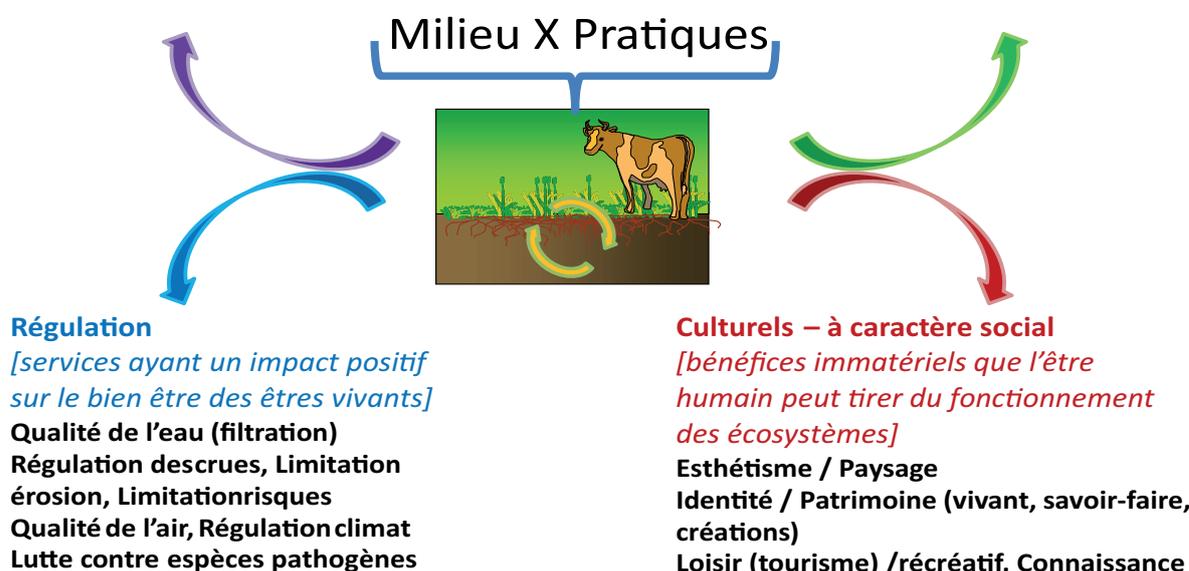


Figure 8. Identification de 14 services primaires dans les systèmes d'élevage herbager de moyenne montagne (production de l'atelier participatif du Casdar Atous octobre 2014, Carrère *et al.*, 2015).

Trois niveaux ont été identifiés : i) la parcelle, qui permet d'analyser des processus, d'identifier des potentiels et des services produits par l'écosystème prairial ; ii) l'exploitation, qui favorise la déclinaison des services à l'échelle des systèmes fourragers et permet de visualiser un premier niveau de complémentarité ou d'antagonisme, et iii) le territoire, au niveau duquel on peut raisonner le rôle des acteurs dans l'élaboration des « biens publics et du bien-être ». Dans notre approche, nous avons la volonté de considérer conjointement plusieurs services — comme c'est trop souvent peu fait — de façon à produire des supports de médiation visant à s'interroger sur la possibilité de conciliation des différents services rendus aux trois niveaux. Dans ce texte nous aborderons les deux premiers niveaux d'échelle.

La parcelle : niveau d'identification des potentiels

La parcelle agricole est le niveau élémentaire de gestion auquel les pratiques fourragères sont mises en œuvre. C'est aussi le niveau auquel s'exercent les processus biologiques sous l'influence du milieu, des pratiques de fertilisation, de pâturage et de fauche. C'est le lieu où les végétations vont s'assembler pour trouver un équilibre sous l'effet de ces facteurs. Cette réponse des végétations va se traduire en caractéristiques notamment agronomiques, mais aussi écologiques. Il en résulte un grand nombre de prairies différentes. Face à cette diversité de types prairiaux (résultant de l'interaction entre pratiques et milieux) il apparaît indispensable d'organiser la diversité de la végétation et d'identifier ses potentiels. Mais également de formaliser le lien entre la diversité de la végétation et les services réellement rendus sous l'impact du milieu et des pratiques de gestion. C'est l'enjeu des typologies.

