



HAL
open science

Biodiversité et paysages herbagers

Alard Didier, Jean-Marc Arranz, Marie-Lise Benot, Vincent Bretagnolle, Julia Clause, Emmanuel Corcket, E. Kernéis, Olivier Lourdais, Sophie Morin, Nicole Pignier

► **To cite this version:**

Alard Didier, Jean-Marc Arranz, Marie-Lise Benot, Vincent Bretagnolle, Julia Clause, et al.. Biodiversité et paysages herbagers. ECOBIOSE: le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine, 378 p., 2020. hal-03428538

HAL Id: hal-03428538

<https://hal.science/hal-03428538>

Submitted on 15 Nov 2021

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.

CHAPITRE

Biodiversité & paysages herbagers

• 6 •

<p>1 Le socio-écosystème des prairies permanentes, bocages et paysages associés en Région Nouvelle-Aquitaine 4</p> <p>2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes prairiaux et paysages bocagers en Nouvelle-Aquitaine..... 10</p> <p>3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes herbagers..... 14</p> <p>3.1. SERVICES D'APPROVISIONNEMENT 15</p> <p>3.1.1. Rôle de la biodiversité dans la quantité de fourrage produit..... 15</p> <p>3.1.2. Rôle de la biodiversité dans la qualité fourragère 16</p> <p>3.1.3. Rôle de la diversité floristique des prairies pour la biodiversité associée 18</p> <p>3.2. SERVICES DE RÉGULATION 18</p> <p>3.2.1. Maintien de la qualité et fertilité des sols, et limitation de l'érosion 18</p> <p>3.2.2. Stockage du carbone 19</p> <p>3.2.3. Régulation des crues et épuration de l'eau 20</p> <p>3.3. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE BIEN : BIODIVERSITÉ HÉBERGÉE ET DIVERSITÉ DES PAYSAGES 22</p>	<p>4 Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers..... 24</p> <p>4.1. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES PAYSAGES HERBAGERS..... 24</p> <p>4.2. VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DES PAYSAGES HERBAGERS..... 25</p> <p>5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers..... 27</p> <p>5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ : FERTILISATION, PRESSION DE PÂTURAGE 27</p> <p>5.2. FRAGMENTATION ET SIMPLIFICATION DES PAYSAGES .. 28</p> <p>5.3. EFFETS DU CHANGEMENT GLOBAL : CLIMAT, POLLUTION, ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES 30</p> <p>6 Note sur la gouvernance de la nature dans les socio-écosystèmes herbagers..... 31</p> <p>7 Références régionales 33</p> <p>8 Références internationales..... 35</p>
--	---

Coordination scientifique :

Didier Alard

Coordination éditoriale :

Théo Rouhette

Rédacteurs :

Didier Alard, Jean Marc Arranz, Marie Lise Benot, Vincent Bretagnolle, Julia Clause, Emmanuel Corcket, Eric Kerneis, Olivier Lourdais, Sophie Morin, Nicole Pignier

1

Le socio-écosystème des prairies permanentes, bocages et paysages associés en Région Nouvelle-Aquitaine

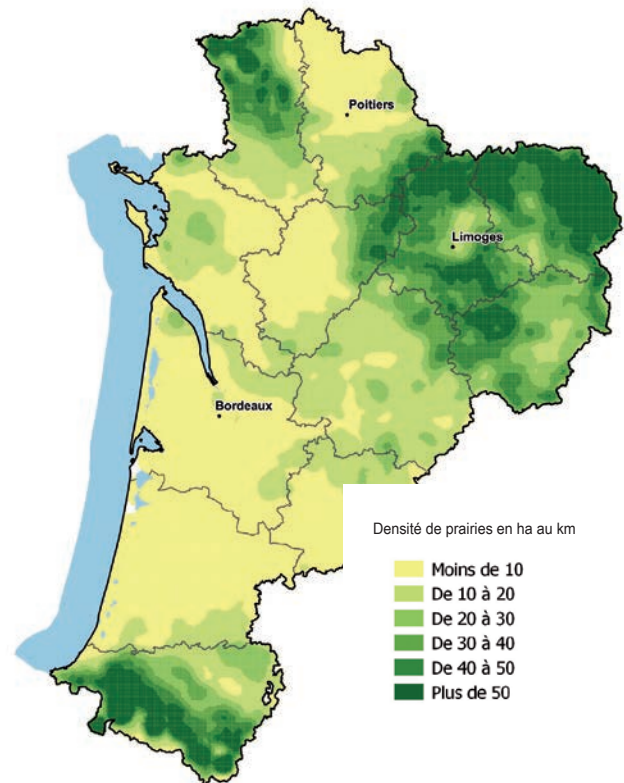
Les prairies permanentes et paysages associés occupent de grandes zones agricoles et semi-naturelles de la région, de la moyenne montagne aux zones humides littorales et fluviales

Parmi les terres agricoles de la Nouvelle-Aquitaine, qui représentent 60 % du territoire régional, 45 % sont occupés par des surfaces en herbe (moyenne nationale 44%), représentant 54 % des exploitations agricoles régionales dédiées à l'élevage. Au sein de la surface agricole utile (SAU) et des surfaces fourragères qui peuvent inclure des cultures fourragères, les surfaces toujours en herbe (STH) désignent les prairies permanentes qui doivent avoir, pour entrer dans cette catégorie, au minimum 6 ans et plus. Pour la région Nouvelle-Aquitaine, la répartition départementale de la STH est très hétérogène puisque la proportion d'herbe dans la SAU varie de 15 % dans les Landes à 91 % en Corrèze (Agreste, 2016 ; Figure 6.1). Ces prairies constituent un système d'affouragement plus ou moins extensif, s'intensifiant avec les prairies temporaires (voir le chapitre Plaines agricoles) et généralement sur des terres de moindre qualité par rapport aux terres arables. Paysages de prairies humides en vallées alluviales et plateau landais, paysages de pelouses et de prairies sèches dans les Causses, les prairies permanentes et les parcours occupent aussi d'importantes surfaces de la moyenne et haute montagne (Limousin et Pyrénées Atlantiques). Les prairies permanentes recouvrent donc un vaste ensemble de formations végétales, qualifiées de semi-naturelles, dominées par les herbes (graminées) ou d'autres plantes fourragères mais aussi des formations basses où le ligneux a sa place, comme dans les landes ou les parcours, estives et bocages. Au niveau biogéographique, les prairies désignent des formations herbacées hautes, relativement productives (ex. : prairies alluviales), alors que les formations herbacées basses à faible biomasse sont qualifiées de pelouses (ex. : pelouses calcaires). Ainsi se dessine une géographie herbagère de la région où s'identifient quelques noyaux denses dédiés à l'herbe et l'élevage : Marais du nord-ouest de la région, moyenne montagne herbagère au sud, milieux de landes et tourbeux du plateau de Millevaches, estives d'altitudes des Pyrénées, parcours des Causses de Corrèze et de Dordogne, et quelques herbages sur les fonds alluviaux (vallée de la Garonne) ou les pentes des versants de reliefs et vallées secondaires de Dordogne ou du Lot (Figure 6.2). Ces principaux noyaux se rattachent sur le territoire national, à des grandes zones d'élevage : Zone du grand Ouest, la zones herbagère et montagne humide du Nord et ouest du Massif Central (ex-Limousin) et enfin les piémonts et la haute montagne des Pyrénées (Institut de l'Elevage, 2013).

Les prairies permanentes sont très majoritaires dans ces zones d'élevage extensif, où la place des cultures est li-

FIGURE 6.1

La surface des prairies permanentes et parcours (Surface Toujours en Herbe -STH- en ha par km²) varie considérablement sur le territoire de la Nouvelle-Aquitaine et met en évidence les grands secteurs herbagers. Est considérée comme surface toujours en herbe dans la statistique agricole toute prairie naturelle ou semée depuis au moins 6 ans. Source : Agreste, 2016



mitée, mais où la couverture ligneuse (arborée ou lande) peut être malgré tout importante. Les prairies sont généralement étroitement associées à des paysages de bocage qui constituent des éco-complexes combinant petits boisements, réseaux de haie, prairie pâturée et cultures. Une cartographie des bocages a pu être réalisée à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine par le pôle Bocage de l'ONCFS (Figure 6.3). Le bocage s'oppose à des milieux herbacés beaucoup plus productifs, les prairies artificielles, intégrés à des itinéraires agronomiques intensifs qui sont traités dans le chapitre « Plaines céréalières ». Ces « paysages herbagers », pouvant associer l'herbe et l'arbre, dont le(s) bocage(s) représentent l'exemple le plus explicite, sont liés à des combinaisons particulières de sols, climats et reliefs locaux. Mais si les disparités régionales citées ci-dessus sont historiques et subsistent, les surfaces herbagères

ont connu des fluctuations parfois importantes, liées à la spécialisation des départements depuis une quarantaine d'années. Ainsi la STH, seconde composante de la SAU régionale, a reculé régionalement entre 1970 et 2010 au contraire des terres labourables. Passées de 38 % à 25,5 % de la SAU régionale, les paysages herbagers représentent actuellement un peu plus d'un million d'hectares en Nouvelle-Aquitaine (Agrete, 2017). Cette dynamique est géné-

rale, hormis la Creuse et la Corrèze qui ont maintenu, voire conforté, leurs surfaces de prairies permanentes, grâce à leur élevage bovin herbager.

FIGURE
6.2

Exemples d'habitats agropastoraux dans les paysages herbagers, représentant soit des éléments ponctuels de mosaïques paysagères agricole (a) ou de marais (d), soit les éléments principaux des paysages de montagne (b) ou de zones bocagères (c). La diversité floristique exceptionnelle des pelouses calcicoles, l'accueil d'espèces emblématiques en prairie alluviale (Fritillaire pintade) illustrent, avec les cortèges faunistiques des prairies littorales et montagnardes (oiseaux, insectes) la diversité des enjeux.



a) Pelouse sèche calcicole de plaine, Montcrabeau (47)



b) Estive Pays Basque (64) – Chevaux, Brebis et... Vautours



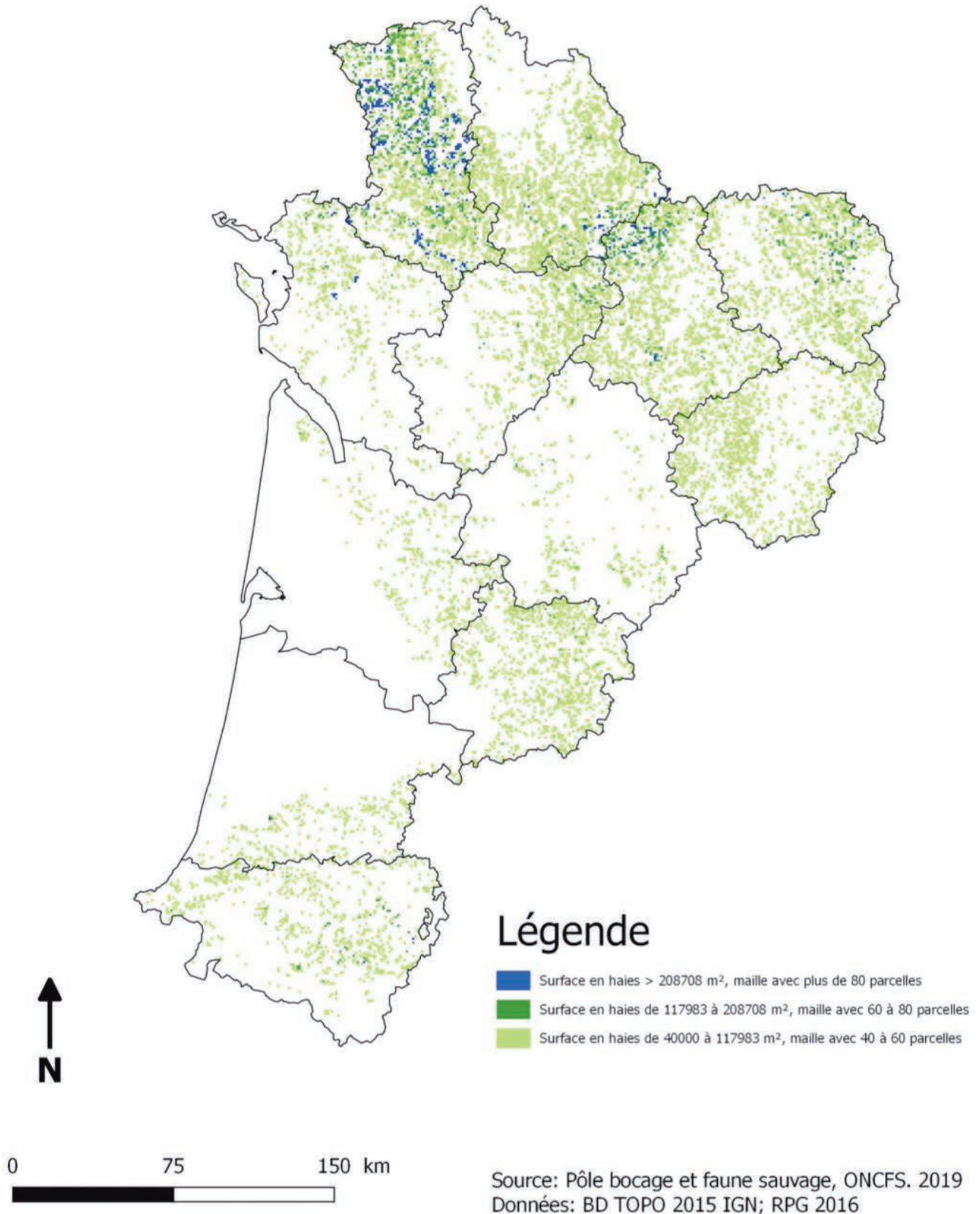
c) Prairie bocagère humide en vallée de Garonne, Cadaujac (33)



d) Prairies sub-halophiles du Bassin d'Arcachon (domaine de Certes) et vaches bordelaises

FIGURE 6.3

Cartographie des bocages en Région Nouvelle-Aquitaine (source : ONCFS 2019 non publié)



Des filières agricoles et agro-alimentaires localisées géographiquement et dépendant, en tout ou partie, des productions végétales issues des prairies permanentes et des paysages associés

En 2018, les productions de fourrages représentaient environ 12 % de la valeur des produits végétaux d'origine agricole de la région, avec une part environ pour moitié représentée par les prairies permanentes. La production moyenne de ces prairies se situe aux alentours de 5 tonnes de matière sèche par hectare (MS/ha) et par an dans la région mais oscille entre des extrêmes qui vont des parcours peu productifs (1,5 T MS/ha) aux prairies fertilisées (environ 6T MS/ha), sans toutefois atteindre les niveaux de production des prairies artificielles (\approx 9 T MS/ha) voire irriguées (\approx 13-15 T MS/ha en luzerne par exemple). L'essentiel de la production, au plan des surfaces agricoles concernées se concentre sur les départements d'élevage, en premier lieu la Creuse et les Pyrénées atlantiques, avec cependant des disparités importantes en ce qui concerne les niveaux de production. Ainsi la production annuelle moyenne de la STH en Creuse était-elle de 6 T MS/ha en 2017 contre 3,8 T MS/ha dans les Pyrénées Atlantiques (DRAAF, 2018).

Trois filières agricoles sont principalement liées aux pôles herbagers de la Nouvelle-Aquitaine : les filières bovin viande, ovin lait et ovin viande, avec des répartitions régionales bien contrastées. Avec près de 900 000 vaches allaitantes (pour 2,5 Millions de têtes du cheptel bovin régional), la filière régionale productrice de viande bovine est la seconde au plan national. Les élevages sont globalement extensifs avec une part de l'herbe importante (40 % de foin) dans l'alimentation du cheptel mais surtout une forte autonomie alimentaire et donc une faible dépendance aux aliments extérieurs. Cet élevage est concentré dans quelques départements et principalement dans la montagne limousine et ses marges, expliquant la prépondérance de

la race Limousine bovine dans la région, avant la Blonde d'Aquitaine et d'autres races plus localisées mais de forte notoriété (Béarnaise dans les Pyrénées, Parthenaise dans les marais de l'Ouest, Bazadaise, Landaise). A contrario, la filière bovin lait est assez peu présente dans la région, et dispersée sur les trois noyaux herbagers régionaux. Elle est principalement orientée vers le lait, au détriment des produits à valeur ajoutée, à l'exception de la production du bassin Auvergne-Limousin orientée vers les fromages du Massif Central (Agreste 2019a). Les filières « ovins » représentent une part importante de l'élevage ovin national : 1/4 des effectifs nationaux de brebis allaitantes sont en Nouvelle-Aquitaine (environ 765000 têtes), principalement au nord et à l'est de la région. Même moindre en effectifs (438000 têtes), le nombre de brebis laitières représente 1/3 des effectifs nationaux. Cette filière est essentiellement pyrénéenne, spécialisée et ayant largement recours aux estives et parcours. Le bassin de production laitière (brebis), centré sur la transformation et les fromages régionaux (AOP Ossau-Iraty), est le deuxième bassin national après celui du fromage de Roquefort. Au total, les emplois liés aux ovins viande et ovins laits sont estimés respectivement à 2500 et 3500 ETP dans la région (Agreste 2019b,c). Il est à noter que la Région Nouvelle-Aquitaine compte sur son territoire des races domestiques endémiques, notamment bovines, ovines et équines, directement liées aux paysages herbacés extensifs. Ces races locales constituent une biodiversité domestique, véritable patrimoine biologique vivant façonné par des siècles de sélection anthropique, souvent menacé d'extinction au vu de la faiblesse de ses effectifs relictuels. Citons parmi ces races les vaches marines landaises et betizu, les brebis landaises et sasi ardi, le cheval pottok et le baudet du Poitou (Conservatoire des Races d'Aquitaine, 2017).

Le socio-écosystème des paysages herbagers : un espace de production agricole aux multiples enjeux et usages.

Les paysages herbagers constituent des espaces multifonctionnels où la production agricole coexiste avec d'autres types d'enjeux et d'usages et s'inscrit dans un territoire complexe. Ce territoire associe généralement diverses caractéristiques relatives aux usages des sols et aux éléments de paysage : l'importance des prairies permanentes (et en conséquence une forte présence de végétation herbacée semi-naturelle), une diversité paysagère liée à la présence de ligneux dans (estives, landes) ou autour des parcelles (haies) associée à des pratiques agricoles extensives (Figure 6.4). Ces critères sont ceux des paysages agricoles à « haute valeur naturelle » qui correspondent en France et en Europe à des paysages ruraux où les enjeux de patrimoine culturel, historique et naturels se conjuguent (Pointereau et al., 2007). En région, cette classification concerne 97 % de l'ex Limousin (Le Périgord, la montagne Limousine), 24 % de l'ex Aquitaine (les Pyr-

nées basques et béarnaises) et 6 % du Poitou Charente (le marais Poitevin), attestant de variations géographiques importantes. La biodiversité est, dans ces espaces, à la fois le résultat des pratiques (de la parcelle au paysage) mais aussi le support de nombreuses activités : apiculture, cueillette de fruit, tourisme rural, chasse et pêche et usages naturalistes sont autant d'activités qui soulignent les multiples centre d'intérêts dans ces paysages.

