



PLAN D'ACTION

HABITAT 6510 et 6520

Prairies de fauche l'Arrhenatherion et Prairies de fauche montagnardes

No version	Auteur(s)	Date de rédaction
v1.0	Jean-Marc Couvreur (DEMNA), Patrick Verté (DEMNA), Louis-Marie Delescaille (DEMNA), avec la collaboration de Christian Mulders (dee), Hubert Bedoret (Natagriwal) François Cerisier (Natagriwal) Relecteurs Quentin Smit (DEMNA), Oliver Schott (DEMNA), Etienne Peiffer (DEMNA), Luc Derochette (DEMNA)	21/01/2018
V2.0	Jean-Marc Couvreur (DEMNA), Patrick Verté (DEMNA), Louis-Marie Delescaille (DEMNA), avec la collaboration de Christian Mulders (DGO3/Département de l'Environnement et de l'Eau), Hubert Bedoret, François Cerisier et Pierre-Yves Bontemps (Natagriwal asbl), Xavier Janssens (Natagora-Life Herbabes), Thibaut Goret (Natagora- Life Prairies Bocagères) Relecture : Quentin Smit (DEMNA), Oliver Schott (DEMNA), Etienne Peiffer (DEMNA), Luc Derochette (DEMNA)	30/03/2023



Sommaire

1.	Informations générales relatives à l'habitat	4
1.1.	Description générale : physionomie, variantes et espèces typiques.....	4
1.2.	Caractéristiques abiotiques (nécessaires à l'existence de l'habitat)	6
1.3.	Dynamique de l'habitat et (pour les habitats semi-naturels) pratiques/activités nécessaires à son existence	6
1.4.	Facteurs de qualité de l'habitat.....	7
2.	Situation historique et actuelle de l'habitat	7
2.1.	Distribution et surface	7
2.1.1.	Distribution actuelle (carte) en Europe	7
2.1.2.	Distribution (carte) et surfaces en Wallonie.....	10
2.1.3.	Proportion de la surface de l'habitat dans le réseau Natura 2000 : voir point 2.1.2.	11
2.1.4.	Facteurs explicatifs de la situation actuelle et menaces pesant sur le maintien des surfaces de l'habitat.....	11
2.2.	Qualité de l'habitat (structures et fonctions) dans les sites existants et pressions et menaces sur cette qualité.....	12
3.	Services écosystémiques liés à l'habitat et enjeux socio-économiques	13
3.1.	Services écosystémiques	13
3.2.	Enjeux socio-économiques.....	14
4.	Analyse du contexte légal actuel, des actions et mesures prises et des bonnes pratiques	15
4.1.	Contexte légal : cadre juridique international et statut de l'habitat en Wallonie	15
4.1.1.	Mesures légales existantes ayant un impact positif pour la protection de l'habitat en Wallonie	15
4.1.2.	Statut de protection de l'habitat ailleurs en Europe	18
	Selon les pays, les dispositifs pour assurer la protection des prairies maigres de fauche varient fortement. Néanmoins, le constat est qu'aucun pays ne semble avoir trouvé la recette miracle et que partout cet habitat régresse fortement.	
4.2.	Actions et bonnes pratiques de gestion et restauration déjà entreprises.....	19
4.2.1.	En Wallonie.....	19
4.2.2.	Dans d'autres Etats/Régions Membres	22
5.	Objectifs stratégiques et opérationnels	23
5.1	Objectif et cadre généraux	23
5.1.1	Objectif stratégique 1 : maintien des surfaces existantes de l'habitat à l'échelle biogéographique	24
5.1.2	Objectif stratégique 2: restauration de surfaces perdues et création de nouvelles à l'échelle biogéographique	28

5.1.3.	Objectif stratégique 3: maintien et amélioration des structures et fonctions de l'habitat, y compris la capacité d'accueil pour les espèces typiques	30
6.	Mise en œuvre du plan de gestion (liste des actions et calendrier général)	33
7.	Recommandations relatives au cadre légal et aux mesures incitatives	35
8.	Bibliographie	35

Annexes

Remarque préliminaire importante : L'information présentée dans les points 1 à 3 (Informations générales relatives à l'habitat, situation historique et actuelle de l'habitat, services éco-systémiques liés à l'habitat) est largement tirée des « Cahiers d'Habitats d'intérêt communautaire de Wallonie »¹.

- ¹ Couvreur J.-M., Peeters A. et Delescaille L.-M., Halford M. et Peeters A. (2021) Tome 5. Les habitats prairiaux et les mégaphorbiaies. In Delescaille L.-M., Wibail L., Claessens H., Dufrière M., Mahy G., Peeters A. et Sérusiaux E. (éditeurs). Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE). Série « Faune – Flore – Habitats » n° 11, Gembloux : 116 p.

1. Informations générales relatives à l'habitat

1.1. Description générale : physiologie, variantes et espèces typiques

Les prairies de fauche de l'Arrhenatherion (6510)

Bien qu'elles soient actuellement rattachées toutes les deux à l'*Arrhenatherion*, les prairies planitiales – collinéennes dominées par *Arrhenatherum elatius*, généralement plus eutrophes, et les prairies collinéennes – sub-montagnardes à *Trisetum flavescens*, généralement plus mésotrophes, sont envisagées ici séparément.

La végétation des prairies de fauche dominées par *Arrhenatherum elatius* comporte typiquement deux étages : un étage de plantes assez hautes (*Arrhenatherum elatius*, *Centaurea* div.sp., *Crepis biennis* et des *Apiaceae*) et un étage de plantes basses, *Knautia pratensis* et *Plantago lanceolata*, par exemple. Le tapis herbacé atteint 100 à 120 cm de hauteur. Dans les formes typiques et pas trop fertilisées de l'*Arrhenatherion*, cette graminée est accompagnée d'un cortège varié de dicotylédones, surtout des ombellifères et des composées. La richesse spécifique de ces prairies est comprise entre 31 et 53 espèces (en moyenne, 28 espèces) / 100 m².

Les prairies collinéennes - sub-montagnardes à *Trisetum flavescens* relevant de l'*Alchemillo-Trisetetum* Lambert 1963 (syn. : *Trisetetum typicum sensu* Lebrun *et al.* 1949) se développent à des altitudes comprises entre 200 et 500 m, *quasi* exclusivement sur les versants des vallées et sur les sols alluviaux bien drainés. Elles sont installées sur des sols naturellement moins riches en éléments nutritifs que les prairies à *Arrhenatherum*, et développent un gazon moins haut, comprenant en moyenne plus d'espèces, notamment des dicotylédones, ce qui leur donne un aspect très coloré au début de l'été. Les variantes oligo-mésotrophes « à *Trisetum flavescens* » sont en fait souvent dominées par *Agrostis capillaris* et *Festuca rubra*, et *Trisetum flavescens* est rarement très abondant. La richesse spécifique de ces prairies est comprise entre 19 et 51 espèces (en moyenne, 34 espèces) / 100 m².

Les espèces caractéristiques régionales de l'*Arrhenatherion* sont *Anthriscus sylvestris*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*, *Centaurea* gr. *jacea*, *Crepis biennis*, *Daucus carota*, *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*, *Knautia arvensis*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Pimpinella major*, *Rhinanthus angustifolius*, *Rhinanthus minor*, *Tragopogon pratensis*, *Trisetum flavescens*. En altitude, *Arrhenatherum elatius* disparaît progressivement au profit de *Trisetum flavescens* (variante collinéenne-submontagnarde).

Elles sont accompagnées d'espèces prairiales à large amplitude écologique comme *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra* subsp. *rubra*, *Malva moschata*, *Poa pratensis*, *Ranunculus acris*, *Rumex acetosa* et *Trifolium pratense*.

De plus, en fonction des conditions de station, un cortège varié d'espèces compagnes peut être observé.

Les prairies de fauche montagnardes du Trisetum-Polygonion (6520)

La prairie à *Meum athamanticum* est une association installée sur des sols pauvres en éléments nutritifs. Elle présente une végétation basse et fermée dont la strate herbacée est constituée d'un gazon ras et dense de *Festuca rubra* subsp. *commutata*. Elle dérive vraisemblablement de nardaies ou de landes sèches qui ont été fertilisées, notamment par la pratique de l'abîssage. La production du regain y est quasiment nulle.

La prairie à *Geranium sylvaticum* dérive de la prairie à *Meum*, suite à une fertilisation organique modérée à assez forte. Dans ce dernier groupement, la première fauche, abondante, est généralement suivie en automne d'un pâturage du regain. Elle se présente sous la forme d'une prairie haute et fermée et possède presque une allure de mégaphorbiaie montagnarde, très fleurie, car il y a peu de graminées par rapport aux dicotylédones à larges feuilles.

Les prairies à *Meum athamanticum* et à *Geranium sylvaticum* constituent les anciennes prairies de fauche typiques de la haute Ardenne, développées quasi exclusivement au-delà de 500 m d'altitude. Ces prairies, à l'origine peu fertilisées, étaient fauchées pour la production de foin en première coupe et le regain était habituellement pâturé. Actuellement, celles qui ont subsisté sont surtout pâturées, perdant ainsi progressivement les espèces caractéristiques de leur cortège floristique. De plus, elles ne subsistent actuellement qu'à l'état de fragments. Les bordures des voies de communication constituent souvent les derniers refuges pour ces prairies (Tanghe *et al.* 2005). Elles présentent une flore diversifiée, riche en dicotylédones, dans lesquelles plusieurs espèces montagnardes typiques sont bien représentées, notamment *Geranium sylvaticum* et *Meum athamanticum*.

Les espèces caractéristiques régionales des prairies de fauche montagnardes sont *Alchemilla filicaulis*, *Alchemilla monticola*, *Geranium sylvaticum*, *Meum athamanticum*, *Persicaria bistorta*, *Phyteuma nigrum*, *Sanguisorba officinalis*. On peut y ajouter *Knautia dipsacifolia*, une espèce très rare en Wallonie.

Espèces animales typiques et espèces d'intérêt patrimonial

Les espèces animales caractéristiques des prairies de fauche sont, parmi les oiseaux, le râle des genêts (*Crex crex*), la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), le tarier des prés (*Saxicola rubetra*) et, parmi les lépidoptères, le damier du plantain (*Melitaea cinxia*), le demi-deuil (*Melanargia galathea*), le cuivré des marais (*Lycaena dispar*), le demi-argus (*Cyaniris semiargus*).

Par ailleurs, les associations de l'*Arrhenatherion* ne renferment pas d'espèces végétales rares, sauf *Saxifraga granulata*, *Knautia arvensis*, *Campanula rapunculus*. On peut y observer des espèces protégées, comme *Sanguisorba officinalis*, *Carum carvi*, *C. verticillatum*, *Peucedanum carvifolia*, *Salvia pratensis*, *Hordeum secalinum*, *Alchemilla filicaulis* subsp. *filicaulis*, *Alchemilla filicaulis* subsp. *vestita*, *Rhinantus angustifolius*. Une des espèces les plus caractéristiques de l'arrhénathéraie continentale, *Geranium pratense*, est généralement absente parce qu'elle est rare en Belgique quel que soit le milieu (Tanghe *et al.*, 2002).

1.2. Caractéristiques abiotiques (nécessaires à l'existence de l'habitat)

Les prairies de l'*Arrhenatherion* ont pour origine soit des défrichements forestiers, soit des parcours pastoraux, soit d'autres types prairiaux, soit enfin d'anciennes terres agricoles. La composition végétale du tapis herbacé dépend du milieu de départ, de la colonisation spontanée, des mélanges de semences utilisés (fonds de fenil ou semences sélectionnées) et de la gestion ultérieure du couvert. Dans tous les cas, la végétation initiale évolue sous l'influence du traitement cultural (fauche seule ou fauche et pâturage du regain) et bénéficie ou non d'apports plus ou moins réguliers de fumier ou d'amendements.

Les arrhénathérais (6510) se rencontrent principalement sur des sols à texture limoneuse, sablo-limoneuse ou limono-caillouteuse, dans tous les cas meubles et bien drainés.

Les prairies sub-montagnardes (6510) se rencontrent principalement dans des stations de vallée en Ardenne, soit à mi-pente, soit en bas de pente à une altitude comprise entre 300 et 500 mètres.

Le substrat rocheux est constitué de roches généralement pauvres en calcaire. Les sols sont en général peu profonds (50 à 80 cm), assez pauvres en éléments nutritifs, à texture limono-argileuse.

Les prairies montagnardes (6520) se rencontrent sur les hauts plateaux ardennais, au-dessus de 500 m d'altitude. Le substrat rocheux est constitué de roches silicatées diverses : quartzophyllades, quartzites, phyllades, formant la charge caillouteuse du limon de couverture. Le pH-H₂O du sol varie entre 3,5 et 4 pour le *Meo-Festucetum* et entre 4,5 et 6 pour le *Geranio-Trisetetum*.

1.3. Dynamique de l'habitat et (pour les habitats semi-naturels) pratiques/activités nécessaires à son existence

Les prairies de fauche (6510) dérivent d'habitats forestiers (ablation des forêts alluviales) ou agropastoraux (pelouses, nardaies) ou ont été délibérément ensemencées avec des fonds de fenil, voire même avec des semences sélectionnées sur des terres cultivées. En règle générale, le pâturage et la fertilisation de ces prairies de fauche conduisent à un appauvrissement progressif de la richesse spécifique ainsi qu'à une évolution vers des types de prairies dont la valeur biologique est de plus en plus faible avec, comme stade final, des prairies fortement fertilisées (Waleunis E2.11c) ou des pâtures permanentes fortement amendées à *Lolium perenne* (Waleunis E2.11a). Cependant, un pâturage extensif, sans apport conséquent de fertilisants, produit des types de prairies possédant un cortège floristique très diversifié et conservant encore une partie du cortège floristique des prairies de fauche. Un changement dans la gestion de ces prairies peut les faire évoluer assez facilement vers des prairies d'intérêt communautaire. Au contraire, le maintien d'un régime de fauche mais avec augmentation des fertilisations (surtout minérales) conduit aussi à un appauvrissement biologique avec disparition progressive des espèces frugales et apparition de faciès à *Anthriscus sylvestris*, *Arrhenatherum elatius* et *Heracleum sphondylium* qui peuvent être considérés comme un stade de dégradation de l'habitat.

Les prairies montagnardes (6520) dérivent en majeure partie d'anciens parcours pastoraux (landes sèches et nardaies) après fertilisation, notamment par la technique de l'abîssage, mais certaines ont pu être ensemencées directement avec des graines issues de fonds de fenil. Un pâturage permanent des variantes à *Meum* fait évoluer ces prairies vers des formations du *Festuco-Cynosuretum* (Waleunis E2.11bc). Dans ces prairies peu ou pas amendées, la reprise d'une gestion par fauche est susceptible de permettre à l'habitat-type de se reconstituer (variante à *Meum*), pour autant que les espèces caractéristiques soient encore présentes dans le tapis végétal ou à proximité. Par contre, dans les prairies fertilisées et pauvres en espèces de type *Lolio-Cynosuretum*, il est pratiquement impossible de récupérer des prairies maigres, même si la technique d'entretien est adaptée. L'utilisation de fertilisants

minéraux à forte dose autorisant plusieurs récoltes d'ensilage fait évoluer les prairies montagnardes vers des variantes très appauvries en espèces. En cas d'abandon, ces prairies peuvent se reboiser en passant éventuellement par un stade de friche à *Agrostis capillaris* ou par des fourrés à *Cytisus scoparius*.

1.4. Facteurs de qualité de l'habitat

L'existence et le maintien des prairies d'intérêt communautaire sont liés à la pratique récurrente de la fauche, éventuellement associée au pâturage avec une charge adaptée, ainsi qu'au maintien ou la restauration d'un statut trophique des sols adéquat. La conservation des prairies mésophiles vise, d'une part, à éviter leur destruction par des plantations d'arbres, des labours suivis de mises en culture ou de sursemis et, d'autre part, à garantir par des pratiques agricoles compatibles le maintien (ou même l'amélioration) du statut trophique du sol, seul susceptible d'assurer le maintien du cortège des espèces caractéristiques (en termes de nombre d'espèces et de taux de recouvrement des espèces caractéristiques).

La première partie de cet objectif passe par un recensement précis des parcelles encore existantes et par l'application d'interdictions de labour, de mise en culture et de sur-semis.

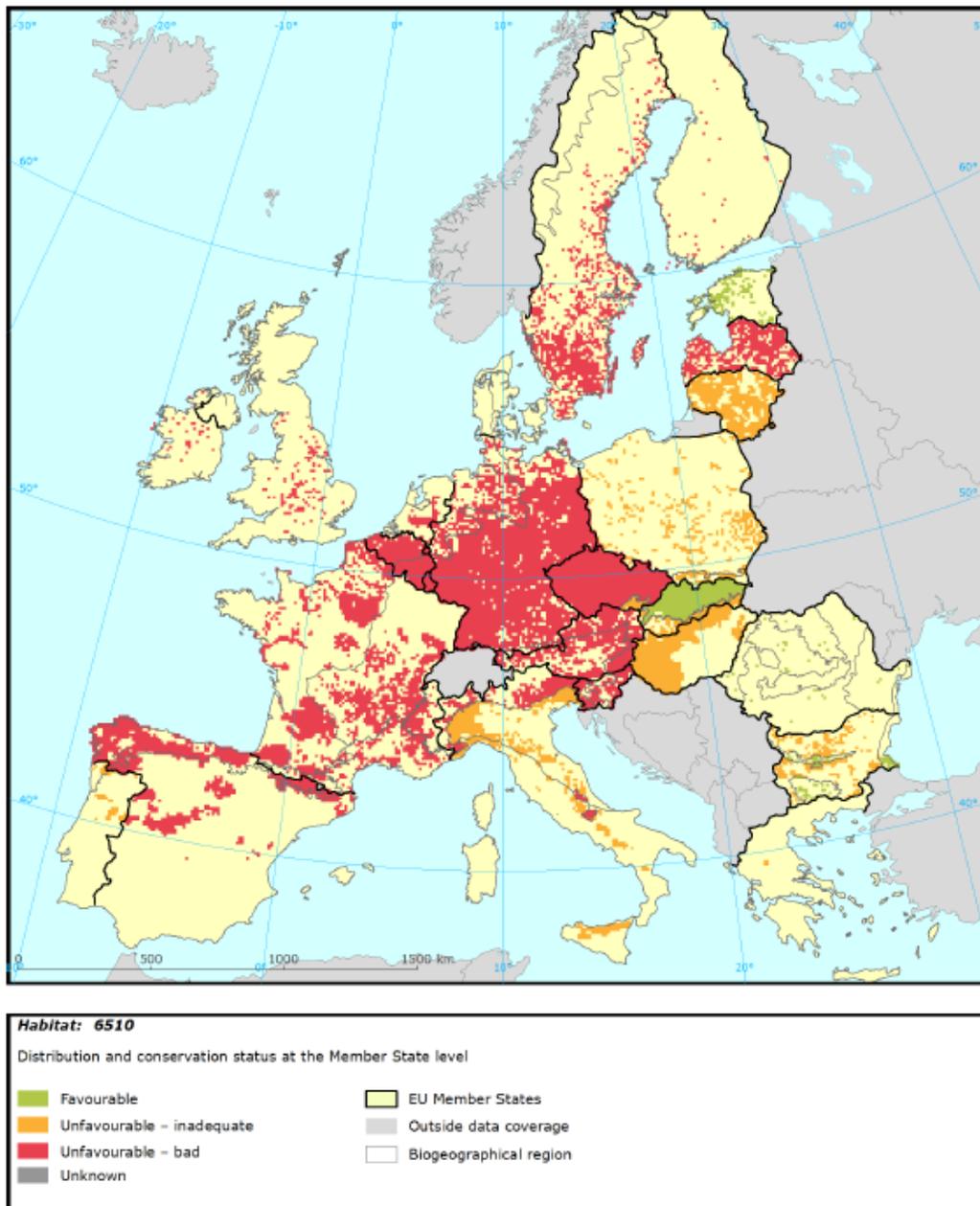
La seconde partie de l'objectif de conservation de ces habitats requiert un contrôle des fertilisations, du nombre de fauches annuelles et de la charge en bétail.