La typologie multifonctionnelle du Massif central (Carrère *et al.*, 2012) vise à apporter des éléments factuels permettant de concilier l'ensemble des

fonctions fournies par les écosystèmes. L'enjeu était d'argumenter le rôle incontournable des prairies dans les systèmes d'élevage en appellation d'origine protégée (AOP) et de leur assurer ainsi une certaine stabilité (durabilité). Cette typologie a été réalisée dans le cadre d'un programme de recherche finalisée (financement par le compte d'affectation spécial Dar du Maaf) associant quatorze partenaires de la recherche, du développement et de la formation (Hulin *et al.*, 2012). L'objectif était d'optimiser l'utilisation des prairies et de leur diversité. La finalité était d'évaluer la combinaison de services obtenue à l'échelle de l'exploitation du fait de la complémentarité des parcelles. Nous cherchions à répondre à deux questions : i) Comment valoriser la diversité des types de prairies des systèmes d'élevage de montagne ? et ii) Comment caractériser les potentiels agronomiques, environnementaux des prairies et la qualité des fromages qui en sont issus ?

À partir d'une caractérisation du milieu et des pratiques, l'enjeu était de caractériser les communautés prairiales et leur potentiel fourrager sous un angle quantitatif mais aussi qualitatif tout au long de la saison de végétation. Les sorties devaient permettre une évaluation du potentiel agricole (fourrager), environnemental (biodiversité, stockage du carbone) et fromager des prairies. Nous avons combiné une approche botanique (en mobilisant les méthodes de la phytosociologie) et une approche agronomique pour évaluer les rendements, les valeurs alimentaires et la temporalité de la pousse d'herbe. Soixante types ont été identifiés et vingt-trois ont été précisément décrits [NB le prolongement de cette action dans le cadre du projet AEOLE (2016-2019), a permis de compléter quinze types supplémentaires, la version actualisée de la typologie sera publiée en décembre 2019]. L'originalité de notre approche a été d'avoir une entrée basée uniquement sur les pratiques et le milieu, mais aussi de prédire la qualité des prairies à partir du type de végétation.

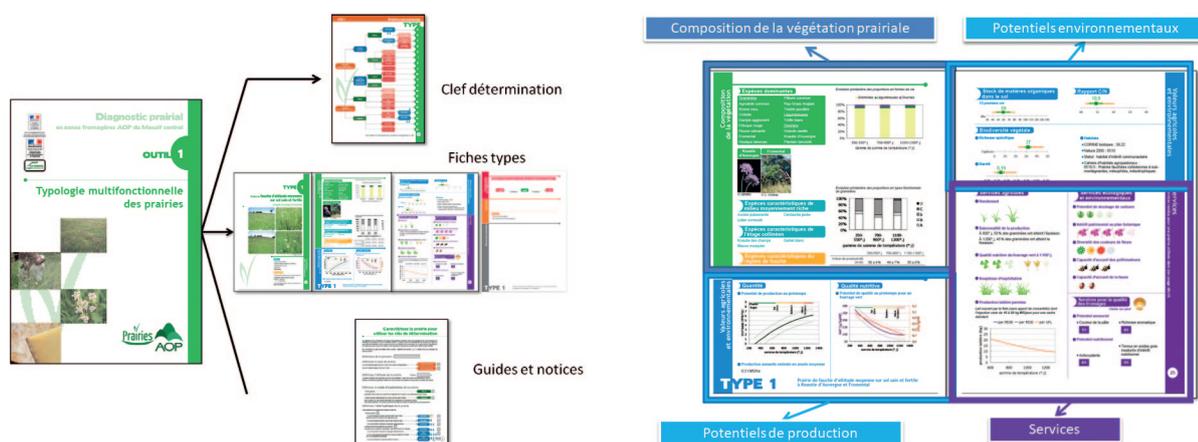


Figure 9. Structure de la typologie fonctionnelle des prairies et détail d'une fiche (adapté de Carrère *et al.*, 2012).