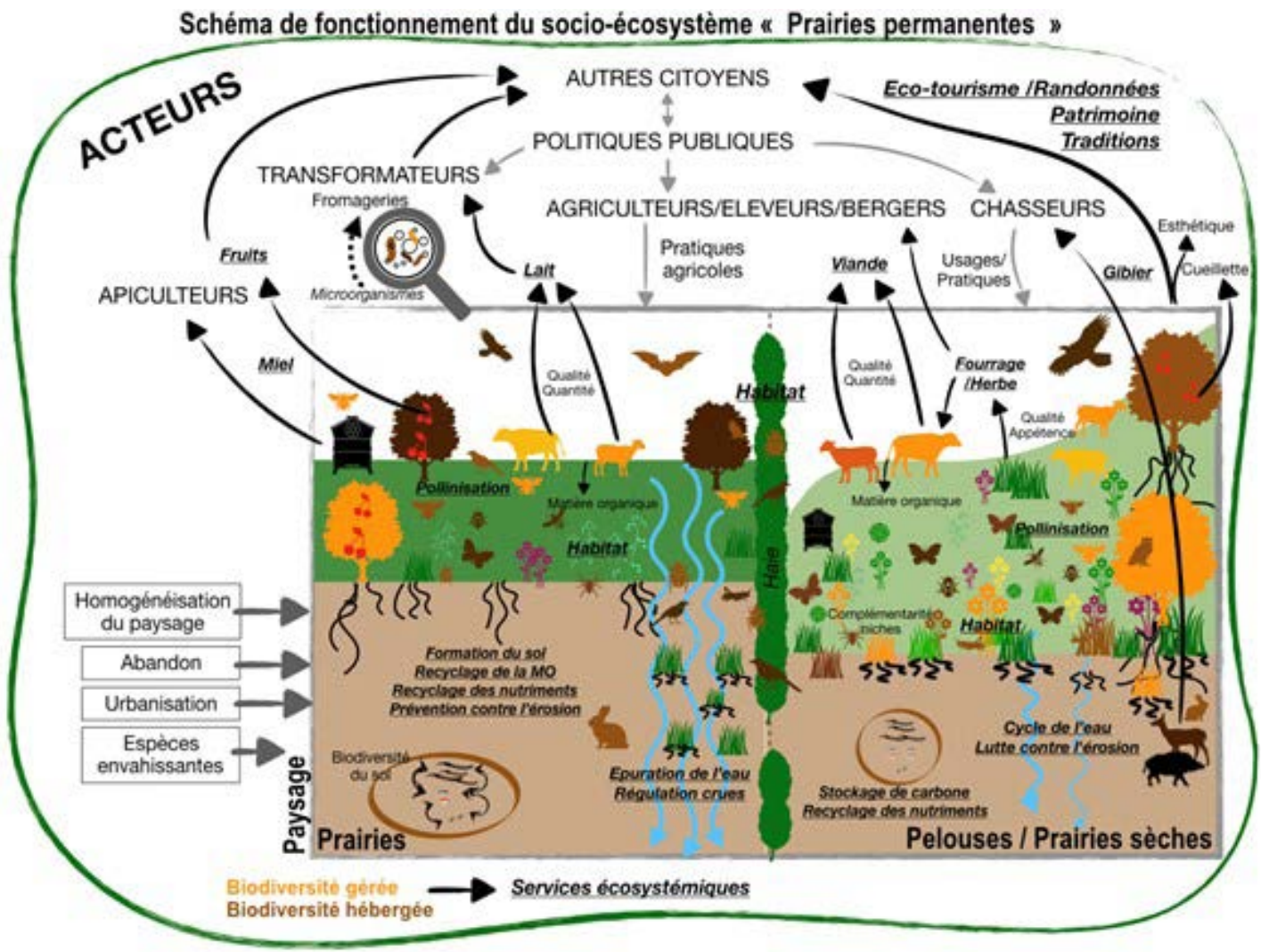
Le paysage bocager issu des activités humaines représente un atout considérable pour les territoires au sein desquels il est présent car il rend de nombreux services à la collectivité. Les bocages permettent en premier lieu de conduire une agriculture de type polyculture-élevage dans de bonnes conditions agricoles et environnementales. D'une manière générale, les haies ont une fonction micro-climatique qui pourrait s'avérer de plus en plus incontour-

nable, elles protègent les cultures du vent et contribuent au confort des animaux élevés en plein air, leur offrant des abris contre les intempéries ou le soleil et même parfois du fourrage en période de sécheresse. Les haies et leurs bandes herbeuses maintiennent sur les terres agricoles des pollinisateurs ou des prédateurs utiles à l'agriculture. Le bois des arbres et des arbustes, ressource naturelle renouvelable, permet la production locale de bois de chauffage et de bois d'œuvre, une matière première biodégradable. Dans les conditions actuelles d'augmentation des gaz à effet de serre, les haies et bosquets qui maillent les territoires participent au stockage du carbone particulièrement en phase de croissance. Dans les fonds de vallées

bocagères, le complexe constitué de haies, mares et prairies constitue des zones tampons qui permettent de réguler le régime des crues tandis que les ripisylves en particulier, ces bandes ligneuses situées en bordure des cours d'eau, contribuent à filtrer l'eau et à maintenir les berges. De manière complémentaire, les haies localisées perpendiculairement aux pentes permettent de conserver des sols de bonne qualité en ayant une action anti-érosive. Les paysages bocagers rendent les territoires attractifs, ils contribuent à un cadre de vie agréable, à un certain bien-être pour leurs habitants qui peuvent y réaliser toutes sortes d'activités récréatives (randonnée, pêche, chasse, art) (Morin, 2015).

FIGURE 6.4

Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème de paysage herbager en Nouvelle-Aquitaine mettant en évidence les interactions entre les systèmes écologiques et les enjeux et usages pour la production de ressources et de services écosystémiques divers. En Nouvelle-Aquitaine, la place de la biodiversité est fondamentale dans ces systèmes herbagers pour garantir une production agricole et soutenir des activités récréatives (chasse, nature, tourisme).



La dynamique agricole conditionne fortement ces usages et les enjeux. La diversité d'espèces dans les prairies permanentes est ainsi étroitement liée aux pratiques pastorales. Des pressions de pâturage (chargements) modérées à l'échelle d'un territoire pastoral permet ainsi une meilleure expression de la diversité des plantes et des insectes, en lien avec l'hétérogénéité des milieux (*Dumont et al., 2009*). De même une faible fertilisation favorise la richesse locale en plante (*Klimek et al., 2008*). Ces conditions de pratiques extensives se rencontrent souvent dans les terres les moins favorables – pente non mécanisable ou milieux à contrainte hydrique (excès ou déficit). Ces contraintes, souvent synonymes de faibles niveaux d'intrants, sont le garant de niveaux importants de biodiversité (nombre d'espèces) et de patrimonialité (espèces rares) et constituent le socle des habitats agropastoraux considérés d'intérêt communautaire dans le réseau Natura 2000 (*Bensettiti et al., 2005*). Lorsque les pratiques agricoles s'intensifient (chargement et fertilisation), ou même lorsque ces pratiques cessent dans le cas de la déprise rurale, de nombreuses espèces disparaissent (*Alard et al., 1994*), attestant de l'intérêt de ces paysages ouverts pour la biodiversité. Le mécanisme connu du maintien de la biodiversité en situation intermédiaire (*Huston, 1994*) est parfaitement transposable à la gestion des prairies permanentes. Une gestion extensive est garante du maintien de nombreuses espèces inféodées à ces habitats. C'est le cas notamment pour des espèces très dépendantes d'éléments fixes du paysage (*Boissinot et al., 2019; Morin, 2011*). L'intensification des pratiques ou l'abandon de celles-ci sont sources de conflit entre les nouveaux usages agricoles et les autres activités (*Henle et al., 2008*). Les dynamiques agricoles à la parcelle se traduisant également au niveau des paysages, il n'est pas rare que les éléments du paysage disparaissent également lors de l'intensification des pratiques, comme par exemple lors de l'agrandissement des parcelles et l'arasement des haies. *Bazin & Schmutz (1994)* ont estimé que depuis les années 1960, de 40 à 80 % de ces bocages ont disparu ou ont été dégradés en Europe. Par exemple, près de 70 % des 2 millions de kilomètres de haies vraisemblablement présents en France à l'apogée du bocage (1850-1910) ont été détruits, soit 1,4 million de kilomètres (*Pointereau, 2001*). La simplification de la mosaïque paysagère a ainsi des conséquences pour de nombreuses espèces d'invertébrés (papillons, carabes, araignées) (*van Halder et al., 2017*) et de vertébrés avec le cas des oiseaux mais également des reptiles et amphibiens (*Boissinot et al., 2011; Boissinot et al., 2019*). Le maintien d'un équilibre relatif entre le trop (intensification) et le trop peu (abandon) est un enjeu majeur pour les politiques agricoles et environnementales (*Pe'er et al., 2014*).

Ces milieux herbacés semi-naturels, généralement de haute valeur biologique et écologique et à « mi-chemin » entre systèmes non anthropisés et agro-systèmes intensifs, ne peuvent donc se maintenir sans une gestion minimale, destinée à les maintenir dans un équilibre dynamique destiné à empêcher leur disparition par embroussaillage et reforestation. Ces milieux étaient également traditionnellement associés à la présence de races bovines, ovines, caprines ou équines rustiques et locales qui broutaient la végétation et maintenaient les espaces dans

leur stade herbacé. Dans le courant du XXe siècle, avec la mécanisation généralisée et l'intensification de l'élevage, les effectifs de ces races locales ont spectaculairement déclinées, engendrant la disparition ou l'extrême vulnérabilité de certaines d'entre elles (*Conservatoire des Races d'Aquitaines, 2017*). Il existe de forts enjeux en termes d'activité pastorale et le maintien de races robustes adaptées à certains milieux contraignant. C'est le cas notamment des brebis limousines capables de pâturer dans les landes et tourbières et assurant de cette façon le maintien des milieux ouverts sur la plateau de Millevaches. Cette activité pastorale est essentielle au maintien de communautés d'invertébrés spécialistes (araignées, carabes, punaises) et démontre clairement les bénéfices conjoints entre activités pastorales, maintien des habitats et biodiversité.

Entre pratiques agronomiques d'élevage intensif et herbivorie sauvage, l'écopastoralisme consiste à gérer les espaces naturels de manière extensive par la présence de races rustiques. Il répond au double enjeu de la conservation des races rustiques domestiques locales et de la gestion animale des espaces naturels, minimisant ainsi la mécanisation et permettant ainsi des actions de gestion avec des empreintes écologiques tout à fait limitées. L'écopastoralisme constitue également un puissant levier de structuration socio-économique par reconstruction d'un socio-écosystème local et par la diversification des services écosystémiques liés aux systèmes herbacés des espaces naturels sensibles (préservation de la biodiversité, production de biomasse fourragère, production de biomasse animale, prévention des incendies par limitation de la quantité de biomasse végétale, maintien du degré de fertilité des sols par exemple).

2

La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes prairiaux et paysages bocagers en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème viticole nous a amené à retenir 94 références bibliographiques régionales (Figure 6.5) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

218 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



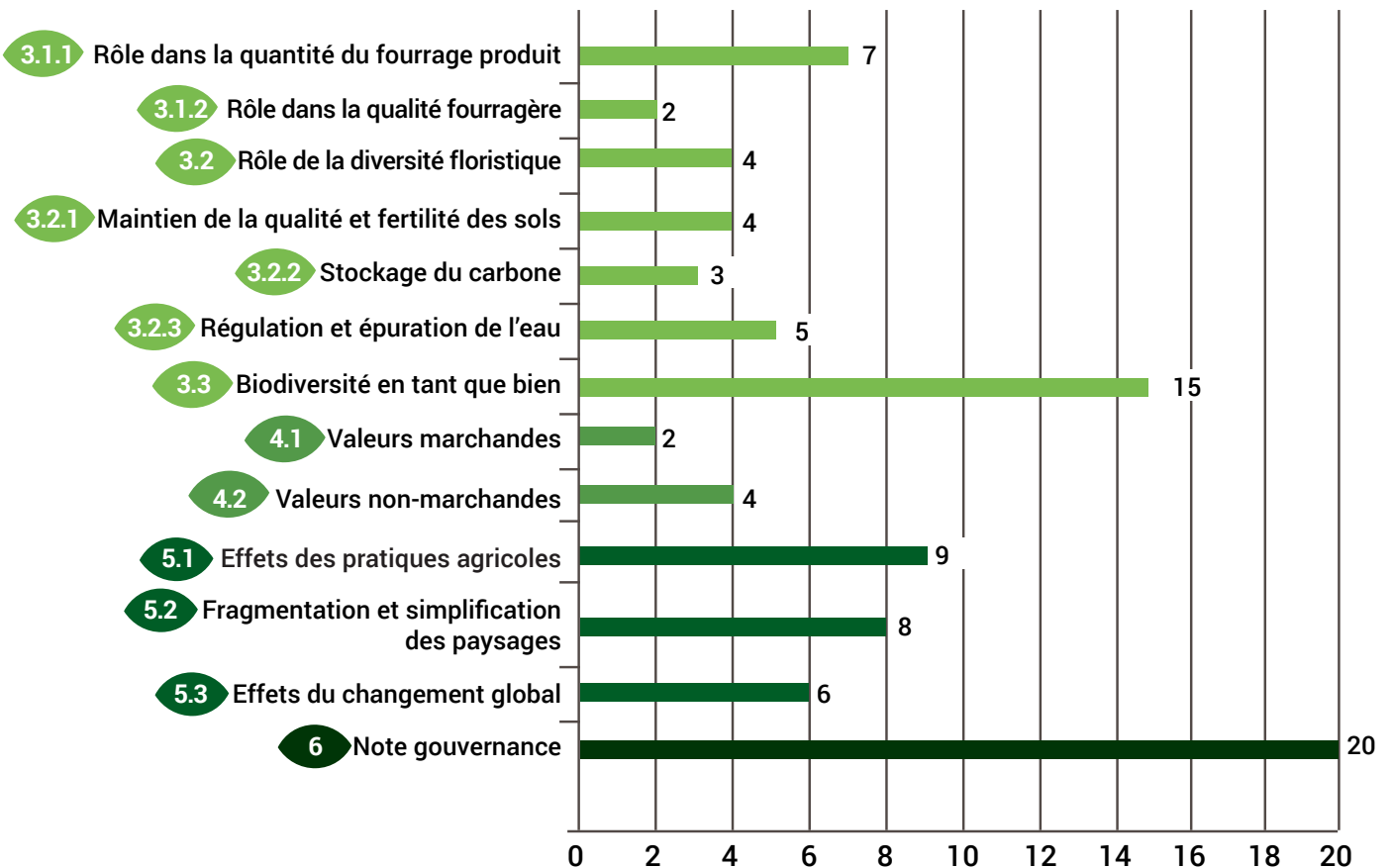
94 références « régionales »



124 références « internationales »

FIGURE 6.5

Bilan schématique de la synthèse bibliographique des connaissances scientifiques sur les relations de la biodiversité et le fonctionnement du socio-écosystème « paysages herbagers » en Nouvelle-Aquitaine



ENCADRÉ 1**Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes herbagers and bocagers de Nouvelle-Aquitaine****Unité expérimentale de Saint Laurent de la Prée (INRA)**

L'Unité Expérimentale INRA de Saint Laurent de la Prée est située en Charente-Maritime au cœur des marais littoraux atlantiques, milieux gérés par l'agriculture (élevage et cultures) et à forts enjeux environnementaux, qui concernent notamment la préservation des prairies humides, de la flore et de la faune qu'elles abritent, et la qualité de l'eau des fossés. La ferme expérimentale est constituée de 160 ha de terres essentiellement en marais (110 ha de prairies naturelles et 50 ha de cultures drainées), et abrite un troupeau de 55 mères de bovins allaitants de race locale Maraîchine. Les missions de l'Unité (18 agents) sont de : 1) Concevoir et évaluer des systèmes agricoles de polyculture-élevage viables et résilients qui concilient production de biens alimentaires, biodiversité sauvage et domestique, et gestion quantitative et qualitative de l'eau. Une expérimentation-système, dénommée Transi'marsh, constitue le dispositif pivot de cette approche ; 2) Contribuer à la transition agroécologique des fermes en zone de marais. Nous prenons pour cela le parti d'adopter une démarche de recherche collaborative invitant les acteurs des territoires de marais (agriculteurs et autres acteurs du développement agricole, société civile...) à participer à différentes étapes du travail de recherche. Dans le cadre de son programme d'expérimentation système Transi'marsh (concevoir et évaluer un système de polyculture-élevage en marais, autonome et favorable à la biodiversité), la ferme expérimentale fait l'objet depuis 2009 d'une transition agroécologique de son système de production. Cette expérimentation vise à construire « pas à pas » un système de polyculture-élevage bovin allaitant innovant, adapté aux contraintes du marais. Il s'agit également d'évaluer sa durabilité au regard d'indicateurs environnementaux, économiques et sociaux. La ferme est certifiée en agriculture biologique depuis juillet 2019.

Lien site web : <https://www6.nouvelle-aquitaine-poitiers.inra.fr/dslp>

SOERE ACBB – INRA Lusignan/INRA Clermont Ferrand

Ce dispositif s'inscrit dans le cadre national des systèmes d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement et est dédié aux agroécosystèmes, aux cycles biogéochimiques et la biodiversité. Il est labellisé depuis 2005. Deux sites, au sein de ce dispositif, concernent le continuum « prairie temporaire - prairie permanente », dont un est situé en Nouvelle-Aquitaine. Le dispositif expérimental de Lusignan (Poitou-Charentes) est caractérisé par l'insertion de séquences de prairies temporaires dans une rotation de cultures céréalières -voir chapitre « grandes cultures ». Le site expérimental de Laqueuille (département du Puy-de-Dôme) est le cadre de recherches sur le fonctionnement et les propriétés agronomiques et environnementales des prairies permanentes dans un contexte de moyenne montagne, avec la ferme expérimentale de Marcenat (département du Cantal). Les travaux de recherche qui y sont conduits traitent des systèmes d'élevage de ruminants en région herbagère de montagne, sur des systèmes très voisins géographiquement de la montagne limousine.

**Dispositif Expérimental en Ecologie de la Restauration-DEER (Gironde)
Université Bordeaux**

Ce réseau de sites dédiés à l'écologie de la restauration a pour but principal de caractériser les trajectoires de restauration de prairies alluviales en vallée de la Garonne à partir d'itinéraires agricoles intensifs (maïsiculture). Les recherches visent à identifier les processus sous-jacents à la restauration de la biodiversité et leur importance relative (effet des pratiques agricoles, contraintes environnementales et biologiques, contraintes paysagères à la dispersion). Ce réseau, créé dans le cadre de recherches au sein de l'UMR BIOGECO (INRA-UBX), regroupe trois sites dans le département de la Gironde avec des maîtrises d'œuvre et foncière diverses :

Le parc écologique des barails (Bordeaux) se trouve en zone péri-urbaine au cœur de l'ancien Grand marais de Bordeaux, secteur riche en zones humides et bénéficiant de périmètres de protections (zone Natura 2000, ZNIEFF, RNN des marais de Bruges).

