

Analyse et évaluation des services écosystémiques rendus par les milieux restaurés du projet Life connexions

Auteur : De Angelis, Fabien

Promoteur(s) : Dufrêne, Marc

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/23323>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

ANALYSE ET ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES RENDUS PAR LES MILIEUX RESTAURÉS DU PROJET LIFE CONNEXIONS

FABIEN DE ANGELIS

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2024-2025

PROMOTEUR : MARC DUFRÊNE

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

ANALYSE ET ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES RENDUS PAR LES MILIEUX RESTAURÉS DU PROJET LIFE CONNEXIONS

FABIEN DE ANGELIS

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2024-2025

PROMOTEUR : MARC DUFRÊNE

Travail réalisé au sein de l'Unité Biodiversité, Environnement et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège), en partenariat avec Natagora a.s.b.l.

Toutes les photos ont été prises par Fabien De Angelis sauf lorsque spécifié autrement.

Remerciements

Je tiens à remercier chaleureusement toute l'équipe du LIFE Connexions de Natagora (Aurélien, Christine, Damien, Gauthier, Jérôme, Sébastien), pour votre aide précieuse, vos visites de terrain très intéressantes et dépayssantes, et spécialement les indications pour accéder aux parcelles : lorsque je n'en avais pas, j'ai dû traverser des rivières, affronter des fils barbelés très possessifs, et recevoir des décharges de clôtures électriques sur les fesses. Et tout particulièrement Sarah, ta disponibilité malgré ton emploi du temps chargé, tes conseils et orientations, ta bienveillance vis-à-vis de mes doutes et stress, et de m'avoir accueilli au sein de cette organisation géniale qu'est Natagora.

Mais aussi Enora pour ton aide enthousiaste et tes contacts avec le monde agricole.

Je souhaite également exprimer ma gratitude aux nombreuses personnes qui m'ont dédié un peu de leur temps pour leurs expertises, leurs données, leurs opinions, au sein de Natagora : Xavier Janssens, Thibaut Goret, Baudouin Oldenhove, Hubert Baltus, et dans le corps académique : Fanny Boeraeve, Jeroen Meersmans, Laura Maebe, Marie Pairon, Julien Péters, Adrien Michez, Aurore Degré, Sarah Smet, Fabre Dehon, Nicolas Leclercq, Justine Martoglio, Cédric Vermeulen, Lionel Ranjart, Christophe Vandenberghe, Jeremy Defacqz.

Avec une mention spéciale pour Frédéric Vanwindekens & Antoine Mottet qui m'avez très gentiment accueilli et accompagné dans votre laboratoire du CRA-W (pour voir ces mottes rester totalement intactes).

Merci également à Cynthia, Émilie et Sébastien, pour votre grande disponibilité et votre aide volontaire.

Une gratitude particulière à Jean-François Bastin, c'est grâce à toi que j'ai fait ce petit pas pour l'Humain mais grand pas pour Fabien, et que j'ai repris ces études. Merci d'avoir pris le temps de m'écouter et de me conseiller dans cette réorientation.

Ce TFE est indissociable des études, que j'ai beaucoup appréciées, très enrichissantes et stimulantes, vécues d'une manière très différente d'il y a 20 ans, et ceci grâce à vous les profs et assistantes, merci pour toutes ces riches connaissances transmises avec passion, Marc Dufrêne, Grégory Mahy, Arnaud Monty, Hugues Claessens, Cédric Vermeulen, Gauthier Ligot, Jean-François Bastin, Philippe Lejeune, Simon Lhoest, Justine Broers, Justine Martoglio, Marie-Pierre Tasseroul.

Et enfin, merci à tous mes proches ♥, qui m'ont accompagné sur le terrain pour compter les vermiceaux et patauger dans la tourbe, bêta-testé le questionnaire, relu ma prose, prêté la voiture, ou m'ont simplement soutenu ou supporté (c'est selon) : Laura, Julie, Maman et Papà, Alex, Lucia, Alessandro, Patrick, Daphné, Samy, Eve, Caroline.