La typologie multifonctionnelle des prairies AOP se compose d'une clef de détermination, de fiches types et de notices et guides expliquant la démarche, les modalités de calcul et donnant des éléments d'interprétation (figure 9). Les fiches comprennent une description de la composition de la végétation, du potentiel de production et environnemental mesurés sur un réseau expérimental de soixante-quinze parcelles [étendu à un réseau de 134 parcelles dans la version à paraître]. Les services attendus ont été quantifiés à dire d'expert dans cette étude. L'écart sur la composition botanique et la souplesse de gestion fournit une description botanique et l'identification des espèces indicatrices du milieu ou des pratiques. L'approche fonctionnelle mobilisant la typologie de Cruz *et al.* (2010) permet de donner un indicateur de la productivité et de la tardiveté de ce type de végétation. La dynamique de la production au printemps et de la qualité associée, permet d'évaluer le potentiel fourrager au cours du premier cycle et de raisonner le compromis quantité/qualité. Les critères écologiques renseignent sur la diversité, l'intérêt patrimonial de l'habitat, mais également le rapport C/N du sol. On met face à face potentiel de production et biodiversité. Ces potentiels sont ensuite déclinés en services, en considérant en vis-à-vis les services d'approvisionnement comme celui de production (valeur d'usage, production laitière permise) ou de qualité des fromages et d'autres services comme les services supports, culturels ou de régulation. L'enjeu est d'illustrer la multifonctionnalité des prairies. Il s'agit de délivrer un message fort : « Pas de bonnes ni de mauvaises prairies, juste une gamme de services mobilisables en fonction des objectifs et des enjeux ».

L'exploitation : raisonner les cohérences

L'échelle de l'exploitation a été prise comme un niveau d'intégration de ces potentialités, à même de pouvoir raisonner les complémentarités et les cohérences. En effet, l'exploitation est le niveau où se définit la stratégie et où la cohérence du système fourrager se construit. Nous avons développé un outil de diagnostic « Diam » (Farruggia *et al.*, 2012), qui donne les moyens de passer de la vision d'un système élevage uniquement à finalité de production de biens de consommation à un système qui est aussi producteur de produits sains et gastronomiques, conservateur de biodiversité, stockeur de carbone, qui permet la pollinisation des cultures, crée et entretient des paysages. Diam est conçu comme un outil de médiation pour changer la perception des relations élevage-environnement.

Le diagnostic multifonctionnel « Diam » est un outil développé pour les éleveurs et techniciens agricoles afin d'apprécier les compromis entre production, environnement et qualité des fromages. Il se base sur une description du système, parcellaire et troupeau, et il est organisé en quatre modules d'analyse : système fourrager, services environnementaux (c'est-à-dire des services écosystémiques autres que la production), qualité des produits et valorisation de la ressource (figure 10).

L'analyse de la cohérence du système fourrager se fait en partant du profil parcellaire, dans lequel l'ensemble des parcelles de l'exploitation sont listées et rattachées à un type tel que défini dans la typologie multifonctionnelle AOP. Cela donne le bilan fourrager qui permet de comparer les besoins du troupeau à la production théorique (quantification des écarts). La cohérence est analysée en comparant ce bilan à un référentiel régional (figure 11). Pour l'éleveur, avoir une vision de son profil fourrager lui permet de prendre conscience de la diversité de son parcellaire. Ce profil peut se décliner en identifiant les différents ateliers de l'exploitation par exemple pâture vache laitière ou fauche.