SUITE ENCADRÉ 1

Depuis le XVI^{ème} siècle, le secteur a connu de grands bouleversements (travaux d'assèchement et construction de digues). Le site d'étude, propriété de la ville de Bordeaux, est constitué de deux anciennes parcelles agricoles de 15 ha, utilisées pour la culture de tournesol et de maïs depuis la fin des années 1980 et intégré dans le périmètre des mesures compensatoires suite à la construction d'un centre de maintenance du tramway et du Stade Matmut Atlantique à proximité. Une expérimentation de grande ampleur (5000 m², 100 placettes expérimentales de 16m²) a été mise en place en 2017 conjointement par BIOGECO, Bordeaux Métropole et la RNN des marais de Bruges visant à tester les effets de la préparation du sol (labour sur 40 cm de profondeur) et de l'apport de matériel biologique de complexité croissante (mélanges de graines plus ou moins diversifiés, transfert de foin ou de monolithes de sol prélevés dans les prairies de la RNN des marais de Bruges) sur les trajectoires de restauration.

L'île de Raymond (Paillet) est une île fluviatile située en amont de Bordeaux, issue de l'agrégation de plusieurs petites îles consécutive aux travaux de chenalisation de la Garonne entrepris à la fin du XIX^{ème} siècle. Les variations topographiques de 7-8 mètres dues aux anciens chenaux en dépression de la Garonne, créent des gradients naturels d'inondation lors des débordements du fleuve en période de hautes eaux dans ce secteur encore soumis au marnage. Mosaïque paysagère bocagère depuis le XIX^{ème} siècle jusqu'au milieu des années 1950, l'île a ensuite connu le remembrement et une période de maïsiculture intensive du milieu des années 1980 à la fin des années 2000. Après l'arrêt de la maïsiculture en 2009, l'île a été acquise par la Communauté de Communes Convergences Garonne en 2010 et fait l'objet d'un programme de restauration écologique visant à reconstituer une mosaïque paysagère constituée de prairies permanentes, friches et fruticées, mégaphorbiaies et ripisylves. Ce site a fait l'objet d'une réhabilitation fonctionnelle (semis prairial) sur environ 40 ha pour une reprise des activités pastorales et d'une expérimentation mise en place en août 2014 pour tester l'effet de la gestion (pâturage, fauche) sur les trajectoires de végétation après transfert de foin issu d'une prairie alluviale de la commune de Cadaujac faisant partie du réseau des ENS de Gironde (33)

FIGURE
6.6

Ile de Raymond – Paillet (33). Parcelles réhabilitées par semis et dispositif expérimental en exclos pour le suivi des végétations et l'effet des pratiques après transfert de foin.



Le site Olives (Parempuyre-33) se trouve à environ 13km au nord du centre de la ville de Bordeaux. Cette zone humide de 86 ha, située au cœur des marais de Parempuyre, s'intègre dans le parc intercommunal des Jalles, espace de 4500 ha ayant pour objet la préservation de l'intérêt patrimonial et paysager de ce milieu face aux pressions liées à l'urbanisation et l'intensification des pratiques agricoles. Ce site, acquis en 2016 par la Métropole, a fait l'objet, pour les deux tiers, d'une restauration fonctionnelle (semis prairial) en vue de la reprise de l'exploitation agricole pastorale et, pour le dernier tiers est laissé en libre évolution, dans l'optique d'y restaurer un paysage de marais. Un suivi des communautés est réalisé (floristique, télédétection).

SUITE ENCADRÉ 1

Zone d'étude bocagère des Deux Sèvres – CNRS Chizé - OFB - DSNE

Depuis 2009 un suivi scientifique des reptiles et amphibiens des bocages est réalisé dans les Deux-Sèvres. Les secteurs d'études sont répartis sur le département avec notamment un site pilote (Réserve Naturelle du Bocage des Antonins). Le département des Deux Sèvres offre un contexte idéal pour étudier l'importance de la structure du Paysage Bocager sur la biodiversité. Les travaux sont menés sur un réseau d'une vingtaine d'exploitations agricoles. Un des objectifs est de comprendre les rôles conjoints de la structure des habitats (haies, mares) et du paysage (densité en haie, en mare) sur la structure des communautés sont étudiés. Le type de pâturage (ovin ou bovin) est également considéré. Les travaux sont menés sur un réseau d'une vingtaine d'exploitation agricole et concernent plus précisément les reptiles et amphibiens. Une Réserve Naturelle Régionale a été mise en place 2015 (site du Bocage des Antonins).

FIGURE
6.7

Bocage des Deux Sèvres. Exemple de paysage hétérogène avec un important maillage de haie



FIGURE
6.8

Tourbières du Limousin (23). Pâturage ovin (Ferme expérimentale de Lachaud)



Zone d'étude des landes et tourbières du Limousin - CNRS Chizé - Ferme de Lachaud - PNR MilleVache

Depuis 2007 des travaux sont menés sur les invertébrés des landes et tourbières du plateau des millevaches et sur la ferme expérimentale de Lachaud (139ha, pâturage ovin) (Limousin) en particulier. Les objectifs de ce programmes sont d'examiner les impacts des modes de gestion des landes et des tourbières, pâturage ovin ou interventions mécaniques, sur la biodiversité. Ces travaux concernent notamment les invertébrés (araignées, carabes, punaises, orthoptères). Un partenariat a également été lancé avec le Parc Naturel de Millevaches en Limousin sur la restauration des connectivités des milieux tourbeux.

Réseau Expérimental aquitain vaches marines landaises « RExMarine »

Mis en place en 2019 sous la coordination scientifique de l'Université de Bordeaux (UMR1202 Biogeco), le réseau RExMarine a pour objectif d'évaluer l'impact de l'écopastoralisme sur les écosystèmes des espaces naturels sensibles. Il regroupe sept sites expérimentaux de suivis, répartis dans des espaces naturels sensibles des départements de la Gironde et des Landes, en relation étroite avec le Conservatoire des Races d'Aquitaines. Ce réseau expérimental porte plus spécifiquement sur l'utilisation des vaches de race marine landaise dans la gestion des prairies et landes à molinie du plateau landais. Dans un dispositif de comparaison entre placettes exclues de pâturage et placettes pâturées par les vaches marines landaises, la dynamique des communautés à molinie sera suivie à trois échelles : modification d'espèces clés de l'écosystème (échelle de la plante = la molinie), modification de la communauté végétale (diversité, structure, composition), modification du fonctionnement de l'écosystème (propriétés chimiques du sol).

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes herbagers

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes pastoraux, un élément majeur des paysages agricoles, sont multiples. La fonction de production de biomasse végétale (fourrages) est centrale et maintient les services d'approvisionnement pour l'alimentation du cheptel agricole de façon directe (pâturage à l'herbe) ou indirecte (foin, ensilage). La biodiversité peut agir directement sur cette fonction de production voire sur la qualité du fourrage, ou indirectement via des fonctions intermédiaires de support qui garantissent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage de la matière organique du sol, pollinisation, résistance à la sécheresse, etc.). La biodiversité à l'échelle des paysages peut également contribuer aux fonctions d'approvisionnement et de support. Par exemple, la diversité des types de prairies, liée aux milieux (prairies humides, prairies sèches) ou aux pratiques, au sein du système fourrager d'une exploitation, conditionne l'étalement saisonnier de la ressource fourragère, contribuant ainsi à la valeur d'usage (Cruz et al., 2002) des différentes parcelles herbagères. C'est aussi l'ensemble des éléments du paysage (haies du bocage) qui sont essentiels en tant qu'habitats pour la biodiversité fonctionnelle assurant régulation, pollinisation, etc. L'ensemble des services considérés ici sont donc des services rendus aux agriculteurs, qu'ils soient directs ou indirects.

A côté de ces fonctions de production et de support, d'autres fonctions essentielles peuvent être assurées par les écosystèmes prairiaux et les paysages associés au travers de fonctions de régulation de la qualité des eaux (effet filtrant des zones humides), des débits de crues (zones humides), de l'érosion des sols (montagne), d'accueil de la biodiversité (notamment patrimoniale), de fixation du carbone atmosphérique (Puydarrieux & Devaux, 2013). Enfin de nombreuses autres activités récréatives (chasse, randonnée, éco-tourisme, activités naturalistes) au sein des paysages herbagers relèvent des services culturels qui dépendent fortement de la diversité des espèces des prairies et des éléments du paysage. Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production agricole, sont des services rendus à la société dans son ensemble.

Il existe de nombreuses revues de l'ensemble des services rendus par les prairies, en lien ou non avec la biodiversité, à des échelles internationales, françaises ou régionales (Huyghe, 2005; Höningá et al., 2012; Mauchamp et al., 2012). Nous présentons ci-après un état des lieux des connaissances scientifiques régionales sur le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services d'approvisionnement (production agricole ou secondaire), des services de régulation et enfin des services socio-culturels des prairies et paysages associés de Nouvelle-Aquitaine.

3.1. SERVICES D'APPROVISIONNEMENT

3.1.1.

Rôle de la biodiversité dans la quantité de fourrage produit



La relation diversité-production a fait l'objet d'un grand débat scientifique international à partir d'expérimentations sur des prairies simplifiées (*BIODEPTH, Cedar Creek (US) et JENA (Allemagne) ; voir chapitre plaines agricoles*). Dans ces expérimentations, l'augmentation de la richesse en espèces permet d'augmenter la biomasse produite (*Hector et al., 1999*), un effet essentiellement dû à la complémentarité de niche des espèces (*Tilman et al., 2001*). Mais ces résultats expérimentaux, obtenus sur des prairies « jeunes » et simplifiées, ne sont pas corroborés par les études en prairies permanentes (*Grace et al., 2007*). Les prairies permanentes sont par définition des écosystèmes anciens, voire matures (>50 ans) pouvant accumuler de nombreuses espèces (>50 sp/m²), et comptent parmi les formations végétales les plus riches au monde par unité de surface (*Wilson et al., 2012*). Dans ces prairies, la relation diversité-production implique un réseau complexe d'interactions multitrophiques. Celui-ci est généralement moindre dans des systèmes expérimentaux récents (*Weisser et al., 2017*). La relation richesse-biomasse est vraisemblablement dépendante de l'âge des prairies (*Guo, 2007*) et pourrait n'être qu'un effet transi-

toire propres aux écosystèmes jeunes (*Thompson et al., 2005*). Ainsi, les niveaux de productions sont parfois maximums dans les prairies les plus simplifiées c'est-à-dire pauvres en espèces végétales (*Mittelbach et al., 2001*). Cette discordance de résultats peut aussi s'expliquer par l'approche essentiellement comparative en systèmes permanents, alors qu'elle est expérimentale en systèmes temporaires (*Hector et al., 2007*) et par le poids des conditions environnementales sur la productivité qui peut masquer les effets de la biodiversité sensu stricto (*Loreau et al., 2001*). Il est enfin possible que ce décalage de résultats s'explique par l'échelle spatiale à laquelle ces études ont été conduites. Des travaux prenant en compte cet effet spatial (*Gross et al., 2009*) ont montré que la relation positive entre biodiversité et production existe dans des prairies permanentes à des échelles très locales (0,01m²) alors qu'elle n'est pas détectée à l'échelle de la communauté (>100m²), sans doute car à l'échelle du voisinage des plantes, la complémentarité entre espèces peut jouer, alors qu'à celle de la communauté végétale, la production est fortement dépendante de l'hétérogénéité environnementale, masquant l'effet biodiversité.



En région Nouvelle-Aquitaine, des résultats expérimentaux proviennent de prairies temporaires (*Litrico et al., 2016; Prieto et al., 2017 ; voir le chapitre plaines agricoles*), mais aucune expérimentation similaire n'a été réalisée sur des systèmes permanents et possédant des niveaux de richesse équivalents aux systèmes semi-naturels. En accord avec la littérature internationale, des études sur les prairies du Marais Poitevin ne détectent pas de relation diversité-production à l'échelle de la communauté (*Chante-loup & Bonis, 2013*). Des travaux sur le Massif Central (*Gross et al., 2009*) ont cependant mis en évidence cet effet à l'échelle fine du voisinage des plantes : la production locale de biomasse est corrélée positivement au nombre d'espèces végétales présentes sur un quadrat de surface limitée (14*14cm), aussi bien le long d'un gradient d'intensification (fertilisation) que d'extensification. Cette corrélation est asymptotique (présentant un plateau) et montre également une baisse significative de la variabilité de la produc-

tion de biomasse à mesure que le nombre d'espèce croît. Par contre, à l'échelle des parcelles, la relation entre biomasse produite et le nombre d'espèces présentes sur cette parcelle est significative... mais négative ! Les prairies permanentes les plus productives sont aussi les moins riches, car la production de biomasse est avant tout pilotée, à l'échelle des parcelles, par les variations environnementales et les pratiques, notamment d'apports de fertilisants (azote et phosphore). Des travaux incluant des sites de Nouvelle-Aquitaine ont montré cet effet négatif des fertilisants (d'origine agricole ou atmosphérique) sur la biodiversité (*Ceulemans et al., 2014; Stevens et al., 2010*). Une étude expérimentale multi-sites (dont un site en Gironde) a par ailleurs montré ce processus dans les prairies sur sols acides, y compris pour des doses faibles d'azote, avec une importance de la forme d'azote (nitrate, ammonium) considérée (*Dorland et al., 2013*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'augmentation de la diversité végétale dans les prairies permanentes est un garant du maintien de la production fourragère. Mais cet effet n'est détectable qu'à une échelle très fine. A l'échelle des parcelles agricoles, la diversité en espèce est d'abord le reflet de l'hétérogénéité de ces parcelles, donc des conditions du sol, des pratiques, mais aussi de l'âge des parcelles. Une gestion intensive (fertilisation) des parcelles constitue une pression forte engendrant une érosion de cette diversité. En conséquence, la productivité d'une parcelle de prairie permanente est davantage le reflet des conditions locales et de la gestion, que de la diversité végétale, qui est en revanche très sensible à cette gestion. Les avantages d'une telle diversité dans la parcelle sont d'une autre nature.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (>5 études)

3.1.2. Rôle de la biodiversité dans la qualité fourragère



La question de la valeur agronomique des prairies permanentes semi-naturelles est ancienne. Elle a longtemps été basée sur la valeur supposée des espèces végétales estimée de façon empirique (Loiseau, 1988), en comparaison de celle des plantes fourragères en particulier des principales espèces semées (Ray grass, Dactyle, Trèfles, etc.) qui ont fait l'objet d'études expérimentales et de programmes d'amélioration variétales. Plus récemment, les approches fonctionnelles développées en écologie des communautés pour caractériser les traits d'espèces ont été utilisées (Lavorel et al., 2011). La valeur alimentaire des plantes est dépendante de leur digestibilité, fortement corrélée à la teneur en matière sèche des feuilles (Bruinenberg et al., 2002; Baumont et al., 2008). Les traits foliaires affectent ainsi la productivité et la qualité des espèces de prairies pour l'alimentation du bétail (Pontes et al., 2007), cette relation dépendant du stade de développement des plantes (plantule, adulte, senescence) et évidemment de l'appartenance botanique (graminées, légumineuses, autres). D'une façon générale, les espèces végétales présentant les mêmes types de traits peuvent être regroupées en «types ou groupes fonctionnels», indépendamment de leur taxonomie (Duru et al., 2008)

de sorte que l'effet de la biodiversité d'une prairie sur la qualité du fourrage peut se poser au niveau de la diversité fonctionnelle (Huyghe et al., 2008) plutôt que la diversité spécifique, du moins dans l'alimentation du bétail (Lavorel & Grigulis, 2012). L'évaluation de la valeur nutritive des prairies permanentes (souvent riches en espèces de faible digestibilité et d'apport nutritif limité) souligne l'importance de certains types fonctionnels (Duru et al., 2008). Les effets de la diversité floristique des prairies permanentes sur les caractéristiques des produits laitiers et carnés et la santé du bétail, sont plus liés à la composition botanique des herbages qu'à la diversité sensu stricto (Farrugia et al., 2008). Ainsi, la présence de plantes à forte teneur en tanins aux propriétés anti-helminthique ou anti-oxydants, ou les différences de qualités sensorielles de laits, fromages, et viandes, dépendent de fourrages de compositions et diversités différentes. Plus largement, si la diversité fonctionnelle est importante pour appréhender la valeur nutritive des fourrages, celle-ci ne se limite pas à la digestibilité (Hopkins & Holz, 2006) mais inclut d'autres propriétés et d'autres échelles, comme la diversité des types de prairies au sein d'un système fourrager à l'échelle du paysage (Gibon, 2005).



Une étude multi-sites, incluant des sites régionaux, a considéré le rôle de la diversité végétale (spécifique et fonctionnelle) sur la digestibilité des fourrages (Gardarin et al., 2014). Elle confirme le rôle majeur de l'identité des espèces (effet de la composition) qui semble induire des changements de qualité, plus que le nombre des espèces en tant que tel. Par exemple la forte digestibilité des fourrages s'explique en grande partie par leur faible teneur en matières sèches (TMS). Cette relation négative entre TMS et digestibilité est connue à

l'échelle des plantes, et permet de définir des groupes d'espèces aux deux extrémités du gradient : espèces peu digestes à fortes TMS et espèces digestes à faible TMS. L'effet au niveau de la communauté est ainsi lié à la présence d'espèces possédant certains traits et composés secondaires. Si la valeur nutritionnelle d'un fourrage est liée à sa composition botanique, ce n'est par contre pas le seul facteur explicatif. La gestion apparaît également comme un facteur de variation de la digestibilité, l'intensité de coupe par exemple (ou de



pâturage) ayant un effet positif dans cette étude (*Gardarin et al., 2014*) via le renouvellement des organes des plantes. Les jeunes repousses, plus digestes, évitent l'accumulation d'un feuillage sénescant au sein de la prairie. Ce type d'effet, dit « effet d'échantillonnage », augmente la probabilité de trouver certaines espèces à mesure que la richesse des prairies augmente. Plus que l'effet de la richesse en espèces, c'est la diversité en traits d'espèces qui explique l'effet final sur la qualité du fourrage et des produits animaux qui en dérivent.