Et, bien évidemment, la place du dernier auteur, merci à toi Marc, tes visites sur terrain passionnantes, tes positions parfois confrontantes mais toujours stimulantes, et cet amour contagieux pour la nature et la biodiversité. J'ai énormément appris à ton contact.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	7
1. Introduction	8
1.1. La crise de la biodiversité	8
1.2. La restauration de la biodiversité	9
1.3. La situation wallonne	10
1.4. Les services écosystémiques	12
1.5. Le projet LIFE Connexions	12
2. Matériels et méthodes	16
2.1. Cadre de la recherche	16
2.2. Détermination de la méthodologie	18
3. Résultats	34
3.1. Mesures biophysiques	34
3.2. Enquête adressée aux agriculteurs	48
3.3. Enquête auprès du public	54
3.4. Résultats finaux compilés	59
4. Discussion	60
4.1. Évaluation des services écosystémiques de régulation	60
4.2. Évaluation des services écosystémiques de production	63
4.3. Évaluation des services écosystémiques culturels	66
5. Conclusion	67
6. Annexes	68
6.1. Services écosystémiques impactés	68
6.2. Portfolio photographique des parcelles	69
6.3. Protocoles et mesures biophysiques	71
6.4. Données biophysiques brutes	78
6.5. Questionnaire adressé aux agriculteurs	89
6.6. Questionnaire adressé au public	98
6.7. Mesures écartées	110
7. Références bibliographiques	114

RÉSUMÉ

L'érosion de la biodiversité s'inscrit dans le sillage du dérèglement climatique dans la prise de conscience du public sur les enjeux planétaires. La restauration des écosystèmes devient un sujet majeur de maintien des conditions favorables à la Vie sur Terre. Les services écosystémiques s'imposent progressivement comme standard mondial pour évaluer les impacts des politiques d'aménagement du territoire. Cependant, les études similaires se rabattent souvent sur des méthodes génériques et aspécifiques, et caractérisent les résultats en termes d'habitats, mais peinent à produire des résultats spécifiques aux projets et aux parcelles qu'ils évaluent. En effet le panel de méthodes biophysiques spécifiques, directes, rapides et adaptées à l'échelle locale, est relativement restreint. Cette étude se situe à la convergence entre une ébauche méthodologique biophysique et son application au cas concret de restauration du projet LIFE Connexions, tout en utilisant des méthodes plus génériques à savoir les questionnaires adressés aux bénéficiaires. Les habitats ciblés sont principalement des milieux semi-naturels en gestion extensive agropastorale. Les résultats montrent qu'il est possible d'obtenir des résultats spécifiques dans des laps de temps courts, bien que des développements importants de la méthode soient encore nécessaires. Ils confirment également que les restaurations impactent positivement un grand nombre de services écosystémiques de régulation, conséquence directe du renforcement de la biodiversité. Ils renforcent également des services culturels, tandis que les services de production sont impactés à la négative comme c'est généralement le cas dans ce type de projet. Cependant, ce constat n'est pas une fatalité. Les services de production présentent des potentiels importants de renforcement, permettant de faire gagner en puissance les initiatives de restauration, qui restent encore trop marginales en Wallonie. D'autant plus que ces projets pourraient ne pas se limiter aux seuls travaux. En effet, pour assurer leur pérennité, l'adhésion des agriculteurs (via la maîtrise des impacts sur les services de production), et du public (qui peut se traduire par des actions politiques et des financements), est essentielle.