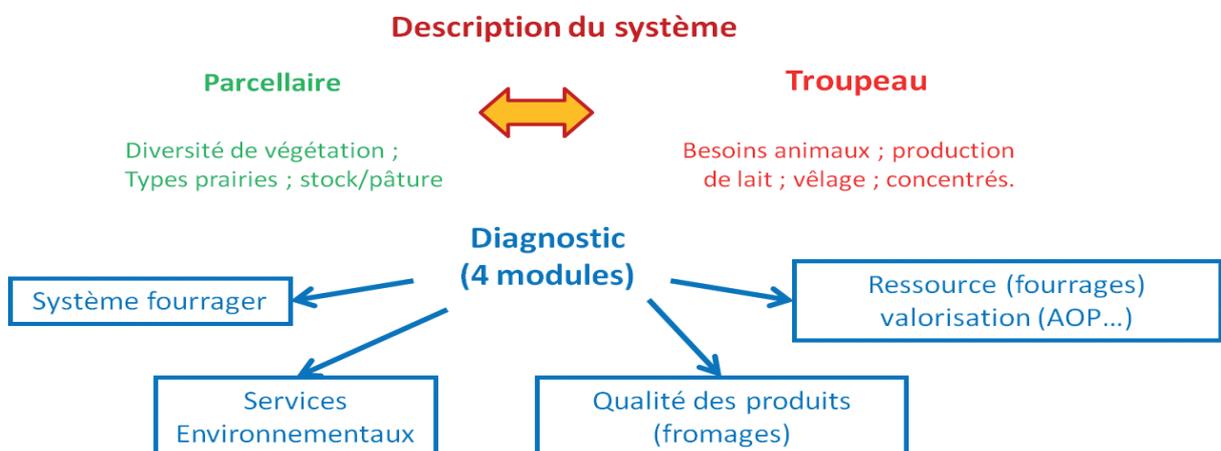


Figure 10. Schéma de fonctionnement de l'outil de diagnostic multifonctionnel Diam (adapté de Farruggia *et al.*, 2012).

Ce même profil parcellaire nous donne également accès à l'ensemble des services écosystémiques de l'exploitation. La figure 12 montre que l'on peut mettre en regard de la répartition des surfaces le niveau de service rendu. On peut également analyser le niveau de service en fonction des ateliers de l'exploitation. Si on prend l'exemple du nombre de couleurs de fleurs (cet indicateur est relié à la biodiversité, plus le nombre de couleurs est élevé plus la richesse spécifique est forte), on voit (figure 12, graphique centre droit) que 80% des pâtures utilisées par les vaches laitières (VL) ont peu de couleurs, alors que 90% des pâtures de

génisses et vaches allaitantes (VA) affichent plus de 4 couleurs différentes. DIAM permet également d'obtenir ces éléments globalement sur l'ensemble de la surface en herbe de l'exploitation. Ainsi on constate sur le graphique de gauche de la figure 12 que l'exploitation a une note de 9,0 pour l'accueil de la faune, 7,1 pour les pollinisateurs, ou encore 3,5 pour la rareté de la flore. Le même type de présentation est trouvée pour caractériser les qualités organoleptiques et nutritionnelles du fromage (figure 12, graphique en bas à droite).