Un autre exemple de ce type d'effet composite de la diversité végétale (effet richesse et effet d'échantillonnage combinés) est montré par une comparaison entre systèmes fourragers semi-extensifs et extensifs réalisée sur le domaine de Marcenat qui permet d'appréhender les conséquences de la diversité végétale sur la qualité du lait et des produits dérivés (*Frélin et al., 2017*). Ici le système extensif est un pâturage sur une rotation longue (4 cycles de 51 jours) et avec un chargement (exprimé en Unité Gros Bétail ou UGB) relativement faible (0,66 UGB/Ha/an) tandis que le système semi-extensif est un pâturage sur des rotations plus courtes et plus nombreuses (5 cycles de 41 jours) et un chargement modéré (1,09 UGB/Ha/an) accompagné d'une alimentation complémentaire (concentré). Ces gestions contrastées et l'histoire différente des parcelles au sein de ces deux systèmes engendrent des variations importantes au plan

de la diversité végétale : la richesse des parcelles au sein du système extensif est près de deux fois plus importante que celle des parcelles en système semi-extensif (respectivement 61,1 espèces végétales en moyenne par parc contre 38,6 espèces). L'étude montre une différence de texture des fromages liée à la plus forte proportion en acides gras du lait issu du système extensif. Cet effet est lié à une alimentation du bétail moins énergétique et plus riche en fibre (matières sèches foliaires) dans ce système. La pasteurisation du lait gomme partiellement cet effet, notamment via les communautés microbiennes sélectionnées et les propriétés sensorielles générales des fromages. Une alimentation du bétail basé sur des prairies à forte diversité végétale permet donc ainsi d'expliquer certaines différences dans les produits dérivés de l'exploitation de ces prairies. Mais la part de l'effet diversité (le nombre d'espèces) vis-à-vis de l'effet de la diversité fonctionnelle reste controversé. Les deux types de prairies diffèrent également au plan de la distribution des types fonctionnels dans les cortèges floristiques : une plus grande dominance des graminées dans le système semi-extensif (autour de 60% contre moins de 50% dans le système extensif) mais surtout une plus faible représentation des légumineuses (respectivement 5% contre 15% dans le système extensif) pourraient également être impliqués dans ces résultats.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La diversité végétale dans les parcelles de prairies permanentes permet de diversifier l'offre alimentaire, contribuant à la qualité fourragère des herbages. Cette qualité peut avoir des conséquences sur la production animale en améliorant la digestibilité de l'herbe, mais aussi sur les propriétés des produits laitiers dérivés. Même si tous ces mécanismes sont encore difficiles à comprendre, la diversité végétale des prairies permanentes semble bien corrélée à la qualité des productions et à la santé du bétail. La diversité entre parcelles est aussi un facteur important pouvant avoir les mêmes conséquences. Ici c'est la complémentarité des parcelles au sein d'une même exploitation qui peut contribuer à leur valeur d'usage.

[Suggestion] : *[Etudes empiriques]* (2 études)

3.1.3. Rôle de la diversité floristique des prairies pour la biodiversité associée



Les insectes floricoles sont des « pollinisateurs sauvages » qui contribuent de façon importante à la fonction de pollinisation, à côté du rôle central dévolu à l'abeille domestique. Cette fonction joue un rôle crucial pour la production végétale, notamment dans les paysages de cultures (voir le chapitre des **Grandes Cultures**) mais elle est également centrale pour la reproduction de nombreuses espèces de prairies perma-

nentes (**Bommarco et al., 2012**). Dans ce travail réalisé en Suède, le déclin des communautés de pollinisateurs est constaté depuis les années 50, concomitant avec la dominance d'une ou deux espèces (abeille ou bourdons) dans les paysages agricoles, ce qui représente une menace pour l'abondance et la durabilité de quelques espèces végétales communes des prairies permanentes (par exemple le trèfle des prés).



En Nouvelle-Aquitaine, à côté des travaux sur le rôle des éléments du paysage dans le maintien de pollinisateurs pour les grandes cultures et les services écosystémiques associés (production végétale), peu de travaux ont concerné le rôle des pollinisateurs dans le maintien d'espèces sauvages des prairies permanentes. Des travaux empiriques montrent néanmoins que la richesse en espèces végétale des prairies permanentes de moyenne montagne (Marceolat) est corrélée avec la diversité en insectes pollinisateurs (**Farruggia et al., 2016**). Sur le même site, très proche des conditions de la montagne limousine, l'importance des diptères a été démontré, par des techniques de metabarcoding de l'ADN, en tant que pollinisateurs sauvages des plantes prairiales permanentes (**Galliot et al., 2017**). Enfin, dans des prairies permanentes de systèmes de grande cultures (sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre), deux études récentes suggèrent des liens entre diversité floristique et diversité des pollinisateurs, et en retour entre pollinisateurs et communautés de plantes (**Sirami et al., 2019; LeProvost et al., 2020**).

CE QU'IL FAUT RETENIR

La diversité végétale au sein des territoires herbagers est une garantie du maintien de populations importantes de pollinisateurs sauvages. La présence des éléments semi-naturels dans les zones cultivées est par ailleurs un garant du maintien du service de pollinisation au sein des espaces agricoles. Enfin, la présence des pollinisateurs sauvages est essentielle au maintien de nombreuses espèces des prairies permanentes, notamment des légumineuses.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (~4 études)

3.2. SERVICES DE RÉGULATION

3.2.1. Maintien de la qualité et fertilité des sols, et limitation de l'érosion



La biodiversité au sein des écosystèmes prairiaux et des paysages associés a un rôle essentiel dans la production et la conservation de la matière organique au sein de divers compartiments (végétation, sol). La qualité des sols est déterminée en grande partie par les apports de cette matière organique, via la végétation, et les fonctions de recyclages, assurées par toute une gamme de cortège d'espèces animales et microbiennes. L'activité biologique des sols est tributaire de la macro- et la mésofaune, présentes dans ce compartiment, qui assurent l'incorporation et la fragmentation de la litière vers la minéralisation microbienne (**Scheu, 2003; Paoletti & Hassal, 1999**). L'examen de ces compo-

santes de l'écosystème est essentiel pour déterminer les performances des systèmes de production et leur caractère durable ou non (**Vertès et al., 2019**). Les haies peuvent être efficaces pour retenir les sols des champs qu'elles bordent, et qu'elles participent à la réduction du débit de l'eau plus bas, y réduisant ainsi l'érosion des sols (**Wolton et al., 2014**), certaines espèces étant plus efficaces que d'autres : aubépine, noisetier et chêne par exemple (**Wolton et al., 2014**). Sur deux bassins versants bretons de tailles semblables, l'un bocager, l'autre non, le débit de pointe était deux fois plus important dans le bassin versant non bocager (**Reulier, 2015; Relier et al., 2016**). Les haies hautes et moyennement



denses peuvent également servir de brise-vent pour réduire l'érosion des sols dans les paysages plats et ouverts, et ceux présentant des sols légers, par exemple

sableux ou tourbeux. Cependant, peu d'études récentes sont disponibles pour quantifier cet effet (Wolton et al., 2014).



Une récente revue (Souty-Grosset & Faberi, 2019) basée sur un site régional (Plaine Mothaise, Deux Sèvres) montre comment l'abondance et la diversité des isopodes, décomposeurs clés (parmi lesquels les cloportes) sont de bons intégrateurs à la fois des pratiques agricoles et des éléments du paysage qui affectent, en cascade la biodiversité du sol et indirectement les fonctions écosystémiques et les services assurés par ce compartiment. Prairies et bocages limitent aussi l'érosion des sols, en régulant la vitesse de l'écoulement et réduisant les risques d'incision en aval tandis que leur capacité d'infiltration, relativement importante et

stable dans le temps par rapport aux zones en culture (de l'ordre de 50 à 100 mm/h), permet de diminuer les volumes de ruissellement à l'échelle du bassin versant (Baffet, 1984; Reulier, 2015). Pour les transferts par ruissellement érosif concentré, l'accumulation progressive des sédiments en amont de la haie ou de la zone enherbée modifie localement la pente de manière à créer une zone d'eau calme favorable à la sédimentation. Les haies bocagères peuvent réduire les pertes de sol dans les champs en interceptant les sédiments présents lors d'écoulements d'eau et en réduisant le débit en surface (Maleval & Pitois, 2018).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Concernant le recyclage de la matière organique, une seule étude est disponible concernant les systèmes permanents herbagers de Nouvelle-Aquitaine, mais celle-ci et d'autres études plus nombreuses sur les prairies temporaires attestent de l'importance de la biodiversité des prairies pour la qualité des sols et le maintien de la fertilité via les processus de dégradation de la matière organique. Les vers de terre, les cloportes et plus généralement la faune du sol sont étroitement liés à ces processus de recyclage. Les prairies permanentes associées aux haies limitent également l'érosion des sols.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (-4 études)

3.2.2. Stockage du carbone



Les terres agricoles jouent un rôle clé pour le stockage du carbone atmosphérique, via la nature de l'occupation du sol et des pratiques (Schlesinger, 1999). Si l'importance des écosystèmes herbacés tropicaux (savanes et prairies) dans ce service écosystémique a longtemps été soulignée (Scurlock & Hall, 1998), les prairies tempérées riches en espèces ont également un rôle crucial (Tilman & Lehman, 2006), « à mi-chemin » entre le stockage dans les systèmes forestiers et les terres arables ». A l'inverse des forêts, qui stockent le carbone majoritairement dans la végétation, en prairie c'est essentiellement la matière organique des sols qui joue ce rôle (Robert & Saugier, 2003). Associée aux éléments arborés (haies), c'est à dire à la diversité paysagère, la diversité des prairies, qui va de pair avec leur pérennité, sont donc des éléments clés de ces fonctions écologiques et de ce service (Puydarrieux & De-

vaux, 2013). La diversité végétale a un rôle important, en augmentant la production de biomasse racinaire et en limitant les pertes dans les horizons profonds du sol (Steinbeiss et al., 2008). Les interactions avec le cycle des nutriments, l'azote notamment, sont importantes, l'augmentation du CO₂ atmosphérique pouvant induire des limitations en azote dans la production des prairies. Avec les changements climatiques, ces interactions multiples sont susceptibles d'affecter la qualité nutritive des fourrages et plus globalement ce service de régulation du carbone atmosphérique (Soussana & Lüscher, 2007). Des résultats provenant de Grande-Bretagne, d'Allemagne et de France suggèrent que les haies peuvent stocker environ 100 t C/ha, bien que cela varie considérablement en fonction de la structure de la haie, des espèces ligneuses et de l'âge (Wolton et al., 2014). Pour avoir un impact significatif sur les



gaz à effet de serre, le carbone doit être emprisonné à long terme. Par des rotations, les haies peuvent être cultivées pour le bois, réduisant ainsi la demande d'utilisation de combustibles fossiles. Les haies arbustives non coupées en surface peuvent s'accumuler autour de 0,5 t C/ha/an, tandis que les rangées d'arbres peuvent accumuler plus de 3 t/ha/an. Sous le sol, les haies arbustives et les rangées d'arbres peuvent séquestrer 0,5

t/ha/an (*Wolton et al., 2014*). Bien que les arbustes et les arbres ne continuent à accumuler du carbone que s'ils sont coupés, taillés ou posés jusqu'à maturité, les sols peuvent continuer à accumuler du carbone pendant plus de 700 ans. L'intérêt des haies bocagères est désormais clairement identifié (Exemple du programme Carbocage en Bretagne).



Un important travail sur les fonctions de stockage du carbone en Nouvelle-Aquitaine est réalisé dans le cadre de l'ORE de Lusignan, concernant les prairies temporaires, leur conduite et leur durée de maintien (voire chapitre « Plaines agricoles »). Par ailleurs, une étude multi-sites associant prairies temporaires (Lusignan) et prairies permanentes de moyenne montagne du Massif central montre le rôle des prairies comme puits de carbone mais les facteurs qui conditionnent l'intensité du puits sont peu explicités (durée de la saison de végétation ; productivité, biodiversité) (*Soussana et al., 2007*). La capacité des prairies à stocker du carbone semble plus dépendante de la variabilité inter-annuelle, les prairies extensives (les plus diverses) stockant davantage en année humide (mais l'inverse est vrai en

année sèche) (*Tallec et al., 2012*). Les haies bocagères stockent plus de carbone que les terres cultivées : elles ont donc un rôle à jouer dans l'atténuation des effets du changement climatique. Le carbone est séquestré à la fois dans la croissance ligneuse au-dessus du sol et dans les racines, dans la litière de feuilles et d'autres matières organiques du sol, et sous la surface du sol. Les rangées d'arbres stockent plus de carbone que les haies arbustives : les arbres matures ont une biomasse aérienne supérieure à celle des arbustes et introduisent plus de carbone dans le sol lors de la chute de feuilles mortes et de petites branches. Le rôle positif de l'agroforesterie sur le stockage de carbone a pu être montré dans une étude comparative incluant deux sites en Nouvelle-Aquitaine (*Cardinale et al., 2018*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le rôle des prairies permanentes dans la régulation du carbone atmosphérique est crucial et lié à la diversité de la végétation et celle des micro-organismes et de la macrofaune du sol. La pérennité de ces systèmes herbagers et leur association à des éléments structurants du paysage (haies) sont les garants d'un transfert stable de la matière organique dans le sol. Au même titre que les forêts, les paysages herbagers sont donc des éléments essentiels dans une politique de compensation des émissions des gaz à effet de serre.

[Suggestion] : *[Etudes empiriques]* (< 5 études)

3.2.3. Régulation des crues et épuration de l'eau



Les prairies, comme d'autres infrastructures écologiques (haies, zones humides, ripisylves), jouent un rôle dans l'épuration des eaux en agissant comme des zones tampons piégeant ou transformant les nutriments et sédiments. Ce rôle paysager atteste de l'importance des éléments pérennes (prairies, haies), dans la rétention des éléments polluants (azote, turbidité) pouvant impacter la qualité des eaux souterraines (*Haycock et al., 1993; Benoît & Simon, 2004*). Peu d'étude ont cependant relié cette fonction épura-

trice avec la biodiversité (*Chabrierie et al., 2001*). Une des rares publications combinant approche expérimentale et étude de terrain en Angleterre (*de Vries et al., 2012*) a montré que la lixiviation de l'azote était moindre sous prairies riches en espèces végétales gérées extensivement par rapport aux prairies intensives pauvres en espèces. Le marquage par l'azote 15N montre une plus grande rétention d'azote dans les racines et le compartiment microbien dans ces prairies à forte diversité. Le mécanisme suggéré



est une meilleure immobilisation dans la biomasse microbienne et notamment un rôle accru de la biomasse fongique, plus importante dans les sols des prairies diversifiées. Un réseau de haies sur talus, situées dans un bassin versant de 32 ha en Bretagne, a permis de réduire de 25% à 50% les débits dans les cours d'eau à la suite de tempêtes (Merot, 1999). Les haies avaient une densité de 106 m/ha, avec 64 m/ha de haies perpendiculaires aux pentes. Des travaux supplémentaires en Bretagne, basés sur des modèles, ont suggéré que même avec une faible densité de haie de 27 m/ha, le débit annuel des cours d'eau serait réduit de 10% et que, dans le paysage considéré, l'interception globale de l'eau par les haies sur talus atteindrait probablement son maximum à une densité de haies de 60 m/ha (Viaud et al., 2005). Les principales substances à usage agricole mises en cause dans la pollution des milieux aquatiques sont les nutriments (azote et phosphore) et les produits phytosanitaires. La maîtrise des transferts de nitrate par les zones tampons repose sur deux mécanismes d'atténuation : l'absorption racinaire de l'eau et des nutriments par la végétation en place, et la dénitrification qui se réalise dans des conditions de saturation en eau. Le rôle des zones tampons est d'intercepter au mieux les eaux de ruissellement pour retenir les sédiments mais aussi limiter les possibilités d'arrachement

de particule de sol et d'incision sur le trajet de l'eau. Les zones enherbées ralentissent le ruissellement érosif diffus (érosion en nappe). Les expérimentations montrent que l'essentiel de la charge solide est intercepté dès les premiers mètres enherbés. Les haies implantées perpendiculairement à la pente peuvent générer des abattements variant de 74 à 99 % (Ouvry et al., 2012). La nature du substrat se révèle également importante : la présence de végétaux (macrophytes notamment), de sédiments fins et la richesse en matière organique seront en effet des éléments favorisant, à divers degrés, la fixation des substances phytosanitaires ou l'activité biologique nécessaire à leur dégradation (Kao et al., 2002; Margoum et al., 2003). Les prairies et le bocage ont également un rôle fondamental pour réduire les risques d'inondation. Il existe de nombreuses études montrant que les haies (et d'autres formes de bandes tampons) situées le long des cours d'eau sont susceptibles de réduire le volume d'eau atteignant les rivières, ainsi que la vitesse à laquelle cela se produit après d'importantes précipitations (Viel et al., 2014; Wolton et al., 2014). Les rangées d'arbustes ou d'arbres peuvent augmenter considérablement l'infiltration d'eau dans le sol, même en étant de faible largeur, avec un facteur de 60 à 70 fois supérieur aux pâturages de moutons compactés (Carroll et al., 2004).



En Région Nouvelle-Aquitaine, la plupart des études manipulant le compartiment microbien dans les sols de prairies ont été menées en microcosmes (voir chapitre « Plaines Agricoles »). Toutefois, les travaux menés dans le cadre de l'ORE de Lusignan (Lemaire et al., 2015; Kunrath et al., 2015) qui incluent des parcelles de prairies permanentes montrent que les risques de perte d'azote dans les eaux de drainage sont moindres sous ces couverts végétaux. En dehors des processus locaux, la dimension inter-parcelle est essentielle dans les services de régulation des flux d'eau, d'éléments dissous et transportés à l'échelle des paysages. Dans ce contexte, les bordures de parcelles, notamment les haies ont un rôle spécifique (Catalogne et al., 2016), celui de « zones tampon » (haies, bois, bosquets, fascines, talus, fossés, plans d'eau, zones humides artificielles), qui peuvent limiter les transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques (Maleval & Pitois, 2018). Il a été estimé qu'une densité de haie

de 60 m/ha suffirait pour optimiser l'interception de l'eau par les haies (Viaud et al., 2005). À titre de comparaison, cette densité dans le bocage bressuirais (Deux-Sèvres) est de 120 ml/ha de surface agricole utile (Morin, 2015). Les zones humides naturelles omniprésentes dans les territoires bocagers remplissent également ce rôle (revue dans Morin, 2015). Prairies et bocages ont également un rôle dans l'approvisionnement en eau pour les cultures, variant en fonction des conditions pluviométriques, de la pente et du type de haie. Les haies jouent un rôle d'abri vis-à-vis des cultures quand elles sont gérées en brise-vent : elles peuvent améliorer les rendements pour les cultures arables, de quelques pourcents à 25% dans la zone protégée par une haie. Pour les légumes et les fruits, l'augmentation de rendement peut atteindre jusqu'à 75%. De même, il est démontré que les animaux d'élevage tels que les ovins et les bovins bénéficient d'une protection contre le vent, la pluie battante et la neige grâce aux haies.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les surfaces enherbées comme les parcelles prairiales, ainsi que les éléments du paysage (fossés, haies), sont essentiels dans la régulation et l'épuration (la qualité) des eaux de ruissellement. Malgré de nombreuses études nationales, ils existent peu de résultats issus de travaux en Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (~ 5 études)

3.3. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE BIEN : BIODIVERSITÉ HÉBERGÉE ET DIVERSITÉ DES PAYSAGES



En Europe, les prairies permanentes sont considérées comme des habitats particulièrement remarquables parce qu'ils hébergent les plus fortes richesses spécifiques au monde à des échelles locales (*Habel et al., 2013*). Une étude récente a montré que les prairies sèches d'Europe détenaient le record mondial de richesse en espèces sur des surfaces réduites (<100m²) (*Wilson et al., 2012*). La relation entre prairies permanentes et la biodiversité se décline à deux échelles. D'une part ces prairies, en tant qu'écosystèmes semi-naturels sont des refuges de biodiversité et ont de multiples effets régulateurs des cycles biogéochimiques, d'autre part ces mêmes prairies sont au cœur des problématiques territoriales et régionales, qu'elles participent à la diversité des paysages dans les paysages d'agriculture intensive ou qu'elles constituent l'essentiel des ressources fourragères et des mosaïques paysagères dans les systèmes agricoles plus extensifs. En conséquence, l'état et l'importance des prairies permanentes représentent souvent des enjeux forts, pour la conservation de la bio-

diversité comme pour la prise en compte des objectifs environnementaux dans les paysages agricoles. Si les itinéraires techniques à la parcelle, qui conditionnent l'état des écosystèmes, relèvent d'une gestion particulière au sein d'un système d'exploitation, le maintien d'une couverture significative de prairies dans les territoires, comme la configuration des mosaïques paysagères relèvent davantage d'une décision collective. Le lien essentiel entre gestion locale et aménagement du territoire est maintenant considéré notamment via le paiement vert de la Politique Agricole Commune, qui soumet les aides à la fois à l'intérêt écologique local (sites Natura 2000) et la situation régionale (ratio minimum de prairies). La mise en place de large territoires extensifs herbagers, souvent de haute valeur environnementale (*Pointereau et al., 2007*), est une composante essentielle des politiques publiques agricoles puisque cette disposition vise de fait, à concilier sur un même territoire, à la fois des enjeux de production et des objectifs environnementaux et de conservation.



