



PYR MIDE

**Un outil d'accompagnement
pour évaluer et comprendre
l'impact des pratiques agricoles
sur la biodiversité**

Louis de la Motte, Claude Dopagne, Julien Piqueray
ASBL Natagriwal

Avant-propos

Ce document reprend les fondements scientifiques de l'outil Pyramide. Pyramide est un outil de diagnostic basé sur une série d'indicateurs qui permettent d'évaluer l'impact des pratiques agricoles et non agricoles mises en œuvre au sein d'une exploitation et de leurs impacts théoriques sur la biodiversité. L'outil permet de réaliser un diagnostic des pratiques mises en œuvre afin d'identifier des actions prioritaires et d'accompagner les agriculteurs dans une démarche volontaire visant à faire progresser ces pratiques au-delà des exigences légales.

Pour parvenir à cet objectif, un travail de synthèse a été réalisé dans le but d'objectiver le consensus scientifique derrière les pratiques les plus souvent citées par les acteurs du terrain comme étant favorables pour la biodiversité. Sur base de ce travail, une liste d'indicateurs a été construite dans le but d'évaluer leur degré de mise en œuvre au sein d'une exploitation. Les modalités de calcul sont détaillées pour chaque indicateur et des valeurs de référence à l'échelle wallonne sont proposées lorsque les données sont disponibles.

Le parti pris de l'outil est de permettre une évaluation rapide des pratiques mises en place et des infrastructures présentes sur une exploitation. Sa mise en œuvre nécessite la prise en main de l'outil par un conseiller qui se rend en ferme pour réaliser le diagnostic. Environ 2 heures sont en moyenne nécessaires pour récolter les données, les encoder dans la base de données en ligne, générer les résultats et les présenter à l'agriculteur. L'outil ne permet pas de réaliser une analyse exhaustive de la durabilité d'une exploitation mais plutôt d'initier un débat pour faciliter une certaine conscientisation des enjeux liés à la biodiversité dans le monde agricole.

Site internet de l'outil : <https://www.bd.natagriwal.be/pyramide>

Table des matières

1.	Introduction.....	1
1.1.	Concept de biodiversité.....	1
1.2.	Biodiversité et indicateurs.....	1
1.3.	Indicateurs régionaux wallons : une biodiversité sous pression.....	2
1.4.	L'agriculture influence la biodiversité dans les milieux agricoles et les milieux connexes	5
2.	Pratiques agricoles et biodiversité	7
2.1.	Éléments semi-naturels.....	8
2.2.	Hétérogénéité de la mosaïque agricole	10
2.3.	Cultures favorables.....	12
2.4.	Réduction des risques liés aux pesticides.....	13
2.5.	Travail du sol.....	15
2.6.	Couverture du sol et intercultures	15
2.7.	Pratiques extensives en prairie	16
3.	Description générale de l'outil	18
3.1.	Présentation générale des indicateurs.....	18
3.2.	Encodage et calculs	19
3.3.	Présentation des résultats et hiérarchisation des indicateurs.....	19
4.	Méthode : Calcul des indicateurs	22
4.1.	Indicateurs ME1 et ME2 : Maillage écologique en cultures et en prairies.....	22
4.2.	Indicateur MA1 : Taille et forme des parcelles	25
4.3.	Indicateur MA2 : Cultures favorables et agriculture biologique	27
4.4.	Indicateur GPP2 : Charge en bétail.....	30
4.5.	Indicateur GPP3 Gestion raisonnée du parasitisme	31
4.6.	Indicateur GPP4 : Précautions lors de la fauche et des récoltes.....	32
4.7.	Indicateur TA1 : Couverture hivernale du sol.....	33
4.8.	Indicateur TA2 : Travail du sol	35
4.9.	Indicateur A1 : Autres gestes pour la biodiversité	36
5.	Références.....	38

Liste des figures

Figure 1 : Statut de conservation (liste UICN) des espèces en Wallonie (2005-2010) par groupes d'espèces (source : SPW – GO3 - DEMNA)	3
Figure 2 : évolution des effectifs de 81 oiseaux communs en Wallonie et en Europe (Sources : Aves-Natagora ; SPW Environnement - DEMNA (programme ISB/SURWAL) ; EBCC ; BirdLife ; RSPB ; CS)	4
Figure 3 : Evolution des populations de chauve-souris hivernantes en Wallonie (17 espèces sur les 22 présentes en Wallonie) (Sources : Natagora-Plecotus ; SPW - DGO3 – DEMNA)	5
Figure 4 : L'hétérogénéité de la mosaïque agricole peut être augmentée en réduisant la taille des parcelles (hétérogénéité de composition) et/ou en augmenter le nombre de cultures présentes (hétérogénéité de composition) au sein d'un paysage. Figure tirée de (Sirami et al., 2019)	10
Figure 5: exemple de paysage contrasté en termes de structure du parcellaire située à la frontière entre l'Autriche et la Tchéquie.....	11
Figure 6 : Présentation graphique des résultats.	20
Figure 7 : Représentation graphique des résultats adaptée en fonction des terres de l'exploitation .	21
Figure 8 : Evolution en fonction de la taille des parcelles de 1) la densité des bordures, 2) (en orange) pourcentage cumulé des parcelles et 3) (en bleu) du pourcentage cumulé de la SAU terres arables.	26

Liste des tableaux

Tableau 1 : Revue de la littérature scientifique non exhaustive des effets des pratiques agricoles et non agricoles sur la biodiversité. Le sens de la flèche et la couleur de la case donnent l'effet attendu. La taille de la flèche reflète le niveau de confiance en fonction de la littérature scientifique consultée. L'intensité présumée des différentes pratiques n'est pas représentée sur ce tableau. La colonne « Cultures favorables » regroupe les prairies permanentes intensives et l'ensemble des cultures décrites dans la section 4.4. Chaque culture peut donc avoir ou plusieurs effets parmi les taxons identifiés.....	8
Tableau 2 : Liste des indicateurs	18
Tableau 3 : Liste des éléments composant le maillage écologique	22
Tableau 4 : Coefficients de conversion	23
Tableau 5 : Coefficients BCAE8.....	23
Tableau 6 : Seuils pour l'indicateur maillage écologique en cultures	24
Tableau 7 : Seuils pour l'indicateur maillage écologique en prairies.....	25
Tableau 8 : Seuils pour l'indicateur taille des parcelles. Les chiffres correspondent à la situation déclarée dans la cartographie du SIGEC 2019.....	27
Tableau 9 : Classement des cultures pour l'indicateur assolement. *Les cultures en agriculture biologique comprennent des surfaces en prairies permanentes et culture. La proportion des cultures dans la SAU wallonne sont données à titre indicatif (statistiques 2019).....	28
Tableau 10 : Consommation en substances actives moyenne pour une série de cultures en Wallonie. Le froment d'hiver est donné à titre indicatif. Source : Wallonie (Corder ASBL - Comité régional Phyto, 2020).....	28
Tableau 11 : Seuils pour l'indicateur cultures à bas intrants chimiques et agriculture biologique. Les chiffres ne prennent pas en compte les surfaces en agriculture biologique.....	30
Tableau 12 : Unités gros bétail (UGB) pour chaque type d'animaux.....	30
Tableau 13 : Seuils pour l'indicateur charge en bétail.	31
Tableau 14 : Calcul de l'indicateur gestion raisonnée du parasitisme.....	32
Tableau 15 : Seuils pour l'indicateur précautions lors de la récolte.	33
Tableau 16 : Seuils pour l'indicateur qualité et durée des couverts.....	34
Tableau 17 : Seuils pour l'indicateur travail du sol.....	36
Tableau 18 : Calcul du score pour l'indicateur A1.....	37
Tableau 19 : Seuils pour l'indicateur autres gestes pour la biodiversité.....	37

1. Introduction

1.1. Concept de biodiversité

Au sens large, la biodiversité ou variabilité biologique désigne la variété ou la variabilité des organismes vivants. Une définition plus complète est donnée par l'IPBES (The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) :

« La variabilité des organismes vivants de toutes sources, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie. Cela comprend la variation des attributs génétiques, phénotypiques, phylogénétiques et fonctionnels, ainsi que les changements d'abondance et de distribution dans le temps et dans l'espace au sein et entre les espèces, les communautés biologiques et les écosystèmes ».

Comme le montre cette définition, la biodiversité s'exprime à toutes les échelles. La **biodiversité génétique** (ou intraspécifique) correspond à la diversité des gènes au sein d'une même espèce. Beaucoup plus connue, la **biodiversité spécifique** (ou interspécifique) correspond à la diversité des espèces vivantes par leur nombre, leur nature et leur abondance. Enfin, la **biodiversité écosystémique** correspond à la diversité des écosystèmes présents sur terre. La conception la plus commune et la plus utilisée de la biodiversité correspond à la biodiversité spécifique. Ce document et les indicateurs choisis sont donc principalement (mais pas exclusivement) centrés sur cette caractérisation de la biodiversité.

La **biodiversité ordinaire** se définit par opposition à la **biodiversité extraordinaire** ou patrimoniale voire remarquable et par opposition aux espèces les plus rares. Par définition, les espèces ordinaires ne sont pas menacées d'extinction, ni domestiquées, ni exploitées. Celles-ci correspondent à environ 80% des espèces. Elles sont à l'origine de toute une série de fonctions écologiques indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes terrestres, agricoles ou non. Ces fonctions écologiques fournissent des services écosystémiques indispensables à la civilisation humaine et également bénéfiques pour l'agriculture. On peut citer les organismes du sol qui augmentent la fertilité en recyclant les nutriments sous des formes assimilables pour les plantes. On peut également citer les insectes pollinisateurs qui sont indispensables à la pollinisation des plantes entomophiles. Certains insectes, appelés auxiliaires de culture, participent également à la régulation des graines d'adventices et des ravageurs. Même si par définition, l'existence des espèces ordinaires n'est pas directement menacée, cette biodiversité est régulièrement mise sous pression avec des conséquences néfastes sur la fourniture de ces services écosystémiques.

1.2. Biodiversité et indicateurs

La biodiversité est un concept abstrait et extrêmement complexe si bien que mesurer la biodiversité dans son entièreté est une tâche irréalisable. Dès lors, les scientifiques ont recours à des indicateurs afin de quantifier et de suivre l'évolution de la biodiversité au cours du temps sur un territoire donné. Un indicateur peut être défini comme une variable mesurable donnant des informations sur une série d'autres variables qui, elles, sont inaccessibles et servant d'outil d'aide à la décision (Lebacqz et al., 2013). Aujourd'hui, ces indicateurs jouent un rôle prépondérant dans nos sociétés et guident la majorité des actions liées à la biodiversité, qu'il s'agisse de programmes de recherche, de restauration ou de conservation. Le nombre d'indicateurs proposés dans la littérature se multiplie, si bien qu'il est essentiel d'en faire la synthèse et de sélectionner les indicateurs les plus utiles et les mieux validés sur le plan scientifique.

Il existe plusieurs types d'indicateurs parmi lesquels nous pouvons distinguer les **indicateurs de résultats** qui cherchent à informer sur l'état des populations (exemple : la diversité et l'abondance des espèces de plantes observées sur une prairie) et les **indicateurs de moyens** (ou de pratiques) qui cherchent à évaluer les efforts mis en œuvre pour atteindre le résultat désiré (i.e. : la charge en bétail sur une prairie). Une sorte de dualité existe entre ces deux types d'indicateurs. D'une part, les indicateurs de moyens sont souvent plus faciles à mesurer mais d'autre part, ceux-ci ont souvent une moins bonne capacité à refléter les effets que l'on cherche à mesurer.

En effet, il peut exister des situations où la corrélation entre un indicateur de moyen et un indicateur de résultat est faible. A titre d'exemple, la relation entre la charge en bétail et la diversité floristique d'une prairie peut être faible pour des causes historiques (disparition de la banque de graines) ou pour des causes liées au contexte paysager (absence/disparition complète de populations dans un territoire proche). Ce risque de découplage que l'on observe parfois entre moyens et résultats est d'autant plus élevé lorsque l'on travaille à de petites échelles spatiales discontinues comme l'échelle de l'exploitation agricole, pour lesquels le contexte historique et paysager ainsi que la mobilité des organismes étudiés peut parfois prédominer (Stoeckli et al., 2017).

Les outils d'évaluation de la biodiversité basés sur des indicateurs de résultats sont le plus souvent utilisés à des échelles régionales. Ces indicateurs sont utilisés pour le monitoring spatial et temporel d'une ou plusieurs espèces présentes sur un territoire (région, bassin versant...). Utilisés à l'échelle de l'exploitation agricole, centre de la majorité des décisions en matière d'agriculture, ce type d'indicateur permet difficilement d'identifier les relations de cause à effet entre les pratiques et leurs effets sur la biodiversité, ce qui ne facilite pas le conseil auprès des agriculteurs. De plus, les espèces sont différemment influencées par les perturbations et les pressions engendrées par les pratiques agricoles. En effet, certaines espèces dépendent directement de la présence d'un habitat spécifique en abondance (champs de céréales, haies et buissons, prairies permanentes...) là où d'autres requièrent des milieux très diversifiés au sein d'un paysage. A titre d'exemple, le busard cendré apprécie les grandes étendues ouvertes couvertes de céréales d'hiver pour sa nidification. Il est négativement impacté par la présence de ligneux dans le paysage. Les insectes pollinisateurs ont besoin de milieux peu perturbés pour leur nidification au sol (forêts, prairies...) ainsi que d'une diversité florale tout au long de l'année pourvue par les prairies, les haies ou par une succession de cultures avec des phénologies étalées. Les organismes du sol, comme les vers de terre, sont eux davantage influencés par les pratiques comme le travail du sol. Les besoins spécifiques de chaque espèce rendent impossible l'utilisation d'une unique espèce ou d'un unique groupe taxonomique pouvant servir d'indicateur de l'ensemble de la biodiversité (Billeter et al., 2008).

C'est entre autres pour les raisons exposées ci-dessus que les indicateurs de moyens (ou de pratiques) sont plus fréquemment utilisés dans les outils d'aide à la décision pour le conseil agricole et la mise en œuvre de programmes agroenvironnementaux.

1.3. Indicateurs régionaux wallons : une biodiversité sous pression

Afin de suivre l'évolution de la biodiversité sur son territoire, la Wallonie s'est munie d'une série d'indicateurs (indicateurs de résultats) qui sont régulièrement mis à jour à l'échelle régionale et publiés dans les états de l'environnement wallon (Service Public de Wallonie, 2021). La liste rouge des espèces UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) constitue à ce jour l'inventaire le plus complet de l'état de conservation des espèces animales et végétales (Figure 1). Cette classification est réalisée en fonction de différents critères à savoir le taux de déclin, la taille des populations, la zone occupée, la fragmentation de la répartition et le degré de peuplement. Au total, environ 40% des

espèces présentes en Wallonie sont en situation défavorable. Environ 30% des espèces végétales étudiées sont menacées de disparition et près de 9% sont aujourd'hui éteintes. Au niveau belge, environ 40% des abeilles sont aujourd'hui menacées ou éteintes (données non présentées sur la figure 1 (Drossart et al., 2019)).

Les causes de cette situation défavorable sont multiples et dépendent de l'espèce concernée. Toutefois, le statut de conservation d'une espèce dépend le plus souvent d'une combinaison de causes dépendantes ou non du secteur agricole. Les causes identifiées dépendant directement ou indirectement du secteur agricole sont les suivantes :

- la simplification et l'homogénéisation des habitats agricoles ;
- la raréfaction des milieux ouverts naturels (landes, pelouses calcaires, prairies maigres et prairies humides) ;
- l'incidence des pesticides et de l'eutrophisation des milieux.

Auxquelles il faut ajouter les causes suivantes :

- L'altération, la fragmentation et l'artificialisation des habitats, notamment causé par l'urbanisation ;
- le réchauffement du climat ;
- la colonisation de certains habitats par des espèces exotiques envahissantes ;
- la simplification des habitats forestiers.