2. Situation historique et actuelle de l'habitat

2.1. Distribution et surface

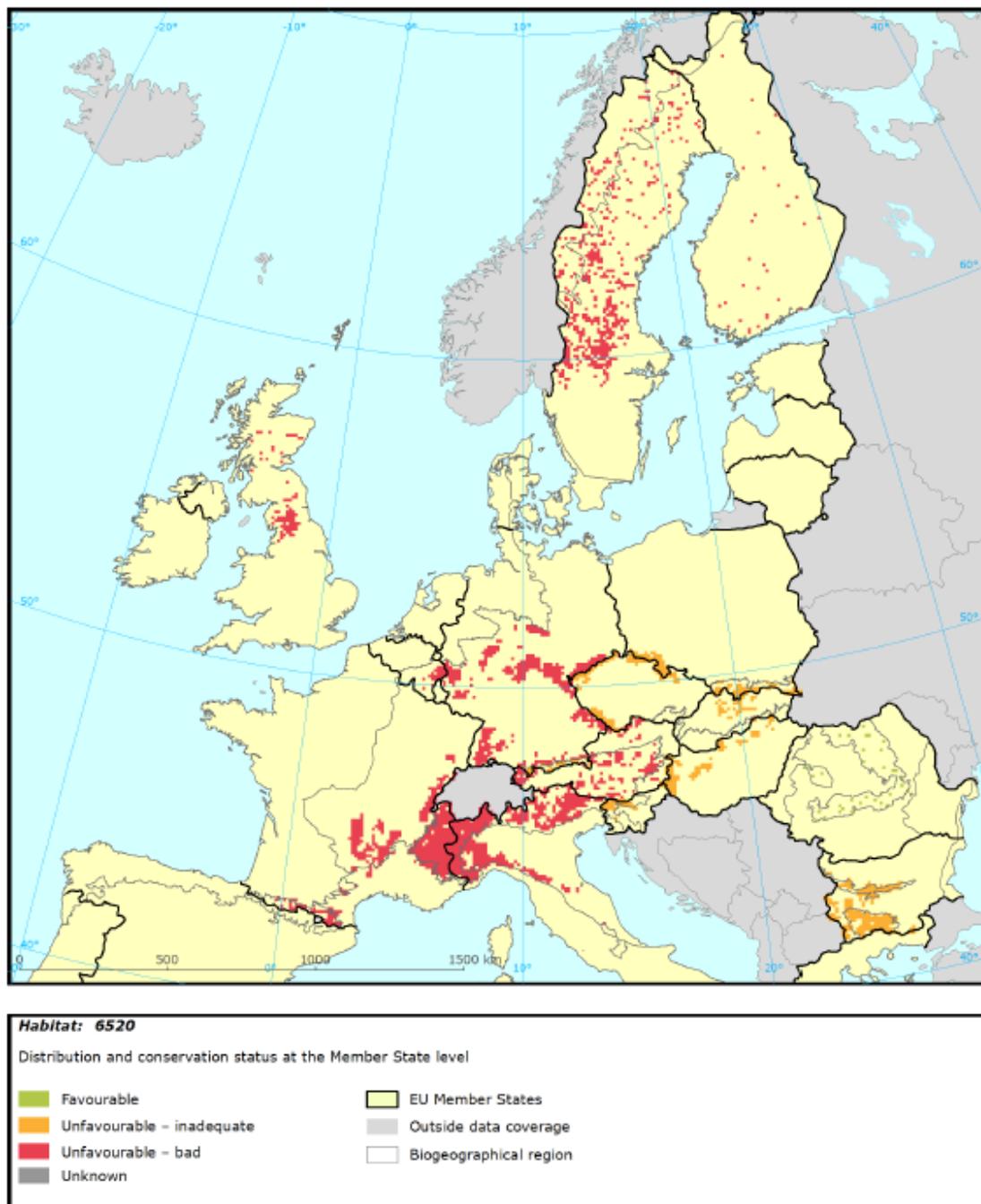
2.1.1. Distribution actuelle (carte) en Europe

Assessment of conservation status at the Member State level



La carte représente la distribution de l'habitat 6510 en Europe, et les couleurs renseignent la valeur de l'état de conservation chez chaque Etat Membre (sources : EIONET)

Assessment of conservation status at the Member State level



La carte représente la distribution de l'habitat 6520 en Europe, et les couleurs renseignent la valeur de l'état de conservation chez chaque Etat Membre (sources : EIONET)

Depuis 1961, la surface des prairies permanentes a diminué de plus de 10 millions d'hectares dans 18 pays membres de l'Union Européenne (FAOSTAT²), ce qui représente nettement plus que la surface totale du Benelux (7,5 millions d'hectares). Schutyser & Condé (2009) font état d'une diminution des superficies de pâtures, de prairies extensives et de prairies humides en Europe (UE-27), de l'ordre de

² <http://www.fao.org/economic/ess/ess-agri/fr/>

260 000 ha entre 1990 et 2000, soit une superficie équivalente à celle du Grand-Duché du Luxembourg. Les causes de cette régression sont l'urbanisation, la conversion des prairies permanentes en cultures arables (céréales et maïs-fourrage notamment), l'abandon de terres marginales comme certains parcours méditerranéens et des prairies installées sur des pentes en montagne, ainsi que le boisement.

2.1.2. Distribution (carte) et surfaces en Wallonie

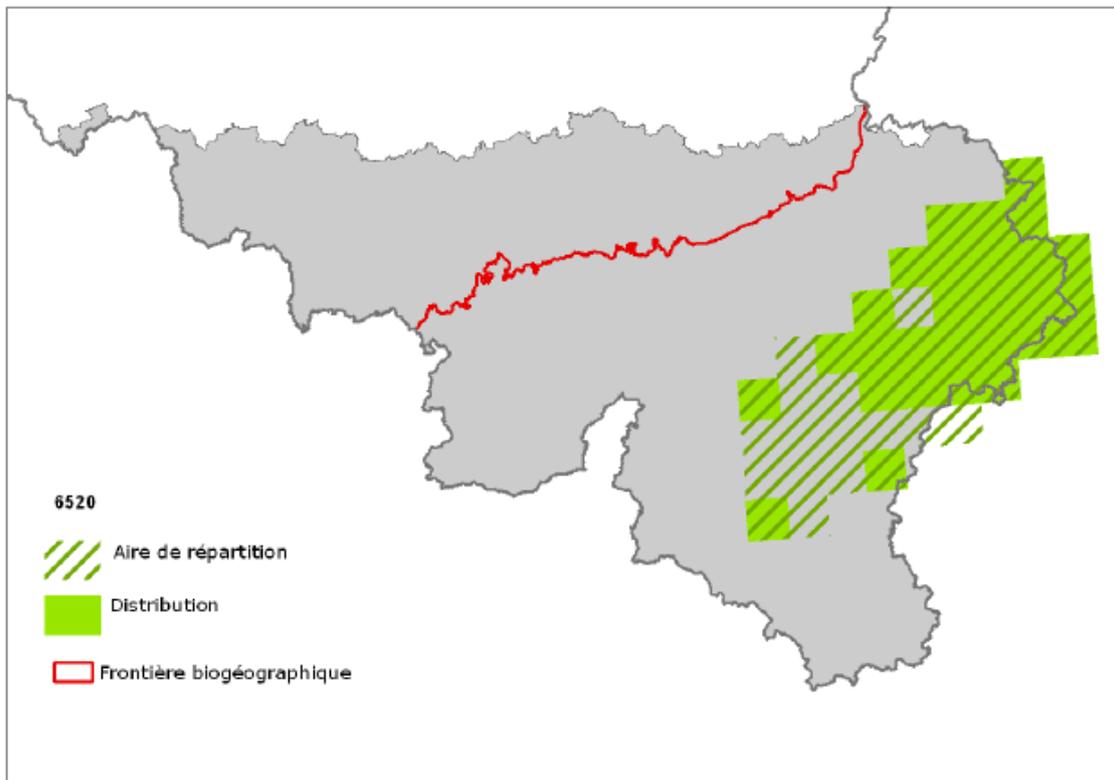


La carte représente l'aire de distribution et de répartition de l'habitat 6510 en Wallonie sur une grille de 10x10km de côté (sources : DEMNA).

En Belgique, la surface de prairies permanentes a quasiment doublé à la fin du 19^e siècle et au début du 20^e siècle, en partie au détriment des anciens parcours pastoraux (landes et pelouses, essentiellement). À partir des années 1950, leur surface a commencé à décliner tandis que leur exploitation s'est intensifiée, surtout à partir des années 1960. Entre 1955 et 2009, la surface des prairies permanentes a été réduite d'un tiers environ (32 %), soit environ 15% de la surface agricole utile (SAU) du pays. Cette perte nette de surface est essentiellement due, par ordre d'importance, à l'urbanisation, à la conversion de prairies en cultures arables (augmentation des surfaces du maïs-fourrage notamment) et à la progression des zones forestières suite à la déprise agricole sur certains sols marginaux (ex. : fonds humides en Ardenne).

Il n'y avait pas de recensement précis et complet des prairies de fauche d'intérêt communautaire avant l'entrée en vigueur de la Directive Habitats (1994), l'une des raisons étant que la définition même de l'habitat (critères d'identification et d'évaluation) n'a été fixée qu'à cette occasion par les Etats Membres (EUR_28). Les meilleures estimations disponibles depuis sont d'une part celles récoltées dans le cadre de la cartographie des sites Natura 2000 en Région wallonne depuis 2005 et qui sont reprises dans le rapport wallon de 2013, et d'autre part celles issues des campagnes de prospections ciblées qui ont été entreprises depuis 2012 à l'extérieur du réseau Natura 2000.

A l'intérieur du réseau Natura 2000, la surface totale de l'habitat 6510 a été estimée en 2019 à 8726 ha en Région Continentale (dont 2364 ha à l'intérieur du Réseau Natura 2000) et à 2116 ha (dont 100 ha à l'intérieur du Réseau Natura 2000), ce qui fait un total d'un peu moins de 11.000 ha pour toute la Wallonie. Les valeurs concernant l'intérieur des sites Natura 2000 proviennent d'une cartographie complète de tous les sites. Par contre, les valeurs de surface hors réseau ont été obtenues par extrapolation des surfaces détectées lors des différentes campagnes de prospections ciblées depuis 2012, et qui couvrent actuellement 55% de la surface de la Wallonie.



La carte représente l'aire de distribution et de répartition de l'habitat 6520 en Wallonie sur une grille de 10x10km de côté.

A l'intérieur du réseau Natura 2000, la surface totale de l'habitat 6520 a été estimée en 2013 à 400 ha. Les projections ciblées effectuées hors du réseau depuis 2012 un peu partout en Wallonie (voir point 6.3) ont permis d'avoir une première idée concrète des superficies de l'habitat en dehors du réseau également. Ainsi il a été estimé que la surface totale de l'habitat 6520 avoisinait les 550 ha.

2.1.3. Proportion de la surface de l'habitat dans le réseau Natura 2000 : voir point 2.1.2.

2.1.4. Facteurs explicatifs de la situation actuelle et menaces pesant sur le maintien des surfaces de l'habitat

En Wallonie comme dans la plupart des autres Etats Membres, les prairies de fauche sont en fort déclin. Les principales raisons en sont l'intensification de l'agriculture (multiplication des coupes, fertilisation minérale, sursemis), la mise en culture, l'extension de l'habitat.

2.2. Qualité de l'habitat (structures et fonctions) dans les sites existants et pressions et menaces sur cette qualité

Le 19^e siècle a marqué un tournant important dans l'histoire de l'agriculture en Belgique et particulièrement en Wallonie. La loi du 25 mars 1847 sur la mise en valeur des terrains incultes appartenant aux communes a signifié la fin des parcours, la loi du 19 décembre 1854³ a interdit le pâturage en forêt, et la loi du 22 avril 1873⁴ a aboli les vaines pâtures et le droit de parcours. Ces deux dernières activités se sont toutefois prolongées localement jusqu'au 20^e siècle. Les surfaces occupées par les parcours ont drastiquement régressé depuis, souvent de plus de 95 % de la surface historique connue (Ansay *et al.* 2007) pour être remplacées par des forêts d'une part ou des surfaces dévolues aux cultures et aux prairies d'autre part. Ce processus s'est donc accompagné d'une ségrégation spatiale entre forêts et couverts pâturés.

La « première » révolution agricole est liée au début de l'utilisation des engrais (scories de déphosphoration surtout) et des amendements calciques à partir du 19^e siècle. Elle a permis d'accroître la productivité des herbages au sens large. Ceci eut pour conséquence la disparition des parcours pastoraux par la plantation de résineux ou leur transformation en prairies plus productives ou en cultures (voir ci-dessus). Les prairies, autrefois ensemencées avec les graines recueillies dans les fenils, ont progressivement été ensemencées avec des mélanges commerciaux constitués d'espèces et de variétés sélectionnées.

La « seconde » révolution agricole a débuté au début des années '60 en Wallonie. Les grandes opérations d'amélioration foncière (remembrement) ont contribué au déclin de certains habitats. Elles se sont accompagnées d'arrachage de haies, de drainage et d'opérations d'« amélioration des sols ». Le drainage, organisé à large échelle au cours du 20^e siècle, fut responsable d'une très forte raréfaction des prairies humides.

Suite à l'introduction de la traction mécanique, les terrains devenus inaccessibles, parce que trop humides ou trop pentus ont été délaissés, se sont boisés spontanément ou ont été plantés. Certaines prairies de fauche humides ont d'abord été transformées en pâtures puis abandonnées suite à la détérioration des drains (Delescaille 2000).

L'introduction de la culture du maïs, dès le début des années '60, a permis de réduire la quantité de foin nécessaire à la nourriture du bétail. Non seulement des prairies ont été labourées pour y cultiver du maïs mais, en outre, les prairies qui ont été conservées ont été majoritairement transformées en pâtures permanentes.

L'intensification des prairies a consisté en une augmentation de l'utilisation des engrais de synthèse, notamment azotés, du semis (avec ou sans labour) et du sursemis des parcelles avec des cultivars améliorés d'espèces fourragères, ainsi que de la lutte contre les adventices avec des herbicides. Toutes ces pratiques ont permis une augmentation de la production de biomasse, de la charge en bétail et de la fréquence des coupes pour la production de fourrage (foin et ensilage). Les dates de fauche ont pu être plus précoces au printemps. Cela a entraîné des changements drastiques dans la végétation et la biodiversité en général.

³ La loi du 19 décembre 1854, contenant le Code forestier, définit les dispositions applicables aux droits de pâturage, glandée et panage (titre IX, section 3). Elle interdit notamment (article 101) « aux usagers, nonobstant titre ou possession contraire, de conduire ou de faire conduire des chèvres, brebis et moutons, dans les forêts et sur les terrains qui en dépendent ».

⁴ La loi du 22 avril 1873 sur le parcours et la vaine pâture abolit le droit de parcours et autorise les conseils communaux à modifier, à restreindre et, le cas échéant, à supprimer la vaine pâture sur tout ou partie de leur territoire.

Dans les prairies mésotrophes, la fertilisation a une influence forte et rapide sur la diversité végétale (Janssens & Peeters 1996b, 2000). Elle favorise les graminées compétitives par rapport à la majorité des dicotylédones à croissance plus lente. Elle induit une diminution du nombre d'inflorescences de dicotylédones par plante et par unité de surface, du nombre d'espèces de dicotylédones et du nombre total d'espèces (Kirkham *et al.* 1994). Même de faibles niveaux de fertilisation (de l'ordre de 40 kg N/ha.an) peuvent réduire fortement le nombre d'espèces (Kirkham *et al.* 1994 ; Tallwin *et al.* 1994, 1998 ; Walker *et al.* 2004).

Dans les pâtures fortement fertilisées, autorisant de fortes charges de bétail, le rythme des défoliations du couvert laisse peu de temps aux plantes pour fleurir et former des graines. Seul un petit nombre d'espèces végétales à croissance rapide, des graminées surtout, sont adaptées à ce traitement.

Le nombre d'espèces végétales et la biodiversité en général ont donc fortement diminué dans les couverts de prairies tandis que, et c'était le but recherché, le rendement a augmenté et la qualité des fourrages s'est améliorée.

Les prairies semi-naturelles qui ont échappé à cette intensification connaissent aujourd'hui une eutrophisation causée par les retombées atmosphériques d'azote. Elles sont estimées en moyenne à 20 kg N/ha.an pour la Belgique et à 37 kg/ha.an en Flandre (Dumortier *et al.* 2008). La moitié de la zone occupée par les habitats d'intérêt communautaire en Europe est exposée à des retombées annuelles atmosphériques d'azote qui dépassent les seuils critiques connus pour les différents types d'habitats, ces seuils ayant été estimés dans des fourchettes allant de 10 à 20 (pour les prairies de montagne), de 15 à 25 (pour les prairies à *Molinia caerulea*), et de 20 à 30 kg N/ha.an (pour les prairies de fauche de basse et moyenne altitude) (Bobbink & Hettelingh, 2010 ; NU ECE 2010). Ces seuils correspondent au seuil supérieur maximal au-delà duquel des effets négatifs sont observés sur les communautés végétales : augmentation du recouvrement par les graminées, diminution de la diversité floristique.

3. Services écosystémiques liés à l'habitat et enjeux socio-économiques

3.1. Services écosystémiques

Les biens et les services écosystémiques fournis par les prairies semi-naturelles sont résumés au tableau ci-dessous (d'après UK NEA 2011).

Tableau : Les biens et services rendus par les prairies semi-naturelles.

Type de service	Service écosystémique final	Biens et bénéfices
Approvisionnement	Fourrage pour l'alimentation du bétail	Aliment (viande, lait), fibre (laine), cuir, éventuellement qualité de la viande et du lait améliorée ; possibilité de produire des aliments carnés sans ou avec peu d'intrants ; foin de qualité, gage de bonne santé du bétail (espèces médicinales et/ou accumulatrices de certains composés minéraux indispensables à la santé des animaux)

	Végétation sur pied utilisable comme culture de biomasse	Éventuellement agro-carburant
	Retombées positives sur la pollinisation et la lutte contre les ravageurs en cultures	Aliment (culture)
Culturel	Espèces et habitats de valeur biologique, patrimoine culturel et agricole, patrimoine archéologique, pâturage pour des races de bétail rares et menacées, connaissance écologique	Santé physique et psychologique, cohésion sociale, loisirs et tourisme, objet de recherches
Régulation	Régulation du climat (séquestration et stockage de carbone dans le sol) et réduction d'émission de gaz à effet de serre	Prévention de stress climatiques
Approvisionnement	Quantité d'eau : stockage d'eau et recharge des nappes aquifères	Eau potable, eau pour la production alimentaire, protection contre les inondations
	Qualité de l'eau : réduction de la pollution (dénitrification) et/ou stockage de polluants	Air, eau et sols propres
Régulation	Diversité d'espèces sauvages : diversité génétique végétale, graines pour des projets de restauration de la biodiversité	Ressources génétiques pour les espèces à utilisation agronomique, bioprospection, loisirs et tourisme, connaissance écologique

Les biens et bénéfices pour les citoyens sont considérables et parmi les plus élevés de tous les autres écosystèmes, particulièrement pour les fonctions sociales, culturelles et patrimoniales, la régulation du climat et du cycle de l'eau.

3.2. Enjeux socio-économiques

Deux grands types de problématiques peuvent être distingués suivant que les parcelles se trouvent au sein ou en dehors du SIGEC (Système intégré de gestion et de contrôles).

- Les parcelles qui sont intégrées au SIGEC sont les parcelles qui sont déclarées par les exploitants comme parcelle agricole et qui de ce fait sont intégrées à une exploitation agricole classique. Lorsqu'on est hors Natura 2000 ces parcelles peuvent faire l'objet d'une spéculation autre que de la prairie (exploitée pour le foin et/ou le pâturage) comme la mise en culture ou la plantation de sapins de Noël. En effet, même si la Wallonie doit respecter un quota de prairies permanentes, les agriculteurs ne sont pas obligés de maintenir ces parcelles en prairies tant que le quota régional est globalement respecté. Au sein du réseau Natura 2000, ces parcelles d'habitats ne peuvent pas être labourées (et converties en culture) et le pâturage est permis suivant certaines conditions. Le risque de détérioration est donc faible au sein du réseau mais très important en dehors. Malheureusement, il n'existe actuellement aucun moyen légal ou

administratif d'empêcher la destruction (labour et mise en culture) ou la détérioration de parcelles d'habitats en dehors du réseau.