Dans les systèmes céréaliers intensifs, les prairies permanentes, souvent très minoritaires en surface, abritent néanmoins une part très importante de la biodiversité, qu'il s'agisse de plantes, d'insectes ou d'araignées (*Caro et al., 2016; Bretagnolle et al., 2015; Rollin et al., 2015; Badenhauer et al., 2012; Badenhauer et al., 2009*). Les prairies ont joué aussi un rôle crucial, bien que souvent indirect, pour les oiseaux (*Arroyo et al., 2003; Bretagnolle et al., 2002; Duncan et al., 1999*), ou comme milieux refuges pour les micromammifères (*Bonnet et al., 2013*). En milieu littoral, dans les Marais de l'Ouest, les prairies abritent un cortège d'oiseaux inféodés à ces milieux, notamment les limicoles (Vanneaux, barges).

Une étude menée dans les Deux Sèvres sur une communauté d'amphibiens (15 espèces) a permis de tester l'influence des caractéristiques des mares et de la composition du paysage environnant sur l'occurrence des espèces (*Boissinot et al., 2019*). La diversité des espèces est influencée positivement par la végétation du site de reproduction et la densité des étangs dans le paysage environnant. Nous avons également constaté des effets positifs des plaques de bois et des haies linéaires à petite échelle. Ces résultats soulignent que les paysages pastoraux traditionnels offrent une forte densité de sites de reproduction et d'habitats favorables à la diversité des espèces d'amphibiens.

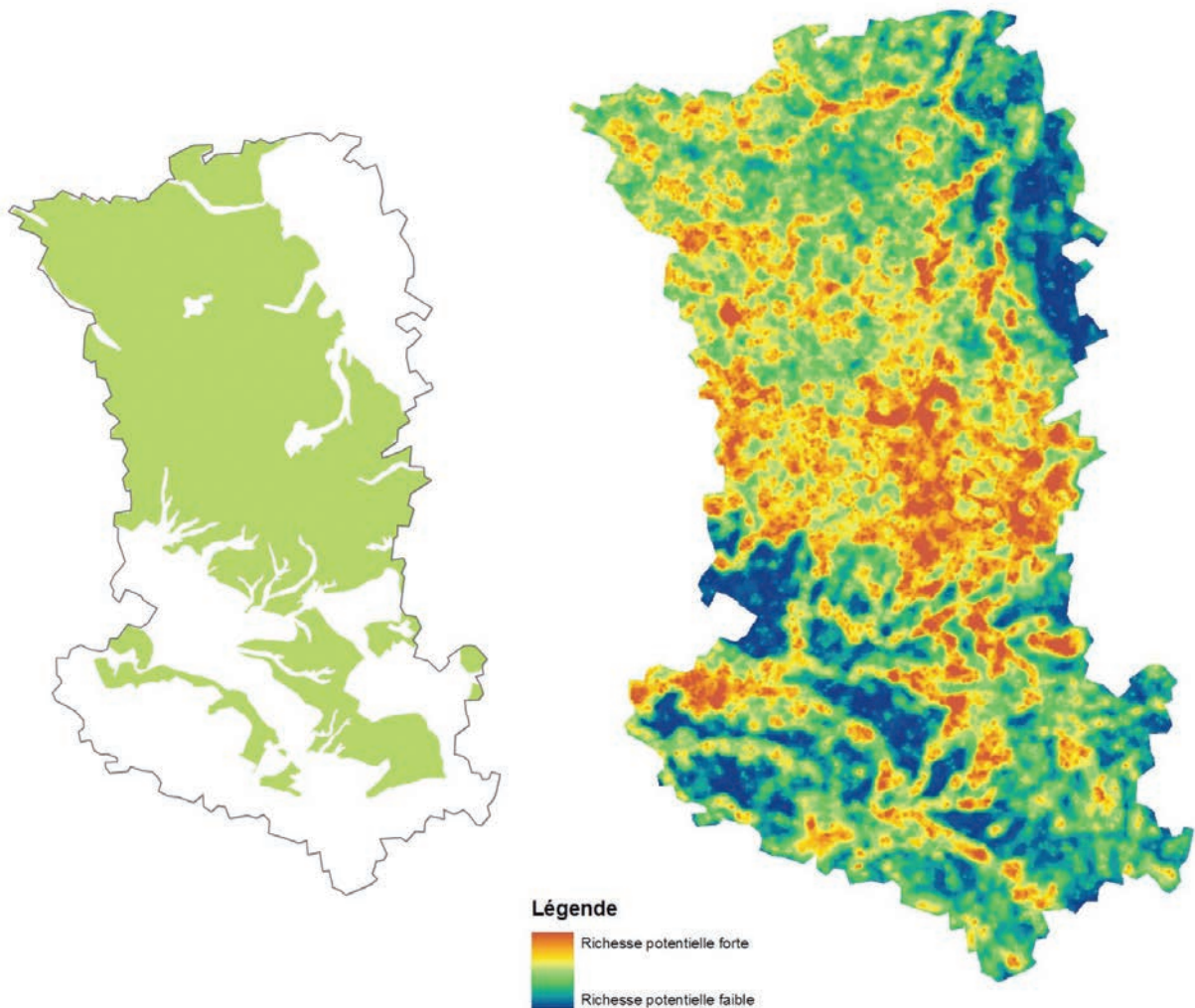
D'autres travaux menés à l'échelle des haies démontrent l'importance de la structure des milieux bordier sur la biodiversité (vertébrés et invertébrés) (*Lecq et al., 2017*). La structure de la bande enherbée est particulièrement importante en offrant de nombreux abris et des microclimats favorable

(*2017; Guillon et al., 2014*). Les travaux de modélisation en Deux Sèvres démontent clairement le lien entre le maillage bocager et la diversité des reptiles et amphibiens (*Boissinot et al., 2013; Figure 6.9*). La modélisation de la richesse potentielle est étroite associée aux paysages.

Les landes et les tourbières sont des milieux en forte régression à l'échelle Européenne. Les invertébrés constituent la plus grande partie de la biodiversité et peuvent apporter des informations essentielles sur l'état de ces milieux. Dans le cadre du Plan Loire Grandeur Nature, le CEBC avec ses partenaires, ont étudié les arthropodes des landes et tourbières situées en tête de bassin. Avec 256 espèces d'araignées et 101 espèces de carabes recensées, les tourbières constituent de véritables réservoirs de biodiversité (*Lagarde & Lourdais, 2010, 2013*). Ainsi, de nombreuses espèces considérées comme rares sur le plan national, sont parfois abondantes dans les sites étudiés et certaines sont spécifiquement associées aux tourbières et zones humides. De façon inattendue, des sites de faible superficie ou présentant des états de dégradation avancés sont cependant favorable à des espèces rares. Des facteurs locaux (surface et qualité de la tourbière) mais aussi régionaux (structure du paysage, morcellement des habitats, barrières forestières autour des sites) conditionnent la qualité des communautés d'arthropodes et la persistance d'espèces relictuelles. Ainsi, plus une tourbière est « active » et plus la proportion d'espèces spécialistes est importante.

FIGURE
5.4

La densité de haie dans le paysage est la variable qui explique le mieux la richesse spécifique à l'échelle du département (Boissinot et al., 2013). A) La trame bocagère recouvre 54 % de la surface du département des Deux-Sèvres. B) Modélisation de la richesse potentielle en amphibiens et en reptiles dans le département des Deux-Sèvres.



CE QU'IL FAUT RETENIR

Les surfaces enherbées comme les parcelles prairiales, ainsi que les éléments du paysage, sont des composantes essentielles de la biodiversité hébergée par les socio-écosystèmes prairiaux et herbagers. Les paysages de bocages jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité. Les travaux menés sur les amphibiens et les reptiles soulignent l'importance de la qualité des microhabitats et de l'hétérogénéité structurelle du paysage. Des résultats similaires ont été obtenus en ex-Limousin dans les travaux sur les landes et tourbières sur les communautés d'invertébrés. Les activités pastorales présentent donc un intérêt majeur en structurant les paysages et en influençant positivement la biodiversité.

[Fait établi] : [Etudes empiriques] (<10 études)

4

Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

Dans la section précédente, nous avons recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes des paysages herbagers, incluant à la fois les enjeux à l'échelle des parcelles (la prairie permanente) et celle des paysages (mosaïque agricole et réseau bocager). Fondamentalement, ces deux niveaux coïncident avec un réseau fort d'interaction entre les systèmes écologiques et sociaux, là où s'opèrent les choix de gestion individuels (la parcelle) et collectifs (le paysage) (*Balent & Stafford-Smith, 1991*). La notion de socio-écosystème rend compte de ces interactions multiples qui influencent les dynamiques de territoires dans ses diverses composantes : la production agricole, les autres usages, la biodiversité qui en résulte ou qui, en retour, constitue la garantie de ces usages. Cette notion rend compte également des changements de paradigme qui se sont opérés autour des questions de Nature et de Conservation depuis une cinquantaine d'années (*Mace, 2014*). Si la conservation fût abordée centrée sur les espèces et les habitats, puis sur la prise en compte des processus écologiques, et donc des services, la considération des interactions entre l'écologique et le socio-économique marque un tournant vers une approche scientifique, mais surtout dans l'approche scientifique nécessairement interdisciplinaire.

S'agissant des services écosystémiques, il subsiste de nombreuses incertitudes sur les liens entre pratiques, processus et services (*Duru et al., 2015*). Si, à la valeur intrinsèque des milieux se substitue de plus en plus la notion de valeur d'usage, lesdits services sont d'autant plus difficiles à quantifier en tant que tels, à mesure qu'ils s'éloignent des processus (la production de biomasse) pour considérer des dimensions culturelles ou récréatives. Les valeurs marchandes et non marchandes sont au cœur de ce processus d'évaluation pluridisciplinaire.

4.1. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES PAYSAGES HERBAGERS



De nombreux travaux soulignent les antagonismes production-biodiversité. Une conséquence consiste à séparer les enjeux de conservation et de production (compromis « land sparing/sharing ») sur un même territoire (*Green et al., 2005*). De nombreux travaux (*Green et al., 2005; Fischer et al., 2008; Phalan et al., 2011*) se penchent sur le bien fondé de ce principe (dit de « land sharing ») dans la mesure où une autre option, visant à concentrer une agriculture intensive sur de petits territoires pour laisser des espaces naturels non exploités ailleurs est parfois proposée. L'option de concilier biodiversité et production agricole, si elle correspond davantage à notre modèle agricole français et européen, ne peut cependant fonctionner que si elle atteint effectivement ce double objectif, ce qui est loin d'être acquis (*Kleijn et al., 2011; Pe'er et al., 2014*). Une des solutions pour cette coexistence réside dans le niveau d'hétérogénéité qui semble être une variable clé dans la biodiversité des terres agricoles (*Benton et al., 2003*). Cette question de la dualité des enjeux et de la valorisation marchande se pose au niveau des parcelles agricoles, où il y a nécessité de maintenir de la diversité pour la qualité des produits (et la durabilité des systèmes, assurance aux risques climatiques). Même si la relation de cause à effet a parfois été démontrée, l'analyse

n'a pas été réalisée jusqu'à la quantification des bénéfices économiques pour l'agriculteur dans les paysages herbagers. Par ailleurs, la diversité paysagère engendre une diversité d'espèces (faune et flore) qui concerne tous les groupes taxonomiques (oiseaux, mammifères, invertébrés etc.). Ces espèces peuvent également influencer le revenu agricole directement (production de bois issu des haies, agroforesterie intra-parcellaire) ou indirectement (pollinisateurs, régulation des ravageurs) même si là encore l'évaluation financière est rarement faite. Mais ces espèces sont aussi à la base d'autres usages qui représentent une autre valorisation marchande possible : activités récréatives (chasse, pêche, tourisme) dont les retombées économiques sont à quantifier, ressources alimentaires (fruits, champignons et cueillettes diverses). Outre ces usages, ces espèces et leurs habitats agricoles représentent un enjeu considérable pour la conservation de la Nature en région, mais aussi en Europe. Un tiers des sites désignés dans le cadre de la Directive habitat (réseau Natura 2000) sont ainsi des espaces à vocation agricole. C'est sur ce patrimoine naturel que repose par ailleurs un aspect essentiel des labellisations sur la qualité environnementale des produits et des territoires (exemple des Parcs Naturels Régionaux).



Une analyse des tendances sur les Oiseaux d'eau dans le Marais Poitevin, incluant une partie des usages (agricoles, chasse) a été réalisée dans les années 1990, notamment en confrontant les enjeux agricoles (prairies versus cultures, remembrements, irrigation, drainage) et les enjeux économiques liés à la biodiversité, comme la chasse (*Duncan et al., 1999*). L'intérêt de l'approche paysagère a aussi été montré dans le marais Poitevin pour faire coexister production agricole et maintien des populations d'oiseaux (*Sabatier et al., 2014*) au sein d'un même territoire. L'arrangement spatial dans le sens de la compensation plutôt que la complémentarité des modes d'occupation et

des régimes de gestions permet ainsi d'améliorer les performances écologiques d'un paysage sans altérer la production agricole. Dans le Parc Naturel du Médoc, une opération de maintien et de reconquête des prairies permanentes (*DOCOB Marais de Médoc, 2011*) a été initiée sur les Marais de l'estuaire de la Gironde dans le but de conserver des espèces et des habitats d'intérêt communautaire et de préserver des fonctionnalités des milieux humides et d'amélioration de la qualité des eaux. Cette initiative s'appuie sur une démarche MAEC « systèmes herbagers » dans le périmètre d'application des sites Natura 2000.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les prairies permanentes, les haies et la biodiversité associée ont de multiples bénéfices économiques ou marchands, mais ceux-ci ont fait l'objet de très peu d'études en Région Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (2 études)

4.2. VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DES PAYSAGES HERBAGERS



Les modifications d'usage des terres ont probablement l'effet majeur sur les écosystèmes (*Sala et al., 2000*), bien avant le changement climatique et les pollutions. Parmi les écosystèmes les plus susceptibles d'en subir les impacts, les prairies semi-naturelles tempérées sont considérées comme des écosystèmes particulièrement menacés à l'échelle du globe (*Hoekstra et al., 2005*). Pourtant, ces milieux sont maintenant considérés comme absolument nécessaires pour la conservation de nombreuses espèces menacées, qu'il s'agisse d'oiseaux, de plantes, d'insectes etc. (*Brennan & Kuvlesky, 2005; WalliesDeVries et al., 2002*). Au-delà des notions de « cadre de vie », « patrimoine », « service », qui peuvent qualifier les bénéfices socio-culturels de la biodiversité, la multiplicité des formes de vie végétales et animales joue un rôle existentiel pour les êtres humains et les sociétés. Le « sentiment très fort d'unité avec la nature » est l'influx sensoriel en provenance de celle-ci qui a donné à la conscience un caractère particulier, « un élément esthétique » (*Denton, 1993*). Ces fortes interrelations entre les communautés humaines, les êtres vivants, les éléments naturels fondent les motivations artistiques et esthétiques des êtres humains (*Denton, 1993*). Bernie Krause, bioacousticien, parvient à la même conclusion à propos de l'invention des premiers instruments de

musique, permettant de prolonger les riches expériences sensorielles issues des paysages sonores du quotidien (*Krause, 2012*). Ce n'est pas en tant que données environnementales objectivées que la biodiversité affecte la perception humaine et devient univers de valeurs, ni en tant que ressenti subjectif ; l'ensemble des formes de vie constitutives d'un terroir prend sens pour les êtres humains en tant que « monde perceptif » dans une tension continue entre l'objectif et le subjectif, un processus qu'Augustin Berque nomme « trajection » (*Berque, 2018*). Le monde perceptif se fonde sur un entrelacs de sensibilités collectives (esthésies), de sensibilité individuelle (esthésis), d'interactions concrètes dans des lieux de vie (*Pignier, 2017*). Ainsi la résistance au changement dans la société contemporaine a à voir avec une sorte d'anesthésie, c'est-à-dire de privation des facultés de sentir, issue de plusieurs siècles de réduction de sens accordé au vivant et à la nature (*Pignier, 2017*). Les pratiques agricoles conventionnelles industrielles illustrent cette dynamique anesthésiante transsectorielle dans la mesure où elle concerne aussi l'architecture, les transports, la culture. Longtemps fondée sur la conquête de l'espace agricole, l'agriculture industrielle conventionnelle a entraîné une dégradation des paysages sonores, olfactifs, visuels en combattant la végétation et la faune



« spontanées » mais aussi les bactéries du sol. Cette dynamique invitait à ne plus percevoir la biodiversité ou à la percevoir comme obstacle et sans intérêt s'est accompagnée d'une coupure sensible grandissante entre la vie humaine et la multiplicité des êtres vivants. Plus récemment, davantage de valeurs fonctionnelles, pratiques, marchandes ont été accordés à la biodiversité, mais sans

perception symbolique et sensible pour autant. Majoritairement, les agricultures paysannes, plus ou moins spécifiques selon les lieux, selon les cultures culturelles et culturelles sont toutes fondées sur des ajustements sensibles, concrets, pratiques et intelligibles avec la multiplicité des êtres vivants relative à des lieux (Pignier, 2017).