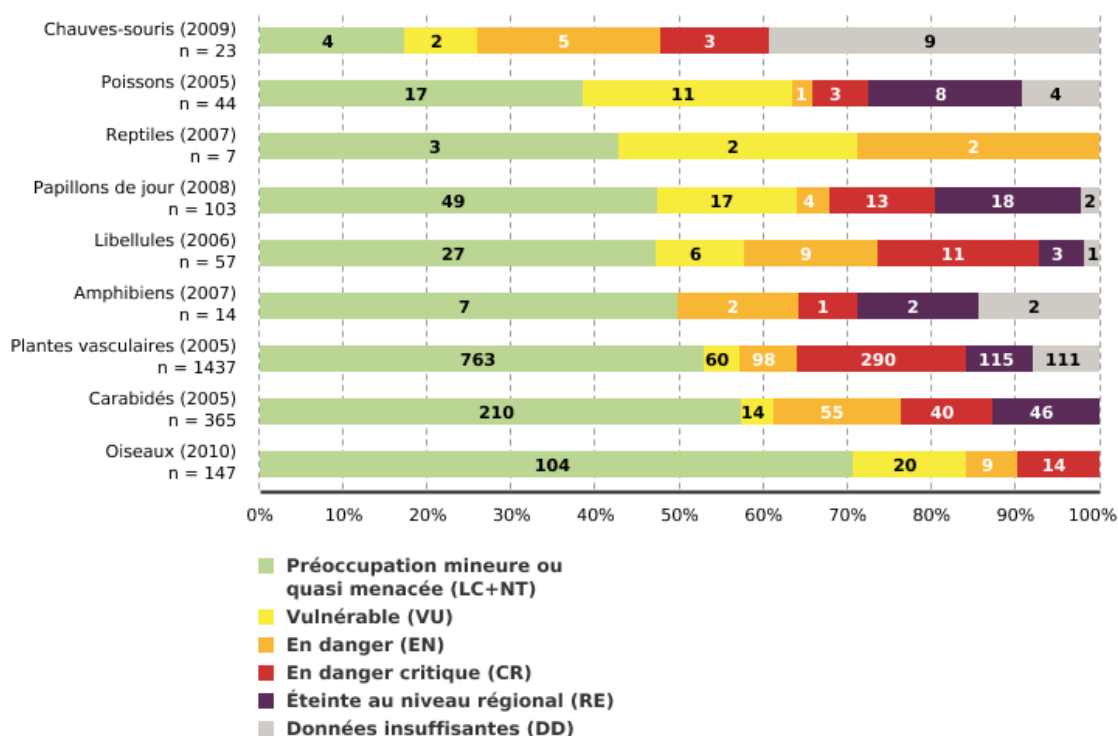


Figure 1 : Statut de conservation (liste UICN) des espèces en Wallonie (2005-2010) par groupes d'espèces (source : SPW – GO3 - DEMNA)

Si les causes de l'érosion de la biodiversité sont donc multiples et pas uniquement liées à l'agriculture, on estime aujourd'hui qu'environ 80% des espèces d'intérêt communautaire¹ subissent, entre autres,

¹ Espèce en danger, vulnérable, rare ou endémique.

des pressions liées au monde agricole (Service Public de Wallonie, 2021). C'est le cas, par exemple, des oiseaux spécialistes des plaines agricoles qui subissent un déclin continu depuis 1990 (perte de plus de 60% des effectifs) en Wallonie (figure 2). Pratiquement toutes les espèces associées aux milieux agricoles sont en diminution significative, à l'exception du tarier pâtre (en augmentation), de la pie-grièche écorcheur (en augmentation), de la fauvette grisette (en augmentation), du faucon crécerelle (stable) et du corbeau freux (stable). Le bruant proyer, la tourterelle des bois et la perdrix grise sont les espèces les plus impactées avec des pertes respectives de 99.4%, 94.5% et 92.4% des effectifs sur la période 1990-2020.

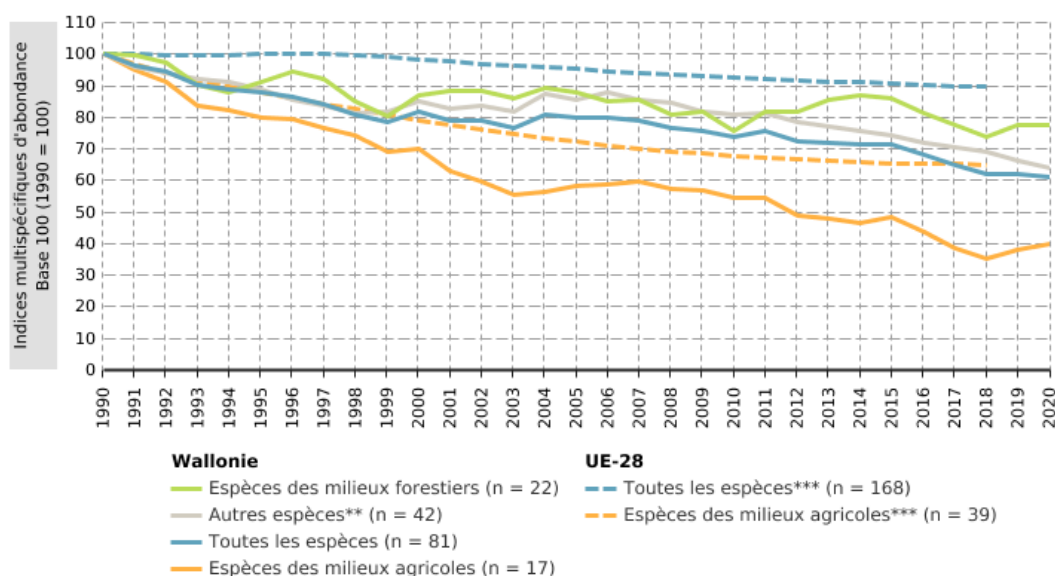


Figure 2 : évolution des effectifs de 81 oiseaux communs en Wallonie et en Europe (Sources : Aves-Natagora ; SPW Environnement - DEMNA (programme ISB/SURWAL) ; EBCC ; BirdLife ; RSPB ; CS)

A titre de contre-exemple, l'état des populations de chauves-souris s'améliore depuis 1996 (figure 3). En effet, les populations de 15 taxons recensés auraient triplé depuis cette date. Ces accroissements très encourageants sont toutefois à nuancer car les effectifs sont encore très éloignés de ceux qui étaient observés dans les années 50. De plus, les techniques de détection ont également fortement progressé ce qui peut fausser les résultats.

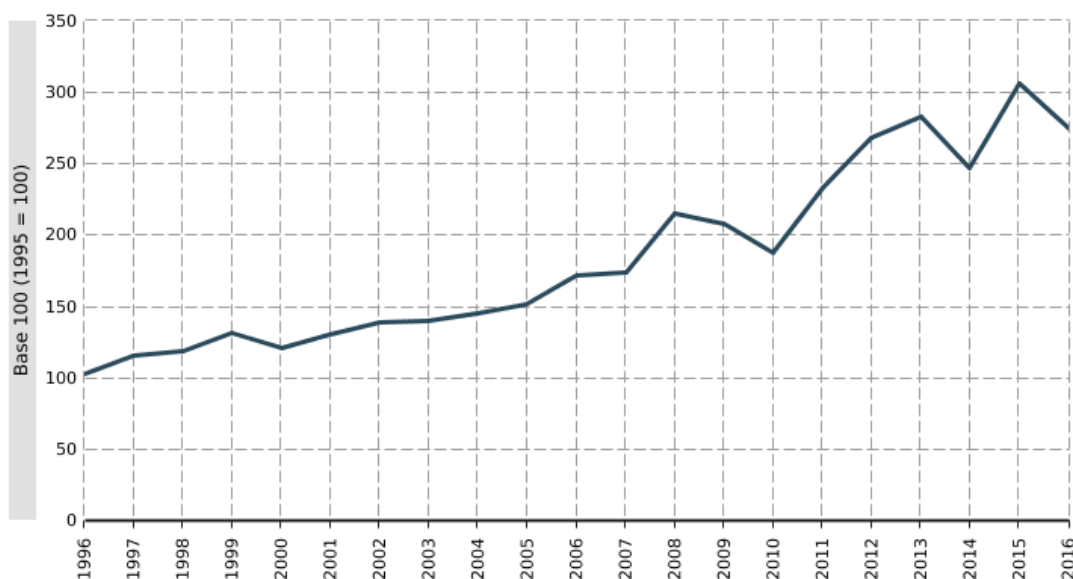


Figure 3 : Evolution des populations de chauve-souris hibernantes en Wallonie (17 espèces sur les 22 présentes en Wallonie)
(Sources : Natagora-Plecotus ; SPW - DGO3 – DEMNA)

Il n'existe à ce jour pas d'indicateur direct de la biodiversité et de la qualité biologique des sols en Wallonie. Cependant, la teneur en matière/carbone organique des sols constitue un excellent indicateur indirect de l'activité biologique mais aussi de sa fertilité et de sa stabilité structurale (Obalum, 2017). Les teneurs en matières organiques sont fortement liées à l'occupation du sol avec des teneurs en moyenne plus élevées en prairie qu'en grandes cultures (Service Public de Wallonie, 2021). Environ 90% des parcelles en grandes cultures ont des teneurs en matières organiques considérées comme défavorables pour la stabilité structurale du sol (teneur carbone organique < 20gC/kg). Bien que plus élevée qu'en terres arables, la tendance à la diminution des teneurs observée ces dernières années dans les prairies est hautement préoccupante. Le lien avec les organismes du sol n'est par contre pas formellement établi.

1.4. L'agriculture influence la biodiversité dans les milieux agricoles et les milieux connexes

L'agriculture reste de loin la première occupation du sol en Wallonie avec 45 % du territoire largement imbriqués dans les autres usages. Certaines pratiques comme le travail intensif et la faible couverture du sol ont un impact direct sur les organismes présents sur la parcelle mais peuvent aussi indirectement influencer la biodiversité dans les milieux connexes comme les cours d'eau. En effet, un travail du sol intensif et/ou une faible couverture du sol peuvent causer des phénomènes d'érosion des terres agricoles qui finissent éventuellement par se retrouver dans les cours d'eau sous forme de sédiments. L'augmentation de la concentration en sédiments dans les eaux de surface affecte la biodiversité aquatique via divers mécanismes détaillés par Bilotta et Brazier (2008). L'augmentation de la concentration en sédiments réduit la pénétration de la lumière ce qui réduit la quantité d'énergie assimilable pour les producteurs primaires immergés. Une concentration élevée en sédiments affecte également les invertébrés et certains poissons (surtout les salmonidés comme les truites), qui sont fragilisés par l'abrasion causée par ces sédiments. Pour ces derniers, les sédiments qui s'accumulent sur le fond de la rivière ont également tendance à boucher les pores du fond de la rivière ce qui diminue les échanges d'oxygène et de CO₂ entre les œufs et l'eau et réduit le taux de reproduction.

Au-delà de ces effets directs de la concentration en sédiments, les particules érodées agissent comme des agents de transports pour une série de polluants comme les pesticides, les nutriments (principalement le phosphore...) qui impactent fortement la qualité écologique des milieux aquatiques. En effet, les particules les plus fines (argiles et limons) qui sont les plus facilement érodées ont un pouvoir élevé d'adsorption des polluants et des nutriments si bien que leur concentration en phosphore peut atteindre des valeurs 5 fois plus élevées que celles des particules de sol non érodées (Rickson, 2014). L'augmentation de la concentration en phosphore dans les cours d'eau induit un phénomène d'eutrophisation qui s'accompagne d'une prolifération d'algues et d'un appauvrissement en oxygène problématique pour les autres organismes aquatiques. Certains pesticides se révèlent également toxiques pour de nombreux organismes (Reichenberger et al., 2007).

Les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité des milieux connexes ne se limitent pas aux milieux aquatiques. Les infrastructures tels que les haies bocagères et les bandes enherbées exploitées extensivement constituent en effet le maillage du réseau écologique et agissent comme des liaisons entre les zones protégées où la conservation de la nature est identifiée comme prioritaire². Ces infrastructures sont donc indispensables pour garantir les échanges entre populations et ainsi permettre le brassage génétique entre les populations vivant dans ces espaces naturels.

² Pour des informations supplémentaires sur le réseau écologique wallon, se référer à la page internet suivante : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/structure-ecologique-principale.html?IDC=2997>

2. Pratiques agricoles et biodiversité

Les relations entre agriculture et biodiversité sont multiples, complexes et pas toujours évidentes à objectiver. La construction et la sélection d'indicateurs nécessitent donc un travail préalable de revue de la littérature. Une revue (non exhaustive) de la littérature scientifique a donc été réalisée dans le but d'objectiver et d'explicitier les impacts possibles de la gestion agricole sur différents groupes taxonomiques fréquemment étudiés. Le résumé de ce travail bibliographique est repris au tableau 1. Ce tableau résume les effets (positifs, négatifs ou neutres) d'une série de pratiques sur chaque groupe d'espèce. La taille des flèches donne une appréciation de la certitude scientifique derrière chaque pratique et ne concerne en aucun cas l'intensité relative des effets mesurés dans les différentes études. Les niveaux de confiance ont été établis en suivant la typologie proposée par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2019) :

- **Bien établi** : Les sources sont nombreuses, de qualité et concordent.
- **Etabli mais incomplet** : Les sources concordent mais sont encore peu nombreuses.
- **Controversé** : Les sources sont nombreuses mais ne concordent pas toujours.
- **Hypothétique** : Les sources sont peu nombreuses et ne permettent pas de conclure avec certitude.
- **Indirect** : Effet hypothétique indirect sur la biodiversité pas directement montré dans la littérature. A titre d'exemple, une pratique réduisant l'érosion des terres a un impact indirect potentiel sur les organismes aquatiques. Cette catégorie n'est pas utilisée par l'IPBES.

Une rapide analyse du tableau indique que de manière générale, la présence d'éléments semi-naturels sur ou proches de l'exploitation, la réduction de la taille des parcelles, les pratiques extensives en prairies ainsi que la réduction des risques liés aux pesticides (i.e. : agriculture biologique) ont des impacts positifs généralement bien connus sur la plupart des groupes taxonomiques. Les autres pratiques agricoles (travail du sol réduit, cultures intermédiaires, cultures favorables à l'environnement) ont des impacts généralement positifs pour certains groupes avec une évidence scientifique variable. Etonnamment, d'après la littérature, la diversification des cultures ne semble pas fournir de bénéfices significatifs pour la biodiversité. Cette observation est discutée à la section 2.2. Les informations provenant des articles scientifiques utilisés pour construire le tableau sont synthétisées pour chaque pratique dans les sections suivantes.

Tableau 1 : Revue de la littérature scientifique non exhaustive des effets des pratiques agricoles et non agricoles sur la biodiversité. Le sens de la flèche et la couleur de la case donnent l'effet attendu. La taille de la flèche reflète le niveau de confiance en fonction de la littérature scientifique consultée. L'intensité présumée des différentes pratiques n'est pas représentée sur ce tableau. La colonne « Cultures favorables » regroupe les prairies permanentes intensives et l'ensemble des cultures décrites dans la section 4.4. Chaque culture peut donc avoir un ou plusieurs effets parmi les taxons identifiés.

	Éléments semi-naturels	Taille des parcelles réduite	Diversification des cultures	Baisse des risques liés aux pesticides	Cultures intermédiaires	Travail du sol réduit	Prairies extensives	Cultures favorables
Oiseaux	↑	↑	→	↑	↑	↑	↑	↑
Chauves-souris	↑	↑	↓	↑				
Abeilles et bourdons	↑	↑	↓	↑	↑		↑	↑
Papillons	↑			↑	↑		↑	↑
Syrphes	↑	↑	↓	↑	↑		↑	↑
Carabes	↑	↑	→	↑		→	↑	
Araignées	↑	→	→	↑			↑	
Plantes	↑	↑	→	↑			↑	↑
Organismes du sol				↑	↑	↑	↑	↑
Organismes aquatiques	↗			↑	↗	↗	↗	↗
Biodiversité multitaxons	↑	↑	→	↑			↑	



Effet positif



Pas d'effet



Effet négatif

Niveau de confiance



Bien établi



Établi mais incomplet/controversé



Hypothétique



Indirect

2.1. Éléments semi-naturels

Les habitats semi-naturels sont des milieux qui ont été modifiés par l'homme via l'activité agricole ou d'autres activités humaines. Ceux-ci dépendent souvent de la continuation des pratiques traditionnelles ayant favorisé leur formation. Parmi ces habitats, nous pouvons distinguer les milieux

semi-naturels tels que les forêts, qui ne dépendent pas ou peu de la gestion agricole des autres éléments comme les prairies extensives et les couverts linéaires qui poussent entre ou au sein des parcelles agricoles (haies, bandes enherbées, bandes fleuries...) et dépendent directement de la gestion de l'agriculteur et qui sont bien souvent promus dans les programmes agro-environnementaux. Dans ce document, nous distinguons les **milieux semi-naturels (MSN)**, appellation qui regroupe tous les milieux y compris ceux ne faisant pas partie de la matrice agricole (forêts, rivières...) et les **éléments semi-naturels (ESN)** qui regroupent les petits éléments du paysage (haies et alignement d'arbres, arbres isolés, mares, bosquets...), les bandes enherbées et fleuries, les parcelles aménagées et les prairies semi-naturelles présents sur la matrice agricole et dépendant directement de la gestion des agriculteurs. Ces éléments contribuent à améliorer les connexions du réseau écologique en servant de relais aux espèces présentes dans la zone. En principe, ils ne sont pas ou peu soumis aux pressions engendrées directement par les pesticides et les engrais. Ils fournissent des habitats et des ressources alimentaires pour la faune et la flore.