- Les parcelles situées en dehors du SIGEC échappent aux contrôles agricoles et ne peuvent de plus pas bénéficier d'aides (MAE). De ce fait elles sont encore plus menacées de conversion que les parcelles situées hors Natura 2000 mais à l'intérieur du SIGEC. Ces parcelles concernent par exemple des parcelles exploitées ou à l'abandon par des particuliers qui y font pâturer des chevaux, des parcelles qui sont en zone d'extension d'habitats mais qui n'ont jamais été construites. Ces parcelles sont donc susceptibles d'être transformées d'un jour à l'autre via une autre affectation (parcelle bâtie, parcelle qui se reboise, etc.).

4. Analyse du contexte légal actuel, des actions et mesures prises et des bonnes pratiques

4.1. Contexte légal : cadre juridique international et statut de l'habitat en Wallonie

L'habitat « prairies de fauche » (6510 et 6520) fait partie des habitats protégés par la Directive Habitats 92/43/CEE (et avant cela par la Convention de Berne du 19/9/1979), ce qui signifie concrètement que la Belgique (et la Wallonie en particulier puisque la protection de la biodiversité est une matière largement régionalisée) a l'obligation de « *prendre les mesures appropriées pour éviter, dans les zones spéciales de conservation, la détérioration des habitats naturels* ». En ayant désigné les sites Natura 2000, la Belgique (et la Wallonie en particulier) contribue à la création du réseau Natura 2000 européen dont l'objectif est de maintenir ou d'atteindre « l'état de conservation favorable » des habitats sur son territoire. En Wallonie, l'habitat « prairies de fauche » est repris à l'Annexe VIII de la Loi sur la Conservation de la Nature (6/12/2001).

Si l'habitat n'est par contre pas explicitement protégé en dehors des sites Natura 2000, il peut abriter des espèces végétales qui, elles, sont protégées par la Loi sur la Conservation de la Nature du 6/12/2001. Dans ce cas, la parcelle abritant au moins une de ces espèces ne peut être « **intentionnellement détériorée ou détruite** » (Art. 3 [§ 3]). Les espèces strictement protégées susceptibles d'être rencontrées dans l'habitat sont notamment (cf Annexe VIb de la Loi) : *Carex tomentosa*, *Knautia dipsacifolia*, *Coeloglossum viride*, *Alopecurus rendlei*, *Hordeum secalinum*, *Sanguisorba officinalis*, *Thesium pyrenaicum* et *Orchis morio*.

Voir également « cf analyse légale réalisée dans le cadre des actions A13-A14 du Life BNIP ».

4.1.1. Mesures légales existantes ayant un impact positif pour la protection de l'habitat en Wallonie

Arrêtés de désignation en Zone Natura 2000

La protection légale dont bénéficient les prairies maigres de fauche en Wallonie ne concerne en l'état que les prairies reprises dans les sites Natura 2000. Elle repose essentiellement sur les arrêtés de désignation des sites et est renforcée par la conditionnalité des aides agricoles.

L'Arrêté du Gouvernement Wallon du 19 mai 2011 (dit « Arrêté catalogue ») fixant les types d'unité de gestion susceptibles d'être délimitées au sein d'un site Natura 2000 ainsi que les interdictions et mesures préventives particulières qui y sont applicables, prévoit que les prairies maigres de

fauche (EUR15 6510) soient reprises dans l'unité de gestion 2 (UG2). Les dispositions suivantes y sont d'application (article 4) :

Dans l'UG2 (unité de gestion "Milieux ouverts prioritaires") :

1° sont interdits :

- a) le stockage, l'épandage de tout amendement et de tout engrais minéral ou organique, dont fumiers, fientes, purins, lisiers, composts, boues d'épuration, gadoues de fosses septiques ;
- b) le sursemis en prairies sauf pour les travaux ponctuels et localisés de restauration de dégâts de sangliers ;
- c) tout pâturage et toute fauche entre le 1^{er} novembre et le 15 juin, sauf lorsque ces actes sont prévus dans un plan de gestion ;
- d) les modifications du relief du sol. Ne sont pas visés les rechargements ;
- e) toute fauche qui ne maintiendrait pas des bandes refuges non-fauchées représentant au moins cinq pour cent de la surface totale de la parcelle. En cas de présence de cours d'eau, de haies, d'alignements d'arbres, ces bandes refuges devront être maintenues le long de ces éléments.

2° est soumis à autorisation du directeur (*ndlr : du DNF*) l'affouragement du bétail ;

3° sont soumis à notification préalable au directeur :

- a) le sursemis en prairies lorsqu'il s'agit de travaux ponctuels et localisés de restauration de dégâts de sangliers ;
- b) toute plantation ou replantation d'arbres ou d'arbustes. Cette mesure ne vise pas la replantation de peupliers distants de minimum sept mètres entre eux.

L'indemnité associée à l'UG2 est de 440€/ha an.

Le non-respect d'une de ces dispositions expose le contrevenant (en cas de constat et de procès-verbal) à des poursuites pénales et administratives⁵.

Conditionnalité des aides agricoles

Dans le cas de parcelles déclarées au SIGEC s'applique également la conditionnalité des aides agricoles. Celle-ci résulte de l'application des articles 91 à 95 du règlement (UE) n° 1306/2013 du Parlement Européen et du Conseil : tout agriculteur percevant des aides est tenu de respecter, sur l'ensemble de son exploitation, la conditionnalité, c'est-à-dire les « Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales » (BCAE) qui concernent les obligations et normes, ainsi que les « Exigences Réglementaires en Matière de Gestion » (ERMG) qui concernent les actes européens. Ces

⁵ Lorsqu'un procès-verbal est dressé par le Département de la Nature et des Forêts, il est d'abord envoyé au procureur du Roi qui décide ou non de poursuivre au pénal endéans un délai de 60 jours. Si le procureur du Roi ne poursuit pas, le dossier est alors transmis au fonctionnaire délégué qui convoque le contrevenant pour une audition, puis peut ordonner la remise en état ainsi qu'infliger une amende administrative. Le montant de celle-ci est régi par le Code wallon de l'environnement et dépend de la catégorie d'infraction.

Les montants des amendes administratives encourues (Code wallon de l'environnement, art. D. 160, par. 1er) sont compris dans une fourchette allant de :

- 1 à 1.000 euros pour les infractions de quatrième catégorie ;
- 50 à 10.000 euros pour les infractions de troisième catégorie ;
- 50 à 100.000 euros pour les infractions de deuxième catégorie.

dispositions concernent tant les bénéficiaires d'aides du premier que du deuxième pilier. En cas de non-respect de la conditionnalité, l'ensemble des aides du 1^{er} et du 2^e pilier de la PAC sera réduit.

Au sein du thème 3 « biodiversité » de la conditionnalité, trois mesures concernent plus particulièrement les prairies maigres de fauche :

- D1 T03 E5 : Respect des mesures générales pour les sites candidats et pour les sites Natura 2000 désignés ;
- D1 T03 E6 : Respect des mesures particulières pour les sites Natura 2000 désignés ;
- D1 T03 E8 : Interdiction de détruire des espèces strictement protégées au sens de la Loi sur la Conservation de la Nature sur l'ensemble du territoire wallon.

La norme D1 T04 E2 : Maintien des particularités topographiques peut indirectement apporter une contribution à la protection des prairies maigres de fauche. Elle s'applique en dehors des sites Natura 2000.

Sont interdit(e)s :

- toute destruction, sauf si un permis d'urbanisme ou, à défaut l'autorité compétente, l'autorise, de particularités topographiques et des autres éléments fixes du paysage, tels que les bordures de champs, les talus, les fossés, les haies indigènes, les arbres indigènes en groupe, isolés, ou en lignes, les haies et les arbres remarquables inventoriés et publiés, les étangs et les mares ;
- la taille des haies et des arbres durant la période de reproduction et de nidification des oiseaux c'est-à-dire du 1^{er} avril au 31 juillet ;
- toute modification sensible du relief du sol, sauf si un permis l'autorise. Une modification du sol est considérée comme sensible lorsque les conditions suivantes sont remplies :
 - 1° elle porte sur une surface de plus de 2 ares ;
 - 2° elle est d'une profondeur supérieure à 50 cm.⁶

Toute modification du sol sur une zone à statut particulier est considérée comme sensible. Une zone à statut particulier est une zone humide, une zone de sources, une mare, un étang, un habitat d'intérêt communautaire, sous la couronne d'un arbre remarquable.

Directive Nitrates

La Directive Nitrates n'apporte pas directement de protection aux prairies maigres de fauche. Elle limite les périodes d'épandage ainsi que les périodes de labour des prairies permanentes. Le labour d'une prairie permanente peut libérer des quantités très importantes d'azote, allant jusqu'à 700 kg / ha.

Partout en Wallonie, la destruction (labour, travail superficiel ou destruction chimique) des prairies permanentes n'est possible que du 1^{er} février au 31 mai.

A la suite de la destruction, il est interdit :

- D'épandre de l'azote organique pendant les 2 années suivant la destruction ;

⁶ La toute nouvelle version du Code de Développement territorial (CoDT) du 21/09/2017 précise la notion de modification « sensible » du sol dans son **Art. R.IV.4-3** :

Une modification du relief du sol, en remblai ou en déblai, est sensible lorsqu'elle remplit l'une des conditions suivantes :

1° elle est d'un volume supérieur à 40 mètres cubes ;

2° elle est d'une hauteur supérieure à cinquante centimètres par rapport au niveau naturel du terrain et d'un volume supérieur à 5 mètres cubes ;

- D'épandre de l'azote minéral pendant la première année ;
- D'implanter des légumes ou des légumineuses (sauf en cas de couvert prairial) durant les 2 années qui suivent la destruction.

Le principe est d'interdire les épandages en fin de saison de végétation, quand le sol, encore chaud, peut minéraliser la matière organique alors que les plantes ne pourront plus en tirer parti. Les quantités pouvant être épandues varient selon le type de matière épandue et la localisation ou non en zone vulnérable pour le nitrate, cela revient le plus souvent à interdire les épandages de lisier, fumier mou, fientes, azote minéral de mi-septembre à fin janvier.

Verdissement de la PAC

La protection des prairies permanentes prévue par le verdissement des aides est appliquée en Wallonie sur base d'une surface minimale sous laquelle ne pas descendre en Wallonie de manière globale. L'évaluation des surfaces de prairies permanentes est basée sur les déclarations de superficies remises par les agriculteurs. La rénovation d'une prairie suivie d'une nouvelle déclaration d'un code 610 maintient donc la parcelle en prairie permanente, même si celle-ci a été entièrement labourée et re-semée.

4.1.2. Statut de protection de l'habitat ailleurs en Europe

Selon les pays, les dispositifs pour assurer la protection des prairies maigres de fauche varient fortement. Néanmoins, le constat est qu'aucun pays ne semble avoir trouvé la recette miracle et que partout cet habitat régresse fortement.

En France, aucun dispositif légal ou contractuel ne permet de protéger les prairies maigres de fauche en dehors des sites Natura 2000, vu que les mesures agri-environnementales ne sont possibles que dans les sites Natura 2000. Au sein de ceux-ci, il n'existe de protection légale que pour les actes soumis à étude d'incidences sur base de l'article 6 de la Directive Habitats. Ce qui n'est pas le cas pour un apport d'engrais, du pâturage printanier ou quatre coupes d'ensilage par an. L'attention portée aux prairies maigres de fauche, hors cas de présence d'espèce emblématique type râle des genêts, semble également très limité pour ce qui est de l'acquisition / protection légale de sites.

Au Grand-Duché de Luxembourg, les prairies maigres de fauche sont protégées sur la totalité du territoire, qu'elles soient situées en Natura 2000 ou non, par l'article 17 de la loi du 19 janvier 2004 sur la protection de la nature et des ressources naturelles. Celui-ci précise :

« (Art. 17.) Il est interdit de réduire, de détruire ou de changer les biotopes tels que mares, marécages, marais, sources, pelouses sèches, landes, tourbières, couvertures végétales constituées par des roseaux ou des joncs, haies, broussailles ou bosquets. Sont également interdites la destruction ou la détérioration des habitats de l'Annexe 1 et des habitats d'espèces des Annexes 2 et 3 ».

Un cadastre des biotopes, disponible en ligne⁷, a été réalisé sur la totalité du territoire, aboutissant à la protection de 2.900 ha de prairies maigres de fauche. Un http://www.environnement.public.lu/conserv_nature/dossiers/Cadastre_des_biotopes/cadastre_bi

⁷

http://map.geoportail.lu/theme/emwelt?bgLayer=topo_bw_jpeg&version=3&zoom=17&X=656492&Y=6398952&lang=fr&layers=364&opacities=1

[otopes_milieus_ouverts/guide_orientation_-_Leitfaden_PDF.pdf](#)(Leitfaden⁸) a été élaboré en collaboration avec les services de l'agriculture afin de définir la gestion normale qui garantit le maintien des biotopes, mais aussi les actions à éviter qui risquent d'entraîner la destruction, la détérioration ou la dégradation des biotopes. Il est à noter que la base légale utilisée est la Directive responsabilité environnementale (2004/35/CE). Cette Directive permet aux états membres de prendre des mesures préventives ou réparatrices en cas d'atteinte aux Habitats d'Intérêt Communautaire (HIC). Faute d'avoir défini clairement les actes autorisés ou interdits, la question au Grand-Duché sera de voir quelle suite sera donnée en cas de constat de dégradation d'une prairie maigre de fauche.

En Allemagne, la conservation de la nature est une compétence régionale. La base légale commune reste l'article 33 de la loi fédérale sur la conservation de la nature, qui interdit toute dégradation d'un habitat Natura 2000 dans un site.

4.2. Actions et bonnes pratiques de gestion et restauration déjà entreprises

4.2.1. En Wallonie

- 1) Dans le cadre du programme MAE, le GIREA a produit en 2004 un document technique (non-publié, détails voir annexe 1) qui analysait au cas par cas l'évolution de la végétation dans une série de parcelles sur lesquelles étaient appliquées des mesures « fauche tardive » et « fauche très tardive » dans les 4 districts phytogéographiques wallons (région limoneuse, Ardenne, Fagne-Famenne, région jurassique). Même si ce travail n'avait pas encore une portée scientifique par manque de répétitions et d'analyses statistiques, il constitue cependant une des premières évaluations concrètes des MAE sur un certain nombre de parcelles suivies par les conseillers. Les principaux enseignements qui en avaient été tirés sont les suivants :
 - Dans les parcelles qui étaient déjà des parcelles fortement intensifiées au départ, les mesures agri-environnementales n'ont pas permis d'améliorer significativement l'intérêt botanique de la parcelle
 - Dans les parcelles déjà diversifiées et présentant une flore plutôt oligotrophe au départ, les mesures agri-environnementales ont au minimum permis de maintenir cette biodiversité, sauf en cas de pâturage en arrière-saison qui a parfois fait régresser les espèces de prairies de fauche.
 - Dans les parcelles d'intérêt biologique plus intermédiaire au départ, un pâturage ou l'ajout d'engrais au cours du temps a plutôt amené une dégradation de la composition botanique et a contrario un arrêt des fertilisations et du pâturage intensif n'a pas débouché sur une composition botanique plus diversifiée.
- 2) Les surfaces qui sont engagées en MAE sont essentiellement des prairies ou des pâtures humides où une intensification est difficilement envisageable. Les prairies maigres de fauche, par leur localisation sur des « bons » sols et leur caractère fauchable, restent perçues comme

8

http://www.environnement.public.lu/conserv_nature/dossiers/Cadastre_des_biotopes/cadastre_biotopes_milieus_ouverts/guide_orientation_-_Leitfaden_PDF.pdf

de bonnes terres et donc, sont plus difficilement engagées en MAE. La pérennité de cet engagement reste également un facteur limitant, surtout en cas de changement d'exploitant.

3) Plusieurs synthèses des essais de restauration de prairies maigres de fauche dans le cadre du programme LIFE « Prairies bocagères » ont été réalisés sous la supervision de Thibaut Goret.

- La première a fait l'objet d'un TFE (septembre 2016) par Ophélie Ribod dans la région naturelle de la Fagne-Famenne.

L'analyse des résultats montre que les parcelles ont toutes vu une amélioration de leur qualité floristiques (augmentation des recouvrements et/ou du nombre des espèces caractéristiques), y compris dans les parcelles témoins, c'est-à-dire celles où seul un changement de régime de fauche a été appliqué (intensification du régime de gestion en partant d'une fauche tardive à partir du 15 juillet avant la mise en place des essais, puis au minimum 2 fauches à partir du 15 juin pendant les essais). De même, les meilleurs résultats ont été obtenus lorsqu'il y avait un travail préalable du sol (hersage léger) ce qui a eu comme effet d'ouvrir le couvert végétal et permettre la germination de graines déjà présentes dans la banque de graines.

Un résultat encore meilleur a été noté lorsqu'en plus on ajoutait un semis de graines moissonnées. Il faut cependant noter que ces résultats ne donnent un aperçu des essais qu'après seulement 2 années de traitement et qu'un suivi sur un plus long terme (au moins 5 ans) serait nécessaire pour avoir une idée des impacts plus durables des différentes techniques utilisées.

- Un autre travail a été réalisé dans le même cadre par un autre étudiant, Vianney Franssens en 2017. Les résultats obtenus vont dans le même sens que ceux d'Ophélie Ribod.

Le nombre d'espèces caractéristiques a augmenté légèrement (+ 2 espèces) dans les parcelles expérimentales dans lesquelles aucun apport extérieur n'a été effectué mais où les méthodes de gestion (diminution du nombre de fauche, passage d'un régime de pâturage à un régime de fauche) ont changé (passage à un régime de 2 fauches, la première le 15 juin et la seconde le 1^{er} septembre), ce qui signifie que ces espèces supplémentaires sont « apparues » suite au simple changement de gestion. Il est très probable que ces « nouvelles » espèces étaient en fait soit déjà présentes dans le couvert végétal en quantité insignifiantes et non-détectées et/ou dans la banque de graines et que le nouveau régime a ouvert le couvert végétal en permettant la germination de nouvelles graines. Pour au moins deux espèces, *Tragopogon pratensis* et *Crepis biennis*, qui ont des graines qui sont transportées par le vent, on peut aussi penser qu'elles ont colonisé les parcelles pendant les essais.

- Un troisième travail a été réalisé par Maïké Dellicourt (août 2019)

Même si comme le précise l'auteure, le nombre d'essais ne permet théoriquement pas de conclusions statistiquement fiables, le travail démontre cependant l'efficacité de plusieurs méthodes de restauration sur une période de 6 ans et sur une surface de 162,5 ha dont 87% de la surface initiale a vu son état de conservation s'améliorer pendant la période d'étude. Dans les parcelles qui ont fait seulement l'objet d'un changement de régime de fauche (2 fauches), 76,2% de la surface restaurée a évolué d'au moins un échelon (par exemple état de conservation initial C, passé en état B après 6 ans). Pour la technique de restauration par épandage de foin, 100% de la surface restaurée a évolué d'au moins un échelon. Pour la méthode de restauration par semis, 92,1% de la surface restaurée a évolué d'au moins un niveau.

Quelle que soit la méthode, l'étude montre aussi l'importance du facteur temporelle pour que l'état de conservation montre une amélioration (minimum 2 ans et idéalement 5 ou 6 ans). L'étude montre aussi que plusieurs paramètres permettant de mesurer plus précisément l'état de conservation des prairies restaurées ont été améliorés avec le temps et cela quelle que soit la méthode de restauration : richesse spécifique, nombre des espèces caractéristiques de l'habitat.

- 4) Dans le cadre du programme agro-environnemental wallon, un suivi de 31 parcelles sous contrat MAE a été réalisé au cours du temps pour évaluer l'impact sur la flore de la mesure « fauche tardive » (Mesure agro-environnementale MC4) (Piqueray J. & al., 2016).