Parmi les lieux de la Nouvelle-Aquitaine façonnés par le bocage, on compte l'ex-Limousin. Ce dernier a fait l'objet d'études ethnologiques et ethnographiques qui ont questionné la perception symbolique de la flore spontanée liée à la haie bocagère, aux champs, aux prés et aux chemins. Les résultats montrent un décalage profond de mondes perceptifs entre le mouvement d'anesthésie présent dans l'agriculture conventionnelle industrielle et le lien au vivant dans l'agriculture paysanne. De multiples essences (aubépines, noisetier, sorbier, églantier, etc.) font au XXe siècle l'objet de rituels et d'autres activités symboliques au rythme des saisons (Delpaste, 2000). Entre autres, la cueillette des herbes de la Saint-Jean, quand le soleil atteint son paroxysme, le 23 juin (Robert, 1996). Elle a lieu avant le lever du soleil, la temporalité manifestant un rapport cosmique aux plantes « sauvages ». Cette cueillette exprime un sentiment d'appartenance à la Terre, à une altérité de laquelle les humains émanent mais dont le pouvoir les dépasse. En choisissant les essences multiples, en les associant sous forme de bouquets suspendus aux portes des habitations, les humains célèbrent une interrelation avec un vivant dont ils souhaitent s'attirer la bienveillance. La manifestation d'un lien cosmique au lieu de vie, au vivant se retrouve également dans la relation aux abeilles (Laucourmet, 1995). Les pratiques considérées et les témoignages recueillis des paysans-apiculteurs et habitants apiculteurs non professionnels attestent une attitude de contemplation des abeilles élaborant le miel. L'apiculture, vécue ainsi, se rapproche d'un rite, plus profonde et plus ancrée symboliquement que la seule perception utilitariste. Les formes de vie végétales associées à l'existence quotidienne sont

considérées comme partenaires de l'humain, non comme simples ressources à exploiter. Enfin, une étude éco-sémiotique liée au convivialisme paysan contemporain circonscrite à une trentaine d'agriculteurs de Nouvelle-Aquitaine (Charente, Haute-Vienne, Corrèze, Creuse et Vienne) qui se définissent comme paysans met en exergue le lien éthique qu'ils tissent avec la multiplicité des espèces végétales cultivées et la richesse floristique, faunistique de leur lieu de vie (Pignier, 2019). Faisant l'hypothèse que les gestes et les pratiques manifestent et génèrent des manières d'être au terroir, l'éco-sémiotique croise une démarche implicative avec des temps d'imprégnation et une démarche d'observation des éléments qui manifestent la relation au vivant. Faire avec le vivant, designer avec le vivant plutôt que le contrôler, le programmer, telle est la visée éthique avec laquelle les paysans consultés dessinent leur projet coopératif. Pour cela, ils cultivent des semences paysannes, façonnent un paysage diversifié, ouvrent leur porte à d'autres – paysans, particuliers –, leur expliquent comment produire leurs graines, comment les conserver, présentent la diversité des variétés cultivées notamment pour les céréales. Chacune a son histoire, chacune a un nom dont la portée phénoménologique fait sens pour la mémoire collective ; la semence paysanne se cultive en relation étroite avec des gestes culturels, des langues, des histoires » (Pignier, 2019). L'étude montre comment le métier du paysan convivialiste crée du lien entre les agriculteurs et les citoyens en invitant, par le partage et l'ouverture, à une transition culturelle permettant possiblement de sortir de l'anesthésie et d'aller vers une forme de résilience.

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'agriculture industrielle conventionnelle prise dans une dynamique de coupure avec le vivant a entraîné une dégradation des paysages sonores, olfactifs et visuels. Aujourd'hui, davantage de valeurs fonctionnelles, pratiques et marchandes sont conférées à la biodiversité. Les agricultures paysannes se fondent majoritairement sur un ajustement au vivant appréhendé comme partenaire. Une forme d'agriculture paysanne convivialiste contemporaine se développe sur le territoire régional. Elle se fonde sur le partage, la coopération entre paysans et citoyens, sur le lien éthique et culturel à la biodiversité considérée comme indispensable au mieux-être individuel et collectif.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (>5 études)

5

État de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ : FERTILISATION, PRESSION DE PÂTURAGE



De très nombreuses études ont été menées sur l'effet des pratiques agricoles en prairies sur leur biodiversité. A l'échelle des parcelles prairiales, la biodiversité est le reflet direct du milieu et des pratiques (Jacquemyn *et al.*, 2003; Mauchamp *et al.*, 2016; Klimek *et al.*, 2007; Stevens *et al.*, 2016) et repose sur un équilibre entre intensité de pâturage ou de coupe et fertilité des parcelles (Hansson & Fogelfors, 2000). Entre une situation de sur-exploitation induisant une forte mortalité des espèces par pâturage, piétinement, au profit de quelques espèces tolérantes, et une sous exploitation qui peut conduire à la fermeture du milieu, son enrichissement et la disparition d'espèces par la compétition (DeMalach *et al.*, 2017; Dupré & Diekmann, 2001; Julien *et al.*, 2006), la diversité végétale est généralement maximale en situation intermédiaire, souvent soutenue par des processus d'hétérogénéité intra-parcellaire (Deleglise *et al.*, 2011; Harrison *et al.*, 2003). La situation « intermédiaire » entre une gestion intensive et une pression trop faible des pratiques conduisant à un quasi-abandon constitue donc une situation optimale souvent préconisée dans la gestion extensive à finalité conservatoire (Welch, 1990; Olf *et al.*, 1998). Cette situation coïncide généralement aussi, pour des relations causales (plante hôte) ou de convergence d'effets (hétérogénéité structurale), aux optimum de diversité de beaucoup de groupes d'invertébrés (Dumont *et al.*, 2009; Fournier *et al.*, 2016; Jo-

hansen *et al.*, 2019; Pozzi & Borchard, 2001; Salamon *et al.*, 2004). L'intensification des pratiques agricoles est observée à l'échelle mondiale (Foley *et al.*, 2005), traduisant une perte d'habitat, une hétérogénéité réduite du paysage et une connectivité altérée (Stoate *et al.*, 2001). Un déclin massif de la biodiversité des terres agricoles est avéré (Krauss *et al.*, 2010; Robinson & Sutherland, 2002) et la compréhension du rôle des agrosystèmes pour la conservation de la biodiversité revêt désormais une importance cruciale (Fahrig *et al.*, 2011; Squires *et al.*, 2018). En Europe occidentale, les paysages de bocage traditionnels sont constitués de réseaux de structures linéaires (haies) et de mosaïque de pâturages, de champs cultivés, d'étangs et de petits bois, offrant une diversité de zones de contact (écotones) et de corridors (Baudry *et al.*, 2000; Bennett, 1998). Les paysages de haies sont propices à une vaste diversité d'organismes aux affinités écologiques contrastées, comprenant à la fois des vertébrés et des invertébrés (Boughy *et al.*, 2011; Hinsley & Bellamy, 2000; Michel *et al.*, 2007; Quin & Burel, 2002). Cependant, ils ont été profondément affectés par l'intensification de l'utilisation des terres depuis la Seconde Guerre mondiale (Robinson & Sutherland, 2002). Un déclin synchronique a été signalé dans la biodiversité et notamment dans la population d'oiseaux, en relation avec la perte de haies vives (Chamberlain *et al.*, 2000; Cornulier *et al.*, 2011).



Des travaux expérimentaux menés sur différents sites en Europe (dont un site en Gironde) montrent l'effet négatif des fertilisants sur la diversité végétale (Ceulemans *et al.*, 2014; Stevens *et al.*, 2010). Ce processus est sensible même avec de faibles doses d'azote (inférieures à une fertilisation agricole moyenne) sur les sols acides (Dorland *et al.*, 2013). Il s'explique par une mobilisation des ressources par les espèces végétales les plus productives qui sont susceptibles d'éliminer par compétition un ensemble d'espèces à plus faible biomasse. Par contre, une étude empirique sur les sols calcaires suggère que les premiers effets de la fertilisation sur la diversité végétale ne se font ressentir que pour des doses plus importantes (Alard *et al.*, *in review*). Sur ce type de milieu, le facteur limitant est avant tout lié aux ressources hydriques des sols, réduisant le pouvoir limitant de la fertilisation. En outre, l'azote

est plus facilement lessivé sur les sols calcaires. La fertilisation n'est par ailleurs pas toujours bien valorisée par la végétation et doit par conséquent être raisonnée et non systématique. Ainsi, dans le marais poitevin, la fertilisation peut être optimisée sur le plan agricole et environnemental, en évitant de trop forts apports en conditions climatiques extrêmes (excès ou déficits hydriques), qui sont peu propices à une bonne valorisation par le couvert végétal (Bonis *et al.*, 2008).

Concernant le rôle du pâturage, une étude multi-sites montre son rôle sur la construction de l'hétérogénéité à grain fin ou grossier, et le rôle de la productivité pour expliquer la relative stabilité à ces deux échelles (Dumont *et al.*, 2012). Sur les prairies du Marais Poitevin, ces effets du pâturage sur l'hétérogénéité et la diversité végétale s'expriment aussi bien sous pâturage bovin ou équin, et à des échelles



finies (Marion et al., 2010). Sur le même secteur, une étude a par ailleurs montré que le pâturage mixte (bovin et équin) était susceptible de produire les couverts végétaux les plus riches en espèces et les plus hétérogènes (Loucogaray, 2004). A l'inverse, la cessation du pâturage dans les prairies humides du marais poitevin se traduit par une expansion d'espèces clonales et compétitives (Amiaud et al., 2008). Les conséquences du pâturage sur l'hétérogénéité des couverts végétaux semblent également affecter les communautés microbiennes du sol. Ainsi, toujours en marais poitevin, l'activité de minéralisation

de l'azote augmente avec la pression de pâturage en conditions méso-hygrophiles (Rossignol et al., 2006). Les landes et les tourbières sont des milieux en forte régression à l'échelle Européenne. La gestion de ces milieux naturels remarquables doit passer à la fois par la restauration des sites (pâturage notamment) et par le contrôle de l'occupation de l'espace à l'échelle du paysage alentour. La restauration des relations écologiques et fonctionnelles entre les sites tourbeux semble essentielle pour la dynamique des communautés qu'ils hébergent.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La fertilisation des prairies permanentes appauvrit les cortèges floristiques au profit des espèces fourragères productives. Par ailleurs, l'intensification des pratiques simplifie le contexte paysager des parcelles, en supprimant les sites de reproduction et les habitats pour une multitude d'espèces de vertébrés et d'invertébrés dont les rôles écologiques peuvent être cruciaux (régulateurs). Le pâturage a un effet contradictoire : à faible intensité, il entretient les mosaïques de végétation favorables à la biodiversité, en particulier dans les milieux sensibles à la dynamique d'enfrichement. Par contre le pâturage intensif, en produisant surconsommation et piétinement, peut altérer la survie d'espèces non tolérantes.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (<10 études)

5.2. FRAGMENTATION ET SIMPLIFICATION DES PAYSAGES



Malgré l'intérêt reconnu des prairies permanentes pour la conservation de la biodiversité (Duffey et al., 1974; Dengler et al., 2014), ces milieux ont fortement diminué à l'échelle des territoires agricoles, en France et en Europe au cours des 50 dernières années. Ainsi entre 1967 et 2007, environ 7 millions d'hectares de prairies permanentes ont été perdus en Europe, avec des disparités nationales importantes (Huyghe et al., 2014). La France se situe dans le peloton de tête de cette dynamique d'érosion des systèmes herbagers, avec la Belgique, l'Italie et les Pays Bas (déclin des surfaces supérieur à 30%) quand d'autres pays ont conservé voire augmenté leurs surfaces herbagères (Espagne, Royaume Uni). Les disparités géographiques de ces dynamiques se retrouvent à l'échelle des pays (Blackstock et al., 1999) mais aussi au niveau intra-régional. L'utilisation des sols par l'homme a des répercussions majeures sur la fragmentation de l'habitat et la connectivité modifiée entre les parcelles d'habitats naturels, altérant les mouvements des organismes et le flux

génétique, ce qui affecte la dynamique des populations (Crawford et al., 2016). L'hétérogénéité du paysage est une autre composante cruciale (Benton et al., 2003) et des études récentes ont montré que la biodiversité répond à la complexité structurelle et compositionnelle du paysage (Benton et al., 2003; Tews et al., 2004), y compris à l'échelle du microhabitat qui peut conditionner la persistance des espèces (Smith et al., 2017). L'intensification en cours des pratiques agricoles observées à l'échelle mondiale (Foley et al., 2005) affecte généralement ces différentes caractéristiques du paysage, se traduisant par une perte d'habitat, une hétérogénéité réduite et une connectivité modifiée (Stoate et al., 2001). Au plan des écosystèmes prairiaux, une attention particulière a été portée sur les conséquences de la fragmentation des paysages, mettant en évidence un effet sur les processus d'insularisation des milieux herbacés (Cousins et al., 2003; Eriksson et al., 2002). Les mécanismes de dette d'extinction dans les milieux fragilisés peuvent apparaître, à savoir une ré-



ponse retardée des compartiments biologiques aux changements paysagers, lesquels affectent la diversité spécifique comme infra-spécifique ou génétique des espèces (Reish et al., 2017; Parker & MacNally, 2002). Dans la mesure où les facteurs limitant la re-

conquête après fragmentation semblent être liés à la dispersion et la disponibilité en propagules pour les plantes, l'enjeu de la gestion de la biodiversité à l'échelle du paysage apparaît de plus en plus évident (Gibon et al., 2004).



Chez les invertébrés, une réduction drastique de la biomasse et de l'abondance des insectes est associée à la destruction des marges de haies herbacées (Ouin & Burel, 2002). L'homogénéisation du paysage peut également entraîner le remplacement d'espèces, avec la disparition d'espèces spécialisées au profit du généraliste, comme cela a été démontré chez les insectes et les mammifères (de la Peña et al., 2003). Un déclin des populations de reptiles a pu être mis en évidence en relation avec la dégradation des habitats et la perte de haie (Boissinot et al., 2015). Les amphibiens sont particulièrement vulnérables à la perte et à la fragmentation de leur habitat avec la formation de petites populations isolées et de la perte de diversité. Plusieurs études ont été menées sur ce groupe pour clarifier les facteurs qui affectent la diversité et les flux des gènes. À l'échelle régionale, un effet négatif de la simplification des paysages a été détecté sur la structure génétique des populations (Costanzi et al., 2018). Le triton marbré, *T. marmoratus* a été étudié dans la trame bocagère

des Deux Sèvres (Quiquempois, 2016). Alors que la partie nord de la zone d'étude présente des réseaux de haies préservées la partie sud a été et profondément converties en culture intensive. Les résultats soulignent une intensification récente des pratiques dans le sud sur *T. marmoratus* avec une dérive génétique et une perte de connectivité (Gauffre et al., in prep).

La qualité des sites tourbeux est en étroite relation avec la dynamique naturelle de la végétation et avec les activités humaines. Il s'avère également que la structure du paysage est importante et que les plantations forestières peuvent constituer des barrières pour certaines espèces (Lagarde & Lourdaï, 2010, 2013). De telles contraintes affectent les échanges populationnels et augmentent les risques d'extinctions locales en empêchant la libre migration et la colonisation des sites vacants. La restauration par pâturage permet de réactiver de façon remarquable ces espaces instables.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les prairies permanentes et les haies ont de multiples rôles écologiques (régulation des débits d'eau, brise-vents, fertilité des sols, etc.) démontrés dans de nombreuses études régionales mais qui n'ont pas fait l'objet d'études approfondies en Nouvelle-Aquitaine. Certains résultats du chapitre « Grandes cultures » sont néanmoins transposables ici. La perte de connectivité dans les systèmes bocagers a de profondes répercussions sur la diversité des vertébrés. Les populations font face à des problèmes d'isolement et des risques de dérives génétiques. Des résultats équivalents ont été obtenus sur les communautés d'invertébrés dans les paysages de tourbières.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études)

5.3. EFFETS DU CHANGEMENT GLOBAL : CLIMAT, POLLUTION, ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES



Le changement climatique affecte la végétation de diverses façons, et a des conséquences sur la diversité et la distribution des espèces (*Parmesan 2006*). Les effets sur la productivité (*Hall & Scurlock, 1997*), le fonctionnement des sols (*Jamieson et al., 1998*) et les compositions spécifiques (*Duckworth et al., 2000; Sternberg, 1999*) ont été soulignés, dans le sens d'une baisse de la production, des changements attendus des dynamiques de minéralisation de l'azote et des cortèges floristiques. Les approches utilisées relèvent soit d'études empiriques sur des gradients géographiques, soit de

modélisation (*Hunt et al., 1991*). A côté de ce changement majeur, la pollution par dépôts d'azote atmosphérique est une composante souvent sous-estimée de l'impact des changements globaux sur la biodiversité dans les écosystèmes (*Sala et al., 2000*). Dans les milieux herbacés, les dépôts d'azote atmosphériques sont perçus par les gestionnaires comme une menace potentiellement élevée pour la biodiversité (*Bobbink et al., 2010; Stevens et al., 2010*), et la forme chimique du dépôt revêt une importance certaine.



En Nouvelle-Aquitaine, des travaux expérimentaux sur les pelouses calcaires ont montré les impacts du changement climatique sur la végétation et la nécessité d'adapter les pratiques de gestion de ces écosystèmes fragiles de haut intérêt patrimonial pour maintenir les niveaux de diversité actuels (*Maalouf et al., 2012*). Il a été en effet montré dans les prairies acides de Gironde que l'apport en azote oxydé à des doses comparables à une pollution atmosphérique (<15kg/ha/an) augmentait la biomasse graminéenne alors que l'apport en azote réduit diminuait cette même biomasse (*Dorland et al., 2013*). Plus généralement, les espèces herbacées dicotylédones non légumineuses sont particulièrement sensibles aux dépôts azotés, puisque leur biodiversité diminue avec l'intensité de ces dépôts (*Stevens, 2011*). A l'échelle de l'Europe atlantique, la richesse spécifique des prairies acides diminue clairement avec l'intensité des

dépôts d'azote atmosphérique (*Stevens et al., 2010*). Dépôts d'azote atmosphériques et changements climatiques doivent être considérés en interaction. L'action conjuguée de ces deux phénomènes sur les prairies acides subalpines pyrénéennes modifie la composition végétale et augmente la richesse en plantes vasculaires (*Boutin et al., 2017*). A l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, les groupements herbacés du sud-aquitain ne montrent que peu de variations temporelles, en cohérence avec une relative stabilité temporelle en terme de climat et de dépôts d'azote atmosphériques, alors que la composition des groupements en nord aquitain varie sensiblement avec le temps, en relation avec des changements importants à la fois en terme de dépôts d'azote et de climat (*Gaudnik et al., 2011*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les changements globaux affectent la dynamique, la structure et la composition des prairies permanentes et des parcours en Nouvelle-Aquitaine. Le changement climatique a un impact sur la végétation des pelouses calcaires, lors des épisodes de sécheresse estivale. Ces habitats qui abritent une diversité considérable et constituent des habitats d'intérêt communautaires doivent être gérés de façon adaptée. Le réchauffement climatique peut agir en synergie avec les effets des pollutions atmosphériques, notamment les dépôts d'azote atmosphérique. En moyenne montagne notamment, ce double effet a pour conséquence la banalisation des milieux agro-pastoraux.

[Tendance] : [Etudes empiriques] (6 études)

6

Note sur la gouvernance de la nature dans les socio-écosystèmes herbagers

Le Paiement vert de la Politique Agricole Commune est l'un des critères du verdissement de la PAC (2015-2020) qui vise à la protection des prairies permanentes, landes et estives. Une composante spatiale vise le maintien d'une proportion de prairies permanentes avec le suivi, au plan régional, de la part des surfaces herbagères dans la SAU, et l'objectif de maintenir un ratio régional minimum de référence (calculé en 2012). Au-delà d'un taux de dégradation du ratio de plus de 2,5 %, les conversions de prairies permanentes en labours sont soumises à autorisation administrative, et seront interdites si cette dégradation dépasse les 5 %, avec éventuellement obligation de réimplantation de prairies permanentes pour restaurer ce ratio. Une composante patrimoniale vise la préservation des surfaces herbagères permanentes dites « sensibles » du point de vue des enjeux de biodiversité, en particulier sur les sites désignés au titre du réseau européen « Natura 2000 ». Il s'agit par exemple des prairies humides de l'estuaire de Gironde, du Marais Poitevin, ou des zones de moyennes montagne (Limousin) ou d'estives (Pyrénées Atlantiques), toutes zones incluses dans le périmètre de désignation des zones Natura 2000 au titre des directives Européennes « Habitats » et « Oiseaux ».