Aujourd'hui, de nombreuses études démontrent l'importance capitale de la présence de milieux semi-naturels pour de nombreux taxons dans les milieux agricoles. Ces études consistent généralement à relier les niveaux de biodiversité observés dans paysages agricoles variés à des variables paysagères comme la couverture en éléments semi-naturels. Une étude récente, menée en Europe et aux Etats-Unis, a montré que la densité des milieux et/ou d'éléments semi-naturels était corrélée à une biodiversité multi-trophique plus importante (Sirami et al., 2019). Des constats similaires ont été réalisés dans d'autres études pour différents groupes d'arthropodes comme les insectes pollinisateurs (Aguilera et al., 2020; Billeter et al., 2008; Duelli and Obrist, 2003; Geppert et al., 2020; Hendrickx et al., 2007; Holland et al., 2017; Martin et al., 2019; Raderschall et al., 2021), les carabes (Aguilera et al., 2020; Anjum-Zubair et al., 2015; Billeter et al., 2008; Duelli and Obrist, 2003; Geiger et al., 2010; Hendrickx et al., 2007; Holland et al., 2016; Martin et al., 2019; Pfiffner and Luka, 2000) et les araignées (Billeter et al., 2008; Gardiner et al., 2010; Hendrickx et al., 2007; Li et al., 2018; Martin et al., 2019).

Au niveau des oiseaux, de nombreuses études montrent également que l'on observe une plus grande diversité d'oiseaux dans les paysages agricoles plus hétérogènes avec une forte proportion de MSN (Batáry et al., 2010; Josefsson et al., 2017; Meichtry-Stier et al., 2014; Morelli, 2013; Redlich et al., 2018b; Šálek et al., 2018; Stoeckli et al., 2017; Wilson et al., 2017; Wuczyński, 2016) notamment grâce à une présence accrue des oiseaux insectivores dominants (Redlich et al., 2018b). Toutefois des corrélations négatives entre la proportion de milieux semi-naturels et l'abondance des espèces spécialistes des plaines agricoles (en particulier les espèces nichant en sol comme les perdrix, vanneaux, caille des blés, tarier des prés...) sont parfois observées (Josefsson et al., 2017; Pickett and Siriwardena, 2011; Redlich et al., 2018b). Ces corrélations sont expliquées par la présence accrue d'éléments ligneux qui ont tendance à favoriser leur prédation. Bien que ces espèces spécialistes apprécient les larges étendues plus homogènes avec une faible présence de ligneux, ces oiseaux sont tout de même fortement dépendants des autres éléments et infrastructures semi-naturelles comme les bandes enherbées en bordure de champ, les prairies extensives ou autres couvertures végétales aménagées à cet effet notamment dans le cadre des mesures agro-environnementales (Batáry et al., 2010; Meichtry-Stier et al., 2014). Pour les raisons exposées-ci-dessus, il convient donc de s'assurer que les infrastructures mises en place dans les exploitations soient adaptées aux enjeux et aux spécificités locales en matière de conservation de la biodiversité.

Enfin, les bandes implantées en bord de cours d'eau comme les tourbières enherbées agissent comme un tampon très efficace pour réduire les dégâts causés par l'érosion des sols et la dérive de produits

polluants (les pesticides, nitrates...) vers les cours d'eau avoisinant et permettent, par conséquent, de protéger les organismes aquatiques (Reichenberger et al., 2007).

2.2. Hétérogénéité de la mosaïque agricole

S'il est largement admis, comme décrit à la section précédente, qu'augmenter la couverture en éléments semi-naturels est bénéfique pour la biodiversité, le rôle de la matrice agricole est moins souvent évoqué. Or un nombre croissant d'études montrent qu'au-delà des éléments semi-naturels, l'hétérogénéité des paysages agricoles dépend également de la taille du parcellaire (aussi appelé hétérogénéité de structure) et mais aussi potentiellement de la diversification des cultures (hétérogénéité de composition, figure 4).

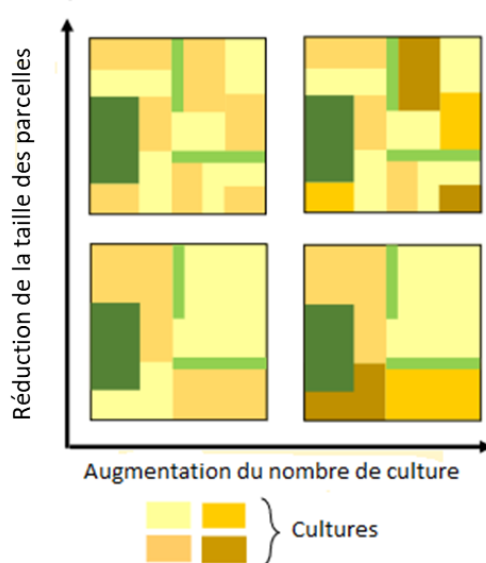


Figure 4 : L'hétérogénéité de la mosaïque agricole peut être augmentée en réduisant la taille des parcelles (hétérogénéité de composition) et/ou en augmentant le nombre de cultures présentes (hétérogénéité de composition) au sein d'un paysage.
Figure tirée de (Sirami et al., 2019)

2.2.1. Hétérogénéité de structure : taille du parcellaire

Les études récentes sont de plus en plus nombreuses à montrer que, pour de nombreux taxons, la diversité et les abondances étaient plus élevées dans les zones agricoles, présentant une hétérogénéité de structure plus élevée. Celle-ci se traduit souvent par une taille moyenne des parcelles réduite et une densité de bordure de champs ou lisière plus élevée. Réduire la taille ou complexifier la structure des parcelles permet d'amplifier les effets de lisières et d'augmenter la densité des bords de champs. Les bordures de champs sont des zones de refuge favorables au développement de la flore et de sa biodiversité associée (Marshall and Moonen, 2002). Elles agissent donc comme des zones de transition écologique entre deux écosystèmes, zones parfois aussi appelées écotones. De plus, les petites parcelles ont également pour effet de donner un accès plus aisé à des multiples couvertures végétales ce qui est particulièrement bénéfique pour les espèces qui ont besoin des ressources présentes dans ces différents types de couverts.

En comparant différents paysages, plusieurs études menées en Europe et au Canada ont démontré que réduire la taille des parcelles et multiplier les bords de champs avaient des effets bénéfiques sur la biodiversité multitrophique (Batary et al., 2017; Clough et al., 2020; Fahrig et al., 2015; Martin et al.,

2020; Sirami et al., 2019). Comme pour les éléments semi-naturels, ces études sont réalisées en comparant des paysages contrastés. A titre d'exemple, certaines études (Batory et al., 2017; Pavliska et al., 2018) sont réalisées à l'ancienne frontière entre le bloc de l'Ouest et le bloc de l'Est où l'organisation du parcellaire entre les fermes du régime capitaliste (fermes privées de petites tailles) et du régime communiste (fermes d'état de grandes tailles) se marque toujours aujourd'hui comme l'illustre cette carte d'une région située à la frontière entre l'Autriche et la Tchéquie.



Figure 5: exemple de paysage contrasté en termes de structure du parcellaire située à la frontière entre l'Autriche et la Tchéquie.

L'étude de (Sirami et al., 2019) a même montré que réduire la taille moyenne des parcelles d'un territoire de 5 à 2.8 ha aurait un effet similaire qu'une augmentation de la couverture en milieux semi-naturels de 0.5 à 11% (Sirami et al., 2019). Si le constat de cette étude doit toutefois être tempéré par le fait que l'étude ne prenait pas en compte la qualité des milieux semi-naturels (i.e. une surface couverte par une forêt de peupliers est considérée équivalente pour la biodiversité à la même surface couverte par des éléments plus qualitatifs), ce constat a le mérite de démontrer l'importance de ce paramètre pour la biodiversité. De nombreuses autres études récentes font un constat identique pour des taxons plus spécifiques comme les oiseaux (Ekroos et al., 2019; Šálek et al., 2018), les plantes (Alignier et al., 2020; Geiger et al., 2010), les insectes pollinisateurs (Geppert et al., 2020; Hass et al., 2018), les carabes (Massaloux et al., 2020) et les chauves-souris (Monck-Whipp et al., 2018) ou encore le lièvre (Pavliska et al., 2018). Il a également été montré que la réduction de taille des parcelles était bénéfique pour la lutte biologique (Redlich et al., 2018a).

Remarque importante sur la définition d'une parcelle agricole :

Si la notion de parcelle agricole peut paraître évidente au premier abord, ce concept est loin d'être clairement défini. En effet, les définitions administratives (cadastre, déclarations de superficies...) peuvent parfois fortement différer de la définition d'une parcelle sur le plan écologique. D'un point de

vue écologique, une parcelle pourrait être définie comme un bloc homogène (même type de culture) et continu, appartenant ou non au même agriculteur.

Pour des raisons évidentes, cette dernière définition est toutefois difficilement mobilisable lorsque l'on travaille à l'échelle de l'exploitation. Dans ce travail, une parcelle est donc définie comme une entité continue et homogène (même culture) appartenant à un même agriculteur. Il est important de préciser que c'est cette même définition qui a été utilisée notamment par (Sirami et al., 2019). Deux parcelles adjacentes sous la même culture sont donc considérées comme des parcelles différentes si elles sont cultivées par deux agriculteurs différents.

2.2.2. Hétérogénéité de composition : diversification des cultures

Bien que très souvent plébiscité (cf. le verdissement de la PAC) et utilisé comme indicateur de biodiversité, un indicateur évaluant, sans distinction, la diversité spécifique des cultures (i.e. le nombre d'espèces cultivées sur une exploitation ou un territoire) ou encore l'hétérogénéité de composition, est peu révélateur d'une biodiversité associée accrue. En effet, les études les plus récentes menées sur le sujet, démontrent que les indices de diversité des cultures au sein d'un territoire sont globalement peu (Fahrig et al., 2015; Sirami et al., 2019) voire négativement (Martin et al., 2020) corrélés aux indices de biodiversité multi-trophiques. Certaines études suggèrent toutefois que les bénéfices liés à la diversification ne sont obtenus que dans les régions où la couverture en éléments semi-naturels est élevée (> 4% pour la biodiversité multi-trophique (Sirami et al., 2019) ; >10% pour les pollinisateurs et 30% pour les carabes (Aguilera et al., 2020)) ce qui pourrait, en partie, expliquer l'importante variabilité des réponses observées dans la littérature. Certaines études suggèrent également que les oiseaux non spécialistes profitent d'une plus grande diversité (i.e. présence conjointe de céréales de printemps et d'hiver, de prairies temporaires, de cultures de légumes plein champ...), ce qui ne serait pas le cas des oiseaux spécialistes des plaines agricoles (Ekroos et al., 2019; Josefsson et al., 2017). Enfin, il a été récemment démontré que la diversification des cultures au sein d'un territoire avait un effet positif sur la lutte biologique et pourrait permettre une baisse d'utilisation des insecticides (hypothèse à confirmer) (Redlich et al., 2018a). Cet effet ne sera toutefois observé que dans le cas où la majorité des agriculteurs appliquent les principes de la lutte intégrée sur base des observations réalisées en champs et soient prêts à prendre le risque de faire l'impasse sur un traitement.

Une autre hypothèse avancée dans certaines études montrant des effets négatifs de la diversification des cultures serait que, dans de nombreuses régions, la diversification plus importante des cultures est obtenue en ajoutant des cultures à forte demande en intrants et en pesticides (Hass et al., 2018; Martin et al., 2020). Ce constat rejoint celui d'une étude réalisée en Wallonie en région hesbignonne (Colignon et al., 2001) qui a mis en évidence une baisse significative des populations d'insectes causées par l'utilisation accrue d'insecticides dans les cultures de légumes plein champ. Ces différents résultats indiquent qu'un indicateur évaluant de manière simpliste la diversité des cultures (ex : Indice de Shannon, nombres d'espèces cultivées ou assimilés), sans prise en compte du type de culture et du niveau d'intensification associé, serait peu révélateur d'une biodiversité associée accrue.

2.3. Cultures favorables

Si la diversification des cultures *stricto-sensu* semble insuffisante pour obtenir des bénéfices clairement identifiés en termes de biodiversité, les informations détaillées précédemment semblent indiquer qu'une réflexion plus approfondie doit être menée sur les impacts respectifs des plantes cultivées en Wallonie. Certaines cultures comme les légumineuses et les céréales de printemps voire le colza peuvent se révéler d'un certain intérêt pour la biodiversité selon leurs modalités d'exploitation.

Les **prairies temporaires** sont bénéfiques pour la qualité biologique et la vie du sol. Un essai longue durée mené par l'université de Gand a montré que la prairie temporaire permettait de retrouver une qualité biologique du sol (vers de terre, nématodes, bactéries, taux de matière organique...) intermédiaire entre la prairie permanente et la terre arable (van Eekeren et al., 2008). Une autre expérience menée en France a conduit à des conclusions identiques pour la matière organique et la biomasse microbienne avec une augmentation des bénéfices lorsque la durée de la prairie temporaire est accrue (Crème et al., 2018). Ces effets positifs doivent toutefois être nuancés. En effet, les prairies temporaires, généralement gérées de manière intensive en Wallonie avec une fertilisation importante et de nombreuses coupes peuvent constituer des pièges écologiques pour de nombreux oiseaux et mammifères qui subissent une mortalité élevée lors des fauches successives.

Les cultures de **légumineuses** fourragères (luzernes, pois protéagineux, trèfles...) sont des cultures qui captent de l'azote atmosphérique et permettent donc une diminution des intrants azotés (effet engrais vert). La floraison des légumineuses fournit une ressource intéressante aux insectes pollinisateurs à langues longues (bourdons et abeilles sauvages), souvent menacés en Belgique, qui apprécient les corolles longues des légumineuses (Terzo and Rasmond, 2007). Les légumineuses comme le trèfle blanc, souvent présentes dans les pâtures exploitées intensivement, constituent également une ressource importante pour les insectes pollinisateurs (Woodcock et al., 2014). Pour que cette floraison ait lieu, il est nécessaire de maintenir une zone refuge non fauchée pour permettre la floraison des légumineuses cultivées à des fins fourragères. En ce qui concerne les légumineuses à graines (pois, haricots...) destinées à la récolte, les fréquents traitements aux insecticides hors cultures biologiques diminuent fortement l'intérêt écologique de ces cultures qui peuvent même jouer un rôle de piège (Colignon et al., 2001).

Les **céréales de printemps**, en nette régression en Wallonie, fournissent des habitats intéressants pour certains oiseaux nichant au sol comme l'alouette, particulièrement pendant la saison de reproduction lorsque les cultures de céréales d'hiver sont déjà trop denses (Chamberlain et al., 1999; Wilson et al., 1997).

Le **colza**, principale culture entomophile de Wallonie (1,2% de la SAU en 2019), est bénéfique pour certaines populations de bourdons (Westphal et al., 2003) principalement à langue courte. Cette ressource abondante mais transitoire pourrait causer un effet de dilution des insectes pollinisateurs dans les habitats voisins (Holzschuh et al., 2016) et ainsi altérer le cycle de reproduction des plantes sauvages présentes dans ces habitats. L'importance de ce dernier effet serait toutefois à relativiser car le colza n'attirerait que les espèces les plus mobiles et abondantes (Magrach et al., 2018).