The erosion of biodiversity is increasingly recognized alongside climate change as a major global concern, raising public awareness of planetary issues. Ecosystem restoration is becoming a key topic in maintaining the conditions necessary for life on Earth. The ecosystem services approach is gradually being adopted as the global standard for assessing the impacts of land-use policies. However, similar studies often rely on generic, non-specific methods and tend to describe outcomes in terms of habitats, struggling to produce results tailored to specific projects and plots. Indeed, the range of specific, direct, rapid, and locally adapted biophysical methods remains relatively limited. This study sits at the intersection of a preliminary biophysical methodology and its application in the concrete context of the LIFE Connexions restoration project, while also employing more generic methods such as beneficiary questionnaires. The targeted habitats are mainly semi-natural areas under extensive agropastoral management. The results show that it is possible to obtain project-specific results within short timeframes, although significant methodological development is still needed. They also confirm that restoration efforts positively impact a wide range of regulating ecosystem services, a direct consequence of enhanced biodiversity. Cultural services are also strengthened, while provisioning services are negatively affected—an outcome typically observed in such projects. However, this outcome is not inevitable. There is significant potential for improving provisioning services, thereby increasing the effectiveness of restoration initiatives, which remain too marginal in Wallonia. Moreover, these programs need not be limited to fieldwork alone. Ensuring their sustainability requires the support of farmers (by managing the impacts on provisioning services) and the public (which can translate into political action and funding), both of which are essential.

1. INTRODUCTION

1.1. LA CRISE DE LA BIODIVERSITÉ

1.1.1. LES LIMITES PLANÉTAIRES

Le concept de limites planétaires identifie neuf processus dont la perturbation pourrait compromettre la stabilité et la résilience de la Vie sur Terre (Rockström et al., 2009). L'intégrité de la biosphère et le dérèglement climatique sont considérés comme les deux limites fondamentales, et elles sont déjà dépassées (Steffen et al., 2015).

Les deux problématiques se renforcent mutuellement car étroitement liées dans un système de rétroactions : le changement climatique accélère la perte de biodiversité, tandis que la dégradation des écosystèmes réduit leur capacité de stockage carbone (Pörtner et al., 2021).

En conséquence, les enjeux sont complémentaires : des solutions climatiques dépendent des écosystèmes, et la restauration des écosystèmes peut contribuer à une partie de l'atténuation nécessaire pour limiter le réchauffement (Richardson et al., 2023).

Malgré cela, l'érosion de la biodiversité ne bénéficie que d'une fraction de la couverture médiatique du dérèglement climatique (IPBES, 2019; Legagneux et al., 2018; UNEP, 2021). De plus, ses financements ne représentent que un sixième de ceux alloués au climat, et les tendances de financement sont à la baisse (Verissimo et al., 2014; Waldron et al., 2013).

1.1.2. L'ANTHROPOCÈNE

La biodiversité connaît donc une érosion rapide à l'échelle mondiale. Environ 1,000,000 d'espèces sont menacées d'extinction (IPBES, 2019), un rythme sans précédent dans l'histoire humaine (Pimm et al., 2014). La limite planétaire fixe un maximum du taux d'extinction à 10 fois le taux de base ; il est actuellement 100 à 1,000 fois supérieur à ce niveau (Newbold et al., 2016; Steffen et al., 2015).

Ces chiffres documentent l'entrée dans la sixième extinction de masse qui, contrairement aux cinq extinctions¹ précédentes causées par des événements géophysiques catastrophiques, résulte directement des activités anthropiques : artificialisation des milieux, destruction et fragmentation des habitats, pollutions, espèces exotiques envahissantes et dérèglement climatique (Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015). La crise est d'autant plus sérieuse qu'il existe une dette d'extinction, représentée par un décalage temporel entre la dégradation actuelle et ses conséquences futures sur la biodiversité (Watson et al., 2018).

¹ La grande oxydation survenue il y a 2 à 2.4 milliards d'années, crise écologique majeure, n'a pas été assez brutale pour être considérée comme une extinction de masse (Hodgskiss and Sperling, 2022), bien que cet événement sensibilise aux extinctions causées non pas par des événements ponctuels catastrophiques (météorites, éruptions volcaniques, etc.) mais par des changements chimiques atmosphériques progressifs, faisant le lien avec le dérèglement climatique. Mais aussi que l'oxygène, un élément essentiel nombreuses formes de vie, a en réalité été, et est encore, un poison, qui met 80 ans à nous tuer : théorie radicalaire du vieillissement (Harman, 1955).