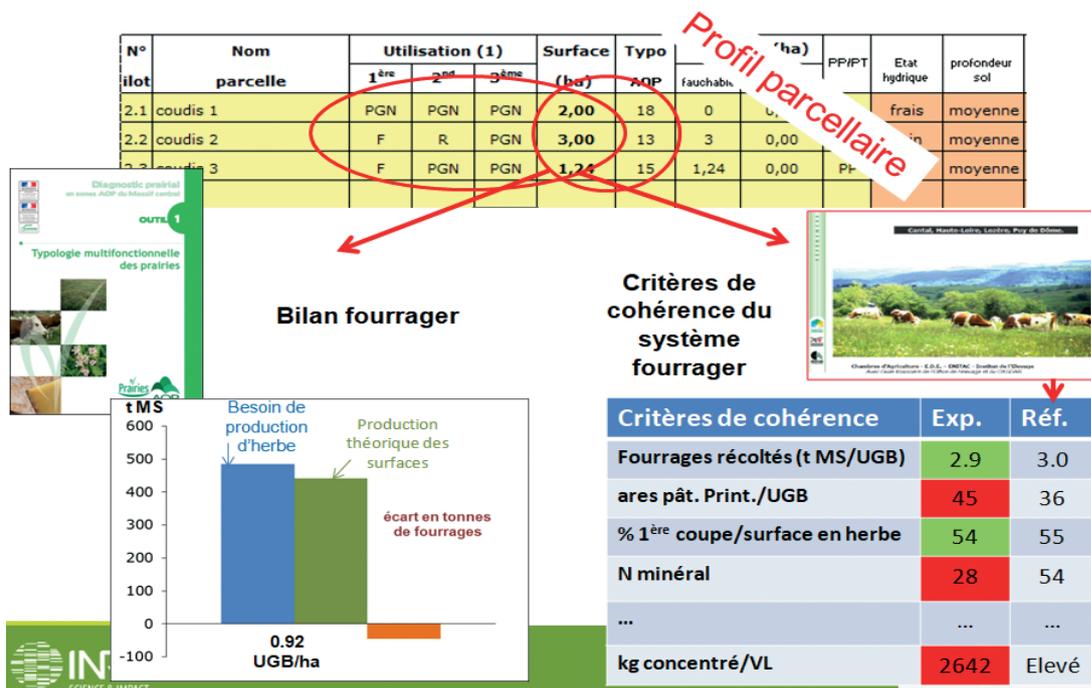


Figure 11. Schéma de fonctionnement de l'outil de diagnostic multifonctionnel Diam (adapté de Farruggia et al., 2012).

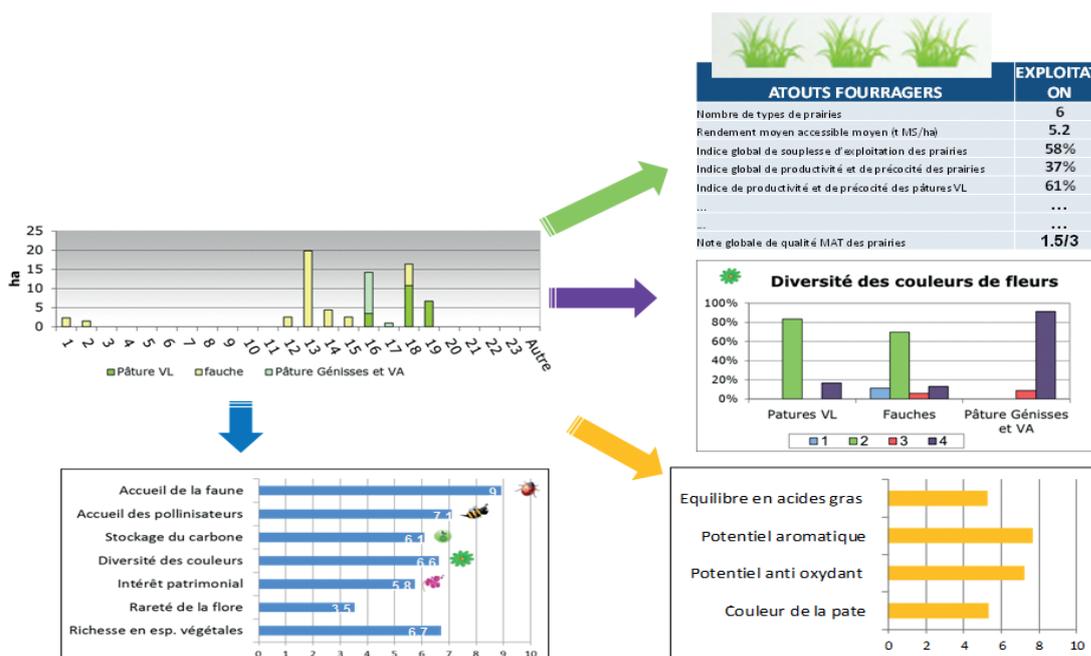


Figure 12. Exemple de sorties intégrées de l'outil DIAM pour une exploitation laitière composée d'un atelier pâture vache laitière (VL), d'un atelier de fauche et d'un atelier pâture génisse et vaches allaitantes (VA). (Adapté de Farruggia et al., 2012).