Les résultats montrent qu'il y a eu peu de changement dans la plupart des parcelles quant à la composition botanique (présence/absence des espèces). Par contre, les recouvrements ont fort varié en 5 ans. Ainsi les dicotylées (*Leucanthemum vulgare*, *Lotus corniculatus* et *Centaurea jacea*) et les graminées typiques des sols oligotrophes (*Avenula pubescens* et *Festuca rubra*) ont eu tendance à augmenter leur recouvrement, tandis que les graminées à fort pouvoir compétitif (*Holcus lanatus*, *Phleum pratense* et *Alopecurus pratensis*) ont eu tendance à diminuer. D'autres indicateurs montrent que des espèces typiques d'un pâturage intensif (*Rumex crispus* et *Ranunculus repens*) ont diminué en termes de recouvrement en 5 ans.

Par contre, certaines prairies (les plus dégradées) n'ont pas présenté d'améliorations significatives. Ce sont surtout les prairies qui étaient dans un état intermédiaire de conservation qui ont présenté une amélioration en 5 ans. Enfin, le régime de fauche tardive sans fertilisation a vu régresser certaines espèces caractéristiques du 6510 (*Arrhenatherum elatius*, *Trisetum flavescens* et *Heracleum sphondylium*) au profit d'espèces plus oligotrophes (*Anthoxanthum odoratu* et *Festuca rubra*).

- 5) Luxen P., Landercy F. (2004) : Fauche très tardive d'une prairie sub-montagnarde à géranium des bois –Alchemillo-Trisetum. Mesures agri-environnementales et évaluation de la flore. Actes des Journées de l'AFPF, 23 et 24 mars 2004, p198-199.

Les auteurs rapportent ici le résultat d'essais de fauche très tardive (à partir du 15 juillet) sur une parcelle non-fertilisée et exploitée de manière très extensive depuis plus de 15 ans (prairie à fenouil des Alpes). Sur cette parcelle ont été réalisées des fertilisations (lisier et fumier) en plus de la fauche très tardive. La richesse spécifique n'a pas changé dans les différents essais mais bien les abondances relatives sur les essais fertilisés. Il apparaît en effet que la fauche très tardive avec fertilisation induit une dominance du géranium des bois après 5 ans. Ceci est dû au fait que l'espèce accomplit son cycle de reproduction et semble bien profité de la fertilisation. Il faudrait sans doute faucher plus tôt. La production est aussi plus importante dans les parcelles fertilisées (hauteur de la végétation de \pm 80 à 90 cm contre 60 cm dans les parcelles témoins).

- 6) LIFE Herbages

Au cours des saisons de végétation 2013 et 2014, 55 prairies maigres de fauche totalisant 121 ha et faisant partie de réserves naturelles ont fait l'objet d'une évaluation de leur état de conservation dans le cadre de l'action A5 du LIFE Herbages. Pour chaque parcelle, l'historique de la gestion a été obtenu auprès des gestionnaires, aboutissant à classer ces prairies en quatre types :

- Des prairies qui étaient en bon état de conservation lors de leur acquisition, et qui étaient gérées en fauche tardive, sans engrais, le plus souvent avec un financement MAE (25 ha) ;

- Des prairies qui étaient en mauvais état de conservation lors de leur achat et pour lesquelles uniquement une extensification des pratiques de fauche a été réalisée, sans apport de graines donc (50 ha) ;
- Des prairies restaurées à partir de fonds de bois, broyés, mais sans semis (14 ha) ;
- Des prairies restaurées à partir de fonds de bois, broyés, semés avec des graines cultivées ou moissonnées (32 ha).

Plus de 10 ans en moyenne après leur mise en réserve, les prairies en bon état de conservation présentent toujours toutes un excellent état de conservation, avec en moyenne de près de 10 espèces typiques et un recouvrement moyen de celles-ci de 58,3%.

Les moins bons résultats sont obtenus pour les restaurations sans semis à partir de fonds de bois. 5 à 10 ans après les travaux, aucune des prairies n'arrive au « bon » ni au « moyen » état de conservation. Le nombre moyen d'espèces typiques est le plus faible (3), mais c'est surtout le recouvrement qui est très faible.

Au niveau des restaurations par extensification de la fauche, le nombre d'espèces typiques n'est pas mauvais (moyenne 4,5) mais c'est surtout le recouvrement qui reste faible, même après 10 ans de gestion adaptée, suite à la concurrence du couvert en place, qui empêche les espèces typiques de se propager.

Malgré leur jeune âge, les restaurations par semis après broyage présentent des résultats encourageants tant au niveau du nombre d'espèces typiques (moyenne proche de 6) mais surtout du recouvrement moyen des espèces typiques proche de 25%.

L'expérience s'est alors faite à plus grande échelle les années suivantes (2013-2020), **198 ha** ont ainsi fait l'objet de travaux dans l'objectif de restaurer du 6510. Au terme des 7 années (2013-2020), le suivi annuel a mis en évidence que respectivement 29% des surfaces restaurées étaient en état de conservation A, 35% en état de conservation B et 26% en état de conservation C (parmi un échantillonnage de 120 ha). Au départ, les états de conservation de l'ensemble de ces surfaces se ventilaient en 1% en état de conservation A, 2% en état de conservation B et 19% en état de conservation C (les % restants n'étant pas considérés comme du 6510 au départ). Le nombre moyen d'espèces typiques par parcelles est ainsi passé de 0,9 en début de projet à 5,3 en fin de projet, et leur taux de recouvrement de 5,3 à 33,9 %.

Ces résultats sont conformes à la littérature scientifique. En particulier, la publication de Baasch et al. (2016) qui conclut à la nécessité d'ajouter aux graines moissonnées des graines cultivées et à la nécessité d'une préparation adéquate du sol, corrobore nos résultats.

4.2.2 Dans d'autres Etats/Régions Membres

Il existe une abondante littérature sur le sujet de la restauration et des bonnes pratiques agricoles pour les prairies de fauche en Europe. Nous ne reprenons ici que quelques conclusions très générales qui ressortent de la plupart de ces études. Le lecteur intéressé pourra trouver plus de détails dans l'annexe 2.

Tout d'abord, il nous paraît important d'attirer l'attention sur deux faits saillants qui ressortent de la lecture d'une abondante littérature. Le premier est que chaque expérience a un aspect « local » qui est rarement transposable tel quel à la situation wallonne (type de sol - argileux, sablonneux, calcaire - climat nettement continental ou au contraire atlantique, conditions hydrologiques, altitude, etc.).

Ensuite, très peu de protocoles expérimentaux dépassent 3 ou 4 ans, ce qui ne donne aucune idée de l'évolution à plus long terme d'une expérience de changement de pratiques agricoles ou de restauration d'une prairie diversifiée.

Les principaux enseignements qui peuvent être tirés de ces nombreuses expériences sont les suivants.

- 1) Dans le cas de restauration « lourde » c'ad de labour/enfouissement de sol suivi de semis avec des mélanges de graines ciblées sur l'habitat, il y a souvent une tendance à la dominance des graminées par rapport aux dicotylées (Pywell & al., 2002).
- 2) Dans les phases de restauration de prairies diversifiées à partir de prairies intensives, il est très positif de faucher plusieurs fois par an pendant les premières années pour ouvrir le milieu et permettre des germinations d'espèces cibles. Un pâturage contrôlé a les mêmes effets positifs (Smith & al., 2000 ; Kevin & al. 2004, Hofmann & al., 2004 ; Henriette & al., 2016).
- 3) Lorsque la prairie a été longtemps fertilisée, il est difficile d'obtenir une diversité importante. La création de perturbations dans le couvert (hersage, pâturage) peut aider à l'installation d'espèces cibles (Smith & al., 2000) et le semis de graines d'espèces cibles est fortement conseillé (Kevin & al., 2004).
- 4) Dans les prairies qui ont été fertilisées pendant de longues périodes, il faut de nombreuses années pour observer une réelle diminution de la fertilité des sols (au moins 10 ans, Walker & al., 2004).
- 5) Les pratiques agri-environnementales permettent de perpétuer les anciennes méthodes de gestion qui ont conduit à la formation de prairies diversifiées, mais pas souvent de restaurer des parcelles intéressantes à partir de parcelles intensives (Critchley & al., 2003).
- 6) Parmi les différentes techniques utilisées pour ré-ensemencer des prairies, le semis de graines est nettement plus favorable que les épandages de foins issus de parcelles riches en diversité (Baasch & al., 2016).

5. Objectifs stratégiques et opérationnels

5.1 Objectif et cadre généraux

L'objectif général poursuivi par ce plan d'action est l'atteinte de l'état de conservation favorable en Wallonie dans les deux régions biogéographiques (atlantique et continentale) de l'habitat 6510 « prairies maigres de fauche de basse altitude » et de l'habitat 6520 « prairies de fauche montagnardes » (Directive 92/43/CEE). Le cadre le plus général est donc le texte de la Directive à partir duquel la Wallonie a fixé ses objectifs de conservations wallons (objectifs réalistes à atteindre d'ici à 2025). Le principal outil de planification existant pour atteindre ces objectifs est le Plan d'Action Prioritaire.

Objectifs de conservation wallons

Au niveau régional wallon, l'Arrêté du Gouvernement Wallon du 1^{er} décembre 2016 fixant les « objectifs de conservation » pour le réseau Natura 2000 (M.B. 22.12.2016), prévoit pour l'habitat 6510 en Natura 2000 un objectif d'augmenter les surfaces occupées par l'habitat 6510 de 200 ha en zone continentale, de 30 ha en zone atlantique et d'en améliorer la qualité⁹. L'objectif pour l'habitat 6520 est d'augmenter la surface de 50ha.

L'article 2 de l'arrêté du gouvernement wallon précise en outre que d'ici 2025, ces objectifs de conservation consistent, dans les sites Natura 2000, en :

⁹ <http://environnement.wallonie.be/legis/consnat/natura170.html>

- du point de vue quantitatif, maintenir l'aire de répartition naturelle et les superficies d'habitat qui existaient au moment de la sélection des sites et les restaurer dans la mesure fixée en Annexe I.1 ;
- du point de vue qualitatif, maintenir et améliorer la qualité des habitats visées au point a) dans la mesure fixée en Annexe I.1.

Cadre d'Action Prioritaire

Enfin, le cadre d'Action Prioritaire pour la Wallonie, prévoit au minimum de ralentir la disparition des parcelles d'habitats encore existantes ainsi que leur intensification, à l'aide des mesures suivantes :

- création de zones protégées, éventuellement couplée à l'achat de terrains ;
- utilisation d'incitants financiers;
- mise en place d'actions de restauration par différentes techniques dont l'extensification des pratiques, le semis d'espèces cibles, l'étrépage.

Idéalement, l'ensemble de ces mesures devrait permettre de revenir aux surfaces telles qu'elles existaient lors de l'entrée en vigueur de la Directive en Belgique, c'est-à-dire en 1994, et de maintenir voire d'améliorer la qualité de l'habitat (structures et fonction, connectivité).

5.1.1 Objectif stratégique 1 : maintien des surfaces existantes de l'habitat à l'échelle biogéographique

Le maintien des surfaces de prairies maigres de fauche existantes dans et en dehors du réseau Natura 2000 vise à éviter la poursuite du morcellement de l'habitat qui est l'une des causes de son mauvais état de conservation. Le paramètre « aire de répartition » (= **Range**) de l'habitat qui entre également dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats risque a priori moins de changer de statut (il a été jugé « favorable » lors du rapportage de 2013) puisque pour changer de valeur, il faudrait que l'habitat disparaisse complètement d'au moins un des carrés de la grille officielle européenne (10x10km). Cependant, même si ce cas de figure est peu probable dans certaines régions comme la Fagne-Famenne ou la Lorraine où la densité de prairies est encore élevée, cela pourrait se produire dans des carrés situés dans d'autres régions naturelles (Hesbaye, Ardenne et même Condroz) et cela même si l'habitat est souvent au moins présent sur des surfaces marginales comme des bords de voirie.

Cet objectif stratégique est d'autant plus important que l'on n'a cessé de constater des pertes de surface au cours des 10-15 dernières années. Ainsi en vue du rapportage 2013, un contrôle effectué en 2012 sur des parcelles cartographiées à l'intérieur du réseau entre 2005 et 2007 et totalisant une surface de 188 ha a montré que plus d'un quart (26,7%) des surfaces d'habitat avait disparu. Ces données ainsi que d'autres sources (mise à jour des Standard Data Forms, cartographie des prairies de Lorraine) indiquent un taux de régression alarmant des surfaces de cet habitat dont les causes principales sont la plus grande précocité et l'augmentation de la fréquence des fauches, phénomène étroitement combiné aux apports plus importants d'engrais (voir notamment Zeichmeister & al., 2003 où on montre la relation très négative entre la richesse spécifique et le nombre de fauches) (surtout lorsqu'il y a plus de 3 fauches/an). Cette intensification des pratiques conduit en l'espace de quelques années à un changement radical de la composition botanique des prairies qui finissent par ne plus correspondre à la définition européenne de l'habitat 6510 ou 6520. Les fauches de plus en plus précoces ont en particulier été rendues possibles par la technique de l'ensilage qui permet des fauches lorsque la végétation est encore jeune et pas nécessairement sèche. On notera enfin que ces fauches précoces et fréquentes ont des conséquences catastrophiques pour l'avifaune du milieu agricole.

Le taux de disparition des prairies est également à attribuer à la mise en culture d'une parcelle d'habitat (interdit à l'intérieur du réseau Natura 2000 sauf dérogation), phénomène qui paraît plus rare mais qui

d'après les contrôles effectués en 2012 serait quand même de l'ordre de 10% des surfaces perdues en 5 ans.

5.1.1.1 Objectif opérationnel 1 : maintenir les surfaces actuelles de l'habitat en Natura 2000

La conservation des surfaces existantes d'habitat de l'Annexe I dans les sites Natura 2000 désignés à cet effet constitue la seule obligation de la Directive Habitats à laquelle une date précise est associée : dès la désignation du site. De manière à remplir cette obligation différentes dispositions ont été prises, dont la principale est l'adoption par le Gouvernement Wallon des « Arrêtés de Désignation » (« AD »), dont les derniers sont entrés en vigueur le 1^{er} janvier 2018. Il faut cependant noter qu'entre le début de la cartographie des sites en 2003-2005 et l'adoption des arrêtés, près de 15 ans se seront écoulés, et ce même si un régime de protection provisoire a été prévu via le CWATUPE dont l'objectif était d'éviter la destruction pure et simple (par labour principalement en ce qui concerne l'habitat « prairies de fauche ») des parcelles d'habitats. Cependant, le suivi de parcelles en Lorraine en l'espace de 10 ans indique que le régime préventif (CWATUPE) n'a pas permis d'éviter la dégradation par intensification agricole des parcelles d'habitats pendant toutes ces années. Les mesures de protection prévues dans les AD et contenues plus spécifiquement dans les Unités de Gestion « UG2 » fixent un cadre plus strict qui vise à éviter l'intensification agricole, mais qui ne permettra pas dans un certain nombre de cas de réparer les pertes subies par intensification agricole. Dans ces situations des actions de restauration plus actives sont à envisager (voir point 5.2.2).

Comme les AD ne font que limiter les actes susceptibles de dégrader l'habitat au sein des sites Natura 2000 et qu'ils n'obligent en rien à poser des actes de gestion ou de restauration (par exemple les mesures interdisent de faucher avant le 15/06, mais elles n'obligent pas à faucher), les actions suivantes sont proposées.

Action 1 => Informers les agriculteurs pour encadrer la mise en œuvre des Arrêtés de Désignation (AD). L'adoption des AD s'étant fait progressivement, il s'est dans tous les cas passé plusieurs années entre l'information fournie aux agriculteurs sur les contraintes liées aux différentes Unités de Gestion via l'enquête publique et la mise en application effective de ces mesures. Il est heureusement prévu que les agriculteurs reçoivent un nouveau courrier au début de l'année 2018 pour les informer des dispositions qui entreront en vigueur avec la publication des Arrêtés de Désignation. Ce courrier sera accompagné d'un guide pratique et les incitera à contacter Natagriwal pour avoir des explications plus personnalisées sur les différentes mesures et subsides (primes agri-environnementales ou MAE) auxquels ils pourront avoir droit. L'expérience montre en effet qu'un contact personnalisé, au moins pour les agriculteurs fortement impactés, est nécessaire.

Action 2 => Mettre en place un meilleur contrôle des UG2 au niveau du Département de la Nature et des Forêts (DNF). Les contrôles du Département de la Nature et des Forêts sont actuellement à l'initiative des Cantonnements. Ces contrôles se font donc sur une base non-obligatoire et non-systématique et exigent une bonne circulation de l'information : carte des Unités de Gestion, mais aussi des MAE en cours, celles-ci pouvant être dérogatoires aux mesures particulières. D'éventuels engagements pris lors de la médiation sont également à transmettre. Par ailleurs, une partie des agents de triage sont réticents à organiser des contrôles, par manque de connaissance des enjeux agricoles, suite au mauvais suivi par les tribunaux, par crainte des conflits humains locaux que ces contrôles entraîneraient. Une coordination par les Directions et les services centraux, des formations ciblées, une intégration de l'information Natura 2000 dans les carnets de triage seraient donc nécessaires.

Action 3 => Afin de répondre notamment à l'action 2, il serait essentiel de mettre sur pied un système d'information intégré à l'échelle de la DGO3 à destination du DNF, du DEMNA, du Département de la

Police et des Contrôles (DPC), du Département des Aides (DA) et de Natagriwal notamment, afin que chacun de ces intervenants puisse avoir accès en temps réel à toutes les informations réglementaires et contractuelles liées à une parcelle ou à un exploitant. Actuellement, en effet, ces différentes informations sont fortement délocalisées dans les différents services concernés. Il est à noter que ce type de plateforme informatique prévue par le LIFE intégré (Action E4).

Action 4 => Dans le même ordre d'idée, il est souhaitable d'améliorer le suivi des infractions à la Loi sur la Conservation de la Nature. Actuellement, seule, une faible part des destructions d'habitat fait l'objet d'un procès-verbal et une part encore plus faible fait l'objet d'une sanction avec remise en état du site. Au moment où les Arrêtés de Désignation rentrent en vigueur, un important travail d'évaluation et d'amélioration du dispositif reste à effectuer.

Action 5 => Veiller à une meilleure mise en œuvre de la conditionnalité par le Département de la Police et des Contrôles (DPC). Au vu de l'expérience accumulée ces dernières années, il est nécessaire de faire en sorte que la destruction d'un habitat N2000 soit sanctionnée dans le cadre de la conditionnalité.

La conditionnalité est contrôlée à raison de 1% des exploitants chaque année, les MAE ou les surfaces à raison de 5% par an. Dans ces 5%, 3,5% sont basés sur une analyse de risques, et le reste (1,5%) est contrôlé de manière aléatoire. Le problème principal est la définition de ce qu'est l'analyse de risques : il faudrait donc veiller à une mise en œuvre des contrôles sur la Conditionnalité qui soit mieux répartie en fonction des risques objectifs de fraude au niveau des exploitants.

Il est évident que la conditionnalité représente actuellement l'outil le plus puissant pour sanctionner des destructions d'habitats dans les sites, en permettant de retenir directement une part des aides, sans passer par une décision de justice. Il est donc essentiel que des séances d'information avec le DPC soient organisées et des propositions techniques soient formulées afin d'optimiser l'efficacité des contrôles de la Conditionnalité.

Action 6 => Assurer le suivi de l'état de conservation des surfaces de prairies maigres de fauche dans les sites. Ce qui signifie finaliser les cartographies détaillées y compris les états de conservation, actualiser l'information par des passages périodiques sur toutes les parcelles ou sur un échantillon de celles-ci, mettre à jour les Standard Data Forms, disposer d'un outil informatique permettant l'analyse des données récoltées et le suivi temporel des états de conservation.

Action 7 => Même si les habitats sont en principe mieux protégés à l'intérieur qu'à l'extérieur du réseau, il serait utile d'acquérir et/ou de mettre sous statut de protection des parcelles d'habitats d'intérêt biologique exceptionnel ou non. Il est d'ailleurs intéressant de rappeler que le paragraphe 2 de la Loi sur la Conservation de la Nature en Wallonie (6/12/2001) prévoit explicitement l'achat de terrains en vue d'atteindre la réalisation des objectifs de la Directive (« *Des biens immobiliers peuvent être acquis par voie d'expropriation pour cause d'utilité publique en vue de la réalisation des objectifs de la section 3* »).