Dans tous les cas, les bénéfices potentiellement obtenus par ces différentes cultures dépendent fortement de la gestion de ces cultures et notamment des traitements aux insecticides. Le traitement des cultures aux insecticides pouvant réduire à néant l'intérêt voire constituer un piège pour les insectes attirés par ces cultures.

2.4. Réduction des risques liés aux pesticides

Les travaux de synthèse les plus récents menés par l'IPBES sont sans équivoque : les pesticides, et plus particulièrement les insecticides ont de nombreux effets létaux sur les pollinisateurs (IPBES, 2016). Ce risque peut toutefois être diminué en réduisant l'usage des pesticides et en adoptant certaines pratiques (agriculture biologique, gestion intégrée des ravageurs...) notamment celles permettant de réduire les pertes de pesticides à l'épandage. Ce constat peut être étendu à l'ensemble de l'entomofaune (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). Les pesticides ont également des effets létaux sur

la biodiversité aquatique qui sont directement liés à la concentration de substances polluantes dans les eaux. Une évaluation récente réalisée en Europe met en évidence des baisses de diversité spécifique pouvant atteindre 42% (Beketov et al., 2013). Ces baisses de biodiversité étant également observées lorsque les normes de concentration jugées sans danger pour l'environnement par la législation européenne étaient respectées. L'utilisation de pesticides est également nocive pour les populations de vers de terre (Pelosi et al., 2021, 2014). Certaines substances antiparasitaires ont un impact négatif sur la biodiversité car elles sont toxiques pour les insectes coprophages qui jouent pourtant un rôle essentiel dans le recyclage des matières organiques. Lorsque ces substances sont utilisées au pâturage (injection par voie orale, par injection ou par voie transcutanée), elles se retrouvent dans les excréments des animaux et causent une hausse de la mortalité chez ces insectes (Floate et al., 2016; Kools et al., 2008; Lumaret and Errouissi, 2002). Les interactions pesticides/biodiversité sont extrêmement complexes, l'écotoxicité des pesticides varie pour chaque substance si bien que de simples indicateurs quantitatifs d'utilisation des pesticides ne permettent pas d'évaluer correctement les risques associés à leur utilisation (Kudsk et al., 2018; Möhring et al., 2019).

Pour répondre à cette menace, l'agriculture biologique constitue aujourd'hui la pratique la plus connue du grand public pour réduire drastiquement les effets indésirables liés à l'utilisation de pesticides. Si les cahiers des charges en agriculture biologique ne concernent pas uniquement la question des pesticides, leur drastique réduction reste un élément central qui implique très souvent le déploiement d'autres pratiques pour contrôler les adventices et les ravageurs de cultures et réduire les autres impacts environnementaux (i.e. désherbage mécanique, rotations plus longues, utilisation d'engrais organiques et de composts, charges en bétail réduites...). Sur le plan scientifique, une récente méta-analyse de la littérature (Tuck et al., 2014) apporte de nombreux éléments de réponse sur la performance des systèmes en agriculture biologique en termes de biodiversité par rapport à l'agriculture conventionnelle. L'ensemble des études recoupées dans cette analyse indique qu'en moyenne, la diversité spécifique, toutes espèces confondues, est 30% plus élevée en agriculture biologique qu'en agriculture conventionnelle. Tous les groupes taxonomiques ne sont pas affectés de la même manière. Les plantes sont le groupe le plus affecté avec une augmentation de la richesse spécifique proche de 75% là où les autres groupes taxonomiques (arthropodes et oiseaux) voient leur diversité augmenter d'environ 25% (environ 50% pour les pollinisateurs) avec un niveau de certitude plus élevé pour les arthropodes que pour les oiseaux. Toujours d'après cette méta-analyse, les bénéfices de l'agriculture biologique sont plus importants dans les régions agricoles les plus intensives (i.e. % de terres arables le plus élevé). Au niveau des organismes du sol (microorganismes, vers de terre), la situation est moins bien connue probablement parce que ces organismes sont également fortement impactés par d'autres pratiques, comme le travail du sol, qui peuvent fortement varier en agriculture biologique. Des essais long terme réalisés en France montrent toutefois des effets bénéfiques de l'agriculture biologique pour la majorité des organismes du sol (Henneron et al., 2015) ou pour les vers de terre plus spécifiquement (Pelosi et al., 2015).

Au-delà de l'agriculture biologique, les pratiques permettant de limiter la dérive des produits vers les eaux de surface et souterraines devraient, en principe, réduire le risque pour les organismes aquatiques et les autres organismes non ciblés (Reichenberger et al., 2007). L'efficacité des bandes enherbées pour réduire l'érosion et le ruissellement des pesticides vers les eaux de surface a été démontrée. L'évolution du matériel et le respect d'une bande tampon (Maltby and Hills, 2008) permettent également de réduire le risque de dérive hors du champ lors des pulvérisations. Le drainage des produits vers les nappes ne peut être diminué qu'en sélectionnant les produits, en réduisant les doses et choisissant les dates et conditions d'application les plus adaptées.

2.5. Travail du sol

La vie du sol constitue une composante importante de la matrice du sol car elle régule de nombreuses fonctions fondamentales délivrées par les sols comme le recyclage des éléments nutritifs du sol et l'amélioration de la structure du sol. Les microorganismes sont les agents principaux de décomposition de la matière organique et jouent un rôle majeur dans les grands cycles biogéochimiques du sol (cycle du carbone, de l'azote...).

Le travail du sol modifie fortement les propriétés biologiques et physiques du sol et agit aussi sur la répartition des matières organiques. Les modalités peuvent varier d'un travail profond avec inversion et enfouissement des résidus (souvent appelé travail du sol conventionnel ou labour) au semis direct en passant par les techniques culturales simplifiées (pas d'inversion, enfouissement partiel des résidus) superficielles (profondeur inférieure à 15cm) ou non. Au-delà de l'utilisation ou non du labour, l'emploi d'outils animés (tels que la herse rotative) aurait un impact particulièrement délétère sur les populations de champignons (Cookson et al., 2008) et la macrofaune qui est physiquement attaquée par ce type d'outils.

Le travail du sol affecte directement la macrofaune (vers de terres, carabes, araignées...) en les blessant, en les tuant ou en les exposant aux prédateurs (Kladivko, 2001) et affecte indirectement l'ensemble des organismes du sol en modifiant leurs habitats. Ces changements peuvent être néfastes pour la production lorsqu'ils affectent certains organismes bénéfiques (carabes, vers de terre) ou bénéfiques lorsqu'ils affectent certains ravageurs (limaces, plantes adventices ...). De nombreuses études ont montré que les populations de vers de terre sont plus élevées en techniques culturales simplifiées qu'en travail du sol conventionnel (Briones and Schmidt, 2017). L'impact du travail du sol et du labour sur la microflore est moins prononcé même si certaines études suggèrent une augmentation de l'activité microbienne dans les sols non labourés probablement grâce à une baisse des fluctuations des températures et des conditions plus humides (Kladivko, 2001) due à une présence accrue de résidus en surface. Les populations de nématodes, de microarthropodes semblent aussi être négativement impactées par le labour (Key et al., 2013). De manière générale, il est établi que la réduction du travail du sol permet une augmentation des abondances et de la diversité des organismes du sol même si des réponses variables peuvent être observées.

On peut enfin noter que les effets bénéfiques liés à l'abandon du labour pourraient également se répercuter plus haut dans les chaînes trophiques et se révéler bénéfiques pour certains oiseaux se nourrissant d'insectes ou de graines (Cunningham et al., 2004). Pour une revue plus détaillée et complète (en français) portant sur les multiples impacts du travail du sol, le lecteur est renvoyé vers la publication de (Bouthier et al., 2014).

2.6. Couverture du sol et intercultures

Bien que pouvant être étudié de manière isolée, le travail du sol se conjugue le plus souvent avec d'autres pratiques culturales comme l'augmentation de restitution de biomasse fraîche notamment via les intercultures souvent promues en agriculture de conservation des sols. Un essai longue durée réalisé en France a testé l'impact du travail du sol (labour vs semis direct) et de la présence ou non d'intercultures sur l'activité microbienne du sol. Si cet effet a bien montré un impact négatif du labour, il a été montré que la présence d'intercultures de type CIPAN permettait tout de même d'améliorer la situation et ce, même en labour, ce qui confirme l'hypothèse que les couverts végétaux constituent un levier important pour maintenir des sols de qualité (Bouthier et al., 2014). Cet effet bénéfique des couverts végétaux, couplé ou non à un travail du sol réduit, a aussi été démontré dans un autre essai

mené dans le nord de la France (Nivelle et al., 2016). Une étude récente menée à Versailles a également démontré les effets bénéfiques d'un couvert permanent sans labour sur de multiples organismes du sol (Henneron et al., 2015).

Une étude réalisée aux Etats-Unis suggère que l'implantation de cultures intermédiaires serait également bénéfique pour de nombreux oiseaux surtout lorsque le couvert est maintenu pendant l'hiver (Wilcoxon et al., 2018). Des conclusions similaires ont été tirées dans une étude menée en Angleterre (Stoate et al., 2003). Enfin, en fonction de leur composition, ces couverts peuvent également fournir une ressource alimentaire intéressante pour les pollinisateurs à la fin de l'été (Ellis and Barbercheck, 2015; Justes and Richard, 2017).

2.7. Pratiques extensives en prairie

La qualité biologique **des prairies permanentes** dépend très fortement de leurs modalités d'exploitation. Dans certaines conditions, les prairies permanentes offrent un habitat pour de nombreux taxons. En Europe, certaines prairies tempérées constituent des « hot spot » de biodiversité. On estime par exemple que plus de 18% des plantes vasculaires endémiques et environ 2/3 des espèces de papillons dépendent directement des prairies (Habel et al., 2013). Dans des régions comme la Wallonie dans laquelle le climax correspond le plus souvent à des écosystèmes forestiers, cet habitat a la particularité de dépendre directement de la gestion agricole et de l'élevage. Toutefois, l'intensification des pratiques agricoles dans les prairies tempérées européennes a causé une homogénéisation importante des communautés dépendant de l'écosystème prairial (Gossner et al., 2016). Les causes de cette homogénéisation sont décrites dans une revue de la littérature (Gaujour et al., 2012).

L'eutrophisation des milieux majoritairement causée par la fertilisation azotée réduit la diversité spécifique des plantes (Socher et al., 2012) en favorisant les espèces herbacées nitrophiles au détriment des espèces moins compétitives à croissance plus lente. Pour des raisons analogues, l'apport de phosphore est une source importante de dégradation de la diversité des plantes en prairie. Il a en effet été démontré qu'au-delà du seuil de 5mg de P/100g de sol sec, la probabilité d'observer une prairie diversifiée était extrêmement faible (Janssens et al., 1998). Des teneurs élevées en phosphore constituent donc un frein au potentiel de restauration d'une prairie étant donné que le phosphore est très stable dans le sol et qu'il diminue très lentement même sans apports extérieurs. D'après les données les plus récentes disponibles dans la base de données Requasud (www.requasud.be), on observe que ce seuil est dépassé en moyenne pour les prairies permanentes situées en région limoneuse, sablo-limoneuse et en campine hennuyère. Dans les autres régions, les valeurs observées sont en moyenne inférieures ou très proches de ce seuil, ce qui suggère un potentiel de restauration élevé pour une majorité de prairies permanentes en Wallonie.

Si le pâturage a un effet plutôt bénéfique pour la biodiversité à intensité faible ou modérée, le pâturage intensif, souvent couplé à une augmentation de la fertilisation a tendance à sélectionner les espèces les plus compétitives, ce qui se traduit par une diversité plus faible des plantes, des invertébrés et de la flore microbienne du sol (Wang and Tang, 2019). La région wallonne est caractérisée par un niveau d'intensification élevé au niveau de son élevage qui se traduit par des charges en bétail moyennes (tout bétail confondu) de 1.4 UGB/ha SAU ce qui est considérablement plus élevé qu'en France (0.79 UGB/ha SAU) et qu'en Allemagne (1.09 UGB/ha SAU) mais plus faible qu'aux Pays-Bas (3.8 UGB/ha SAU). En région wallonne, la densité du bétail pâturant rapportée à la surface dédiée aux productions fourragères est en moyenne de 2.0 UGB/ha (Service Public de Wallonie, 2021).

L'augmentation du nombre de fauches s'accompagne généralement d'une augmentation de la fertilisation, ce qui impacte négativement la biodiversité des prairies (Socher et al., 2012). En plus de cet effet indirect, la fauche cause une destruction directe des animaux au sol (oiseaux nicheurs, mammifères, batraciens, reptiles, insectes...). En fonction des techniques de fauche, cet impact peut être plus ou moins important. Selon (Humbert et al., 2010), renoncer à l'utilisation de conditionneurs a pour effet de réduire de moitié la mortalité chez les invertébrés. Le maintien de zones refuges bien localisées est également recommandé. Retarder la première fauche à l'été a un effet positif sur la diversité spécifique des plantes et des invertébrés (Humbert et al., 2012).

3. Description générale de l'outil

3.1. Présentation générale des indicateurs

Sur base de la revue de la littérature présentée dans la section précédente et de nombreux échanges avec un panel regroupant des scientifiques et des experts de terrain, une liste de 10 indicateurs et sous-indicateurs a été établie (tableau 2). Les indicateurs proposés dans ce tableau visent à refléter les pratiques détaillées à la section précédente. Les indicateurs sont décrits en détails dans des sections dédiées. Dans un souci d'efficacité, la majorité des indicateurs sont collectés à l'échelle de l'exploitation et non à l'échelle des parcelles. A titre d'exemple, l'indicateur charge en bétail est calculé comme la charge en bétail moyenne de l'exploitation. L'information sur la répartition du bétail entre les parcelles ne sera pas collectée. L'outil concerne les prairies permanentes et les terres arables mais n'est pas calibré pour les cultures permanentes (vignes, vergers basse tige etc.) à l'exception des taillis à courte rotation et des vergers fruitiers à haute tige, ces derniers étant assimilés à des prairies permanentes. L'outil n'est pas non plus calibré pour le maraichage sur petites surfaces et l'élevage hors sol.

Tableau 2 : Liste des indicateurs

Acronyme	Indicateur	Unité	Explication	Source de données
ME1 ME2	Maillage écologique	% de la surface couverte	Surface de l'exploitation participant au maillage écologique en cultures (ME1) ou en prairies permanentes (ME2)	Déclaration de superficie, Base de données MAEC, SIGEC, N2000...
MA1	Taille des parcelles/densité des bordures	m/ha	Densité des lisières (m/ha)	SIGEC, déclaration de superficie
MA2	Cultures à bas intrants chimiques et agriculture biologique	Score	Points pour les cultures à bas intrants/favorables à l'environnement, agriculture biologique	Déclaration de superficie, questionnaire
PP2	Charge en bétail	UGB/Surf. fourragères	Charge en bétail moyenne par surface fourragère	Questionnaire
PP3	Gestion raisonnée du parasitisme	Score	Pratiques sanitaires pour lutter contre le parasitisme	Questionnaire
PP4	Précautions lors de la fauche et de la récolte	Score	Pratiques pour réduire la mortalité lors des interventions sur le champ	Questionnaire
TA1	Couverture hivernale du sol	%	Proportion des terres couvertes au 15 février	Déclaration de superficie, questionnaire
TA2	Travail du sol	Score	Indice d'intensité du travail du sol	Questionnaire
A1	Autres gestes pour la biodiversité	Score	Petites infrastructures (nichoirs, pierriers,...) et races locales menacées	Questionnaire

3.2. Encodage et calculs

L'encodage des données nécessaire au calcul des indicateurs est réalisé en ligne à l'aide d'un formulaire standardisé. Une fois encodé et validé, l'outil calcule les différents indicateurs et génère un rapport avec les résultats (voir section suivante). L'outil en ligne est accessible sur demande. Le conseiller reçoit un nom d'utilisateur et un mot de passe. Il peut modifier à sa guise les fermes encodées par ses soins. Les résultats sont consignés dans une base de données.