Conclusions

À travers ce bref aperçu des services écosystémiques de la prairie, il ressort qu'il n'y a pas une définition monolithique du concept de service. Ce concept intègre des éléments objectifs et des points de vue— de ceux qui les produisent mais également de ceux qui en bénéficient. Par contre, l'approche par service nous aide à démontrer et expliquer l'interaction homme-nature et permet de repositionner l'éleveur comme acteur central de l'agro-écosystème. Cela montre également que les actions individuelles (acteurs) ont des répercussions sur les processus écologiques (échelles emboîtées). L'enjeu est d'évoluer vers des systèmes conciliant les dimensions économique, sociale, environnementale et culturelle. Ce travail se poursuit actuellement au sein d'un partenariat de R&D engagé il y a une dizaine d'année (Hulin *et al.*, 2019). Une attention particulière est portée sur l'utilisation des outils typologie et DIAM dans les démarches de valorisation des produits du Massif central. Ces outils permettent de relier les multiples enjeux qui reposent sur ces écosystèmes et de montrer le réel potentiel que représentent les prairies permanentes / naturelles pour ancrer des produits de qualité aux territoires qui les produisent.

Références bibliographiques

- Amiaud B., Carrère P. (2012) La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques, *Fourrages*, 211, 229-238.
- Carrère P., Plantureux S., Pottier E. (2012) Concilier les services rendus par les prairies pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers, *Fourrages*, 211, 213-218.
- Carrère P., Seytre L., Piquet M., Landrieux J., Rivière J., Chabalière C., Orth D. (2012) Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques, *Fourrages*, 209, 9-21.
- Carrère, P., Farruggia, A., Zapata, E., Theau, J. P., Valadier, C., Pauthenet, Y., Granet, P., Sipan, O., Rugraff, G., Arranz, J.-M., Zapata, J., Dupic, G., Hulin, S. (2015) Valoriser les systèmes d'élevage herbagers par la diversité des services rendus par les prairies à l'échelle de petits territoires en zone fromagère AOP. In: 22èmes Rencontres Recherches Ruminants Paris, FRA. pp. 133-136.
- Cruz P., Duru M., Therond O., Theau J.-P., Ducoeurieux C., Jouany C., Alhaj Khaled R., Ansquer P. (2002) Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage, *Fourrages*, 172, 335-354.
- Cruz P., Theau J.-P., Lecloux E., Jouany C., Duru M. (2010) Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes: une classification multitraits, *Fourrages*, 201, 11-17.
- Dimitrakopoulos P.G. and Schmid, B. (2004) Biodiversity effects increase linearly with biotopespace. *Ecology Letters*(2004) 7: 574–583.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M. (2009) How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64, 92-105.
- Dumont, B., Carrère, P., Ginane, C., Farruggia, A., Lanore, L., Tardif, A., Decuq, F., Darsonville, O. and Louault, F. (2011) Plant-herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology*, 12, 187-194.
- Dumont, B., Rossignol, N., Loucougaray, G., Carrère, P., Chadoeuf, J., Fleurance, G., Bonis, A., Farruggia, A., Gaucherand, S., Ginane, C., Louault, F., Marion, B., Mesléard, F., Yavercovski, N. (2012) When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 50-56.
- Duru M., Jouany C., Theau J.P., Granger S., Cruz P. (2013) L'écologie fonctionnelle pour évaluer et prédire l'aptitude des prairies permanentes à rendre des services, *Fourrages*, 213, 21-34.
- Farruggia A., Dumont B., Scohier A., Leroy T., Pradel P., Garel J.P. (2012) An alternative rotational grazing management designed to favour butterflies in permanent grasslands, *Grass and Forage Science*, 67, 136-149.
- Farruggia A., Lacour C., Zapata J., Piquet M., Baumont B., Carrère P., Hulin S. (2012) DIAM, un diagnostic innovant déclinant les équilibres, production, environnement et qualité des fromages au sein des systèmes fourragers des zones AOP du Massif central. In : 19es Rencontres Recherches Ruminants Paris, FRA. Pp 13-16.
- Fontaine, S., Henault, C., Amor, A., Bdioui, N., Bloor, J.M.G., Maire, V., Mary, B., Revallot, S. & Maron, P.A. (2011) Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 86-96
- Gardarin, A., Garnier, E., Carrère, P., Cruz, P., Andueza Urrea, J. D., Bonis, A., Colace, M.-P., Dumont, B., Duru, M., Farruggia, A., Gaucherand, S., Grigulis, K., Kerneis, E., Lavorel, S., Louault, F., Loucougaray, G., Mesléard, F., Yavercovski, N., Kazakou, E. (2014) Plant trait-digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 51 (5), 1207-1217. DOI : 10.1111/1365-2664.12293.
- Hulin S., Farruggia A., Carrère P. (2012) Valorisation de la diversité des prairies au sein des systèmes fourragers : une approche appliquée pour les territoires AOP du Massif Central. *Innovations Agronomiques* 25 (2012), 71-84.