Toujours sur le plan Européen, le réseau Natura 2000 regroupe deux directives, la directive "Oiseaux" de 1979, et la directive "Habitats" de 1992 qui vise la création d'un réseau écologique européen constitué de zones spéciales de conservation (ZSC) dédiées à une gamme large d'habitats naturels et d'espèces menacées, non prises en compte dans la directive « Oiseaux ». En Nouvelle-Aquitaine, le réseau Natura 2000 couvre environ 10000 km² soit 12,5 % du territoire régional répartis de façon quasi équivalente entre surfaces en ZSC et en ZPS. Les habitats de lande et de prairies représentent près du tiers des sites de ce réseau qui font pour la majorité, l'objet d'un document d'objectif ou DOCOB valant plan de gestion. La typologie et la cartographie des habitats d'intérêts communautaires (HIC), a été réalisée en grande partie sous l'égide des Conservatoires Botaniques Nationaux, suite à des travaux phytosociologiques couvrant les habitats régionaux de pelouses sèches (Boullet, 1984, 1986) prairies humides (de Foucault, 1984; de Foucault & Catteau, 2012) et marais littoraux (Amiaud et al., 1998; Bouzillé et al., 2001). Ces travaux ont permis de répertorier les grands types d'habitats agro-pastoraux de la région. Il s'agit pour l'essentiel des prairies subhalophiles (Beudin, 2016), des prairies alluviales des grandes vallées (Beudin et al., 2016; Caillon et al., 2013), des pelouses acides (Le Fouler et al., 2013), des pelouses calcicoles

(Fy & Bissot, 2014; Le Fouler, 2013; Vial et al., 2018). Ces habitats d'intérêt écologique constituent des priorités de conservation, via des programmes dédiés ou dans le cadre de politiques publiques (MAEC-PAC). En région, ce sont les Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN) qui ont en charge la politique de gestion conservatoire des habitats remarquables qui peut passer par l'acquisition foncière, la gestion directe ou déléguée (CEN, 2004) via le conventionnement avec des agriculteurs locaux dans le cadre des MAEC et/ou des groupements pastoraux. Le réseau Natura 2000 a également fait l'objet de cartographies fines permettant une localisation des enjeux, comme par exemple dans le Marais Poitevin, ou les durées d'inondations et d'engorgement des sols conditionnent fortement la biodiversité (Rapinel et al., 2015, 2018a, 2018b), travaux mobilisés dans le contexte de suivi des sites Natura 2000 (Rapinel et al., 2018c; Cazals et al., 2016).

En France, la Loi d'avenir du 13 octobre 2014 a instauré les Groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE), des collectifs d'agriculteurs reconnus par l'État suite à un appel à projets régional, qui s'engagent dans un **projet pluriannuel de modification ou de consolidation de leurs pratiques en visant la triple performance économique, environnementale et sociale. Ils constituent l'un des outils structurants du projet agro-écologique pour la France.** En Nouvelle-Aquitaine, 97 GIEE sont déclarés parmi lesquels une faible proportion (4 sur 97) sont orientés préférentiellement sur la « filière élevage ». Par ailleurs les associations foncières pastorales (AFP) et les groupements pastoraux (GP) constituent des instruments d'action privilégiés en matière de gestion foncière et d'aménagement, d'entretien et de valorisation de l'espace rural et montagnard. Il s'agit d'une part de valoriser et d'entretenir les espaces naturels, par la remise en place d'une activité pastorale et d'autre part d'aider à l'installation ou à la conversion de nouveaux éleveurs en offrant une gestion intégrée de l'espace pastoral et forestier, prenant en compte l'accès aux ressources, la gestion de l'eau et de la fréquentation touristique. Ces outils constituent un cadre adapté pour l'installation et le maintien agricole en zone difficile, par exemple pour l'organisation collective du gardiennage dans les secteurs à risque de prédation par les grands carnivores (loup, ours) soutenue dans le cadre du Plan de Développement Rural (PDR) de Nouvelle-Aquitaine. Ainsi dans le secteur des **Pyrénées atlantiques** (Basque et Béarn), près de 20 AFP et 130 GP sont regroupées depuis 2012 au sein d'une fédération pour une gestion collective de l'espace montagnard, du piémont aux estives. Avec plus de 2000 exploitations

qui transhument chaque année, ce secteur est l'un des plus dynamiques de France dans l'activité pastorale. En **Dordogne**, les travaux d'animation engagés depuis 2011 par la Chambre d'Agriculture ont permis la création de 5 associations foncières pastorales libres (AFPL de droit privé) et une association d'éleveurs «Les bergers itinérants du Périgord». Sur ces dispositifs est venu se greffer un projet, porté par le Conservatoire d'espaces naturels (CEN) d'Aquitaine, de diagnostics environnementaux simplifiés à l'échelle des périmètres d'intervention dans le but de maintenir la biodiversité par le pastoralisme sur friches mais aussi en sous-bois, ou sur pelouses calcaires, ce qui peut représenter également un complément financier non négligeable pour les exploitants agricoles. Dans ce contexte, les activités de pastoralisme sont associées à l'âge d'or de la production de la truffe du Périgord, qui a culminé à la fin du XIX^{ème} siècle, pour représenter plus d'une centaine de tonnes produites par an dans le département (*Callot, 1999*). L'abandon progressif du pastoralisme et de certaines pratiques d'entretien du sous-bois (coupe de fagots) ont accéléré la fermeture du milieu et le déclin de la production truffière qui optimale en sous-bois éclairé et en lisière (*Diette & Lauriac, 2004*). La production actuelle ne représente plus aujourd'hui qu'1 à 2 % de son maximum historique et son accroissement est également un objectif pouvant être associé aux AFP. Si les AFP du Limousin ont également été créées dans un contexte de lutte contre l'enfrichement et les incendies, les Marais de Brouage (Charente Maritime) ont vu en 2019 la création innovante de la première AFP française dédiée à une zone humide, avec pour finalité la lutte contre le morcellement foncier et l'enfrichement.

Les aires protégées sont concernés par les paysages de parcours et de prairies, notamment les RNN des Landes et de Gironde qui possèdent de grandes surfaces de marais pâturés et fauchés. Le réseau des zones humides du département de la Gironde fait l'objet de travaux sur le suivi multi-échelles montrant que les résultats d'un réseau de placettes permanentes au sein des réserves naturelles et des Espaces naturels Sensibles peuvent être différents d'un suivi centré sur les habitats (*Alfonsi et al., 2017*). Par ailleurs les travaux de restauration des prairies alluviales menés en vallée de la Garonne sous l'égide du département de la Gironde, de l'Agence de l'Eau et de la Métropole de Bordeaux bénéficie des sites des réserves Naturelles en qualité de « sites donneurs » pour les opérations de transfert de foin. Ces travaux montrent à quel point ces sites protégés sont primordiaux sur le plan de la veille écologique, notamment du suivi fin de la végétation et des impacts des changements environnementaux (*Yeo et al., 2020*) ainsi qu'en terme de réservoirs de biodiversité pour des opérations de restauration (*Garrouj et al., 2019*) et de reconquête des habitats dégradés. Ils visent à formaliser un programmes d'actions (sur la période 2018-2020) dédiées aux territoires avec pour objectifs la préservation et la restauration de la biodiversité et des continuités écologiques, la mise en valeur des paysages.

7 Références régionales

1. Agreste 2016. Atlas ALPC – Aquitaine Limousin PoitouCharente - Les productions végétales. DRAAF
2. Agreste, 2017. Occupation des sols agricoles en Nouvelle-Aquitaine : 40 ans d'histoire au travers des recensements de l'agriculture. Analyses et Résultats N°46. DRAAF, 6p.
3. Agreste 2019a. Filière Bovin Lait. DRAAF, 8p.
4. Agreste 2019b. Filière Ovin Lait, DRAAF, 6p.
5. Agreste 2019c. Filière Ovin Viande. DRAAF, 7.
6. Alard et al. (no date) 'The footprint of nitrogen deposition on European calcareous grasslands', *in review*.
7. Alfonsi et al. (2017) 'Addressing species turnover and community changes in vegetation resurvey studies', *Applied Vegetation Science*, 20(2), pp. 172–182.
8. Amiaud et al. (1998) 'Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France', *Wetlands*, 18(3), pp. 482–494.
9. Amiaud et al. (2008) 'After grazing exclusion, is there any modification of strategy for two guerrilla species: *Elymus repens* (L.) Gould and *Agrostis stolonifera* (L.)?', *Plant Ecology*, 197(1), pp. 107–117.
10. Arroyo et al. (2003) 'Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier', Chapter 35 In *Raptor in a changing environment*, D.B.A. Thompson, S.M. Redpath, A.H. Fielding, M. Marquiss and C.A. Galbraith Eds. JNCC Publication, Edinburgh, pp. 449-463
11. Badenhausser et al. (2012) 'Spatial Autocorrelation in Farmland Grasshopper Assemblages (Orthoptera: Acrididae) in Western France', *Environmental Entomology*, 41, pp. 1050 - 1061
12. Badenhausser et al. (2009) 'Acridid (Orthoptera: Acrididae) abundance in Western European Grasslands: sampling methodology and temporal fluctuations', *Journal of Applied Entomology*, 133 (9-10), pp. 720-732
13. Baffet, M., 1984 – Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols. Exemple du bocage de la Basse-Marche (Haute-Vienne). Thèse de Doctorat, Université de Limoges, pp173.
14. Beudin et al. (2016) *Évaluation et suivi de l'état de conservation des prairies alluviales d'Aquitaine*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
15. Boissinot et al. (2013) 'Influence de la structure du bocage sur les amphibiens et les reptiles: une approche multi-échelles', *Faune Sauvage*, 301(Umr 5175), pp. 41–48.
16. Boissinot et al. (2015) 'Déclin alarmant des reptiles dans les bocages de l'Ouest de la France', *Le Courrier de la Nature*, 289, pp. 35–41.
17. Boissinot, Besnard & Lourdais (2019) 'Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 269, pp. 51–61.
18. Bonis et al. (2008) 'Fertilisation et qualité de l'EAU en prairies naturelles humides (marais de l'Ouest)', *Fourrages*, 2008(196), pp. 485–489.
19. Bonnet et al. (2013) 'How the common vole copes with modern farming: Insights from a capture-mark-recapture experiment', *Agriculture Ecosystems & Environment*, 177, pp. 21 - 27
20. Boutin et al. (2017) 'Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands', *Journal of Ecology*, 105(5), pp. 1199–1209.
21. Bouzillé et al. (2001) 'Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France', *Journal of Vegetation Science*, 12(2), pp. 269–278.
22. Bretagnolle et al. (2002) 'Gestion expérimentale des niveaux d'eau et conséquences pour les oiseaux', *Revue d'Ecologie*, 9, pp. 175-187.
23. Bretagnolle & Gaba (2015) 'Weeds for bees? A review', *Agronomy For Sustainable Development*, 35, pp. 891 - 909
24. Caillon et al. (2013) *Les prairies du Bassin d'Arcachon et du Val de l'Eyre (Gironde) : typologie et préconisations de gestion*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
25. Callot (1999) *La truffe, la terre, la vie*. INRA Editions, France.
26. Cardinael et al. (2017) 'Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France', *Agriculture Ecosystems and Environment*, 236, pp. 243-255
27. Caro et al. (2016) 'Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 229, pp. 48-56.
28. Carroll et al. (2006) 'Can tree shelterbelts on agricultural land reduce flood risk?', *Soil Use and Management*, 20(3), pp. 357–359.
29. Catalogne.C (2016) *Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole*. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles.
30. Cazals et al. (2016) 'Mapping and characterization of hydrological dynamics in a coastal marsh using high temporal resolution Sentinel-1A images', *Remote Sensing*, 8(7).
31. Ceulemans et al. (2014) 'Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands', *Global Change Biology*, 20(12), pp. 3814–3822.
32. Chanteloup & Bonis (2013) 'Functional diversity in root and above-ground traits in a fertile grassland shows a detrimental effect on productivity', *Basic and Applied Ecology*, 14(3), pp. 208–216.
33. Collectif (1998) *Le courrier de l'UNESCO*. Université Paris Saclay.
34. Conservatoire des Races d'Aquitaine (2017) *Ecopastoralisme et races locales menacées*; Atlas des sites en Aquitaine.
35. Delpastre (2000) 'Des trésors et des mythes', *Ethnologia*, 87–90, pp. 9–36.
36. Diette & Lauriac (2004) 'La sylviculture truffière : Aperçus historiques, Apports techniques et enjeux pour la région méditerranéenne', *Revue Forestière Française*, 56(3), pp. 219–230.
37. Dorland et al. (2013) 'Differential effects of oxidised and reduced nitrogen on vegetation and soil chemistry of species-rich acidic grasslands', *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(9).
38. DRAAF, 2018. Rendement annuel des prairies par département. Tableau en ligne : <http://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/Rendements-des-prairies-en-2016-et-2017>
39. Dumont et al. (2012) 'When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures?', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 153, pp. 50–56.
40. Duncan et al. (1999) 'Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks', *Journal of Applied Ecology*, 36(1), pp. 11–23.
41. Farruggia et al. (2016) *Insectes butineurs et transport de pollen : 1^{er} maillon de l'étude du service de pollinisation rendu par l'écosystème prairial*. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants (ed by INRA). Paris, France.
42. Felzines & Lambert (2012) 'Contribution au prodrome des végétations de France : les Charetea fragilis F. Fukarek 1961', *Journal de Botanique*, 59, pp. 133–188.
43. de Foucault (1984) *Systématique, structuralisme et synsystématique des prairies hygrophiles des plaines atlantiques françaises*. Université de Rouen et Lille II.
44. Le Fouler et al. (2013) *Premiers éléments de caractérisation phytosociologique et patrimoniale des pelouses du plateau landais sur le Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
45. Fréтин et al. (2017) 'The effects of low-input grazing systems and milk pasteurisation on the chemical composition, microbial communities, and sensory properties of uncooked pressed cheeses', *International Dairy Journal*, 64, pp. 56–67.
46. Fy & Bissot (2014) *Mise en place et évaluation de l'état de conservation des végétations de pelouses calcicoles sur les sites Natura 2000 de Poitou-Charentes*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
47. Galliot et al. (2017) 'Investigating a flower-insect forager network in a mountain grassland community using pollen DNA barcoding', *Journal of Insect Conservation*, 21(5–6), pp. 827–837.
48. Gardarin et al. (2014) 'Plant trait-digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grasslands', *Journal of Applied Ecology*, 51(5), pp. 1207–1217.
49. Garouj et al. (2019) 'The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer', *Ecology and Evolution*.
50. Gaudnik et al. (2011) 'Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change', *Global Change Biology*, 17(11), pp. 3351–3365.
51. Gauffre et al. (no date) 'Agricultural intensification alters genetic diversity and genetic structure of the marbled newt in western France', *in prep*.
52. Gross et al. (2009) 'Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity', *Basic and Applied Ecology*, 10(8), pp. 687–696.
53. Guillon et al. (2014) 'Microclimate preferences correlate with contrasted evaporative water loss in parapatric vipers at their contact zone', *Canadian Journal of Zoology*, 92(1), pp. 81–86.
54. Jean-Marc et al. (2018) 'Agricultural landscapes and the Loire River influence the genetic structure of the marbled newt in Western France', *Scientific Reports*, 8(1).
55. Jordan, Correll & Weller (1993) 'Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland', *Journal of Environmental Quality*, 22(3), pp. 467–473.
56. Klumpp et al. (2010) 'La pratique agricole a-t-elle plus d'impact que la variabilité climatique sur le stockage du carbone en prairie pâturée?', *Rencontres Recherches Ruminants*, 17, pp. 343–346.
57. Kunrath et al. (2015) 'How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system?', *Agricultural Water Management*, 150, pp. 46–56.
58. De La Peña et al. (2003) 'Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes', *Landscape Ecology*, 18(3), pp. 265–278.
59. Lagarde & Lourdais (2010) *Biodiversité des landes et tourbières limousines. Caractéristiques de l'environnement et structure des communautés d'araignées et de carabes. Rapport de synthèse*.
60. Lagarde & Lourdais (2013) 'Les tourbières, réservoirs de biodiversité', *Microscop – Hors-Série*.
61. Laucournet (1995) 'L'apiculteur et l'abeille du Limousin', *Ethnologia*, 69–72, p. pp.3-127.
62. Lecq et al. (2017) 'Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows', 72, pp. 615–626.
63. Lemaire et al. (2015) 'Grassland–Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality', *Environmental Management*, 56(5), pp. 1065–1077.
64. Litrico et al. (2016) 'Utiliser les mélanges fourragers pour s'adapter au changement climatique : opportunités et défis'.
65. Loucougaray, Bonis & Bouzillé (2004) 'Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France', *Biological Conservation*, 116(1), pp. 59–71.

66. **Lourdais et al.** (2017) 'Hydric "costs" of reproduction: Pregnancy increases evaporative water loss in the snake *Vipera aspis*', *Physiological and Biochemical Zoology*, 90(6), pp. 663–672.
67. **Maalouf et al.** (2012) 'Integrating climate change into calcareous grassland management', *Journal of Applied Ecology*, 49(4), pp. 795–802.
68. **Maleval et al.** (2018). La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion », *Norais*, 246 pp 29-56.
69. **Margoum et al.** (2003) 'Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau', *Revue des Sciences de l'Eau*, 16(4), pp. 389–405.
70. **Marion, Bonis & Bouzillé** (2010) 'How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands?', *Écoscience*, 17(3), pp. 229–239.
71. **Morin** (2015) 'Le bocage et ses enjeux, actes du colloque national de Niort', *Faune sauvage*, 308, pp. 6–10.
72. **Ouin & Burel** (2002) 'Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1–3), pp. 45–53.
73. **Pignier** (2019) 'Approche éco-sémiotique du convivialisme à « l'ère du numérique »', in Wallenhorst, N., Mellot, S., and Theviot, A. (eds) *Vers un numérique convivialiste ?* Editions du Bord de l'Eau.
74. **Pointereau et al.** (2007) *Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. Report EUR 22786 EN, Office for Official Publications of the European Communities.* Office for Official Publications of the European Communities.
75. **Prieto et al.** (2017) 'Five species, many genotypes, broad phenotypic diversity. When agronomy meets functional ecology', *American Journal of Botany*, 104(1), pp. 62–71.
76. **Le Provost et al.** (2020) 'Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, p. 201910023.
77. **Rapinel et al.** (2015) 'Use of bi-Seasonal Landsat-8 Imagery for Mapping Marshland Plant Community Combinations at the Regional Scale', *Wetlands*, 35(6), pp. 1043–1054.
78. **Rapinel, Rossignol, Gore, et al.** (2018) 'Daily monitoring of shallow and fine-grained water patterns in wet grasslands combining aerial LiDAR data and in situ piezometric measurements', *Sustainability* (Switzerland), 10(3).
79. **Rapinel, Rossignol, Hubert-Moy, et al.** (2018) 'Mapping grassland plant communities using a fuzzy approach to address floristic and spectral uncertainty', *Applied Vegetation Science*, 21(4), pp. 678–693.
80. **Rapinel, Dusseux, et al.** (2018) 'Structural and functional mapping of geosigmeta in Atlantic coastal marshes (France) using a satellite time series', *Plant Biosystems*, 152(5), pp. 1101–1108.
81. **Région Nouvelle-Aquitaine** (2016) *Atlas régional 2016*.
82. **Richet** (2012) *Fascines & haies pour réduire les effets du ruissellement érosif, caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation*, Rapport AREAS.
83. **Rollin et al.** (2015) 'Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage', *Biodiversity and Conservation*, 24, pp. 1195–1214
84. **Rossignol, Bonis & Bouzillé** (2006) 'Consequence of grazing pattern and vegetation structure on the spatial variations of net N mineralisation in a wet grassland', *Applied Soil Ecology*, 31(1–2), pp. 62–72.
85. **Sabatier, Doyen & Tichit** (2014) 'Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem', *Agricultural Systems*, 126, pp. 38–49.
86. **Sánchez Pérez et al.** (1999) 'Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France)', *Hydrobiologia*, 410, pp. 185–193.
87. **Sirami et al.** (2019) 'Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
88. **Soussana & Lüscher** (2007) 'Temperate grasslands and global atmospheric change: A review', *Grass and Forage Science*, 62(2), pp. 127–134.
89. **Souty-Grosset & Faberi** (2018) 'Effect of agricultural practices on terrestrial isopods: A review', *ZooKeys*, 2018(801), pp. 63–96.
90. **Stevens et al.** (2010) 'Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe', *Environmental Pollution*, 158(9), pp. 2940–2945.
91. **Stevens et al.** (2011) 'Changes in species composition of European acid grasslands observed along a gradient of nitrogen deposition', *Journal of Vegetation Science*, 22(2), pp. 207–215.
92. **Vial et al.** (2018) *Pelouses calcicoles du Parc Naturel Régional du marais poitevin : inventaire et évaluation.* Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, Conservatoire Botanique National de Brest.
93. **Waintrater** (2011) 'Les mots du génocide', *Ethnologia*, 73–75, p. 121.
94. **Yeo et al.** (2020) 'Classification and Mapping of Saltmarsh Vegetation Combining Multispectral Images with Field Data (in review)', *Estuarine Coastal and Shelf Science*.