Pour un aperçu, visitez le site internet suivant :

<https://www.bd.natagriwal.be/pyramide>

3.3. Présentation des résultats et hiérarchisation des indicateurs

Pour rappel, l'objectif de cette batterie d'indicateurs doit permettre de faire l'état des lieux des pratiques mises en œuvre au sein d'une exploitation et d'identifier les actions prioritaires qui permettraient d'améliorer l'impact biodiversité de l'exploitation. Une attention particulière doit donc être apportée à la communication des résultats pour que l'exploitant puisse comprendre de manière synthétique et explicite l'état des lieux qui a été réalisé et identifier les actions prioritaires sur l'exploitation. L'agrégation des résultats en une note globale ne permettrait pas de répondre à ces objectifs efficacement. En effet, une telle agrégation nécessiterait d'attribuer des poids à chaque indicateur en fonction de leur importance présumée. Cette agrégation nécessiterait l'utilisation de techniques avancées d'analyses multicritères et de consultation d'experts (comme la méthode Delphi) et ne faciliterait aucunement la communication avec l'agriculteur concerné.

La revue de la littérature présentée à la section 2 nous indique cependant que la connaissance scientifique et les impacts attendus sur les différents groupes taxonomiques diffèrent en fonction des pratiques mises en œuvre si bien que certaines pratiques (ou indicateurs) ont des effets positifs scientifiquement avérés pour l'ensemble des taxons là où d'autres pratiques ont des effets soit moins prouvés sur plan scientifique (en partie parce que les effets sont potentiellement moins importants) soit parce que les effets ne sont avérés que pour certains groupes taxonomiques isolés. Une hiérarchisation des indicateurs est donc indispensable afin de ne pas mettre tous les indicateurs sur le même pied d'égalité lors de la communication des résultats. Pour caricaturer, il ne faudrait pas qu'un score élevé pour les indicateurs regroupés dans la catégorie « Autres » ait la même importance qu'un maillage écologique fortement développé.

Pour pallier ces difficultés, les résultats seront communiqués sans agrégation mais en hiérarchisant les indicateurs par leurs degrés de priorité, eux-mêmes basés sur la revue de la littérature. Au total, cinq niveaux de hiérarchisation sont proposés :

1. **Maximum** : Maillage écologique en prairies et en cultures
2. Taille des parcelles, cultures à bas intrants chimiques et agriculture biologique
3. Travail du sol, couverture hivernale, charge en bétail
4. Utilisation des conseils phytos, précautions contre le parasitisme
5. **Minimum** : Autres

Toujours pour communiquer les résultats de manière simple et synthétique, les résultats sont présentés sous la forme d'une pyramide dont la fondation correspond à l'indicateur d'importance maximale et dont les étages successifs correspondent aux catégories mentionnées ci-dessus comme

illustré à la figure 6. Un code couleur allant du vert foncé au rouge vif permet également de distinguer pour chaque catégorie le niveau d'appréciation atteint pour chaque indicateur.

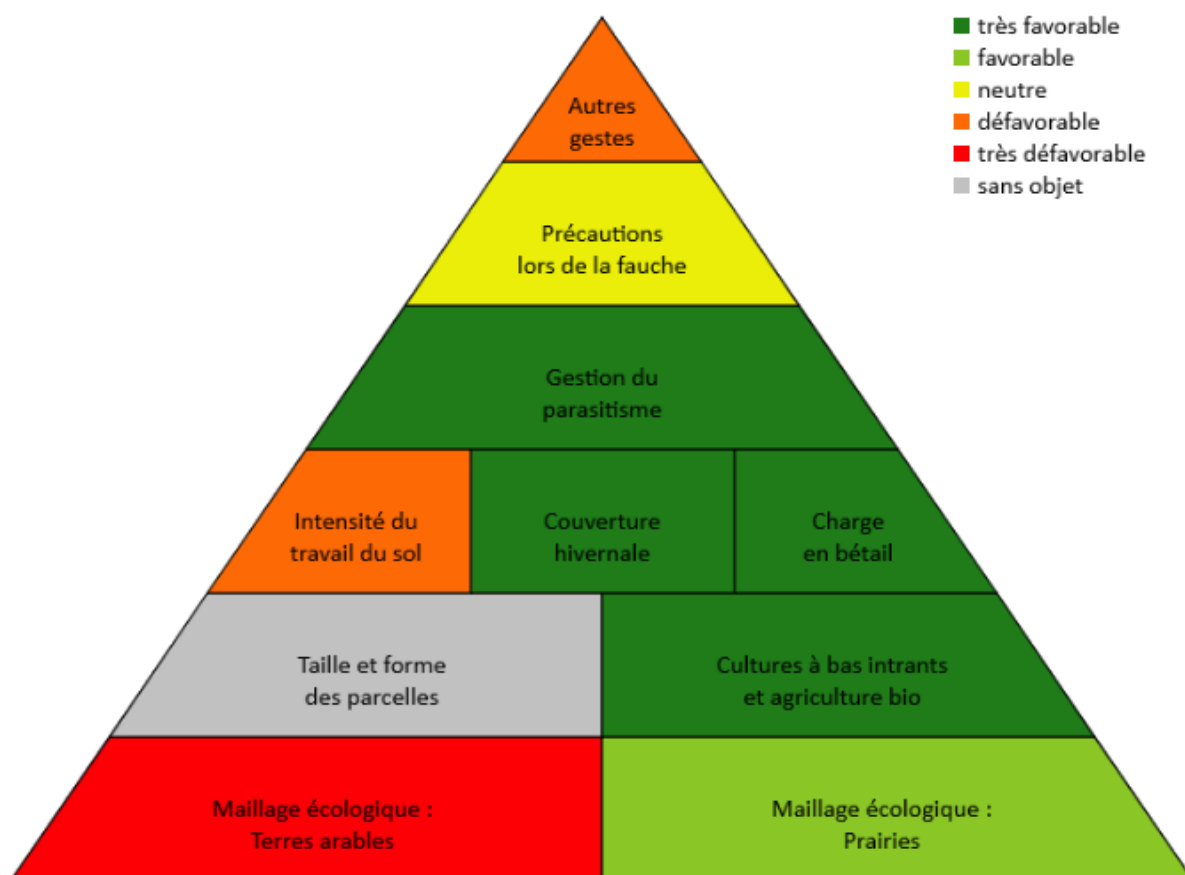


Figure 6 : Présentation graphique des résultats.

Cette présentation graphique des résultats est accompagnée d'un rapport reprenant la pyramide et d'autres informations techniques sur le diagnostic. Pour parvenir à cette présentation, il est donc indispensable de transformer le score obtenu pour chaque indicateur en une appréciation allant de très favorable à très défavorable en fonction du score obtenu. Il est également important de noter que la composition de la pyramide présentée ci-dessus peut varier en fonction du type de ferme audité (exploitation herbagère, exploitation polyculture-élevage et exploitation grandes cultures) avec certains indicateurs pouvant être grisés lorsque l'indicateur n'est pas adapté à l'exploitation (charge en bétail pour une ferme sans animaux par exemple). En option, il est possible d'afficher uniquement les indicateurs pour lesquels des valeurs sont enregistrées avec une pyramide qui s'adapte. De plus, les deux indicateurs maillage écologique peuvent être réparti au niveau de la base en fonction de la proportion de prairies permanentes et terres arables sur l'exploitation comme illustré à la figure 7.

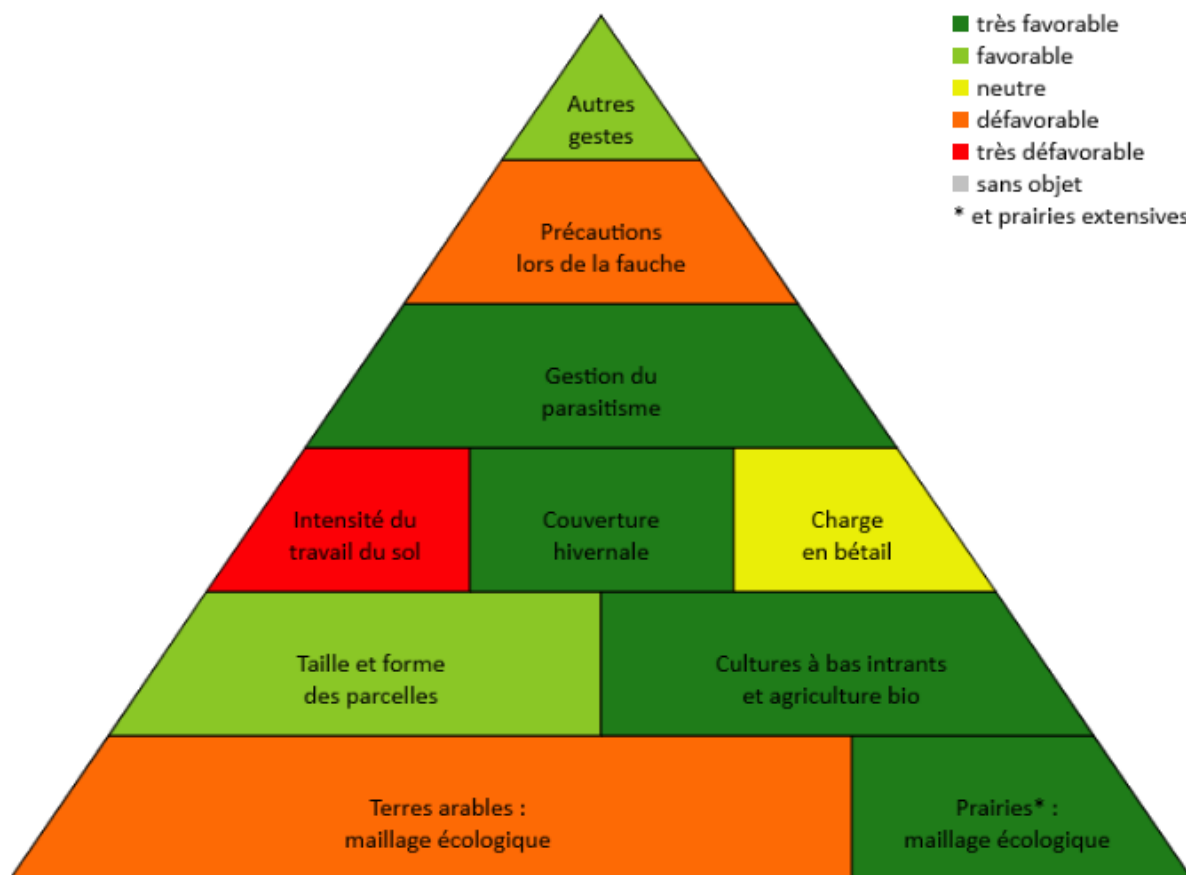


Figure 7 : Représentation graphique des résultats adaptée en fonction des terres de l'exploitation

4. Méthode : Calcul des indicateurs

4.1. Indicateurs ME1 et ME2 : Maillage écologique en cultures et en prairies

Modalités de calcul :

La densité en maillage est calculée séparément pour les terres arables (ME1) et pour les prairies permanentes (ME2) avec deux sous-indicateurs. Les infrastructures comptabilisées dans le maillage écologique des exploitations agricoles sont reprises dans le tableau 3. Les infrastructures de type « cultures » sont comptabilisées pour l'indicateur maillage en terres arables (ME1) et les infrastructures de type « prairies » pour l'indicateur dédié aux prairies permanentes (ME2). Les infrastructures de type paysage sont attribuées en fonction de leur localisation qui doivent être renseignées.

Tableau 3 : Liste des éléments composant le maillage écologique

MESURES	Unités	% Prairies	% Terres arables
Arbres isolés	Nombre		
Haies et alignement d'arbres	km		
Bosquets	ha		
Arbustes	Nombre		
Mares	Nombre		
Fosses	km		
Tournières enherbées (MB5)	ha		100%
Bandes et parcelles aménagées (MC7)	ha		100%
Céréales laissées sur pied (MB12)	ha		100%
Prairies naturelles (MB2)	ha	100%	
Prairies haute valeur biologique (MC4)	ha	100%	
Bande bord de champ	km		100%
Jachère mellifère	ha		100%
Jachère	ha		100%
N2000 : UG_02	ha	100%	
N2000 : UG_03	ha	100%	
N2000 : UG_04	ha	100%	
N2000 : UG_Temp_01	ha	100%	
N2000 : UG_Temp_02	ha	100%	

La procédure est effectuée en 3 étapes de calcul qui permettront d'attribuer une classe (càd une couleur) pour les deux sous-indicateurs.

Densité du maillage écologique. La première étape consiste simplement à faire l'inventaire des infrastructures présentes sur la ferme en les attribuant aux prairies ou aux cultures. Ensuite, l'indicateur est calculé comme le rapport entre les surfaces dédiées au maillage et les surfaces de cultures ou de prairies :

$$ME_{1/2} = \frac{\sum Surfaces\ maillage_{Cultures/Prairies}}{\sum Surfaces_{Cultures/Prairies}}$$

Les résultats sont exprimés en %. Les infrastructures linéaires (haies, fossés...) et ponctuelles sont préalablement converties en surface à l'aide des coefficients repris ci-dessous (tableaux 4). Les surfaces physiques sont directement utilisées pour les autres infrastructures.

Tableau 4 : Coefficients de conversion

Infrastructure	Unités	Conversion (m2)
ARBRES	Nombre	30
HAIES	m	10
ARBUSTES	Nombre	10
MARES	Nombre	200
FOSSES	m	5

Contrôle de la conditionnalité : En complément à ces calculs, un contrôle du respect de la conditionnalité BCAE8 est réalisé. Comme pour l'indicateur ME1, le calcul nécessite de faire l'inventaire des infrastructures situées en bord de cultures. L'indicateur BCAE8 est ensuite calculé en multipliant les quantités listées pour chaque infrastructure par les coefficients BCAE³ repris au tableau 5. Ces quantités sont ensuite additionnées et rapportées à la surface de terres arables.

Tableau 5 : Coefficients BCAE8

MESURES	Unites	Coef BCAE
Arbres isolés	Nombre	0.003
Haies et alignement d'arbres	km	1
Bosquets	ha	1.5
Arbustes	Nombre	0.001
Mares	Nombre	0.6
Fosses	km	1
Tournières enherbées (MB5)	ha	1.5
Bandes et parcelles aménagées (MC7)	ha	1.5
Céréales laissées sur pied (MB6)	ha	1.5
Bande bord de champ	ha	1.5
Jachère mellifère	ha	1.5
Jachère	ha	1

Maillage de qualité supérieure (IQS) : certaines infrastructures ont des cahiers des charges ciblés répondant à des enjeux de biodiversité clairement identifiés. En cultures, les infrastructures concernées correspondent aux MAEC « Parcelles et bandes aménagées » (MC7-8) et à la MAEC « Céréales laissées sur pied ». En prairies, les infrastructures concernées correspondent aux MAEC

³Ces coefficients proviennent de la réglementation de la PAC 2023-2027 telle qu'appliquée en Wallonie : <https://agriculture.wallonie.be/bcae-8-part-minimale-de-terres-arables-consacree-a-des-surfaces-et-des-elements-non-productifs>

« Prairies de haute valeur biologique », aux mares et aux prairies Natura 2000 à contrainte forte (UG02). La proportion des infrastructures dédiées à ces deux mesures est calculée. Ce calcul servira à l'arbre décisionnel utilisé pour définir la couleur obtenue pour l'indicateur.

Seuils

ME1 : Maillage écologique en cultures

Les seuils sont attribués en suivant les règles résumées au tableau 6. Ces règles sont les suivantes :

- a. **Contrôle de la conditionnalité** : Si la conditionnalité n'est pas respectée, le seuil est présenté en « Très défavorable » (rouge) (Càd : % BCAE > 3%⁴)
- b. Si la conditionnalité BCAE8 est remplie, deux seuils sont calculés séparément pour l'indicateur ME1 et l'indicateur IQS. Le seuil final est attribué en comparant les deux seuils. Si le seuil IQS est supérieur au seuil ME1, le seuil final correspond au seuil ME1 augmenté d'une classe. Dans tous les autres cas de figure, le seuil final correspond au seuil ME1.

Tableau 6 : Seuils pour l'indicateur maillage écologique en cultures

Note	Seuils ME1	Seuil IQS
Très défavorable	BCAE8 Non conforme	0
Défavorable	BCAE8 conforme et <5%	>0 et <1.5
Neutre	≥5 % et < 7%	> 1.5 et <2.5
Favorable	≥7 %	>2.5 et <3.5
Très favorable	≥7 %	> 3.5% IQS

Ex : Une exploitation comporte 5% de maillage en terres arables intégralement composé d'IQS. La classe "neutre" est, dans un premier temps, attribuée car la condition de la classe (ME≥5%) est respectée MAIS la classe "favorable" sera finalement attribuée car la classe IQS (IQS > 3.5%) est supérieure à la classe ME1.