Sur base des connaissances actuelles (DEMNA, Natagriwal, autres sources), il sera proposé de mettre sous statut de protection fort et/ou d'acquérir au moins 150 ha (dont au moins 15 ha déjà prévus à l'acquisition via le LIFE BNIP en dehors du réseau).

En dehors de cette action précise inscrite dans les programmes LIFE, il existe au moins deux possibilités majeures pour acquérir des terrains via des fonds publics.

- Premièrement, un très important budget est disponible via le PwDR (Plan wallon de Développement Rural). L'opportunité de bénéficier d'un tel financement n'a malheureusement pas encore été saisie par les pouvoirs publics (commune, région,...).
- Deuxièmement, la Wallonie pourrait légalement activer via un « Arrêté du Gouvernement Wallon » la possibilité d'utiliser le droit de préemption prévu dans le Code d'Aménagement du Territoire (sections D.VI, articles 17 à 37). Ce droit de préemption général (et qui est d'ailleurs aussi valable

à l'extérieur du réseau) doit être mis en parallèle à l'article 52 de la loi sur le bail à ferme qui stipule que « *le preneur (= l'agriculteur occupant) ne jouit pas du droit de préemption en cas de vente du bien à une administration publique lorsque le bien est acquis en vue d'être utilisé à des fins d'intérêt général* ». Ce type de préemption n'aurait de plus pas d'impact majeur sur la hausse (continue) des prix des terrains agricoles puisque ces achats ne concerneraient qu'un pourcentage très faible de la Surface Agricole Utile (SAU). A nouveau diverses possibilités existent pour financer ces achats dont le plus important est le PwDR.

Ce type d'actions existe d'ailleurs déjà chez nos voisins luxembourgeois puisque l'acquisition de terrains est explicitement reprise dans le Plan National concernant la protection de la nature 2017-2021 du Grand-Duché de Luxembourg (décision du Gouvernement du 13/1/2017) : « *L'acquisition de parcelles à des fins de protection de la nature par des organismes publics, tels que l'État, les communes ou les fondations d'utilité publique constitue souvent le seul moyen pour obtenir une protection définitive d'un biotope rare ou menacé à long terme* ». Cet article précise même que « *D'un point de vue financier, l'acquisition de fonds est, malgré le prix élevé des terrains, bien souvent plus avantageux que le paiement d'indemnités à perpétuité.* »

5.1.1.2 Objectif opérationnel : maintenir les surfaces actuelles de l'habitat hors Natura 2000.

Les parcelles situées à l'extérieur de celui-ci ne sont pas protégées (sauf exceptions via un statut de Réserve Naturelle par exemple) par la loi et par un Arrêté de Désignation. Comme la Directive Habitats impose cependant aux Etats membres de viser le bon état de conservation de l'habitat partout sur le territoire, les d'actions suivantes peuvent être envisagées.

Action 1 => Préalable indispensable à la plupart des autres objectifs stratégiques, il faut poursuivre et finaliser l'inventaire complet des prairies maigres de fauche sur le territoire wallon, hors Natura 2000, tel que prévu dans le LIFE BNIP (Action C14) pour connaître leur localisation et leur état de conservation. Ce travail est toujours en cours et devra à terme couvrir l'entièreté de la Wallonie.

Action 2 => Informers les exploitants/propriétaires par un courrier de l'existence d'une parcelle d'intérêt communautaire et des moyens de la maintenir en bon état de conservation ou de l'améliorer. Pour les parcelles situées dans le SIGEC, cette action devrait être couplée à une proposition de s'engager dans une MAE (voir action suivante). Pour les autres, une simple information pourrait sans doute éviter des dégradations involontaires. Dans tous les cas, la présence d'espèces intégralement protégées, animales ou végétales, devrait également être signalée dans ce courrier de manière à limiter la disparition/dégradation d'une parcelle.

Action 3 => Assurer la promotion des MAE dans les parcelles. Sur base des parcelles identifiées grâce à l'action 1, transmission des informations du DEMNA à Natagriwal pour enclencher un démarchage des exploitants concernés. La principale MAE qui sera utilisée pour préserver ou améliorer l'état de conservation de parcelles d'habitat est la MC4 (« prairie de haute valeur biologique ») qui sera appliquée sur des parcelles d'habitat dont l'état de conservation a été jugé moyen à bon (nombre d'espèces caractéristiques supérieur à 3 et recouvrement de ces espèces supérieur à 15%). Cette mesure permet en effet de contrôler l'état de la prairie au départ (expertise des agents Natagriwal) ainsi que pendant la durée de la mesure, ce qui n'est pas le cas avec la MAE Mb2 (« prairie naturelle »). De plus, c'est la seule mesure qui permet d'imposer la fauche comme première gestion saisonnière et de garantir un maintien ou une amélioration de l'état de conservation de la parcelle.

Action 4 => Assurer une gestion adéquate des bords de voiries (routes, autoroutes, canaux, voies de chemin de fer, lignes électriques, ...): poursuivre la campagne « bords de route » et

l'information/formation des Directions/Départements concernés (voies hydrauliques, DGO1, etc.). Des réunions techniques et informelles existent déjà depuis plusieurs années en Hainaut et devraient être encouragées ailleurs surtout dans les zones naturelles où l'habitat « prairie de fauche » est naturellement peu représenté (Hesbaye, Ardenne, Condroz).

Action 5 => Identifier des modes de gestion alternative favorisant les espèces des prairies maigres de fauche dans des surfaces existantes de prairies extensives pâturées par des chevaux, pour des jardins naturels, des espaces publics, etc.

Action 6 => Acquisition de terrains et/ou mise sous statut de protection des parcelles d'habitats d'intérêt biologique exceptionnel ou non. Sur base des connaissances actuelles (DEMNA, Natagriwal, autres sources), il sera proposé de mettre sous statut de protection fort et/ou d'acquérir au moins 150 ha (dont au moins 15 ha déjà prévus à l'acquisition via le LIFE BNIP en dehors du réseau). Concernant les possibilités de fonds d'achat, les mêmes remarques peuvent être formulées ici que pour l'action 7 du point 5.2.1.1.

5.1.2 Objectif stratégique 2: restauration de surfaces perdues et création de nouvelles à l'échelle biogéographique

Tout comme l'amélioration de l'état de conservation (voir point 5.2.3), la restauration de surfaces de prairies maigres de fauche ne peut se faire que sur base volontaire. Il faut donc soit développer un incitant après restauration (mesure agri-environnementale de type MC4 par exemple), soit acquérir la maîtrise foncière (location ou achat), et prendre en charge les frais inhérents. Il s'agit ici donc de surfaces qui actuellement ne correspondent plus/pas à l'habitat 6510. Ces acquisitions peuvent être envisagées via différents programmes comme les LIFE Nature (Herbages, Prairies Bocagères, etc.), via les budgets propres de la Région wallonne, via le LIFE BNIP (15 ha prévus en dehors du réseau), ou via les fonds PwDR.

Plusieurs éléments plaident pour la restauration de surfaces perdues de prairies maigres de fauche et la création de nouvelles :

- L'état de conservation favorable de l'habitat suppose des surfaces égales ou supérieures à la surface favorable de référence (« Favourable Reference Area »), laquelle désigne la surface totale de l'habitat considérée comme le minimum nécessaire pour assurer la survie à long terme de l'habitat, au sein de la région biogéographique. La surface de référence devrait inclure les surfaces nécessaires pour la restauration ou le développement des habitats dont la couverture actuelle ne permet pas d'assurer la viabilité à long terme. Elle doit être au minimum la surface de l'habitat lorsque la Directive est entrée en vigueur, 1994 dans le cas de la Belgique. Faute de cartographie ancienne complète, l'estimation des surfaces de prairies maigres de fauche qui prévalait en 1994 en Wallonie peut difficilement être calculée autrement qu'en prolongeant jusqu'à 1994 la dynamique observée entre 2003 et 2017. Comme pendant cette période il a été estimé que la surface totale de l'habitat en Wallonie a diminué d'environ 25% en 6 ans (voir point 5.2.1 plus haut), on peut estimer qu'avec un tel taux de disparition tous les 6 ans on devait avoir une surface théorique totale de 32500 ha en 1994. Ce chiffre pourrait être plus important encore parce que dans les années 90 les prairies fauchées tardivement et fanées étaient beaucoup plus fréquentes. La disparition de ces pratiques s'est faite concurremment au développement de l'enrubannage.
- Au sein des UG2 du réseau Natura 2000, un certain nombre de parcelles ont vu leur état de conservation diminuer par intensification agricole ou ont même disparu (mise en culture). Pour toutes ces parcelles, les mesures de protection prévues dans les UG2 (interdiction de la fauche ou du pâturage avant le 15 juin, pas d'apport d'engrais, pas de travail du sol, aucun herbicide) ne suffiront pas à elles seules pour récupérer une prairie maigre de fauche (concurrence par les

espèces plus compétitives, disparition des populations d'espèces typiques), et un apport de graines sera souvent nécessaire (une fois le niveau trophique revenu à un niveau compatible)¹⁰.

- Enfin, l'état de conservation favorable d'un habitat suppose des populations d'espèces typiques viables à long terme. Dans le cas des prairies maigres de fauche, dont la régression est plus récente que pour les pelouses, marais ou tourbières, la plupart des espèces typiques ne sont pas reprises en liste rouge. Leur statut reste néanmoins hétérogène, avec des espèces qui restent largement distribuées et avec des populations importantes (*Arrhenatherum elatius*, *Heracleum sphondylium*, *Crepis biennis*, ...) et des espèces en situation plus précaire (*Rhinanthus* spp., *Knautia arvensis*, ...). La diversité génétique à l'intérieur d'un site étant plus importante qu'entre sites, surtout sur un territoire restreint comme la Wallonie, l'enjeu est probablement prioritairement d'arriver à des tailles de populations (et donc de parcelles) suffisantes par site (au moins 150 individus) et, là où le paysage est dominé par les prairies permanentes (Ardenne, Lorraine, Fagne Famenne), d'arriver à un réseau écologique fonctionnel compte tenu des distances de dispersion et de pollinisation (1 à 3 km).

Afin de concrétiser cet objectif stratégique, les actions suivantes devraient être envisagées.

Action 1 => Stratégie de restauration. Une fois les données de distribution à l'échelle wallonne connue, il sera possible d'identifier des « hotspots » pour la conservation de cet habitat et de définir des priorités en terme de restauration, dans et en dehors du réseau, de manière à maximiser le bénéfice de conservation associé aux surfaces restaurées. Les différences entre régions naturelles selon leur occupation du sol conduiront également à des objectifs différenciés par sous-région naturelle : grands ensembles cohérents qui deviendront des zones « noyaux » en Fagne-Famenne, Lorraine et haute-Ardenne/maintenir un réseau suffisant de bords de voiries en Hesbaye/en Ardenne maintenir les fonds de vallée humides avec localement des 6510/6520.

Action 2 => Apport de graines ou épandage de foin sur parcelles qui ne sont plus du 6510/6520. Dans le laps de temps qui a séparé la cartographie des sites de l'entrée en vigueur des Arrêtés de Désignation, une part significative des prairies maigres de fauche ont été détruites. Leur restauration passe par la réalisation d'un apport de graines ou d'un épandage de foin moissonné à partir de prairies « sources » riches en espèces et aussi proches que possibles des parcelles à restaurer, et ceci en complément de l'extensification des pratiques de gestion prévues par le statut d'UG2. Dans le cadre du Life Herbages, ces restaurations commencent en général par un fraisage à minimum 10-15 cm de profondeur pour détruire les racines des graminées sociales. Ce fraisage se fait sur minimum 2 largeurs de machines (environ 5 m de large) afin de garantir la mise en lumière et éviter un envahissement par ces mêmes graminées. Les bandes sont espacées d'environ 10 m, dans l'espoir d'une recolonisation complète après 5 ans (dispersion moyenne de graines de 1m/an, cf. expériences en Allemagne).

La définition précise des mesures à prendre (liste d'espèces, nécessité ou non d'une exportation du phosphore ou de l'azote, ...) doit relever d'un diagnostic individualisé. Faute de possibilité légale d'imposer cette restauration, des outils incitatifs devront être utilisés : possibilité d'accéder à la MC4, prise en charge des travaux par le PwDR.

Action 3 => L'identification des prairies sources pour y moissonner les graines conduit à la constitution d'une banque de données de prairies sources avec, par région naturelle, une fiche décrivant la prairie, fournissant les coordonnées de l'exploitant, ... L'expérience des moissons de graines conduit à craindre un impact de celles-ci sur les espèces annuelles, en particulier les rhinanthès. Dans le cadre d'un nouveau projet LIFE (le LIFE Connexions) qui pourrait voir le jour, il est prévu une action pour organiser une base de données "prairies sources", pour favoriser les échanges de graines entre projets de restauration, et ainsi éviter la dégradation des prairies sources. Quant au stock de graines moissonnées par les PwDR et LIFE, jusqu'à présent, il est soigneusement conservé dans les frigos du Comptoir

forestier à Marche-en-Famenne. La société Ecosem a toujours averti de la péremption de certaines graines (notamment les rhinanthès), même en frigo. Dans l'état actuel des connaissances, les acteurs du Life Herbages veillent donc à semer au plus vite après les moissons (1-2 ans maximum).

Action 4 => Tant la restauration que l'amélioration des prairies maigres de fauche nécessite le recours à des semis de graines moissonnées complétées par des graines cultivées (Baasch et al., 2016). En effet, les graines moissonnées seules ne suffisent pas toujours à apporter suffisamment d'espèces typiques, ce pour plusieurs raisons : espèce typique rare, trop basse ou à montée en graine trop hâtive. Grosso modo les graines moissonnées apportent les centaurées, la grande marguerite et les rhinanthès. Des graines cultivées sont parfois nécessaires pour des espèces comme *Leontodon hispidus*, *Knautia arvensis*, *Tragopogon pratensis*, *Geranium pratense*, ... Cette production de graines est encadrée par la Directive Européenne 2008/62 notamment, qui prévoit de définir des zones de provenance et des zones d'origine pour la mise en culture de « variétés de conservation ». La nécessité ou non d'aller plus loin qu'une provenance régionale pour les graines cultivées reste à déterminer, vu l'exiguïté du territoire wallon et l'absence de populations locales prouvées pour les espèces concernées. L'organisation de cette production reste donc à réaliser.

Action 5 => Afin de pallier la disparition de l'habitat, il est primordial de continuer à restaurer des surfaces supplémentaires de prairies maigres de fauche, jusqu'à atteindre la surface favorable de référence. Le financement de cette action repose sur de nouveaux projets LIFE Nature, l'utilisation du PwDR et du budget wallon de la conservation de la nature. Trois types de situation de départ peuvent être envisagés :

- Fond de bois : broyage, hersage, aplanissement puis ensemencement ;
- Prairies intensives : bandes labourées/broyées puis ensemencement (technique peu utilisée dans le cadre des Lifs Herbages et Prairies Bocagères car la plupart des prairies avaient des concentrations en P inférieures à 5 mg/100 gr de sol sec et que dans ce type de situations un broyage/fraisage s'est avéré suffisant).
- Cultures : étrépage puis ensemencement.

Action 6 => La publication d'un guide de bonnes pratiques permettant d'orienter les décideurs de terrain serait à envisager sur le modèle des arbres décisionnels déjà mis en place dans le cadre des LIFE « Prairies bocagères » et LIFE « Herbages » (Goret & Janssens, 2014). Ce type de « guide » pourrait largement s'inspirer de la somme des expériences accumulées par les 2 LIFEs et consignées actuellement dans un document intitulé « Gestion After-LIFE et cahiers des charges des conventions - Grandes règles de gestions pour l'habitat 6510 ».

5.1.3. Objectif stratégique 3: maintien et amélioration des structures et fonctions de l'habitat, y compris la capacité d'accueil pour les espèces typiques

Cet objectif opérationnel recoupe deux éléments de l'état de conservation : les structures et fonctions d'une part, les populations d'espèces typiques d'autre part. Dans le cadre des prairies maigres de fauche, les critères de structure et fonctions portent essentiellement sur une surface suffisante de l'unité d'habitat (évalué à au moins un hectare), la présence d'éléments structurant de type haies, arbres isolés, mares, pierriers, ... ainsi que sur une faible représentation d'espèces liées aux principales perturbations que sont l'eutrophisation et le surpâturage. Au niveau des espèces typiques, le bon état de conservation est atteint lorsque l'on observe au moins 7 espèces avec un recouvrement total d'au moins 50%. Ces seuils ont été validés par un grand nombre de relevés de référence réalisés dans

prairies maigres de fauche de référence. Tant l'évaluation de la gestion récurrente au travers des mesures agro-environnementales que des actions de restauration ont permis de confirmer qu'ils constituent des objectifs réalistes.

La situation de départ reste néanmoins préoccupante avec, sur base du rapport belge de 2013 remis à l'Europe, plus des trois-quarts des prairies maigres de fauche en mauvais état de conservation en Wallonie (« défavorable inadéquat – U1 » ou « défavorable mauvais – U2 »). L'évaluation des restaurations antérieures réalisées tant dans le cadre du LIFE « Herbages » que du LIFE « Prairies bocagères » ont montré que plus de la moitié des prairies du 6510 présentaient un mauvais état de conservation, malgré 20 années de fauchage très tardif. Les paysages agricoles sont actuellement fort dégradés – les prairies maigres représentent actuellement moins de 2% de la SAU – et souvent une contribution par la pluie de graines est aléatoire. La plupart des espèces typiques du 6510 ne forment pas de banque de graines longue durée (maximum 5 ans), la restauration de cet habitat est souvent « seed limited », limitée par la disponibilité en graines. Plus rarement, une gestion très extensive, avec une fauche tous les 2-3 ans, a conduit à une dégradation de l'état de conservation par une dominance progressive des graminées sociales. Globalement, les techniques de gestion récurrentes (fauche tardive) sont au point¹¹, celles de restauration, testées dans le cadre de programmes LIFE, restent à mettre en œuvre à plus grande échelle.

Par ordre de priorité (voir organigramme décisionnel rédigé conjointement par les LIFE « Prairies Bocagères » et LIFE 3Herbages », Goret & Janssens 2014), l'amélioration de l'état de conservation des prairies existantes doit être envisagé d'abord par la seule conséquence de l'extensification des pratiques de gestion (réduction du nombre de fauches, cessation du pâturage en début de saison pour ne le conserver éventuellement que sur le regain, diminution de la fertilisation), lorsque des populations d'espèces typiques subsistent dans la parcelle ou à proximité immédiate et même si elles sont au départ en faible quantité. Ce n'est que lorsqu'un diagnostic a montré que le nombre d'espèces présentes dans ou aux environs immédiats de la parcelle était insuffisant, que l'on doit envisager des méthodes plus intrusives comme un sursemis de graines moissonnées et/ou cultivées (Baasch et al., 2016). Un tel investissement ne doit s'envisager que si des garanties suffisantes sont apportées sur la gestion à long terme de la parcelle, sachant que les contrats MAE ont une durée limitée à cinq ans et que le contrôle des arrêtés de désignation reste à mettre en œuvre. Une stratégie basée sur les réserves naturelles comme zones sources permettant aux espèces typiques de coloniser les prairies voisines semble donc indiquée dans un premier temps.

Action 1 => Sur base des données de cartographie et d'inventaire qui seront à terme disponibles sur l'ensemble du territoire wallon, il est nécessaire de développer une stratégie de restauration. Il s'agit en particulier de déterminer les zones dans lesquelles une priorité doit être mise pour éviter de voir disparaître des prairies, Habitats d'Intérêt Communautaire (HIC) lorsqu'elles sont déjà très rares. Il s'agit aussi de déterminer les prairies en bon état de conservation qui doivent faire l'objet d'une attention particulière pour ne pas perdre leur intérêt biologique (en particulier celles qui ne sont pas situées au sein des Réserves Naturelles ou du Réseau Natura 2000) et qui peuvent également servir de parcelles « donneuses » pour d'autres parcelles à restaurer. Enfin les parcelles à restaurer seulement par changement des pratiques devraient aussi être identifiées.