8 Références internationales

1. **Alard, Bance & Frileux** (1994) 'Grassland vegetation as an indicator of the main agro-ecological factors in a rural landscape: Consequences for biodiversity and wildlife conservation in central Normandy (France)', *Journal of Environmental Management*, 42(2), pp. 91–109.
2. **Badot & Gillet** (2013) *Les prairies : Biodiversité et services écosystémiques (sommaire) Les prairies : Biodiversité et services écosystémiques.* Presses universitaires de Franche-Comté ; CNAOL.
3. **Balent & Stafford** (1993) *A conceptual model for evaluating the consequences of management practices on the use of pastoral resources, the Fourth International Rangeland Congress.* IVth International Rangeland Congress, Montpellier.
4. **Baudry, Bunce & Burel** (2000) 'Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management', *Journal of Environmental Management*, 60(1), pp. 7–22.
5. **Baumont et al.** (2008) 'La diversité spécifique dans le fourrage : conséquences sur la valeur alimentaire', *Fourrages*, 194, pp. 189–206.
6. **Bazin & Schmutz** (1994) 'La mise en place de nos bocages en europe et leur déclin', *Revue Forestière Française*, 46(S), p. 115.
7. **Bennett** (2003) *Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation, Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation.* IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
8. **Benoît et al.** (2004) 'Grassland and water resources: recent findings and challenges in Europe', in Luscher, A., Jeangros, B., and Kessler, W. (eds) *Proceedings of the 20th General Meeting of the European Grassland Federation, Land use systems in grassland dominated regions*, 21-24 June., pp. 117–128.
9. **Bensettiti et al.** (2005) « *Cahiers d'habitats* » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 (vol. 1) - Habitats agropastoraux, MEDD/MAAPAR/MNHN.* Éd. La Documentation française, Paris. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris.
10. **Benton, Vickery & Wilson** (2003) 'Farmland biodiversity. Is habitat heterogeneity the key?', *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), pp. 182–188.
11. **Berque** (2018) 'Milieu et sens des choses. Mésoécologie et sémiotique', in Mitropoulou, E. and Pignier, N. (eds) *Le sens au cœur des dispositifs et des environnements.* Paris, Edts Connaissances et savoirs, collection « Communication et design ».
12. **Blackstock et al.** (1999) 'The extent of semi-natural grassland communities in lowland England and Wales: A review of conservation surveys 1978-96', *Grass and Forage Science*, 54(1), pp. 1–18.
13. **Bobbink et al.** (2010) 'Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis', *Ecological Applications*, 20(1), pp. 30–59.
14. **Boissinot, Besnard & Lourdais** (2019) 'Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 269, pp. 51–61.
15. **Bommarco et al.** (2012) 'Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1727), pp. 309–315.
16. **Boughey et al.** (2011) 'Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats', *Biological Conservation*, 144(6), pp. 1790–1798.
17. **Brennan & Kuvlesky** (2005) 'Invited Paper. North American Grassland Birds: an Unfolding Conservation Crisis?', *Journal of Wildlife Management*, 69(1), pp. 1–13.
18. **Bruinenberg et al.** (2002) 'Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grasslands: A review', *Grass and Forage Science*, 57(3), pp. 292–301.
19. **Chabrierie et al.** (2001) 'Biodiversity and ecosystem functions in wetlands: A case study in the estuary of the Seine River, France', *Estuaries*.
20. **Chamberlain et al.** (2000) 'Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales', *Journal of Applied Ecology*, 37(5), pp. 771–788.
21. **Cornulier et al.** (2011) 'Bayesian reconstitution of environmental change from disparate historical records: Hedgerow loss and farmland bird declines', *Methods in Ecology and Evolution*, 2(1), pp. 86–94.
22. **Cousins, Lavorel & Davies** (2003) 'Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden', *Landscape Ecology*, 18(3), pp. 315–332.
23. **Crawford et al.** (2016) 'Altered functional connectivity and genetic diversity of a threatened salamander in an agroecosystem', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2231–2244.
24. **Cruz et al.** (2002) 'Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage', *Fourrages*, 172, pp. 335–354.
25. **Deléglise, Loucougaray & Alard** (2011) 'Spatial patterns of species and plant traits in response to 20 years of grazing exclusion in subalpine grassland communities', *Journal of Vegetation Science*, 22(3), pp. 402–413.
26. **Dengler et al.** (2014) 'Biodiversity of Palaearctic grasslands: A synthesis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, pp. 1–14.
27. **Denton** (1995) *L'émergence de la conscience : de l'animal à l'homme.* Paris, Flammarion.
28. **Duckworth, Bunce & Malloch** (2000) 'Modelling the potential effects of climate change

- on calcareous grasslands in Atlantic Europe', *Journal of Biogeography*, 27(2), pp. 347–358.
29. Dumont et al. (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(1), pp. 92–105.
30. Dupré & Diekmann (2001) 'Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden', *Ecography*, 24(3), pp. 275–286.
31. Duru et al. (2008) 'Relevance of plant functional types based on leaf dry matter content for assessing digestibility of native grass species and species-rich grassland communities in spring', *Agronomy Journal*, 100(6), pp. 1622–1630.
32. Duru et al. (2015) 'How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), pp. 1259–1281.
33. Eriksson, Cousins & Bruun (2002) 'Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia', *Journal of Vegetation Science*, 13(5), pp. 743–748.
34. Fahrig et al. (2011) 'Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes', *Ecology Letters*.
35. Farruggia et al. (2008) 'Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux?', *Productions Animales*, 21(2), pp. 181–200.
36. Fischer et al. (2008) 'Should agricultural policies encourage land sparing or wild-life-friendly farming?', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), pp. 380–385.
37. Foley et al. (2005) 'Global consequences of land use', *Science*, 309(5734), pp. 570–574.
38. Fournier, Mouly & Gillet (2016) 'Multiple assembly rules drive the co-occurrence of orthopteran and plant species in grasslands: Combining network, functional and phylogenetic approaches', *Frontiers in Plant Science*, 7(AUG2016).
39. Gibon et al. (2004) 'L'usage de l'espace par les exploitations d'élevage de montagne et la gestion de la biodiversité', *Fourrages*, pp. 245–263.
40. Gibon (2005) 'Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level', in *Livestock Production Science*, pp. 11–31.
41. Grace et al. (2007) 'Does species diversity limit productivity in natural grassland communities?', *Ecology Letters*, 10(8), pp. 680–689.
42. Green et al. (2005) 'Farming and the fate of wild nature', *Science*.
43. Gross et al. (2009) 'Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity', *Basic and Applied Ecology*, 10(8), pp. 687–696.
44. Guo (2007) 'The diversity-biomass-productivity relationships in grassland management and restoration', *Basic and Applied Ecology*, 8(3), pp. 199–208.
45. Habel et al. (2013) 'European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity', *Biodiversity and Conservation*, 22(10), pp. 2131–2138.
46. van Halder et al. (2017) 'Trait-driven responses of grassland butterflies to habitat quality and matrix composition in mosaic agricultural landscapes', *Insect Conservation and Diversity*. Edited by A. Stewart and P. Batary. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111), 10(1), pp. 64–77.
47. Hall & Scurlock (1991) 'Climate Change and Productivity of Natural Grasslands', *Annals of Botany*, 67(suppl), pp. 49–55.
48. Hansson & Fogelfors (2000) 'Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden', *Journal of Vegetation Science*, 11(1), pp. 31–38.
49. Harrison, Inouye & Safford (2003) 'Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity', *Conservation Biology*, 17(3), pp. 837–845.
50. Haycock, Pinay & Walker (1993) 'Nitrogen retention in river corridors: European perspective', *Ambio*, 22(6), pp. 340–346.
51. Hector et al. (2007) 'Biodiversity and ecosystem functioning: Reconciling the results of experimental and observational studies', *Functional Ecology*, 21(5), pp. 998–1002.
52. Hinsley & Bellamy (2000) 'The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review', *Journal of Environmental Management*, 60(1), pp. 33–49.
53. Hoekstra et al. (2005) 'Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection', *Ecology Letters*, 8(1), pp. 23–29.
54. Höngövá et al. (2012) *Survey on grassland ecosystem services*. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity.
55. Hopkins & Holz (2006) 'Grassland for agriculture and nature conservation: production, quality and multi-functionality', *Agronomy research*, 4(1), pp. 3–20.
56. Hunt et al. (1991) 'Simulation model for the effects of climate change on temperate grassland ecosystems', *Ecological Modelling*, 53(C), pp. 205–246.
57. Huston (1994) *Biological Diversity: The Co-existence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press.
58. Huyghe et al. (2005) *Prairies et cultures fourragères en France: Entre logiques de production et enjeux territoriaux*. INRA Editions, France.
59. Huyghe et al. (2014) *Grasslands and Herbivore Production in Europe and Effects of Common Policies*. Ouae Editions.
60. Huyghe, Baumont & Isselstein (2008) 'Plant diversity in grasslands and feed quality', *Grassland Science in Europe*, 13, pp. 375–386.
61. Jacquemyn, Brys & Hermy (2003) 'Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen', *Biological Conservation*, 111(2), pp. 137–147.
62. Jamieson et al. (1998) 'Soil N dynamics in a natural calcareous grassland under a changing climate', *Biology and Fertility of Soils*, 27(3), pp. 267–273.
63. Johansen et al. (2019) 'Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes', *Global Ecology and Conservation*, 18.
64. Kleijn et al. (2011) 'Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?', *Trends in Ecology and Evolution*, 26(9), pp. 474–481.
65. Klimek et al. (2007) 'Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors', *Biological Conservation*, 134(4), pp. 559–570.
66. Klimek et al. (2008) 'Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilisation and abiotic factors', *Basic and Applied Ecology*, 9(6), pp. 626–634.
67. Krause (2013) *Le grand orchestre animal*. Editions Flammarion. Paris, France.
68. Krauss et al. (2010) 'Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels', *Ecology Letters*, 13(5), pp. 597–605.
69. Lavorel et al. (2011) 'Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services', *Journal of Ecology*, 99(1), pp. 135–147.
70. Lavorel & Grigulis (2012) 'How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services', *Journal of Ecology*, 100(1), pp. 128–140.
71. Letg-caen & Cnrs (2015) 'L' érosion des sols sévit aussi dans le bocage !', *Faune sauvage*, pp. 43–47.
72. Loiseau (1990) 'Signification et limite de l'indice de valeur pastorale pour le diagnostic de la valeur agricole des pâturages en moyenne montagne humide', in *Colloques phytosociologiques 16 : Phytosociologie et pastoralisme*, pp. 411–428.
73. Loreau et al. (2001) 'Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges', *Science*, 294(5543), pp. 804–808.
74. Mace (2014) 'Whose conservation?', *Science*, 345(6204), pp. 1558–1560.
75. Marie-Pierre, Didier & Gérard (2006) 'Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: The importance of management practices', *Plant Ecology*, 183(1), pp. 177–189.
76. Mauchamp et al. (2016) 'Impact of nitrogen inputs on multiple facets of plant biodiversity in mountain grasslands: Does nutrient source matter?', *Applied Vegetation Science*, 19(2), pp. 206–217.
77. Merot (1999) 'The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate', *Agronomie*, 19(8), pp. 655–669.
78. Michel et al. (2007) 'Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France', *Landscape Ecology*, 22(8), pp. 1241–1253.
79. Morin (2015) 'Le bocage et ses enjeux, actes du colloque national de Niort', *Faune sauvage*, 308, pp. 6–10.
80. Olf & Ritchie (1998) 'Effects of herbivores on grassland plant diversity', *Trends in Ecology and Evolution*, 13(7), pp. 261–265.
81. Ouin & Burel (2002) 'Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1–3), pp. 45–53.
82. Paoletti & Hassall (1999) 'Woodlice (Isopoda: Oniscidea): Their potential for assessing sustainability and use as bioindicators', *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
83. Parker & Mac Nally (2002) 'Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: An experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates', *Biological Conservation*, 105(2), pp. 217–229.
84. Parmesan (2006) 'Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), pp. 637–669.
85. Pe'er, Dicks, Visconti, Arlettaz, Baldi, et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
86. Pe'er, Dicks, Visconti, Arlettaz, Baldi, et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
87. Phalan et al. (2011) 'Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared', *Science*, 333(6047), pp. 1289–1291.
88. Pignier (2017) *Le design et le vivant. Cultures, agricultures et milieux paysagers*. Connaissances et savoir, collection « Communication et Design ». Paris, France.
89. Pointereau et al. (2007) *Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. Report EUR 22786 EN, Office for Official Publications of the European Communities*. Office for Official Publications of the European Communities.
90. Pontes et al. (2007) 'Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses', *Functional Ecology*, 21(5), pp. 844–853.
91. Pozzi & Bocard (2001) 'Effects of dry grassland management on spider (arachnida: Araneae) communities on the Swiss occidental plateau', *Ecoscience*, 8(1), pp. 32–44.
92. Puydarrieux & Devaux (2013) 'Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine?', *Notes et études socio-économiques*, 37, pp. 51–86.
93. Reisch et al. (2017) 'Genetic diversity of calcareous grassland plant species depends on historical landscape configuration', *BMC Ecology*, 17(1).
94. Reulier 2015. Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents. Géographie. Université de Caen Normandie.
95. Reulier et al. (2016) 'Mesurer l'impact des entités linéaires paysagères sur les dynamiques spatiales du ruissellement : une approche par simulation multi-agents', *Cybergeo : European Journal of Geography*, 788.
96. Robert & Saugier (2003) 'Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone', *Comptes Rendus - Geoscience*, 335(6–7), pp. 577–595.
97. Robinson & Sutherland (2002) 'Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain', *Journal of Applied Ecology*, 39(1), pp. 157–176.
98. Rodrigo-Comino (2019) *Grasslands of the world: diversity, management and conservation, Systematics and Biodiversity*. CRC Press, Taylor & Francis.
99. Sala et al. (2000) 'Global biodiversity scenarios for the year 2100', *Science*, 287(5459), pp. 1770–1774.
100. Salamon et al. (2004) 'Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem', *Oikos*, 106(1), pp. 51–60.
101. Scheu (2003) 'Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives' The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002', *Pedobiologia*, 47(5–6), pp. 846–856.

102. **Schlesinger** (1999) 'Carbon sequestration in soils', *Science*, 284(5423), p. 2095.
103. **Scurlock & Hall** (1998) 'The global carbon sink: a grassland perspective', *Global Change Biology*, 4(2), pp. 229–233.
104. **Smith et al.** (2017) 'The importance of microhabitat structure in maintaining forest mammal diversity in a mixed land-use mosaic', *Biodiversity and Conservation*, 26(10), pp. 2361–2382.
105. **Soussana et al.** (2007) 'Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1–2), pp. 121–134.
106. **Steinbeiss et al.** (2008) 'Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands', *Global Change Biology*, 14(12), pp. 2937–2949.
107. **Sternberg et al.** (1999) 'Plant community dynamics in a calcareous grassland under climate change manipulations', *Plant Ecology*, 143(1), pp. 29–37.
108. **Stevens et al.** (2010) 'Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe', *Environmental Pollution*, 158(9), pp. 2940–2945.
109. **Stevens et al.** (2016) 'Drivers of vegetation change in grasslands of the Sheffield region, northern England, between 1965 and 2012/13', *Applied Vegetation Science*, 19(2), pp. 187–195.
110. **Stoate et al.** (2001) 'Ecological impacts of arable intensification in Europe', *Journal of Environmental Management*, 63(4), pp. 337–365.
111. **Tews et al.** (2004) 'Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures', *Journal of Biogeography*, 31(1), pp. 79–92.
112. **Thompson et al.** (2005) 'Biodiversity, ecosystem function and plant traits in mature and immature plant communities', *Functional Ecology*, 19(2), pp. 355–358.
113. **Tilman et al.** (2001) 'Diversity and productivity in a long-term grassland experiment', *Science*, 294(5543), pp. 843–845.
114. **Tilman, Hill & Lehman** (2006) 'Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass', *Science*, 314(5805), pp. 1598–1600.
115. **Vertès et al.** (2019) 'C–N–P Uncoupling in Grazed Grasslands and Environmental Implications of Management Intensification', in Lemaire, G. et al. (eds) *Agroecosystem Diversity*. Academic Press, pp. 15–34.
116. **Viaud et al.** (2005) 'Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate', *Agricultural Water Management*, 74(2), pp. 135–163.
117. **Viel et al.** (2014) Impact de l'organisation des structures paysagères sur les dynamiques de ruissellement de surface en domaine bocager. Etude comparée de 3 petits bassins versants bas-normands », *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20(2) npp, 175–188.
118. **de Vries et al.** (2012) 'Extensive Management Promotes Plant and Microbial Nitrogen Retention in Temperate Grassland', *PLoS ONE*, 7(12).
119. **WallisDeVries, Poschod & Willems** (2002) 'Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: Integrating the requirements of flora and fauna', *Biological Conservation*, 104(3), pp. 265–273.
120. **Weisser et al.** (2017) 'Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions', *Basic and Applied Ecology*, 23, pp. 1–73.
121. **Whittaker et al.** (2003) 'What is the observed relationship between species richness and productivity? Comment', *Ecology*, 84(12), pp. 3384–3395.
122. **Wickens et al.** (1975) *Grassland Ecology and Wildlife Management*, Kew Bulletin. Chapman and Hall. London, UK.
123. **Wilson et al.** (2012) 'Plant species richness: The world records', *Journal of Vegetation Science*, 23(4), pp. 796–802.
124. **Wolton et al.** (2014) *Regulatory services delivered by hedges: the evidence base*. Report for Defra and Natural England.