ME2 maillage écologique en prairies :

L'indicateur est calculé selon une procédure analogue à l'indicateur ME2 sans passer par le contrôle de la conditionnalité qui n'existe pas en prairie. Les classes sont attribuées selon les seuils repris dans le tableau 7. En prairies, les infrastructures de qualité supérieure correspondent aux MAEC « Prairies de haute valeur biologique », mares et aux prairies Natura2000 UG02.

⁴ La modalité à 4% n'est que très rarement appliquée car la majorité des agriculteurs wallons mettent en place des couverts de type cipans qui permettent de réduire l'obligation à 3%.

Tableau 7 : Seuils pour l'indicateur maillage écologique en prairies

Note	Seuils ME2	Seuil IQS
Très défavorable	<3%	0%
Défavorable	≥3% et <9%	>0 et <2.5%
Neutre	≥9% et <15%	>2.5% et ≤5%
Favorable	≥15%	>5% et ≤7.5%
Très favorable	≥15%	>7.5%

Ex : 7% de maillage intégralement composé d'IQS. La classe "défavorable" est, dans un premier temps, attribuée car la condition de la classe (ME1>=3%) est respectée MAIS la classe « neutre » sera finalement attribuée car la condition d'IQS ≥5% est remplie. *Remarque : notez que l'indicateur ne remonte que d'une classe par rapport à la classe ME1.*

Remarques :

L'indicateur ME1 est grisé pour les exploitations ayant moins de 10 ha de terres arables ou ayant moins de 25% de la SAU en terres arables.

L'indicateur ME1b est grisé pour les exploitations ayant moins de 10ha de prairies permanentes ou ayant moins de 25% de la SAU en prairies permanentes.

Pour davantage d'informations sur les différentes infrastructures mentionnées dans le tableau 3, le lecteur est renvoyé vers le site internet de Natagriwal : <https://www.natagriwal.be/>

4.2. Indicateur MA1 : Taille et forme des parcelles

Description de l'indicateur :

Comme évoqué à la section 4.1.2, la taille des parcelles est un indicateur simple fréquemment utilisé dans les études scientifiques réalisées à l'échelle du paysage. Dans ce travail, nous préférons remplacer cet indicateur par un indicateur plus direct comptabilisant la densité des bordures de champs au sein d'une exploitation de manière à refléter directement la quantité de bordures dans lesquels la biodiversité est plus à même de se développer. Dans les études menées à l'échelle du paysage, une parcelle est définie comme un bloc homogène (même culture) et continu, appartenant ou non au même agriculteur. Pour des raisons évidentes, cette dernière définition est toutefois difficilement mobilisable lorsque l'on travaille à l'échelle de l'exploitation. Dans cet indicateur, une parcelle est donc définie comme une entité continue et homogène (même code culture) appartenant à un même agriculteur. Pour avoir un impact écologique positif, la division des parcelles en prairies permanentes doit idéalement être réalisée à l'aide de haies bocagères (sauf cas particulier, une simple clôture aura assez peu d'impact écologique). Ces haies étant déjà comptabilisées dans l'indicateur « Maillage écologique », l'indicateur "Taille et forme des parcelles" concerne uniquement les parcelles de terres arables.

Modalités de calcul et points :

L'indice se calcule simplement comme le rapport entre la somme des périmètres des parcelles en terres arables divisée par la surface des terres arables (hors MAEC) de l'exploitation :

$$\text{Densité de lisière} = \frac{\sum \text{Périmètres}}{\sum \text{Surfaces terres arables}}$$

Les calculs peuvent être réalisés aisément à l'aide d'un logiciel SIG et la couche cartographique ad hoc.

Situation en Wallonie :

En 2019, environ 20% des parcelles de terres arables wallonnes avaient une taille supérieure à 5 ha mais, à cause de leur grande taille, ces parcelles couvraient environ 55% de la SAU terre arable (figure 8). La densité des bordures (périmètre/air) a été également quantifiée pour les producteurs wallons sur base des données du SIGEC de 2019. La médiane et la moyenne de l'indice sont de 275 m/ha et 318 m/ha respectivement. La taille moyenne des parcelles est de 3.4 ha en moyenne en Wallonie et la médiane de 2.2 ha. Les parcelles MAEC (bandes et parcelles aménagées, bandes et tournières enherbées) sont exclues de ces statistiques.

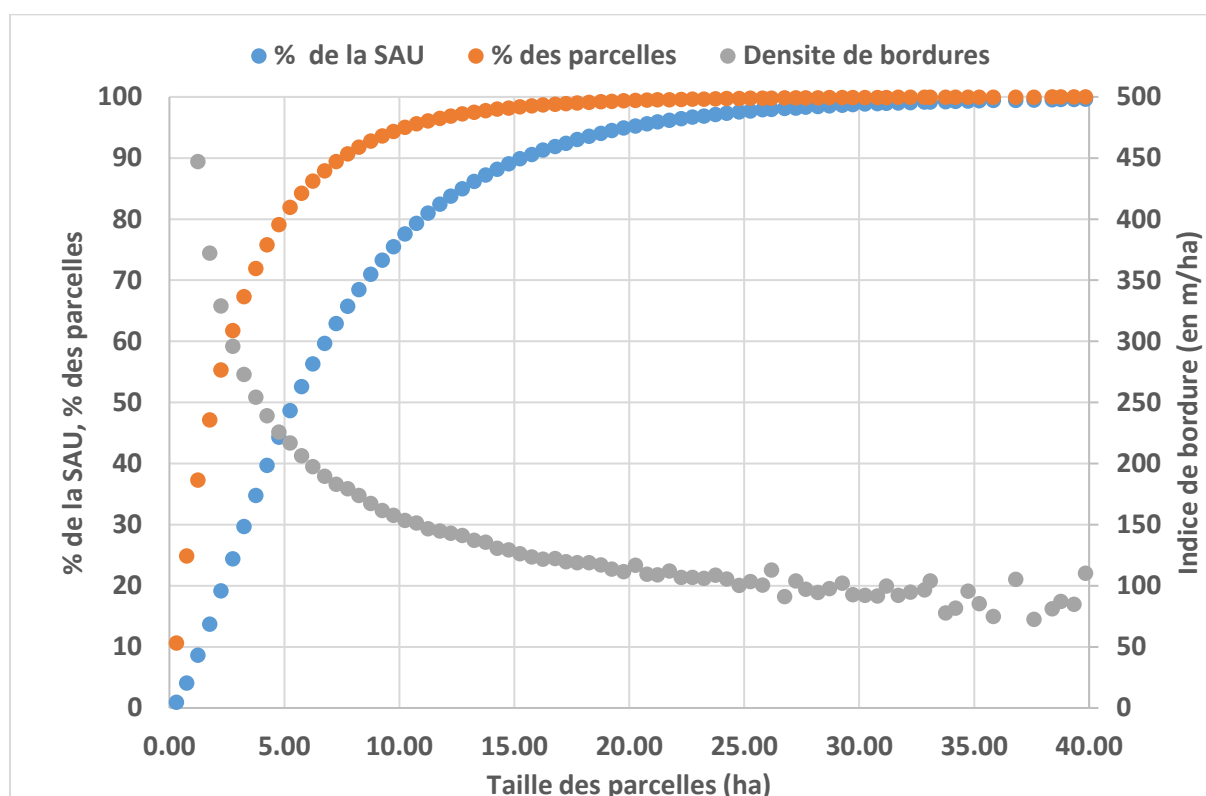


Figure 8 : Evolution en fonction de la taille des parcelles de 1) la densité des bordures, 2) (en orange) pourcentage cumulé des parcelles et 3) (en bleu) du pourcentage cumulé de la SAU terres arables.

Seuils :

Les seuils proposés accompagnés d'un résumé des chiffres associés sont présentés au tableau 8. La classe la plus représentée est la classe «Très favorable».

Tableau 8 : Seuils pour l'indicateur taille des parcelles. Les chiffres correspondent à la situation déclarée dans la cartographie du SIGEC 2019.

Note	Classe (m/ha)	% des exploitations	Taille moyenne (ha)
Très défavorable	< 180	9.2	8.0
Défavorable	≥180 et <210	11.2	5.4
Neutre	≥210 et <250	20.3	4.0
Favorable	≥250 et <300	23.7	2.9
Très favorable	≥300	35.5	1.7

Notes :

Une des limites de l'indicateur est qu'il ne prend pas en compte les effets de blocs résultant de plusieurs parcelles appartenant à des agriculteurs différents et non séparées physiquement. Ce phénomène est en effet difficile à identifier car la configuration du parcellaire change chaque année. De plus, il est impossible de distinguer les blocs créés volontairement par plusieurs agriculteurs des blocs de culture formés par le hasard.

4.3. Indicateur MA2 : Cultures favorables et agriculture biologique

Description de l'indicateur :

L'objectif de cet indicateur est d'évaluer la qualité générale de l'assolement pour la biodiversité en dehors des surfaces dédiées au maillage écologique qui sont reprises au tableau 3. Cet indicateur cherche à évaluer l'impact de l'assolement sur les critères suivants :

1. Consommation de pesticides
2. Maintien de la qualité des sols et limitation de l'érosion
3. Ressources pour les pollinisateurs

Il est important de préciser que les prairies permanentes sont comptabilisées quel que soit leur niveau d'intensification. Des indicateurs spécifiques sont prévus pour évaluer la qualité biologique des prairies de l'exploitation. Il s'agit d'un indicateur composite qui dépend essentiellement des cultures mises en place et de la part des surfaces dédiées aux prairies permanentes. Cet indicateur dépend de plusieurs facteurs pouvant être décomposés en sous-indicateurs :

1. Proportion de prairies permanentes dans la SAU
2. Proportion de surfaces en agriculture biologique dans la SAU
3. Proportion de cultures favorables à l'environnement dans la SAU
4. Proportion de cultures défavorables à l'environnement dans la SAU

Seules les cultures principales sont prises en compte dans cet indicateur (les cultures intermédiaires sont évaluées à l'aide d'un indicateur séparé). De plus, seules les cultures classées en terres arables ou en prairie permanentes sont comptabilisées (à l'exception des cultures pérennes).

Modalités de calcul et points :

Cet indicateur est basé sur la classification suivante (tableau 9).

Tableau 9 : Classement des cultures pour l'indicateur assolement. *Les cultures en agriculture biologique comprennent des surfaces en prairies permanentes et culture. La proportion des cultures dans la SAU wallonne sont données à titre indicatif (statistiques 2019).

Catégorie	Culture	% SAU wallonne
Favorable ⁵	Prairies permanentes	42,1
	Légumineuses fourragères (luzerne, luzerne lupuline, sainfoin...)	1,0
	Cultures de protéagineux ⁶ : pois protéagineux, fèves et féveroles, lupin, lentilles, pois chiches, fenugrec...	
	Céréales de printemps (et associées)	0,9
	Associations céréales légumineuses	
	Colza	1,2
Défavorable	Pommes de terre	5,9
	Légumes industriels plein champ (carottes, haricots verts, oignons, épinards...) et fruits (fraises...)	2,5
	Betteraves sucrières	5,4
	Maïs d'ensilage	7,2
Neutre	Toutes les autres cultures, prairies temporaires	

Les données de consommation moyenne de pesticides (tableau 10) sont issues du rapport d'estimation quantitative d'utilisation de produits phytopharmaceutiques en Wallonie (Corder ASBL - Comité régional Phyto, 2020). La quantité de pesticides utilisée sur les prairies permanentes est également très faible, ce qui justifie leur classement en favorable.

Tableau 10 : Consommation en substances actives moyenne pour une série de cultures en Wallonie. Le froment d'hiver est donné à titre indicatif. Source : Wallonie (Corder ASBL - Comité régional Phyto, 2020).

Culture	Kg de SA ha ⁻¹
Pommes de terre	20,9
Petits fruits	12,4
Fraises	38,1
Betteraves sucrières	6,6
Betteraves fourragères	5,31
Froment d'hiver	2,98
Maïs d'ensilage	1,34

Bien que le maïs d'ensilage requière une moindre utilisation de substances actives que le froment d'hiver, celui-ci est classé comme défavorable au vu de son impact négatif sur la matière organique (ce n'est pas le cas du maïs grain qui favorise un retour important de matières organiques au sol), de son

⁵ L'ensemble des cultures reprises dans l'éco-régime « cultures favorables à l'environnement » sont reprises dans cette catégorie : <https://agriculture.wallonie.be/eco-regime-culture-favorable-a-l-environnement>

⁶ Ces cultures bénéficient de l'aide couplée aux cultures de protéines végétales

risque élevé pour l'érosion des sols et de la possibilité de le remplacer, au moins partiellement, par d'autres cultures fourragères plus favorables. Les points sont attribués par tranche de 10% de SAU.

Le calcul du score s'opère comme suit :

$$Score = \frac{SAU_{favorable} + SAU_{neutre} * 0.5 + SAU_{Biologique} * 0.5}{SAU} * 10$$

Où la $SAU_{favorable}$, SAU_{neutre} et $SAU_{biologique}$ correspondent respectivement aux surfaces en catégorie favorable, neutre et en agriculture biologique. Une culture favorable et biologique rapportera donc 1.5 points par 10% de la SAU, une culture classée dans la catégorie défavorable ne rapporte pas de points sauf si elle est cultivée en agriculture biologique.

Exemples :

A. Une ferme de 100 ha avec :

- 30 ha de prairies permanentes
- 40 ha de cultures classées comme neutres (céréales d'hiver...)
- 20 ha de cultures classées comme favorables
- 10 ha de pommes de terre

Les prairies rapportent 3 points, les cultures neutres rapportent 2 points et les cultures favorables rapportent 2 points. Score final : 7 points. Si la totalité de la surface est en agriculture biologique le score monte à 12 points.

B. Une ferme en rotation betteraves – blé, - pommes de terre – betteraves.

- 50% en blé
- 50 % en pommes de terre et betteraves

Score = 2.5 points. Si la totalité de la SAU est en agriculture biologique, le score monte à 7.5 points.

Situation en Wallonie :

A l'échelle de la Wallonie sur l'exercice 2019 et d'après les critères détaillés ci-dessus, environ 20% de la SAU est classée comme défavorable, 25% en neutre et 45% en favorable. La classe favorable domine principalement grâce aux prairies permanentes. Un calcul identique excluant les prairies permanentes (terres arables uniquement) nous donne 38%, 46% et 16% pour les catégories défavorables, neutres et favorables respectivement. Ces chiffres ne prennent pas en compte les surfaces en agriculture biologique.

Seuils :

Les seuils proposés sont donnés au tableau 11. Pour rappel, ces chiffres montrés ne prennent pas en compte les surfaces en agriculture biologique. Les exploitations qui sont à 100% en agriculture biologique verront leur indice remonter de 5 points si bien que l'indice minimum est de 5 (catégorie « Neutre ») et le maximum de 15 (« Très favorable »). La catégorie la plus élevée ne peut pas être obtenue sans avoir recours à l'agriculture biologique.

Tableau 11 : Seuils pour l'indicateur cultures à bas intrants chimiques et agriculture biologique. Les chiffres ne prennent pas en compte les surfaces en agriculture biologique.

Note	Seuils	% des exploitations
Très défavorable	0 à ≤2	3.6
Défavorable	>2 à ≤4	14.9
Neutre	>4 et ≤6	13
Favorable	>6 et ≤10	68.5
Très favorable	>10	Non calculé

Remarques :

Un sous-indicateur « cultures favorables à l'environnement » reprenant les cultures payées dans le cadre de l'éco-régime correspondant peut également être calculé.

4.4. Indicateur GPP2 : Charge en bétail

Description de l'indicateur :

Cet indicateur quantifie la charge en bétail moyenne sur les surfaces fourragères à l'échelle de l'exploitation. Il est utilisé pour quantifier le niveau d'intensification général des prairies permanentes de l'exploitation. Une augmentation de la charge en bétail reflète donc une augmentation de la fertilisation des prairies et/ou du nombre de coupe sur les prairies de fauche.

Modalités de calcul et points :

Le calcul de la charge se calque sur le calcul de l'actuelle MAEC MB13 (ou de son équivalent dans un futur éco-régime).