Action 2 => Pour les prairies concernées, il est primordial d'établir un diagnostic individualisé et de proposer des actions appropriées en application d'un guide de restauration (voire action 4 ci-dessous). Les orientations suivantes pourraient être prises :

- Prairies en état de conservation « A » : ces parcelles doivent en priorité être démarchées par Natagriwal afin de continuer (dans la plupart des cas) la gestion qui y était pratiquée et qui

11

<http://www.graew.be/documents/GRAEW/MAEC%20/02.Travaux%20consultables/2016/2016%20Suivi%20C3%A9volution%20des%20prairies%20de%20HVB.pdf>

explique le bon état de conservation de ces parcelles. Cette démarche devrait aboutir (si ce n'est déjà le cas) à proposer une MAE « MC4 » (prairie de haute valeur biologique).

- Prairies en état de conservation « B » à l'intérieur du réseau N2000 avec beaucoup d'espèces typiques mais avec des recouvrements faibles : faire appliquer le régime de l'UG2 dont le régime permettra d'augmenter les recouvrements des espèces caractéristiques déjà présentes, et inciter l'exploitant à adhérer à une MAE « MC4 » (prairie de haute valeur biologique) en imposant la fauche comme première gestion saisonnière de la parcelle. Il est en effet connu qu'une simple adaptation du régime de gestion permet après quelques années de changer positivement l'état de conservation de la parcelle (voir point 4.2).
- Prairies en état de conservation « B » ayant peu d'espèces caractéristiques: en partant des espèces caractéristiques déjà présentes, envisager prioritairement un changement des pratiques agricoles (première gestion saisonnière de la parcelle par fauche et non par pâturage, diminution, voire arrêt, des fertilisations). Cette adaptation du régime de gestion est elle aussi connue pour favoriser l'augmentation du nombre d'espèces caractéristiques de une ou deux unités (voir point 4.2). Dans les cas où cette adaptation du régime de gestion ne donnerait aucun résultat, il peut être utile d'envisager des techniques plus volontaires de réintroduction de graines (voir point 5.2.3).
- Dans des cas où le système de fauche n'est pas possible pour des raisons pratiques (terrains en pente, terrains humides), une autre option envisageable est la « pseudo-fauche » : on utilise une forte charge en pâturage en juillet pendant une période courte.

Action 3 => Assurer un suivi des restaurations pour améliorer les pratiques de restauration. Bien que la stratégie de restauration et les modalités pratiques sont déjà assez bien connues en Wallonie et à l'étranger suite à des expériences de terrain, il sera très utile de suivre scientifiquement un échantillonnage suffisant de parcelles en voie de restauration pour vérifier l'efficacité des différentes mesures et les réorienter si nécessaire.

Action 4 => Comme déjà dit plus haut, la publication d'un guide de bonnes pratiques permettant d'orienter les décideurs de terrain serait à envisager sur le modèle des arbres décisionnels déjà mis en place dans le cadre des LIFE « Prairies bocagères » et LIFE « Herbages ».

En Natura 2000

Au sein du réseau, le maintien et l'amélioration de l'état de conservation passe par la bonne application de l'UG2 pour les parcelles qui sont en état de conservation A et pour une partie des parcelles qui sont en état de conservation B (beaucoup d'espèces typiques mais recouvrements faibles) et qui grâce à la gestion sont susceptibles de passer en A. Par contre, beaucoup de prairies qui sont en état de conservation C et une partie des prairies qui sont en état B (peu d'espèces typiques mais avec recouvrement importants) devraient idéalement être sursemées au cas par cas en tenant compte des espèces typiques déjà présentes. Un diagnostic par prairie devrait être réalisé pour estimer, sur base des espèces présentes et de leur recouvrement, si le seuil de 7 espèces typiques devrait ou non pouvoir être atteint endéans les 10 ans. L'expérience des projets LIFE permet d'avoir une estimation suffisante du comportement de chaque espèce typique, eu égard à leur capacité tant à se disperser que à s'implanter dans un couvert en place.

Hors Natura 2000

Faute de garantie légale sur le maintien à long terme des prairies situées hors réseau Natura 2000 (et excepté les cas de parcelles protégées), l'amélioration active de l'état de conservation doit se concentrer sur les sites déjà protégés (Réserves Naturelles), sur les bords de voiries (routes, autoroutes, canaux) susceptibles de perdurer à long terme et de jouer un rôle de prairies sources pour les espèces typiques.

Cependant, d'un point de vue stratégique, il pourrait être utile sur base de l'inventaire complet des prairies de fauche (en cours) de délimiter des « zones noyaux » dans lesquelles auraient été mises en évidence des concentrations de parcelles d'habitats en bon état de conservation. Dans ces « zones noyaux » on chercherait à maintenir prioritairement le réseau et la qualité de l'habitat avec comme objectif d'arriver par exemple à 5% de zones centrales (du réseau écologique) en zone agricole au Plan de Secteur (prairies en EC « A »). Ces « zones noyaux » constitueraient de plus des zones privilégiées à partir desquelles des actions de restauration pourraient être envisagées dans leurs environs proches.

5.1.4 Objectif stratégique 4: améliorer la biodiversité associée aux prairies maigres de fauche

Les prairies maigres de fauche sont le territoire de chasse, le lieu de reproduction, la source de nectar/de pollen d'un grand nombre d'espèces de plantes, d'insectes, d'oiseaux, ... dont une partie seulement est soit repris comme espèce d'intérêt communautaire, soit comme espèce typique. Prendre en compte ces espèces tant dans la gestion que la restauration des prairies maigres de fauche contribue également à l'amélioration de la qualité de l'habitat. Cela suppose par exemple d'adapter au cas par cas les techniques de gestion pour réduire la mortalité lors de la récolte du fourrage ou d'assurer une continuité des ressources en nectar en étalant les fauches.

La sensibilisation à partir des données récoltées par le DEMNA dans le cadre du LIFE intégré ainsi que par d'autres acteurs de terrain (autres LIFE, associations de conservation de la nature, Natagriwal, etc.) devrait se faire via le DNF.

5.1.4.1 Objectif opérationnel 4.1: Réduire l'impact des fauches au niveau mortalité des insectes.

Si le taux de mortalité associé à la fauche et à la récolte du fourrage peut être très élevé pour certains groupes d'insectes (jusqu'à 90% pour les orthoptères), il dépend du type de matériel utilisé, de la présence de bandes refuges, d'obstacles naturels, de la taille et configuration des parcelles. Il serait par exemple utile de veiller à ne pas faire de fauche lorsque le temps est frais et humide et de laisser sur place le foin coupé au moins 24 heures pour permettre aux insectes touchés par la fauche de se réfugier sur les bords de la parcelle.

5.2.4.2 Objectif opérationnel 4.2: Améliorer l'offre alimentaire en nectar et pollen

En réduisant le nombre de fauche annuelle (pas plus de 2 fauches/an), on permet à plus de plantes (en particulier les dicotylées) de fleurir et donc de produire du pollen et du nectar pour de nombreux insectes. Ces insectes sont à leur tour la proie d'oiseaux et de chauves-souris, ce qui a donc un impact global positif sur la biodiversité en prairies.

5.2.4.3 Objectif opérationnel 4.3: Renforcer les populations d'espèces patrimoniales associées aux prairies maigres de fauche

Lorsque des espèces d'intérêt patrimonial (espèces rares et souvent associées à des parcelles en très bon état de conservation ou présentes au sein d'un maillage écologique bien développé (*Orchis morio*, *Saxicola rubetra*, ...)) sont présentes, des mesures adaptées et spécifiques devraient être prises comme le retard de la fauche ou l'arrêt de toute fertilisation.

6. Mise en œuvre du plan de gestion (liste des actions et calendrier général)

La seule prospection systématique des prairies de fauche en Région wallonne (et en Belgique) eut lieu dans les années '70-'80 dans le cadre de la production des Cartes d'Evaluation Biologique. Tout le territoire wallon fut ainsi prospecté et cartographié. Malheureusement, et contrairement à la Flandre, seule une petite partie (environ 30%) de ces cartes fut finalement publiée. Ces données sont de plus actuellement largement obsolètes.

Dans le but de mieux connaître la répartition exacte actuelle de ces habitats en Wallonie et en dehors du réseau Natura 2000 (la plus grosse partie des prairies situées à l'intérieur du réseau Natura 2000 ont été cartographiées entre 2005 et 2015), un programme de prospection des prairies a été lancé au sein du DEMNA en 2012 soit un an avant le dernier rapportage européen. Ce programme prévoyait la prospection de carrés de 5x5km répartis aléatoirement (sélection aléatoire par le logiciel Hawth's Tool.3) sur une grille couvrant l'entièreté du territoire wallon et calquée sur la grille 10x10km du rapportage européen. Cent vingt-cinq carrés ont ainsi été prospectés sur les différentes sous-régions wallonnes et les résultats obtenus ont été utilisés pour extrapoler ces surfaces à tout le territoire wallon (sur base des surfaces réellement occupées par les prairies permanentes dans les différentes sous-régions).

Cette première série de prospections était destinée à avoir une première idée des surfaces totales de 6510 et 6520 en Wallonie sur base d'un échantillonnage et de constituer également un « état zéro » pour le monitoring de ces habitats sur le long terme.

En 2014 et en 2015, il a été décidé de continuer l'inventaire de ces prairies en se focalisant sur l'Ardenne et la haute Ardenne, d'une part pour continuer l'inventaire systématique des carrés de 5x5km en dehors du réseau Natura 2000, et d'autre part afin de constituer un jeu de données permettant de mieux circonscrire les 2 habitats en Wallonie. En 2016 et en 2017, dans le cadre du projet LIFE intégré, il a été décidé de poursuivre les prospections des carrés 5x5km sur l'ensemble de la Wallonie, de façon à obtenir au terme du LIFE intégré une couverture complète de la Wallonie.

Comme ce fut le cas pour le rapportage 2019, il est prévu de contrôler les 125 carrés qui ont servi de base de référence en 2012 pour le rapportage, auquel on pourrait ajouter quelques carrés dans des zones limitées à fort enjeu socio-économique (Lorraine). Il est important de préciser que l'entièreté de ces carrés seront parcourus de manière à détecter à la fois d'éventuelles dégradations/disparitions sur les parcelles cartographiées en 2012, mais aussi pour détecter d'éventuelles améliorations sur des parcelles non-cartographiées parce que trop dégradées ou s'écartant trop de la définition de l'habitat au premier passage en 2012. Enfin, les données accumulées depuis la première année de prospection systématique (2012) seront utilisées lors du rapportage 2019 pour affiner les premières extrapolations quant à la surface totale de l'habitat en Wallonie.

Concrètement les paramètres qui seront utilisés pour le monitoring sont :

- A. L'augmentation/diminution des surfaces totales de l'habitat en Wallonie ;
- B. L'évaluation de l'état de conservation par enregistrement des espèces caractéristiques (nombre et recouvrement).

Les valeurs ainsi obtenues pour chacun de ces 2 indices sont ensuite transformées en cotation (de A à C), ces deux nouveaux indices permettant ensuite grâce à des règles simples d'agrégation de définir un état de conservation de chaque parcelle. Récemment il a été mis au point un script informatique permettant d'extraire automatiquement les nombre et recouvrement des espèces caractéristiques des Bases de Données et d'injecter ces valeurs dans la table d'attributs spatiale des cartographies de terrain. Cela permet de connaître instantanément pour chaque parcelle ainsi qu'à l'échelle de l'ensemble des parcelles prospectées le nombre et le recouvrement des espèces caractéristiques, en plus de la superficie.

Ce monitoring permettra également de suivre les résultats de la mise en œuvre du Plan d'Action (démarchage des agriculteurs et suivi des MAE).

7. Recommandations relatives au cadre légal et aux mesures incitatives

Les recommandations relatives au cadre légal se baseront sur l'analyse déjà en cours, consolidée par la sous-traitance prévue sous l'action A13 du Life BNIP. Ces recommandations se baseront en outre sur les résultats des actions 2.2, 7.2 et 8.1.

8. Bibliographie

Rq : ne sont renseignées ici que les références bibliographiques concernant les points 4 à 7. La bibliographie citée dans les points 1 à 3 est directement issue de la publication de Delescaille et al. (2022).

Baasch A., Engst K., Schmiede R., May K. Tischew S. (2016): Enhancing success in grasslands restoration by adding regionally propagated target species. Ecological Engineering, 94: 583-591.

Couvreur J.-M., Peeters A. et Delescaille L.-M., Halford M. et Peeters A. (2021) Tome 5. Les habitats prairiaux et les mégaphorbiaies. In Delescaille L.-M., Wibail L., Claessens H., Dufrene M., Mahy G., Peeters A. et Sérusiaux E. (éditeurs). Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE). Série « Faune – Flore – Habitats » n° 11, Gembloux : 116 p.

Critchley C.N.R., BURKE M.J.W., Stevens D.P. (2003): Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK : a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. Biol. Conserv., 115 : 263-278.

Delescaille L.-M., Wibail L., Claessens H., Dufrene M., Mahy G., Peeters A. et Sérusiaux E. (éditeurs) (2022) Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE). Série « Faune – Flore – Habitats » n° 11, Gembloux : 1028 p.

Goret T., Janssens X. (2014). Lignes directrices pour la restauration de prairies et pelouses. LIFE-Nature « Prairies bocagères » et « Herbages », 26 p.

Henriette J., Dullau S., Baasch A., Tischew S. (2016) : Re-introduction of target species into degraded lowland hay meadows : How to manage the crucial first year ? Ecological Engineering 86: 223-230.

Hofmann M., Isselstein J. (2004) : Seedling recruitment on agriculturally improved mesic grassland : the influence of disturbance and management schemes. Applied Vegetation Science 7 : 193-200.

Kevin J.W. et al. (2004) : The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biol. Conserv. 119 : 1-18.

Luxen P., Landercy F. (2004) : Fauche très tardive d'une prairie sub-montagnarde à géranium des bois –Alchemillo-Trisetum. Mesures agri-environnementales et évaluation de la flore. Actes des Journées de l'AFPF, 23 et 24 mars 2004, p198-199.

Piqueray J., Rouxhet S., Hendrickx S. & Mahy G. (2016) : Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. Conservation Evidence 13: 47-50.

Pywell & al. (2002) : Restoration of species-rich grassland on arable land : assessing the limiting processes using a multi-site experiment. Journal of Applied Ecology, Vol. 39(2): 294-309.

Smith R.S. & al. (2000) : The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow : 8-year field trial. Journal of Applied Ecology, Vol 37(6): 1029-1043.

Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F. (2004) : The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation 119 : 1-18.

Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrбка, T. (2003): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. Biological Conservation 114, 165–177.

Annexes

Annexe 1 : résultats techniques des premières observations de suivi des MAE en Wallonie (document GIREA asbl, non publié)

- **Mesure « Fauche tardive » en Fagne-Famenne et Condroz** (relevés faits en 1998 et 2001).

Dans les prairies de fauche temporaire, on assiste à une augmentation du nombre d'espèces mais à une dominance de *Phleum pratense*, *Lolium multiflorum* et *Holcus lanatus* (qui augmente très fort dans les essais).

Dans les parcelles d'intérêt moyen, un pâturage trop intensif en arrière-saison ou un trop fort taux d'engrais ne font pas évoluer favorablement la composition botanique (par exemple, régression de *Trisetum flavescens*, *Anthoxanthum odoratum*, mais augmentation de *Lolium perenne*, *Bromus mollis*, *Cynosurus cristatus*, *Trifolium repens*). Dans ces parcelles-là, si pas de pâturage intensif et pas d'engrais, on remarque peu de changement. Dans une prairie abandonnée les 2 dernières années, on observe une augmentation de *Holcus lanatus* et *Cirsium arvense*.

Dans les parties les plus intéressantes, peu de changements en l'espace de 3 ans.

Les prairies qui évoluent le mieux sont apparemment celles qui sont situées sur des sols argileux humides et qui ne sont pas fertilisées.

- **Mesure « Fauche tardive, très tardive et mesure compensatoire en zone humide », dans la région jurassique.**

Dans une prairie de fauche, on a observé une légère augmentation de *Cynosurus cristatus* quand il y a eu un pâturage d'arrière-saison. On observe également une augmentation de *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum* et *Rhinanthus minor*. Dans une autre où on a arrêté l'apport d'intrants, on a constaté l'apparition de *Colchicum autumnalis*, d'*Hordeum secalinum*, d'*Agrostis canina*, de *Rhinanthus minor* et de *Filipendula ulmaria* et une diminution des espèces compétitives (*Lolium multiflorum* et *Phleum pratense*). Dans ce cas-ci, *Holcus lanatus* a diminué.

Dans une prairie du *Junco-Cynosuretum*, on a observé une augmentation de *Filipendula ulmaria* et de *Polygonum bistorta*.

Dans une prairie du *Festuco-Cynosuretum*, on a constaté une réduction d'espèces nitrophiles (*Phleum pratense* et *Ranunculus repens*) et une augmentation de *Anthoxanthum odoratum*, de *Holcus lanatus* et de *Rhinanthus minor*.

Dans un autre cas (*Arrhenatheretum* typique), on a relevé la disparition ou une forte régression d'*Arrhenatherum elatius*, de *Leucanthemum vulgare*, de *Briza media*, de *Lychnis flos-cuculi* et de *Heracleum sphondylium*, sans doute à cause du pâturage d'arrière-saison (et une évolution vers le *Festuco-Cynosuretum*). Par contre, beaucoup d'espèces compagnes restent présentes.

- **Mesure « Fauche tardive, très tardive et MCMH » dans les régions d'Ardenne, Haute Ardenne et Herbager liégeois.**

Dans une prairie de l'*Alchemillo-Trisetetum* traitée en pâturage tardif sans engrais, on a pu observer une évolution vers une pâture maigre du *Festuco-Cynosuretum* (diminution de *Trisetum flavescens*, de *Heracleum sphondylium*, de *Trifolium pratense*, de *Sanguisorba minor*, de *Stachys officinalis*, et augmentation de *Festuca rubra*, de *Agrostis capillaris* et de *Anthoxanthum odoratum*). Mais la diversité végétale reste très élevée.

Dans une prairie assez intensive du *Lolio-Cynosuretum* en Haute-Ardenne, sont apparues des espèces des prairies de fauche : *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum sphondylium* et *Crepis biennis*.

Dans une autre prairie du *Crepido-Arrhenatheretum*, a disparu *Phleum pratense* suite à l'arrêt des fertilisations. Dans une autre, disparition de certaines espèces typiques de la prairie de fauche (*Heracleum sphondylium*, *Phleum pratense* et *Crepis biennis*) au profit de *Lolium perenne* et de *Cynosurus cristatus*, à cause du pâturage de l'arrière-saison après la fauche.

Dans une prairie temporaire de fauche à flore très pauvre (7 espèces), on a constaté peu d'évolution si ce n'est l'apparition en petites quantités d'espèces de prés de fauche : *Bromus mollis*, *Festuca pratensis*, *Crepis biennis*, *Heracleum sphondylium* et *Anthoxanthum odoratum* ; mais aussi, l'apparition de *Ranunculus repens*. Les auteurs jugent la MAE peu justifiée dans un cas pareil vu le résultat faible et d'une faible production pour l'agriculteur. Dans une autre prairie de ce type en Ardenne (parcelle labourée, semée), on a relevé l'apparition de *Heracleum sphondylium* et d'*Anthriscus sylvestris*, mais aussi une augmentation de *Holcus lanatus* et de *Phleum pratense*.

Dans deux pâtures intensives ardennaises, on décèle peu de changement (type de sol, taux de phosphore, prairie en rotation de cultures comme à Houffalize ?). Dans certaines d'entre elles, on observe seulement l'apparition de *Heracleum sphondylium*.

Dans une parcelle intéressante (*Succiso-Molinietum*), la MAE permet au moins le maintien de la richesse botanique : apparition de *Carex echinata* et de *Luzula multiflora* ; mais quand même disparition de *Succisa pratensis* et progression de *Cynosurus cristatus*, espèce typique des pâtures. Certaines parcelles qui n'étaient plus sous contrat lors du second relevé ont visiblement été ressemées (co-dominance de *Phleum pratense*, de *Festuca pratensis* et de *Poa pratensis* par exemple).

Dans une parcelle du *Meo-Trisetetum*, on a pu observer le bon maintien de la diversité et des espèces végétales intéressantes et typiques (même s'il y a diminution –significative ?- de l'abondance de *Meum athamanticum*, de *Sanguisorba officinalis*, de *Alchemilla xanthochlora* et de *Centaurea nigra*).