- Hulin S., J.-N. Galliot, P. Carrère, P.-M. Le Henaff, E. Bonsacquet (2019) Les prairies naturelles du Massif central : l'expression d'un terroir au service de produits de qualité. Illustration de 10 ans de co-construction de R&D. Journées de Printemps de l'AFPF, Paris mars 2019.
- Huyghe C., De Vliegheer A., Van Gils B., Peeters A. (2014) Grasslands And Herbivore Production In Europe And Effect Of Common Policies. Quae Editions, 323 Pages.
- Klumpp, K., Fontaine, S., Attard, E., Le Roux, X., Gleixner, G., and Soussana, J. F. (2009) Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. *Journal of Ecology* 97, 876-885.
- Klumpp K., Tallec T., Guix N. & Soussana J.F. (2011) Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*, 17:3534–3545.
- Lamarque P., Quétier F., Lavorel S. (2011) The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management, *Comptes Rendus Biologie*, 334, 441-449.
- Lavorel S., Grigulis K. (2012) How fundamental plant functional traits relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services, *J. Ecology*, 100, 128-140.
- Loreau M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid D. Tilman, D. A. Wardle (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges; 294 *Science*, 804 DOI: 10.1126/science.1064088.
- Maire, V., Gross, N., Börger, L., Proulx, R., Wirth, C., Pontes, L., Soussana, J.F., Louault, F. (2012) Habitat filtering and niche differentiation jointly explain species relative abundance within grassland communities along fertility and disturbance gradients, *New Phytologist*, 196, 497–509.
- Michaud A., Plantureux S., Amiaud B., Carrère P., Cruz P., Duru M., Dury B., Farruggia A., Fiorelli J.L., Kerneis E., Baumont R. (2011) Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands, *J. Agric. Sci.*, 150, 219-236.
- Milner, C., Hughes, R. E., Gimingham, C. H., Miller, G. R., & Slayter, R. O. (1968) Methods for Measurement of the Primary Production of Grassland.—IBP Handbook No. 6.—Oxford & Edinburgh "Blackwell Scientific Publications" 1968; XII + 70 S., 5 Abb. 7sh 6 d.
- Picon-Cochard, C., Pilon, R., Tarroux, E., Pagès, L., Robertson, J., Dawson, L. (2012) Effect of species, root branching order and season on the root traits of 13 perennial grass species, *Plant Soil*, 353, 47–57.
- Plantureux S., Pottier E., Carrère P. (2012) La prairie permanente : nouveaux enjeux, nouvelles définitions ?, *Fourrages*, 211, 181-193.
- Pontes, L. d. S., Louault, F., Carrère, P., Maire, V., Andueza, D., and Soussana, J. F. (2010) The role of plant traits and their plasticity in the response of pasture grasses to nutrients and cutting frequency. *Annals of Botany*, 105: 957-965.
- Rosignol, N, Chadoeuf, J, Carrère, P & Dumont, B. (2011) A hierarchical model for analysing the stability of vegetation patterns created by grazing in temperate pastures. *Applied Vegetation Science*, 14, 189-199.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin D., Reich, P., Ritchie, M. and Siemann, E. (1997) The influence of functional biodiversity and composition on ecosystem processes; *Science*, 277 : 1300-1302.