Pour rappel, voici les valeurs permettant de convertir en UGB :

Tableau 12 : Unités gros bétail (UGB) pour chaque type d'animaux

Animaux	Lait	Viande
Bovins mâles (> 2 ans)	1	0.8
Vaches (> 2ans)	1	1
Génisses (>2 ans)	0.8	0.8
Bovins (> 1 an et < 2 ans)	0.6	0.6
Veaux (< 1 an)	0.4	0.4
Equins	0.8	
Ovins et caprins	0.1	

Situation en Wallonie :

En 2018, la charge en bétail moyenne était 2.0 UGB/ha fourrager en Wallonie avec la charge la plus basse (1.5 UGB/ha) en Haute Ardenne et la charge la plus élevée (2.7 UGB/ha) en région limoneuse. La part des cultures fourragères (prairies permanentes et terres arables dédiés aux cultures fourragères) atteignait 93 % en Région herbagère, 81 % en Fagne, 90 % en Ardenne, 78 % en Famenne et 98 % en Haute Ardenne, tandis qu'elle s'élevait à 28 % en Région limoneuse, 44 % dans le Condroz et 38 % en Région sablo-limoneuse.

La MAEC « autonomie fourragère » (MB13) propose une prime aux agriculteurs qui maintiennent une charge inférieure à 1.4 UGB/ha (1.8 UGB en zone non vulnérable avec paiement réduit). Cette mesure concerne environ 19.5% des surfaces en prairies permanentes. L'éco-régime « prairies permanentes »

donne également des aides pour soutenir les prairies permanentes qui sont dégressives en fonction de la charge en bétail.

Seuils :

Tableau 13 : Seuils pour l'indicateur charge en bétail.

Catégorie	Seuils (UGB/ha)
Très défavorable	> 2.6
Défavorable	>2.2 et ≤ 2.6
Neutre	>1.8 et ≤ 2.2
Favorable	>1.4 et ≤ 1.8
Très favorable	≤ 1.4

Remarques :

En principe, le taux de fertilisation des prairies permanentes est corrélé à la charge en bétail. Pour maintenir une charge en bétail élevée, un exploitant devra fertiliser ses prairies et/ou importer des quantités importantes d'aliments. Il pourrait toutefois y avoir une exception pour un agriculteur qui aurait une faible charge mais fertiliserait ses prairies pour exporter du foin. Ce cas particulier (mais a priori peu fréquent) nécessiterait une question complémentaire pour savoir si l'exploitant exporte régulièrement ou non du fourrage et qui impliquerait une fertilisation importante des prairies. Cas plus fréquent, certaines charges peuvent également être artificiellement basses dans le cas où l'exploitant met ses prairies à disposition d'un autre agriculteur.

L'indicateur est utilisé pour les paiements de la MAEC « autonomie fourragère » et pour l'éco-régime « prairies permanentes ». Les seuils sont en accord avec les gammes de paiement de la PAC.

4.5. Indicateur GPP3 Gestion raisonnée du parasitisme

Description de l'indicateur :

Tous les agriculteurs souhaitent maintenir leur troupeau en bonne santé. Une pratique courante est donc de traiter systématiquement le bétail contre le parasitisme. Or, certaines substances antiparasitaires sont toxiques pour les insectes coprophages qui jouent un rôle essentiel dans l'écologie des prairies et la dégradation des déjections. Ces effets négatifs peuvent se répercuter plus haut dans la chaîne trophique (oiseaux insectivores, chauves-souris...) en réduisant notamment leurs sources de nourriture. A titre d'exemple, la chauve-souris grand rhinolophe se nourrit exclusivement d'insectes coprophages à certains stades de son cycle. De plus, le traitement systématique et souvent onéreux empêche les animaux de développer leur immunité naturelle et peut causer le développement de résistances aux substances les plus administrées. Il est donc essentiel de raisonner au mieux l'emploi de ces substances afin de limiter leurs effets indésirables tout en maintenant le troupeau en bonne santé.

Pour limiter au maximum les traitements en ne traitant que lorsque c'est absolument nécessaire, il est conseillé de se baser sur des analyses coprologiques qui permettent d'identifier la présence et l'abondance de parasites digestifs et des douves dans les matières fécales. Ce type d'analyses permet de traiter uniquement lorsque c'est nécessaire. De manière générale, la décision de traitement et la stratégie de lutte contre le parasitisme doit être mûrement réfléchie par l'éleveur.

Modalités de calcul et points :

Un score est attribué en fonction des bonnes pratiques qui sont adoptées par l'éleveur. L'indicateur concerne uniquement les traitements réalisés durant la saison de pâturage. Les traitements réalisés lorsque les animaux sont à l'étable (et respectant un délai de minimum 4 semaines avant la mise en pâture) sont nettement moins problématiques pour la biodiversité. Notons que ce délai est particulièrement important pour les prairies participant au réseau écologique.

Seuils :

Tableau 14 : Calcul de l'indicateur gestion raisonnée du parasitisme.

Note	Pratiques
Très défavorable	Traitement préventif sans analyses préalables, molécules à large spectre
Défavorable	Traitement sur base d'analyses ou d'observations uniquement. Utilisation de molécules à large spectre
Neutre	Traitement préventif sans analyses préalables, molécules à faible spectre
Favorable	Utilisation de molécules à faible spectre au cas par cas uniquement, de préférence précédée d'analyses
Très favorable	Aucun traitement durant 4 semaines avant la saison de pâturage

Les molécules à faible et à large spectres correspondent aux molécules classées respectivement en vert (faible spectre) et en orange/rouge (large spectre) dans le tableau repris sur ce lien pour les ovins et les bovins :

https://www.natagriwal.be/sites/default/files/kcfinder/files/Folder_brochure/A5-Brochure-Vache-Mouton-FR-112020-WEB.pdf

et pour les équins :

https://www.natagriwal.be/sites/default/files/kcfinder/files/Folder_brochure/A5-Chevaux-FR-112020-WEB.pdf

Remarques :

Des informations supplémentaires sur le sujet sont disponibles auprès de Ariane Meersschaert chez Natagriwal. Une brochure détaillant la problématique et les solutions à mettre en œuvre peut également être distribuée aux agriculteurs désireux de prendre en main cette problématique. La liste des molécules à favoriser en prairie est présente dans cette brochure et est utilisée pour distinguer les molécules.

4.6. Indicateur GPP4 : Précautions lors de la fauche et des récoltes

Description de l'indicateur :

Toujours plus rapide et efficace, la fauche et la récolte constituent les travaux les plus destructeurs pour la faune. En effet, certains animaux, soit par incapacité (œufs, poussins) soit par leur lenteur ou leur comportement (comme le lièvre ou le faon qui se blottit) ne parviennent pas s'échapper du danger. Néanmoins, les pratiques agricoles peuvent être adaptées pour limiter la mortalité.

Quelques heures avant la récolte, parcourir la parcelle seul ou avec un chien, permet d'effaroucher les animaux et de les faire suivre. Cette opération peut également permettre de détecter les nids. Pour

aller plus loin, un agriculteur peut également faire appel à l'association « Sauvons bambi » active en Wallonie et qui propose ses services gratuitement pour détecter les nids et les animaux à l'aide de drones avant la fauche. L'utilisation de barres d'effarouchement, placées à l'avant du tracteur, force l'animal à fuir avant que le couvert dans lequel il se réfugie ne soit détruit. Plusieurs modèles existent comme les modèles à chaînes qui balayent le couvert ou les modèles à peigne, plus coûteux. Réduire sa vitesse donne plus de temps aux animaux pour fuir. Enfin, adapter son itinéraire de fauche en commençant par le centre de la parcelle (fauche centrifuge) permet de ne pas piéger les animaux au centre de celle-ci. Renoncer aux conditionneurs lors de la fauche permet également de limiter le taux de mortalité des insectes.

Modalités de calcul et points :

Des points sont attribués et sommés en fonction des précautions suivantes :

Sous-indicateur	Pratique	Score
Précautions lors de la fauche et de la récolte	Suivi d'un itinéraire favorable pour la faune (Fauche centrifuge ou détournement partiel)	1
	Détection et marquage des nids avant la fauche	1
	Vitesse de travail inférieure à 10 km/h	1
	Utilisation de barres d'effarouchement	1
	Renoncement aux conditionneurs	1

Seuils :

Tableau 15 : Seuils pour l'indicateur précautions lors de la récolte.

Catégorie	Seuils (Score)
Très défavorable	0
Défavorable	1
Neutre	2
Favorable	3
Très favorable	>3

Remarques :

Brochure de l'ASBL faune et biotopes sur le matériel de fauche :

http://www.faune-biotopes.be/sites/default/files/docs/techniques%20de%20fauche_DEF.pdf

L'association « Sauvons Bambi » propose une détection des nids et des animaux à l'aide de drones. L'association intervient gratuitement.

<https://sauvonsbambi.be/>

4.7. Indicateur TA1 : Couverture hivernale du sol

Description de l'indicateur :

L'indicateur évalue la proportion des sols qui sont couverts durant la période hivernale soit par une prairie ou culture pluriannuelle, soit par une interculture maintenue le plus tard possible soit par une culture d'hiver. Cet indicateur cible en particulier la protection de la vie du sol. Les couverts maintenus

au-delà du 1^{er} mars et offrant des ressources pour la faune sont comptabilisés dans le maillage écologique. La diversification des couverts est comptabilisée dans l'indicateur A1.

Modalités de calcul et points :

L'inventaire des cultures et prairies de l'exploitation est réalisé. Toutes les cultures implantées à l'automne ainsi que les prairies sont considérées comme couvertes. Pour chaque culture de printemps, les dates de semis et de destruction de l'interculture sont collectées.

Le calcul consiste ensuite à calculer le % des terres de l'exploitation qui sont couvertes soit par une culture hivernale, par une prairie ou par une interculture maintenue jusqu'à la date du 15 février.

$$\% \text{ des terres couvertes} = \frac{\text{Cultures}_{\text{Hiver}} + \text{Prairies} + \text{Intercultures}_{>15 \text{ février}}}{\text{SAU}}$$

Situation en Wallonie :

En Wallonie, la législation (Programme de Gestion Durable de l'Azote) contraint les agriculteurs à installer une interculture piège à nitrates avant une culture de printemps après tout épandage de matières organiques entre le 1^{er} juillet et le 15 septembre. De plus, en zone vulnérable, 90% des terres dont la culture précédente a été récolté avant le 1^{er} septembre et qui sont suivies par une culture de printemps doivent être couvertes. Les couverts peuvent être détruits à partir du 15 novembre. Cette législation a provoqué l'apparition soudaine de grandes surfaces couvertes majoritairement de moutardes et de phacélies. La valorisation des couverts en SIE a permis une (légère) amélioration en allongeant leur durée à 3 mois minimum et en favorisant les mélanges composés d'au moins deux espèces. Cette diversification des couverts a permis l'introduction de légumineuses (jusqu'à 50%) en association avec une autre espèce (par exemple une crucifère). Depuis 2023, un éco-régime rémunère les agriculteurs qui obtiennent des taux élevés de couverture en date du 15 février, encourageant ainsi les agriculteurs à couvrir leurs sols.

Seuils :

Tableau 16 : Seuils pour l'indicateur qualité et durée des couverts.

Catégorie	Seuils (Score)
Très défavorable	<60%
Défavorable	≥60%
Neutre	≥70%
Favorable	≥80%
Très favorable	≥90%

Remarques :

La diversification des couverts est prise en compte dans l'indicateur « Autres gestes pour la biodiversité ».

4.8. Indicateur TA2 : Travail du sol

Description de l'indicateur :

L'intensité du travail du sol est appréciée à l'aide d'un indice qui se base sur le type de travail employé sur l'exploitation. Plus l'intensité de travail du sol est faible, plus le score est élevé.

Modalités de calcul et points :

Les différents types de travail du sol sont classés en 4 catégories :

« **Labour** » : le terrain a été labouré entre la récolte précédente et le semis de la culture concernée. Les outils incluent : charrue, charrue-déchaumeuse et outils animés profonds (ex : rotatives, roto-labour, fraise, bêches rotatives).

« **Techniques culturales simplifiées lourd ou TCS lourd** » : le terrain n'a pas été labouré, mais plus de 3 outils ont travaillé le sol, et/ou un des outils a travaillé le sol à une profondeur de plus de 10 cm.

« **Techniques culturales simplifiées léger ou TCS léger** » : cette catégorie inclut les pratiques travaillant le sol à moins de 10 cm de profondeur, pour un total de 3 passages maximum, désherbage mécanique non compris.

« **Semis direct** » : aucun outil de travail du sol n'a été passé sur la parcelle entre la récolte de la culture précédente et le semis de la culture concernée. Seule la ligne de semis présente les traces du passage du semoir. Le strip-till est toléré dans cette catégorie. Dans les deux cas, les résidus sont maintenus en surface au moins dans l'inter-rang.

A noter que les opérations culturales de désherbage et de décompactage profond (sous solage) occasionnel ne sont pas comptabilisées.

La modalité dominante de travail du sol est collectée via un questionnaire pour les cultures de l'exploitation. Les surfaces concernées par ces cultures rapportent ensuite des points qui sont fonction des 4 catégories selon la modalité suivante :

- La catégorie « **Labour** » correspond à l'intensité de travail du sol maximale. Elle rapporte **0 point** par ha de la SAU terre arable cultivée selon cette modalité.
- La catégorie « **TCS lourd** » correspond toujours à une intensité intermédiaire élevée et rapporte **0.33 points** par % de la SAU terre arable cultivée selon cette modalité.
- La catégorie « **TCS léger** » correspond à une intensité intermédiaire faible et rapporte **0.66 points** par % de la SAU terre arable cultivée selon cette modalité. Cette modalité est donc jugée 2 fois moins intensive que la modalité TCS lourd principalement parce que la profondeur (0-10cm) et le nombre de passe sont fortement limités par rapport à l'itinéraire TCS lourd (pas de limite de profondeur).
- La catégorie « **Semis direct** » correspond à la perturbation la plus faible et rapporte **1 point** par % de la SAU terre arable cultivée selon cette modalité.
- Le score pour les **prairies temporaires** (et assimilée) par % est calculé selon la formule reprise ci-dessous. Une prairie temporaire maintenue 5 années remporte donc 1 point par % là où une prairie temporaire maintenue 3 ans remporte 0.6 points par %.

$$\text{Points} = \frac{\text{Nombre d'années}}{5}$$

Les points sont additionnés et le score total peut varier de 0 à 100 points (100% semis direct). Une appréciation est ensuite donnée pour les différentes tranches de score selon le barème décrit ci-dessous.

Seuils :

Tableau 17 : Seuils pour l'indicateur travail du sol.

Catégorie	Seuils (Score)	Remarques
Très défavorable	0	Intensité de travail du sol maximale, labour sur 100% de l'exploitation
Défavorable	>0 et < 20	Effort pour limiter le labour lorsque c'est possible.
		Effort pour limiter le labour et mettre en place une proportion significative de TCS léger. Pour passer à la catégorie supérieure, il faut plus de 50% de la SAU en TCS léger. Cette valeur peut être plus faible si du semis direct ou TCS lourd est mis en place sur l'exploitation.
Neutre	≥20 et < 40	
Favorable	≥ 40 et < 65	TCS léger largement dominant. Possibilité d'introduire du semis direct pour augmenter le score.
		Plusieurs possibilités pour accéder à ce score. TCS léger sur la majorité de l'exploitation, semis direct. Ce score peut obtenu même avec une petite partie de la SAU qui est labourée.
Très favorable	≥ 65	

Remarques :

Ce système de score permet de faire en sorte qu'une bonne note puisse être atteinte en associant diverses modalités de travail du sol sans totalement bannir le labour qui peut rester indispensable dans certaines conditions. Les agriculteurs limitant le nombre de passages sur le champ, l'intensité et la profondeur de travail du sol sont récompensés dans cet indicateur. Les opérations de désherbage mécanique ne sont pas comptabilisées comme une perturbation étant donné l'intérêt de cette modalité par rapport à un désherbage chimique.

4.9. Indicateur A1 : Autres gestes pour la biodiversité

Description de l'indicateur :

Cet indicateur reprend une série de gestes favorables à la biodiversité qui ne sont pas explicitement repris dans les autres indicateurs de l'outil. Cet indicateur regroupe plusieurs thématiques différentes.

Modalités de calcul et points :

Des points sont attribués pour les pratiques suivantes reprises au tableau 18.