Enfin, une prairie rattachée au *Festuco-Cynosuretum* en 1998 a évolué vers le *Crepido-Arrhenatheretum* en 2002 : augmentation de *Trisetum flavescens*, de *Trifolium pratense*, de *Crepis biennis*, de *Anthoxanthum odoratum*, de *Polygonum bistorta*, de *Sanguisorba officinalis* et de *Alchemilla xanthochlora* ; par contre, diminution de *Achillea millefolium*, de *Agrostis capillaris* (apparemment favorisé par le pâturage mais pas par la fauche), de *Cerastium fontanum*, de *Holcus mollis* et de *Ranunculus repens*.

Annexe 2 : résumés techniques de quelques expériences de restauration de prairies à l'étranger.

Pywell & al. (2002) : Restoration of species-rich grassland on arable land : assessing the limiting processes using a multi-site experiment.

Les auteurs ont testé plusieurs techniques culturales sur d'anciens sites agricoles (champs de céréales) dans le but de tester la possibilité de restaurer de prairies diversifiées. Ces prairies avaient auparavant été fertilisées avec des fertilisants minéraux (P, N, K et Mg).

- Un enfouissement « profond » (30 à 40 cm) de la couche supérieure du sol provoque dès la première année une forte diminution des teneurs en P et K disponibles dans les 5 premiers cm du sol (effet de dilution avec les couches inférieures et d'enfouissement). Cependant, les taux ainsi obtenus sont toujours largement supérieurs (P : 25,7 mg/l ; K : 179,7 mg/l) à ceux d'une prairie non-fertilisée (P : 11,1 mg/l ; K : 49,2 mg/l). De plus, au bout de 4 ans, les prairies à enfouissement « superficiel » montrent un taux aussi bas pour ces deux éléments que dans les prairies à enfouissement « profond ». Ceci peut être expliqué par le lessivage progressif, l'action redistributive des micro-organismes et des racines des plantes. Le taux d'azote a un peu diminué, mais ils ne savent pas très bien comment l'interpréter.
- Dans les parcelles à enfouissement « profond » et semées par un mélange varié, les plantes non-semées sont rares, ce qui est expliqué par le fait que l'enfouissement à 30 ou 40 cm empêche la germination des graines locales (besoins en lumière). La proportion des dicotylées semées est importante aussi, sans doute parce qu'elles n'entrent pas en compétition avec les plantes locales (dont les graines ont été enfouies).
- Les parcelles les plus riches en espèces « désirables » (celles qui se rapprochent de la communauté végétale potentielle) sont celles qui ont été semées avec un mélange riche en espèces. Cependant, il est difficile de tirer des conclusions, ne fût-ce que parce que l'expérience ne s'est faite que sur 4 ans. Il semble que la restauration à long terme dépende de la disponibilité en graines du terrain ou des terrains adjacents. Les terrainsensemencés pourraient d'ailleurs jouer un rôle de centre de dispersion pour les terrains adjacents.
- L'utilisation d'un semis de « protection » la première année (par *Lolium multiflorum*, fauchée début juin) pour « occuper le terrain » et empêcher la domination d'autres graminées compétitives, donne des résultats non-recherchés : diminution de la diversité, prédominance de l'espèce semée. Ces résultats sont donc décevants par rapport à ce qui est pratiqué en milieu forestier.
- Dans les parcelles semées, les graminées sont nettement plus persistantes que les dicotylées. Les quelques dicotylées qui se sont installées et maintenues avec succès sont des plantes vivaces, à port élevé, à large amplitude écologique et à système racinaire bien développé (par exemple, *Achillea millefolium* et *Leucanthemum vulgare*). Ces espèces produisent aussi typiquement des graines assez grandes, longévives et à taux de germination élevé. Les espèces semées dont l'abondance a augmenté avec le temps et qui ont colonisé des terrains adjacents sont des espèces qui produisent leurs graines avant la fauche du mois de juillet (par exemple *Hypochoeris radicata*, *Lotus corniculatus* et *Leucanthemum vulgare*). L'auteur dit que des espèces comme *Helianthemum nummularium* dont les graines possèdent une capacité de dormance élevée grâce à leur protection (« hard-coat dormancy »), pourraient bien être avantagées sur le long terme.
- Enfin, il dit que les communautés obtenues dans tous les essais n'ont pas une très bonne ressemblance avec les communautés « potentielles », sauf dans le cas de mélanges diversifiés avec enfouissement profond préalable et en conclut que le principal facteur limitant est plutôt la disponibilité locale en graines, et moins les taux rémanents de fertilisants.

Smith R.S. & al. (2000) : The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow : 8-year field trial.

- Les auteurs rappellent que le pâturage crée dans le gazon des trous favorables à la germination de plantes, et que l'un des facteurs limitant est la ressource en graines. Comme ils trouvaient délicat d'interpréter des résultats fluctuants d'une année à l'autre, ils ont opté pour une analyse multifactorielle de leurs données.
- Après 6 ans d'expériences, les parcelles qui sont devenues les plus riches en espèces sont celles qui ont été semées avec un mélange de graines, en combinaison avec un pâturage au printemps et en automne, et une fauche le 21 juillet (et plus particulièrement : *Trifolium repens*, *T. pratense*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata*, *Prunella vulgaris* et *Leontodon hispidus*). Les parcelles les plus pauvres sont celles qui sont fauchées le 14 juin, pâturées seulement au printemps et qui n'ont pas reçu de mélanges de graines.
- Un pâturage au printemps et une fertilisation minérale favorisent *Poa trivialis* et *Alopecurus pratensis*.
- Une fauche au 1er septembre favorise *Rumex acetosa* et *Trisetum flavescens*.
- *Rhinanthus minor* est défavorisé par les fertilisants, mais favorisé par un pâturage mixte au printemps et en automne (mais pas par un pâturage uniquement printanier). Statistiquement, son abondance est corrélée à une augmentation de la biodiversité dans les parcelles et à une diminution de la productivité de la parcelle. C'est une espèce annuelle qui produit ses graines début juillet. Ses graines restent au repos pendant l'hiver. Un fauchage trop précoce (début juin) empêche la montée en graines. Les auteurs disent aussi que *Rhinanthus minor* peut faire des ravages en affaiblissant même des espèces « compétitives » et en créant ainsi des « trous » dans le tapis végétal favorable aux dicotylées. Cet effet « *Rhinanthus* » ne semble pourtant pas stable au cours du temps.
- Les auteurs insistent aussi sur le fait qu'un simple arrêt de la fertilisation réduit rapidement la productivité mais n'augmente pas la biodiversité. Pour cela, il faut combiner cette mesure avec des facteurs perturbants comme un pâturage ou un fauchage « appropriés ». Ils disent aussi que même si on réduit à la longue le taux de fertilisants dans le sol, la biodiversité n'augmente pas nécessairement, et que dans leurs exemples, ils ont obtenu des prairies diversifiées sur des sols assez enrichis, mais avec des traitements « perturbateurs ». Deux espèces ne sont cependant pas réapparues, probablement à cause de la trop grande fertilité du sol : *Briza media* et *Succisa pratensis*.
- Les auteurs concluent en disant qu'aucun des relevés n'est arrivé à un stade vraiment proche de la communauté végétale potentielle. Selon certains auteurs, même les techniques les plus favorables (cf. ci-dessus) ne feraient qu'initier le phénomène, la restauration complète de la végétation potentielle (ici une pelouse calcaire à partir d'une terre utilisée pour l'agriculture) pouvant prendre plusieurs décennies, et à condition qu'il y ait des banques de graines proches.

Kevin J.W. et al. (2004) : The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biol. Conserv. 119 : 1-18.

Ces auteurs passent en revue et analysent différents projets de restauration de la biodiversité en prairies notamment via des techniques visant à diminuer la fertilité du sol.

Ils rappellent qu'un sol qui a été longtemps fertilisé peut s'avérer néfaste pour une tentative de restauration parce que la fertilité du sol peut faire dominer une ou deux espèces non-désirées, même si on a ressemé un mélange fleuri. Bien que cela ne soit pas encore bien connu, il semble également que la flore mycorrhizienne du sol joue un rôle essentiel dans le recyclage des éléments nutritifs et que les pratiques d'agriculture intensive changent profondément cette flore (diminution du taux de mycorhizes par rapport au taux de bactéries).

En comparant les résultats de diverses études, ils attirent l'attention sur le fait que la diminution de la fertilité (et la diminution importante des espèces compétitives comme *Lolium perenne*, *Holcus lanatus* et *Elymus repens*) sont nettement mesurables sur des sols bien drainés (diminution du recouvrement de 60% à moins de 5% en 13 ans) que sur des sols argileux (peu de changements en 10 ans), ceci dans un régime de fauche et après arrêt des fertilisations. Cependant, les résultats restent modestes, même après une dizaine d'années. Une expérience anglaise montre qu'il a fallu

attendre 20 ans pour retrouver une prairie de fauche d'altitude diversifiée avec un régime de fauche sans intrants. Bien sûr, la proximité d'un stock de graines doit aussi intervenir. Le rôle important des dépôts atmosphériques est également cité.

Dans la plupart des études, l'arrêt de l'engraisement a été rapidement suivi d'une diminution de la production pour arriver à ± 4 tonnes/ha. Cependant, cette diminution de la productivité n'est pas souvent suivie d'une augmentation de la biodiversité. C'est dû à une pauvreté en graines et à l'effet persistant des engrais sur les interactions compétitives. D'autres estimations indiquent une période de 70 à 90 ans pour arriver à une prairie « typique » diversifiée.

Comme dit ailleurs, la conjonction de la fauche et du pâturage est plus efficace qu'un régime de fauche ou de pâturage seul, puisque la fauche ouvre le milieu et exporte des nutriments et que le pâturage crée un sol propice à l'implantation de nouvelles plantules.

Pour essayer de diminuer la fertilité du sol, un certain nombre de techniques ont été testées. Tallowin a par exemple fertilisé (!) des prairies avec de l'azote et du potassium ; puis, les a fauchées. Il a ainsi montré que cela accélérerait les sorties de phosphore (12 ans pour arriver à des taux de prairies « typiques », contre 25 ans avec une fauche simple sans fertilisation).

L'étrépage diminue drastiquement les taux de phosphore, mais peut aussi augmenter la minéralisation de l'azote sur les sols acides. De plus, il endommage le sol (archéologie) et peut compromettre un éventuel futur retour de la parcelle vers une affectation agricole.

L'addition de produits chimiques pour adsorber les nutriments mobilisables (phosphore) est une autre alternative, mais peut être toxique pour les sols. Cela se fait avec des oxydes et des hydroxydes de Fe et d'Al.

Des sur-semis ont aussi été testés par différents auteurs. Ces sur-semis ne donnent des résultats satisfaisants que si on combine fauche et pâturage des regains (cf. résumé n°32). L'adjonction de *Rhinathus minor* sur une prairie intensifiée peut avoir le même effet en réduisant la vigueur de graminées compétitives, et en créant des ouvertures favorables à l'implantation d'autres plantes. La plantation *in-situ* de plantes fonctionne bien la première année (peu de mortalité), mais le maintien à long terme est faible.

Des essais très fructueux ont eu lieu en retournant d'anciennes terres cultivées (labourage profond) et en les réensemencant avec des mélanges diversifiés. Des prairies du *Festuco-Cynosuretum* et des pelouses calcaires ont ainsi pu être recrées en seulement 2 ou 3 ans (en 5 à 10 ans dans une autre étude). Le pourcentage de similarité avec la végétation-cible est ainsi passé de 15-55% à 40-80% en 5 ans dans une autre étude. Sur des sols alluviaux lourds, les résultats étaient aussi rapides, mais la communauté ne s'est pas enrichie avec le temps, sans doute faute de recrutement suffisant d'autres espèces dans les environs. Cependant, dans tous les cas, il faudrait quand même suivre la stabilité de tels systèmes dans le temps.

L'ajout de soufre pur (1 à 3 tonnes/ha) est peu cher et efficace pour faire baisser le pH d'anciennes prairies acides à restaurer. Cette diminution du pH affaiblit aussi la vigueur des plantes non-désirées.

Le réensemencement le plus adapté devrait se faire à partir de récoltes locales dans des prés fauchés très tardivement.

Les auteurs disent qu'il faut évidemment tester le taux de nutriments et le pH de sols à restaurer et les comparer avec les valeurs de prairies « typiques » de référence. A titre indicatif, en Grande-Bretagne, pour les prairies semi-naturelles, les taux respectifs de P et K échangeables ou extractibles sont de 4-11mg/l et 76-210mg/l ; le pH pour les prairies « acides » est de 4,9-6,1, de 6-6,4 pour les prairies mésotrophes et de 6,8-7,9 pour les prairies calcaires. Cependant, les auteurs insistent pour dire que ces chiffres doivent être pris avec précaution tellement les variations peuvent être grandes. Attention aussi aux taux utilisés (mesure des taux de phosphore suivant différentes techniques). Si le taux de P extractible est inférieur à 10 mg/l, une restauration légère (fauche ou

pâturage extensif) devrait suffire pour retrouver une prairie diversifiée en moins de 10 ans. Si le taux de P extractible est supérieur à 10 mg/l, des techniques plus lourdes devraient être mises en œuvre (labour profond, amélioration chimique). Cependant, il est rappelé que ces taux ont été proposés à partir d'essais réalisés sur des sols bruns en zone océanique à forte pluviosité et que ces seuils pourraient être différents dans d'autres régions et sur d'autres types de sols. De plus, dans certains cas, des changements de végétation ont eu lieu alors que le taux de P mesuré restait très élevé, ce qui suggère qu'un taux élevé de P indique d'anciennes pratiques agricoles mais pas forcément un problème encore actuel.

Les auteurs disent enfin que même si on arrive à restaurer botaniquement des communautés prairiales, l'entomofaune ne suit pas forcément aussi vite parce que des espèces spécialisées peuvent avoir une faible capacité de dispersion (cela fait référence à une étude sur les coléoptères d'une pelouse calcaire). En outre, certaines espèces de plantes sont dispersées par les insectes (*Helianthemum nummularium*).

Pour résumé :

Les 2 facteurs principaux qui limitent la restauration sur des parcelles agricoles sont le manque de graines et le taux élevé de fertilité du sol.

- sur des sols qui n'ont reçu que peu de fertilisation, une gestion extensive peut faire revenir une flore diversifiée dans une prairie ou une pelouse calcaire en moins de 20 ans. Dans ce cas, la fauche suivie du pâturage des regains donne les meilleurs résultats (diminution du recouvrement par les espèces compétitives, diminution de la production, et parfois diminution de la fertilité du sol).
- Sur les sols qui ont reçu beaucoup de fertilisation pendant des années, la restauration peut prendre plusieurs décennies même dans les sites adjacents à une bonne source de graines.
- Sur des parcelles anciennement cultivées, le labour profond ou l'étrépage associés à l'ajout de graines, peut permettre de recréer des prairies diversifiées en moins de 10 ans.
- Sur des parcelles améliorées, ces mêmes techniques peuvent accélérer la reconversion vers une prairie diversifiée. Cependant, la vitesse de reconversion est plus lente, sans doute à cause de la réduction des microsites et du maintien d'espèces compétitives.

Critchley C.N.R., BURKE M.J.W., Stevens D.P., 2003: Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK : a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. Biol. Conserv., 115 : 263-278.

Les auteurs rappellent qu'en Grande-Bretagne, 97% des prairies non améliorées ont disparu entre 1932 et 1984, et qu'il ne reste actuellement que 1 à 2% de prairies permanentes présentant un grand intérêt biologique. Ils ont analysé des rapports souvent non-publiés de suivis botaniques liés à des MAE.

Dans une série de plans de gestion, les fertilisations minimales étaient de 25 à 50 kg N/ha/an, les maximales allaient jusqu'à 250 kg/ha/an. Dans les prairies semi-naturelles humides, le taux maximal était de 50 kg/ha/an. Quand il était permis, l'épandage minimal de fumier/lisier (« farmyard manure ») était limité à 12,5 tonnes/an. Sur les prairies améliorées, le taux maximal va jusqu'à 30 tonnes/an. Dans les prairies semi-naturelles riches en espèces, le taux maximal permis est de 20 tonnes/an.

Pour le pâturage, la charge permise varie de 0,15 LU/ha (« Livestock Unit », correspond à notre « UGB ») à 1,4 LU. Elle est de maximum 1 LU/ha pour les prairies semi-naturelles.

La première fauche est effectuée entre le premier juillet et le 22 juillet.

L'utilisation d'herbicides sélectifs pour la lutte contre *Cirsium arvense*, *Rumex obtusifolius* et *Senecio jacobaea* est souvent permise.

La plupart des « réhabilitations » (retour vers le type standard dans une prairie qui était déjà reconnue comme une prairie potentiellement riche) et des débuts de « restauration » (passage d'un

type amélioré vers un type non-amélioré) ont eu lieu lorsqu'on n'y ajoutait aucun fertilisant minéral. Dans l'un des cas (près de fauche), le taux de P extractible par la méthode d'Olsen est passé en 3 ans de 14,3 mg/litre à 10,7 mg/litre. Le sous- ou le sur-pâturage a aussi parfois diminué la valeur botanique de la prairie, et cela après 2 ans dans certains cas. Des cas de « détériorations » ont notamment été constatés dans des prairies humides gérées pour leur intérêt ornithologique. Dans ces cas, ce sont des espèces de plantes adaptées aux sols humides mais riches en nutriments qui ont été favorisées.

De manière générale, les auteurs estiment que les différentes MAE et leurs différentes modalités d'application ont au minimum permis de conserver le bon état de conservation des prairies diversifiées, souvent en perpétuant les pratiques existantes. Ce résultat doit être mis en rapport avec la détérioration de la biodiversité constatée ailleurs en Grande-Bretagne dans les autres prairies non-soumises à des programmes particuliers, entre 1990 et 1998.

Les principaux facteurs pouvant affecter une restauration (au sens large) sont la fertilité résiduelle du sol, le pH, le taux de P, la réduction de la base de graines du sol, la disparition des espèces typiques par la compétition d'espèces plus agressives, et la rareté des propagules (au sens large) des plantes typiques dans les environs. Les auteurs rappellent aussi que l'extension et la mise en « réseau » d'habitats existants devraient être un objectif aussi important.

En ce qui concerne le pâturage, les auteurs sont arrivés à la conclusion que ses effets sont souvent rapides (2 à 3 ans) et pas facilement prédictibles. En conséquence, ils conseillent de prévoir une certaine souplesse dans le plan proposé, pour pouvoir réadapter la gestion si nécessaire. Dans le cas de prairies jouxtant des cours d'eau pollués, il a été déconseillé d'y effectuer un pâturage (diminution des pollutions organiques). Dans ces prairies, toute forme de drainage doit être proscrite : endommagement de la structure du sol, altération du pH, augmentation de la disponibilité en nutriments. Ces changements ne sont pas forcément réversibles si on réinstalle le régime hydrologique.

D'autres facteurs favorables à une restauration sont des précipitations plus importantes, le lessivage plus rapide et plus important des nutriments) et un pâturage extensif entre différentes parcelles (transports passifs de propagules).

L'abaissement du taux de P d'anciennes terres agricoles à un niveau comparable à celui de prairies semi-naturelles prend environ 12 ans sur des sols sablonneux, mais plusieurs décennies sur des sols argileux.

Finalement les auteurs concluent aussi en disant que les pratiques MAE doivent sans doute être poursuivies mais en étant plus « proactif », notamment en (ré)-introduisant des espèces cibles lorsque les conditions sont favorables.

Hofmann M., Isselstein J., 2004 : Seedling recruitment on agriculturally improved mesic grassland : the influence of disturbance and management schemes. Applied Vegetation Science 7 : 193-200.