Tableau 18 : Calcul du score pour l'indicateur A1

Sous indicateur	Pratique	Score
Races locales menacées	Présence de races locales menacées (MB11)	3 points par race
Petites infrastructures favorables à la biodiversité	Nichoirs (plus qu'un...)	1
	Observation de chauves-souris dans les bâtiments d'élevage	1
	Plots à alouettes	3
	Pierriers/murs de pierres (sans ciment...)	1
	Tas de branchages	1
Diversification des couverts	Nombre moyen d'espèces dans les couverts d'interculture	1 pt par espèce à partir de 2. 3 pts maximum

La conservation des races locales en voie de disparition en Wallonie contribue à la diversité du patrimoine agricole wallon. Une MAEC est prévue à cet effet. L'indicateur se base donc sur le cahier des charges de cette MAEC.

Les races concernées sont les suivantes :

- Bovins : Blanc-Bleu mixte, Rouge Pie de l'Est
- Equins : Cheval de trait ardennais, cheval de trait belge
- Ovins : Mouton laitier belge, Entre-Sambre-et-Meuse, Mergelland, Ardennais tacheté, Ardennais roux

Seuils :

Tableau 19 : Seuils pour l'indicateur autres gestes pour la biodiversité

Catégorie	Seuils (Score)
Très défavorable	0
Défavorable	1 à 2
Neutre	3 à 4
Favorable	4 à 6
Très favorable	>6

5. Références

- Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-Lopez, B., Lindström, S.A.-M., Öckinger, E., Rundlöf, M., Rusch, A., Smith, H.G., Bommarco, R., 2020. Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *J. Appl. Ecol.* 57, 2170–2179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13712>
- Alignier, A., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Baraibar, B., Fahrig, L., Giralt, D., Gross, N., Martin, J.-L., Recasens, J., Sirami, C., Siriwardena, G., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguët, P., Badenhassner, I., Baudry, J., Bota, G., Bretagnolle, V., Brotons, L., Burel, F., Calatayud, F., Clough, Y., Georges, R., Gibon, A., Girard, J., Lindsay, K., Minano, J., Mitchell, S., Patry, N., Poulin, B., Tscharrntke, T., Vialatte, A., Violle, C., Yaverscovski, N., Batáry, P., 2020. Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *J. Appl. Ecol.* 57, 654–663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Anjum-Zubair, M., Entling, M.H., Bruckner, A., Drapela, T., Frank, T., 2015. Differentiation of spring carabid beetle assemblages between semi-natural habitats and adjoining winter wheat. *Agric. For. Entomol.* 17, 355–365. <https://doi.org/10.1111/afe.12115>
- Batary, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C., Musshoff, O., Császár, P., Fusaro, S., Gayer, C., Happe, A.-K., Kurucz, K., Molnar, D., Rösch, V., Wietzke, A., Tscharrntke, T., 2017. The former Iron Curtain still drives biodiversity-profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology Evol.* 1, 1279–1284. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0272-x>
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tscharrntke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol. Conserv.* 143, 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- Beketov, M.A., Kefford, B.J., Schäfer, R.B., Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 11039–11043. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., Blust, G.D., Cock, R.D., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Coeur, D.L., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Wingerden, W.K.R.E.V., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res.* 42, 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
- Bouthier, A., Pelosi, C., Villenave, C., Pérès, G., Hedde, M., Ranjard, L., Vian, J., Peigné, J., Cortet, J., Bispo, A., Piron, D., 2014. Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique.
- Briones, M.J.I., Schmidt, O., 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 23, 4396–4419. <https://doi.org/10.1111/gcb.13744>
- Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88, 307–320. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00124-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00124-4)
- Clough, Y., Kirchweiger, S., Kantelhardt, J., 2020. Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. *Conserv. Lett.* 13, e12752. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>
- Colignon, P., Hastir, P., Gaspar, C., Francis, F., 2001. Effects of insecticide treatments on insect density and diversity in vegetable open fields. *Meded. Rijksuniv. Te Gent Fak. Van Landbouwk. En Toegepaste Biol. Wet.* 66, 403–11.

- Cookson, W.R., Murphy, D.V., Roper, M.M., 2008. Characterizing the relationships between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. *Soil Biol. Biochem.* 40, 763–777. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.10.011>
- Corder ASBL - Comité régional Phyto, 2020. Rapport_Estimation quantitative des utilisations de produits phytopharmaceutiques.pdf (No. CSC 03.02.02-18H369).
- Crème, A., Rumpel, C., Le Roux, X., Romian, A., Lan, T., Chabbi, A., 2018. Ley grassland under temperate climate had a legacy effect on soil organic matter quantity, biogeochemical signature and microbial activities. *Soil Biol. Biochem.* 122, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.018>
- Cunningham, H.M., Chaney, K., Bradbury, R.B., Wilcox, A., 2004. Non-inversion tillage and farmland birds: a review with special reference to the UK and Europe. *Ibis* 146, 192–202. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00354.x>
- Drossart, M., Rasmond, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N., Vray, S., Zambra, E., D’Haeseleer, J., Michez, D., 2019. Belgian Red List of Bees, Presse universitaire de l’Université de Mons. Université de Mons, Mons.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl. Ecol.* 4, 129–138. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00140>
- Ekroos, J., Tiainen, J., Seimola, T., Herzon, I., 2019. Weak effects of farming practices corresponding to agricultural greening measures on farmland bird diversity in boreal landscapes. *Landsc. Ecol.* 34, 389–402. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00779-x>
- Ellis, K.E., Barbercheck, M.E., 2015. Management of Overwintering Cover Crops Influences Floral Resources and Visitation by Native Bees. *Environ. Entomol.* 44, 999–1010. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv086>
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K.F., Mitchell, S., Tischendorf, L., 2015. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 219–234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>
- Floate, K.D., Düring, R.-A., Hanafi, J., Jud, P., Lahr, J., Lumaret, J.-P., Scheffczyk, A., Tixier, T., Wohde, M., Römbke, J., Sautot, L., Blanckenhorn, W.U., 2016. Validation of a standard field test method in four countries to assess the toxicity of residues in dung of cattle treated with veterinary medical products. *Environ. Toxicol. Chem.* 35, 1934–1946. <https://doi.org/10.1002/etc.3154>
- Gardiner, M.M., Landis, D.A., Gratton, C., Schmidt, N., O’Neal, M., Mueller, E., Chacon, J., Heimpel, G.E., 2010. Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biol. Control* 55, 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.06.008>
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 133–160. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Geppert, C., Hass, A., Földesi, R., Donkó, B., Akter, A., Tscharntke, T., Batáry, P., 2020. Agri-environment schemes enhance pollinator richness and abundance but bumblebee reproduction depends on field size. *J. Appl. Ecol.* 57, 1818–1828. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13682>
- Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S.C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Jorge, L.R., Jung, K., Keyel, A.C., Klein, A.-M., Klemmer, S., Krauss, J., Lange,

- M., Müller, J., Overmann, J., Pašalić, E., Penone, C., Perović, D.J., Purschke, O., Schall, P., Socher, S.A., Sonnemann, I., Tschapka, M., Tschardt, T., Türke, M., Venter, P.C., Weiner, C.N., Werner, M., Wolters, V., Wurst, S., Westphal, C., Fischer, M., Weisser, W.W., Allan, E., 2016. Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540, 266–269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- Habel, J.C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M., 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 22, 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- Hass, A.L., Kormann, U.G., Tschardt, T., Clough, Y., Baillod, A.B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burel, F., Georges, R., Giral, D., Marcos-García, M.Á., Ricarte, A., Siriwardena, G., Batáry, P., 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285, 20172242. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Wingerden, W.V., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 44, 340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., Blanchart, E., 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 169–181. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0215-8>
- Holland, J.M., Bianchi, F.J., Entling, M.H., Moonen, A.-C., Smith, B.M., Jeanneret, P., 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manag. Sci.* 72, 1638–1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Holland, J.M., Douma, J.C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D.R.W., Smith, B.M., 2017. Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 31. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0434-x>
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J.P., Mudri-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Smith, H.G., Vilà, M., Vujić, A., Steffan-Dewenter, I., 2016. Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecol. Lett.* 19, 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/ele.12657>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J., Walter, T., 2010. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *J. Appl. Entomol.* 134, 592–599. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x>
- Humbert, J.-Y., Pellet, J., Buri, P., Arlettaz, R., 2012. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environ. Evid.* 1, 9. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 60.
- IPBES, 2016. The assessment report on pollinators, pollination and food production: summary for policymakers. IPBES.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallwin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F., Oomes, M.J.M., 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant Soil* 202, 69–78. <https://doi.org/10.1023/A:1004389614865>
- Josefsson, J., Berg, Å., Hiron, M., Pärt, T., Eggers, S., 2017. Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit? *J. Appl. Ecol.* 54, 518–526. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12779>

- Justes, E., Richard, G., 2017. Contexte, concepts et définition des cultures intermédiaires multi-services. *Innov. Agron.* 62, 1–15. <https://doi.org/10.15454/1.5174017785695195E12>
- Key, G., Whitefield, M., Lynn, D., Sutherland, W.J., Bardgett, R.D., 2013. Enhancing Soil Fertility as an Ecosystem Service : Evidence for the effects of actions. University of Cambridge, Cambridge.
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res.*, XVth ISTRO Conference on Tillage at the Threshold of the 21st Century: Looking Ahead 61, 61–76. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00179-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00179-9)
- Kools, S.A., Boxall, A.B., Moltmann, J.F., Bryning, G., Koschorreck, J., Knacker, T., 2008. A ranking of European veterinary medicines based on environmental risks. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 4, 399–408. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-002.1
- Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Ørum, J.E., 2018. Pesticide Load—A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy* 70, 384–393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.010>
- Lebacqz, T., Baret, P.V., Stilmant, D., 2013. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 311–327. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0121-x>
- Li, X., Liu, Y., Duan, M., Yu, Z., Axmacher, J.C., 2018. Different response patterns of epigeic spiders and carabid beetles to varying environmental conditions in fields and semi-natural habitats of an intensively cultivated agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 264, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.005>
- Lumaret, J.-P., Errouissi, F., 2002. Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Vet. Res.* 33, 547–562. <https://doi.org/10.1051/vetres:2002038>
- Magrach, A., Holzschuh, A., Bartomeus, I., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Vujić, A., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Bommarco, R., González-Varo, J.P., Potts, S.G., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Vilà, M., 2018. Plant–pollinator networks in semi-natural grasslands are resistant to the loss of pollinators during blooming of mass-flowering crops. *Ecography* 41, 62–74. <https://doi.org/10.1111/ecog.02847>
- Maltby, L., Hills, L., 2008. Spray drift of pesticides and stream macroinvertebrates: Experimental evidence of impacts and effectiveness of mitigation measures. *Environ. Pollut.* 156, 1112–1120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.04.013>
- Marshall, E.J.P., Moonen, A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.*, The Ecology of Field Margins in European Farming Systems 89, 5–21. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)
- Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 288, 106698. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>
- Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Hassan, D.A., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Féon, V.L., Marshall, J., Moonen, A.-C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tschardt, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecol. Lett.* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>

- Massaloux, D., Sarrazin, B., Roume, A., Tolon, V., Wezel, A., 2020. Landscape diversity and field border density enhance carabid diversity in adjacent grasslands and cereal fields. *Landsc. Ecol.* 35, 1857–1873. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01063-z>
- Meichtry-Stier, K.S., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Birrer, S., 2014. Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.038>
- Möhring, N., Gaba, S., Finger, R., 2019. Quantity based indicators fail to identify extreme pesticide risks. *Sci. Total Environ.* 646, 503–523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.287>
- Monck-Whipp, L., Martin, A.E., Francis, C.M., Fahrig, L., 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 253, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.001>
- Morelli, F., 2013. Quantifying Effects of Spatial Heterogeneity of Farmlands on Bird Species Richness by Means of Similarity Index Pairwise. *Int. J. Biodivers.* 2013, e914837. <https://doi.org/10.1155/2013/914837>
- Nivelle, E., Verzeaux, J., Habbib, H., Kuzyakov, Y., Decocq, G., Roger, D., Lacoux, J., Duclercq, J., Spicher, F., Nava-Saucedo, J.-E., Catterou, M., Dubois, F., Tetu, T., 2016. Functional response of soil microbial communities to tillage, cover crops and nitrogen fertilization. *Appl. Soil Ecol.* 108, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.08.004>
- Obalum, S., 2017. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. *Environ. Monit. Assess.* 189. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5881-y>
- Pavlska, P.L., Riegert, J., Grill, S., Šálek, M., 2018. The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmlands. *Mamm. Biol.* 88, 8–15. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.11.003>
- Pelosi, C., Barot, S., Capowiez, Y., Hedde, M., Vandenbulcke, F., 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 199–228. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z>
- Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agric. Ecosyst. Environ.* 305, 107167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167>
- Pelosi, C., Bertrand, M., Thénard, J., Mougin, C., 2015. Earthworms in a 15 years agricultural trial. *Appl. Soil Ecol.* 88, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.12.004>
- Pfiffner, L., Luka, H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78, 215–222. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00130-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00130-9)
- Pickett, S.R.A., Siriwardena, G.M., 2011. The relationship between multi-scale habitat heterogeneity and farmland bird abundance. *Ecography* 34, 955–969. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06608.x>
- Raderschall, C.A., Bommarco, R., Lindström, S.A.M., Lundin, O., 2021. Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agric. Ecosyst. Environ.* 306, 107189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107189>
- Redlich, S., Martin, E.A., Steffan-Dewenter, I., 2018a. Landscape-level crop diversity benefits biological pest control. *J. Appl. Ecol.* 55, 2419–2428. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13126>
- Redlich, S., Martin, E.A., Wende, B., Steffan-Dewenter, I., 2018b. Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. *PLOS ONE* 13, e0200438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200438>
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci. Total Environ.* 384, 1–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.046>

- Rickson, R.J., 2014. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Sci. Total Environ.* 468–469, 1187–1197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.057>
- Šálek, M., Hula, V., Kipson, M., Daňková, R., Niedobová, J., Gamero, A., 2018. Bringing diversity back to agriculture: Smaller fields and non-crop elements enhance biodiversity in intensively managed arable farmlands. *Ecol. Indic.* 90, 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.001>
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Service Public de Wallonie, 2021. Rapoport de l'Etat de l'Environnement Wallon. Wallonie.
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhaußer, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Socher, S.A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V.H., Hölzel, N., Fischer, M., 2012. Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *J. Ecol.* 100, 1391–1399. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>
- Stoate, C., Szczer, J., Aebischer, N.J., 2003. Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England. *Bird Study* 50, 15–21. <https://doi.org/10.1080/00063650309461285>
- Stoeckli, S., Birrer, S., Zellweger-Fischer, J., Balmer, O., Jenny, M., Pfiffner, L., 2017. Quantifying the extent to which farmers can influence biodiversity on their farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 237, 224–233. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.029>
- Terzo, M., Rasmond, P., 2007. Les livrets de l'agriculture, Abeilles sauvages, bourdons et autres insectes pollinisateurs., Direction générale de l'agriculture. ed, Les livrets de l'agriculture. Wallonie.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- van Eekeren, N., Bommelé, L., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., de Goede, R., Reheul, D., Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Appl. Soil Ecol.* 40, 432–446. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.010>
- Wang, C., Tang, Y., 2019. A global meta-analysis of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environ. Res. Lett.* 14, 114003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932>
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecol. Lett.* 6, 961–965. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00523.x>
- Wilcoxon, C.A., Walk, J.W., Ward, M.P., 2018. Use of cover crop fields by migratory and resident birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 252, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.039>
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R., 1997. Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England. *J. Appl. Ecol.* 34, 1462–1478. <https://doi.org/10.2307/2405262>
- Wilson, S., Mitchell, G.W., Pasher, J., McGovern, M., Hudson, M.-A.R., Fahrig, L., 2017. Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Indic.* 83, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.059>

- Woodcock, B.A., Savage, J., Bullock, J.M., Nowakowski, M., Orr, R., Tallowin, J.R.B., Pywell, R.F., 2014. Enhancing floral resources for pollinators in productive agricultural grasslands. *Biol. Conserv.* 171, 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.023>
- Wuczyński, A., 2016. Farmland bird diversity in contrasting agricultural landscapes of southwestern Poland. *Landsc. Urban Plan.* 148, 108–119. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.010>