Dans une prairie mésotrophe fertilisées jusqu'aux essais (teneur en P : 4,2 mg/100 g de MS), les auteurs ont essayé de semer un mélange de graines d'espèces de pré de fauche typique et récoltées dans la région (*Centaurea jacea*, *Daucus carota*, *Leontodon autumnalis*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Salvia pratensis*, *Tragopogon pratensis* et *Trifolium pratense*), en adoptant plusieurs types de régimes de fauche un traitement au Glufosinat, et un hersage de la prairie. Les différentes parcelles ont été pré-traitées (une ou plusieurs fauches, hersage, etc.) au 1^{er} avril 1998 et le semis a été effectué 10 semaines après (donc vers le 15 juin). Les auteurs disent aussi que la survie des plantules a globalement été meilleure dans les parcelles qui étaient fauchées plus fréquemment après le semis (intervalle de 1 à 3 semaines au lieu de 9 semaines). *Leontodon autumnalis* a été favorisé par tous les traitements qui réduisent la compétition par les

autres espèces (hersage, traitement au Glufosinat, fauches fréquentes) ; *Trifolium pratense* a émergé quelque soit le type de traitement ; les autres espèces ont été le mieux avantagées par le hersage. Dans l'essai sans aucun traitement mécanique ou chimique, c'est avec une pré-fauche à intervalle de 9 semaines avant le semis, puis une fauche à intervalle de 1 à 3 semaines que les espèces semées ont le mieux germé. De manière générale, les auteurs disent que pendant la première année, il faut des défoliations fréquentes (fauches fréquentes ou même pâturage intensif) pour permettre aux jeunes plantes de survivre. Ensuite, il faut diminuer cette fréquence parce que certaines espèces ne supportent plus les défoliations fréquentes (*Daucus carota* et *Tragopogon pratensis*).

Les auteurs disent que pour une germination optimale, c'est quand même le traitement mécanique juste avant le semis qui donne les meilleurs résultats. Ceci serait en partie dû à une plus grande ouverture du tapis végétal et à une minéralisation superficielle du sol avec mise à disposition rapide de nitrates pour les graines. Une fauche occasionnelle avant le semis n'était pas suffisante (malgré la présence de trous dans le tapis végétal) pour obtenir le même résultat.

Pour terminer, les auteurs supposent qu'un traitement alternant des années moins intensives (sans fertilisations !) avec des années plus intensives doit être la solution idéale pour permettre à la fois de laisser germer de nouvelles plantules, de les maintenir à plus long terme et de maintenir une certaine rentabilité à ces prairies...

Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F. (2004) : The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation 119 : 1-18.

Il s'agit d'une synthèse de la littérature existante sur le sujet qui s'intéresse plus particulièrement sur l'efficacité des techniques visant à pallier à la forte fertilité des sols ainsi que sur le problème de la limitation de la disponibilité en graines d'espèces-cibles.

Restauration via une gestion extensive

Régimes de fauche et de pâturage

La mise en place de régimes de gestion extensive suite à l'arrêt de l'utilisation des fertilisations est susceptible de provoquer des changements significatifs dans la productivité et la composition botanique. Bien que l'intensité de ces changements soit très variable suivant le type de sol et l'historique de la parcelle, on observe de manière générale une réduction du taux de recouvrement des graminées compétitives (voir tableau 2 de l'article). Par exemple, sur des sols bien drainants, bien arrosés par les pluies et à moyenne altitude, la diminution de *Lolium perenne* a été beaucoup plus rapide que sur des sols plus profonds à basse altitude. De la même manière, dans une expérience où on a ajouté de l'azote, *Lolium perenne* a diminué nettement plus dans les parcelles qui avaient déjà été moins fertilisés par de l'azote auparavant. Dans d'autres expériences réalisées aux Pays-Bas, la diminution des graminées dominantes dans d'anciennes prairies de fauche suite à l'arrêt des fertilisations a été plus lente. Ainsi, par exemple, dans ces expériences, il a fallu 13 ans pour passer d'un taux de recouvrement initial situé entre 30% et 60% suivant les parcelles à moins de 5% de *Holcus lanatus*, avec un régime de fauche. Toujours dans la même expérience, mais sur des sols argileux, les taux de « fréquence » (?) de *Lolium perenne* et de *Elymus repens* sont par contre restés élevés pendant 10 ans.

En ce qui concerne les effets sur la richesse spécifique dans toutes les expériences, on a observé une amélioration, mais celle-ci est généralement assez modeste (voir aussi tableau 2 dans la publication). Par exemple, une expérience réalisée au Pays de Galles a montré que des parcelles gérées extensivement sans fertilisants pendant 8 ans avaient en moyenne gagné 5 à 15 espèces (par 4m²). Dans une autre expérience du même type dans le Somerset, le gain en terme de richesse spécifique sur des prairies non-fertilisées étaient de 1 espèce par an et par m², mais la même expérience réalisée aux Pays-Bas n'obtenait qu'un gain d'une espèce sur 4 ans et sur 4m², ceci probablement à cause d'un milieu environnant plus pauvre en espèces cibles. Enfin, une

expérience menée dans le nord de l'Angleterre sur les hauts-plateaux a mené à la conclusion qu'il faudrait une vingtaine d'années avec un régime extensif pour restaurer des prairies diversifiées (sur base d'une croissance linéaire de la richesse spécifique).

D'autre part, dans la majorité des études, l'arrêt de la fertilisation a conduit rapidement à une diminution de la production herbagère autour de 4 tonnes/ha. Par exemple, au Pays de Galles, la production a diminué de moitié en 4 ans ; dans d'autres expériences, la production a baissé plus graduellement, ou alors elle a d'abord baissé puis a ré-augmenté à cause des dépôts azotés atmosphériques.

Il avait été démontré qu'une diminution de la production jusqu'à 4 à 6 tonnes/ha était indispensable pour espérer avoir une richesse spécifique importante. Dans la pratique cependant, la plupart des études ont montré qu'un déclin de la production ne débouchait pas sur une augmentation de la richesse spécifique à cause de la pauvreté en espèces-cibles dans l'environnement et de l'effet persistant des fertilisants sur la compétitivité des espèces. Les changements attendus en termes d'augmentation de richesse spécifique ont donc souvent été décevants. Par exemple, on a estimé qu'il faudrait 70 à 90 ans pour revenir à une importante richesse spécifique dans des prairies du Park Grass en Angleterre.

L'exportation des produits de la fauche pour abaisser le taux de nutriments du sol peut aussi prendre de nombreuses années. Bakker, par exemple, estimait que seul 1% de la quantité totale et échangeable de potassium et 2,5% de l'azote total était exporté chaque année par une fauche avec exportation. On obtient évidemment de meilleurs résultats avec 2 fauches annuelles. On sait aussi d'expérience qu'une fauche avec exportation suivi d'un pâturage du regain est également plus favorable qu'un régime de simple pâturage ou de fauche, en créant des trouées dans le tapis herbacé favorables à l'installation de dicotylées.

Facilitation de la colonisation naturelle sur des anciennes parcelles de culture

Les auteurs rappellent que ces colonisations sont souvent très lentes et se produisent surtout en lisière des parcelles (exemple de la restauration d'une pelouse calcaire sur une ancienne culture à côté d'autres pelouses calcaires).

Techniques visant à dépasser les contraintes abiotiques

Réduction de la fertilité des sols

Bien que des éléments-clés comme le P vont diminuer progressivement par le lessivage, le taux de diminution est très faible. C'est pour cette raison que des techniques ont été testées pour abaisser ce pool de nutriments.

La mise en culture d'une parcelle (exportation de P via la matière végétale) ne s'est pas souvent avérée efficace pour diminuer la réserve de P dans le sol. Sur d'anciennes prairies, cette quasi absence de réduction du stock de P dans le sol a été causée par un phénomène de minéralisation du P organique de l'humus après la culture, et sur d'anciennes cultures le P exporté par la nouvelle culture a rapidement été compensé par la minéralisation de larges stocks non-disponibles.

Par contre, l'application d'azote et de potassium, suivi d'une fauche, ont permis d'augmenter significativement l'exportation de P sur une période de 3 ans dans une ancienne prairie améliorée dans le Devon. Dans cette expérience, l'auteur (Tallowin) a estimé à l'aide d'une fonction linéaire dégressive (« linear depletion function ») qu'il faudrait 12 ans pour ramener aux niveaux d'une parcelle semi-naturelle la quantité de P dans le sol, alors qu'il en aurait fallu 25 sur les essais non-fertilisés.

L'étrépage des premiers centimètres supérieurs d'un sol s'est avéré être efficace dans l'exportation de grandes quantités de P et ce sur différents types de sol. Cependant, une expérience menée aux Pays-Bas sur certains sols acides a provoqué une augmentation des taux de minéralisation ainsi

que des taux d'azote minéral. De plus, l'étrépage n'est évidemment pas pertinent dans des zones qui sont traitées par des schémas agri-environnementaux (= MAE ?) en détruisant des sols ou même des informations archéologiques.

L'adjonction de substances chimiques qui adsorbent les nutriments disponibles comme le P sont une autre alternative, bien que potentiellement toxiques (oxydes et hydroxydes de Fe et d'Al).

Acidification du sol

Des techniques d'acidification des sols ont aussi été testées (sulfures !) pour abaisser le pH et retrouver des prairies plus diversifiées sur des sols acides mais ces techniques sont toxiques pour certaines plantes.

Techniques visant à dépasser les contraintes biotiques

Introduction d'espèces

Le sur-semis avec un mélange d'espèces-cibles est une méthode peu coûteuse et simple pour diversifier un tapis herbacé pour autant qu'il existe des trouées pour l'établissement de nouvelles espèces, grâce au pâturage ou par des perturbations mécaniques.

L'adjonction de la plante *Rhinanthus minor* dans des prairies intensives peut avoir les mêmes effets qu'un étrépage en réduisant la vigueur des graminées les plus compétitives et en créant des zones plus ouvertes favorables à l'implantation de nouvelles espèces. Ceci dit le taux de réussite d'espèces en particulier semble très dépendant de multiples facteurs comme le type de gestion, c'est le cas, par exemple, de *Leucanthemum vulgare*.

Re-création de prairies sur d'anciennes terres arables

Des essais de semis d'espèces-cibles ont été tentés en Grande-Bretagne sur d'anciennes terres agricoles. Des essais concluants ont été réalisés sur des sols calcaires (avec reconstitution de communautés de pelouses calcaires). D'autres essais positifs ont été réalisés avec des techniques mixtes de réensemencements et de perturbations du sol (dont la « deep cultivation » ?). Sur des sols argileux, un semis suivi d'une fauche et d'un pâturage du regain a également été fructueux en 3 ans et s'est maintenu pendant 9 ans.

Pour rappel (voir autres résumés), des essais ont également été tentés en semant à la fois des mélanges diversifiés et une plante de culture (céréale ou *Lolium multiflorum*) pour diminuer la compétition par des espèces trop compétitives, mais cette technique n'a pas donné de résultats probants.

Quelques considérations sur les espèces

« Bonnes » et « mauvaises » espèces

Une étude a montré que beaucoup d'espèces-cibles semées dans des expériences de restauration ne s'établissent pas bien ou ne se maintiennent pas bien dans des communautés végétales recrées. Il s'agit d'espèces spécialistes (d'un habitat) tolérantes au stress, et d'espèces d'habitats incultes comme *Centaurea nigra*, *Festuca ovina*, *Galium saxatile*, *Rumex acetosella*, *Sanguisorba officinalis*, *Scabiosa columbaria* et *Thymus polytrichus*. Au contraire, les espèces qui s'implantent le mieux sont des espèces généralistes plus compétitives et qui ont une banque de graines plus longévive, ou des espèces de prairies fertiles. Ces espèces améliorent même leur taux de succès avec le temps, ce qui suggère que les prairies restaurées se développent dans des communautés végétales fermées, productives dans lesquelles les opportunités de recrutement sont rares. Un des auteurs suggère donc de sélectionner dès le début des sols peu fertiles, la manipulation des facteurs abiotiques (fertilité du sol), ou encore l'introduction progressive des espèces-cibles lorsque la dynamique de végétation est moins intensive qu'au départ.

Discussion

De manière générale, on a vu que les deux principaux facteurs limitant dans le succès de la restauration de prairies diversifiées sont la disponibilité en graines et les niveaux de fertilité des sols. Sur les sols qui n'ont reçu qu'une quantité minimale d'intrants, une gestion extensive a été suffisante pour venir à bout des contraintes de fertilité sur des sols calcaires et des sols mésophiles sur une période de 20 ans. Dans ces études, la fauche et un pâturage du regain a permis de réduire le taux de recouvrement des espèces de graminées compétitives, de réduire la production et dans certains cas la fertilité du sol.

Par contre sur des sols qui ont été fortement fertilisés, la restauration par simple extensification a pris des décennies même pour des parcelles situées à proximité immédiate de sources de graines.

Dans les essais d'étrépage ou de perturbation de la couche supérieure du sol avec semis, l'implantation des espèces-cibles a souvent été fructueuse, mais par contre il n'existe pas encore de recul suffisant pour savoir si ces implantations sont viables sur le long terme.

Seuils de référence concernant la fertilité du sol

Toute entreprise de restauration de prairie doit clairement envisager le taux de nutriments du sol ainsi que les niveaux de pH. Idéalement, ces valeurs devraient être comparées à celles de prairies riches en espèces de la même entité géographique. Les valeurs de référence montrent ainsi que des niveaux de P extractible entre 4-11 mg/litre sont communes pour des prairies riches en espèces et des taux de K entre 76-210 mg/litre, alors que le pH oscille entre 4,9-6,1 pour les prairies acides et 6,8-7,9 pour les prairies calcaires.

Cependant, il semble qu'il faille considérer ces seuils avec précaution. D'une part, il existe visiblement des variations de ces valeurs au sein d'une même zone géographique. De plus, les valeurs obtenues pour le P sont différentes d'une étude à l'autre suivant l'extrait utilisé. Par exemple, Janssens & al. (1998) suggèrent que sur des sols riches en matières organiques, il faut de valeurs de P extractible inférieures à 50 mg/kg (5mg/100g), soit encore 4-11mg/litre. Cependant, les comparaisons entre 2 séries de données est difficile parce que l'extrait utilisé par ces auteurs (acétate d'EDTA) est connu pour être plus puissant que le bicarbonate d'Olsen.

Dans des expériences faites au Pays de Galles, l'observation de la diminution du taux de P laisse à penser que lorsque le niveau de P extractible du sol est inférieur à 10 mg/litre, les techniques de fauche et de pâturage extensif seront suffisantes pour restaurer des prairies naturelles en moins de 10 ans. De manière générale, ces sites devraient être considérés comme prioritaires en termes de restauration.

A l'opposé, lorsque ces taux de P extractibles sont supérieurs à 10 mg/litre, ce sont des techniques plus interventionnistes qui devraient être mises en œuvre (étrépage, retournement du sol (« deep cultivation »), adjonction de substances chimiques) pour atteindre le même type de résultat en moins de 10 ans.

Cependant, certaines études indiquent que des changements de végétation se sont produits même avec des seuils assez élevés de P (lesquels ?). Ceci suggère qu'au moins dans certains cas, le P pourrait surtout être un indicateur d'anciennes pratiques de fertilisation, plus qu'un problème actuel. La faible diversité en plantes dans les prairies fertilisées et le faible rapport champignon/bactéries est plus probablement le résultat d'ajouts répétés d'azote, élément qui est rapidement lessivé lorsqu'on arrête la fertilisation. Seul le P reste alors bien présent et les auteurs se demandent si ce facteur ne pourrait pas être mis de côté lorsque les facteurs clés sont la disponibilité en graines et le pH du sol. Bref, l'auteur est sceptique et plaide pour de nouvelles études pour mieux circonscrire l'importance relative de ce facteur.

Henriette J., Dullau S., Baasch A., Tischew S. (2016) : Re-introduction of target species into degraded lowland hay meadows : How to manage the crucial first year ? Ecological Engineering 86: 223-230.

Les auteurs ont testé une série de méthodes de gestion juste après la préparation du terrain et l'ensemencement de graines sur des parcelles destinées à la restauration de prairies diversifiées. En particulier, ils ont testé 3 régimes de fauche (1x, 2x, 3x), 3 régimes de fertilisation azotée (120 kg N/ha/an, 60 kg N/ha/an, pas de fertilisation), passage au rouleau ou pas. Dix-huit espèces cibles ont été testées sur des parcelles labourées et « déterrées » (« grubbed ») en automne. L'été suivant les plantes ont été comptées sur des micro-plots avant la première et après la dernière fauche. Les résultats ont été analysés en utilisant des GLM (modèles généralisés mixtes) et une analyse en composantes principales.

Les principaux résultats sont que le régime à 3 fauches augmente significativement le nombre d'espèces cibles qui s'établit, par rapport à une seule fauche, ceci démontrant une nouvelle fois l'importance du retrait de la biomasse après la ré-introduction de semences dans des prairies productives. En comparaison avec les parcelles témoins (non-fertilisées), les essais avec 120 kg N/ha/an ont conduit à un nombre plus limité d'espèces cibles établies et d'individus établis, alors que le traitement à 60 kg N/ha/an n'a pas limité significativement l'établissement des espèces-cibles (les auteurs disent que ce dernier résultat est important en termes de pratiques agricoles puisqu'on pourrait tolérer une certaine fertilisation de la part des agriculteurs). Ici aussi, l'explication donnée est que la fertilisation azotée accroît la biomasse et donc réduit la quantité de lumière disponible pour les nouvelles espèces semées. Le passage au rouleau n'a montré aucun effet significatif. Enfin, certains traits de la biologie de chaque espèce sont de bons prédicteurs du succès de leur établissement : capacité de développer de larges rosettes basales (par exemple *Centaurea jacea*, *Daucus carota* et *Geranium pratense*), surface foliaire, hauteur de la plante. (Rq : A noter cependant que comme c'est souvent le cas, on n'a pas suivi tous ces essais après la première année).

Baasch A., Engst K., Schmiede R., May K. Tischew S. (2016): Enhancing success in grasslands restoration by adding regionally propagated target species. *Ecological Engineering*, 94: 583-591.

Les auteurs ont testé différentes méthodes d'introduction de matériel végétal sur des prairies à restaurer : transfert de foin, ensemencement de matériel végétal « battu » (« threshing material »), ainsi que ces 2 méthodes couplées avec un ensemencement d'un mélange de graines d'origine régionale. Le tout a été suivi sur une période de 6 ans. La première année, ils ont mulché sur place 2 fois toutes les parcelles au printemps (en juin et en juillet) et appliqué une fauche avec exportation en septembre. Les années suivantes ils ont appliqué partout deux fauches annuelles (juin et août). Le sol des parcelles a été perturbé par « rotovating » (labour superficiel) avant les essais.

Les 2 méthodes de base n'ont fait qu'augmenter modérément le nombre d'espèces cibles sur les parcelles, alors que l'ensemencement avec un mélange de graines a nettement augmenté leur nombre dont une majorité d'espèces n'ont même été notées que grâce à cet ensemencement (*Campanula patula*, *Knautia arvensis*, *Lychnis flos-cuculi* et *Tragopogon pratensis*) ou ont été favorisées par cet ensemencement (*Pastinaca sativa*, *Campanula patula*, *Leucanthemum vulgare* et *Sanguisorba officinalis*).

Ils ont aussi remarqué que les espèces-cibles se sont propagées pendant la période de l'expérimentation (6 ans) aux parcelles environnantes, mais sur de courtes distances, (voir Figure ci-dessous).

Mais avec des différences entre les espèces. Ainsi *Tragopogon pratensis*, *Geranium pratense* et *Silaum silaus* ne se sont déplacées que sur de très courtes distances (un mètre en 6 ans), alors que *Campanula patula*, *Lychnis flos-cuculi*, *Pastinaca sativa* et *Leucanthemum vulgare* se retrouvaient jusqu'à 10 mètres des essais pour les 2 premières espèces et jusqu'à 5-7 mètres pour les 2 autres espèces (voir Figure ci-dessous).

Les auteurs ont observé des fluctuations annuelles du nombre et/ou du recouvrement des espèces cibles (plus hautes valeurs en milieu de période soit à la 3^e et 4^e année) et attirent l'attention sur le

fait qu'il faudrait un suivi à plus long terme des essais pour connaître le succès des différents traitements. Les auteurs défendent l'adjonction de mélanges de graines en plus d'un simple transfert de produit de fauche ou de mulch, car cela permet d'introduire des espèces qui n'ont pas les mêmes périodes de floraison. De plus, cela permet aussi d'introduire des espèces qui ne sont pas forcément toutes présentes sur un seul site donneur mais qui sont quand même présentes dans la région.