Les extinctions de masse marquent des transitions majeures entre les ères géologiques, et l'Anthropocène s'inscrit dans cette continuité, où l'humanité est devenue une force de transformation planétaire comparable aux grands processus catastrophiques (Crutzen, 2022). Les activités humaines modifient désormais les cycles biogéochimiques fondamentaux, la composition atmosphérique, et la surface terrestre à une échelle et une vitesse sans précédent dans l'histoire de la Terre (Steffen et al., 2007). L'Anthropocène ne se limite pas à une simple augmentation quantitative des impacts humains, mais marque une rupture qualitative dans le fonctionnement du système Terre (Steffen et al., 2018).

1.1.3. CONSÉQUENCES DE L'ÉROSION DE LA BIODIVERSITÉ

Le dépassement de l'intégrité de la biosphère compromet directement des fonctions essentielles et entraîne une cascade de conséquences systémiques, avec à la clé des risques alimentaires (diminution des rendements, réduction de la diversité génétique des cultures, perte de résilience face aux maladies et aux ravageurs), des risques sanitaires (émergence de zoonoses, perte de composés bioactifs pour la pharmacopée), et des déstabilisations socio-économiques (migrations environnementales, conflits pour les ressources naturelles) (Díaz et al., 2019; MEA, 2005). En effet, depuis 1900 entre 5 et 20% des conflits armés majeurs et entre 20 et 40% des conflits locaux ou communautaires ont une composante environnementale, et les projections futures sont à la hausse (IPCC, 2023).

1.2. LA RESTAURATION DE LA BIODIVERSITÉ

1.2.1. DE LA CONSERVATION À LA RESTAURATION

Face à ce constat alarmant, les politiques internationales s'organisent. Les approches conservatoires² qui étaient principalement développées jusqu'à présent, s'avèrent insuffisantes. L'approche active de la restauration écologique émerge comme un complément indispensable, visant non seulement à préserver les écosystèmes existants mais également à rétablir les processus écologiques dans les milieux dégradés (Hobbs and Harris, 2001; Young et al., 2005).

Le Green Deal vise à transformer l'économie européenne en promouvant une croissance durable, et marque un tournant vers une approche plus holistique de la durabilité. La Stratégie Biodiversité 2030 qui en découle fixe des objectifs ambitieux de restauration des écosystèmes dégradés sur une vaste échelle : protection d'au moins 30 % du territoire de l'Union Européenne (UE), dont 10 % en protection stricte d'ici à 2030 (EC, 2020).

La Loi sur la restauration de la nature (EU, 2024) constitue un cadre législatif contraignant pour atteindre ces objectifs, en imposant aux États membres l'élaboration de plans nationaux de restauration. Cette législation représente une avancée majeure, passant d'une logique de protection à une obligation de restauration active. Elle s'accompagne de mécanismes de financement dédiés et de dispositifs de suivi standardisés.

² Passives, mise des écosystèmes « sous cloche ».

1.2.2. LES OUTILS DE RESTAURATION DE LA NATURE

1.2.2.1. LE RÉSEAU NATURA 2000

Développé en parallèle à ces stratégies, le réseau Natura 2000 constitue l'épine dorsale de la politique européenne de conservation. Il est né des deux directives UE « oiseaux » et « habitats ». Couvrant plus de 18% du territoire européen, ce réseau vise à la protection d'espèces et d'habitats d'intérêt communautaire. Son objectif fondamental est la promotion d'une gestion durable conciliant préservation écologique (désignation de sites remarquables) et pratiques socio-économiques (mesures de gestion adaptées) (Evans, 2012; Kati et al., 2015).

1.2.2.2. LE PROGRAMME LIFE

Toutefois, la simple désignation d'aires protégées ne suffisant plus, des programmes tels que le LIFE financent des actions de restauration. Ils constituent des instruments financiers de l'UE destinés à appuyer des actions concrètes. Ils englobent un large éventail de thématiques environnementales, telles que la conservation de la biodiversité, la préservation des milieux naturels, la connectivité écologique, la restauration des pollinisateurs sauvages, la préservation des forêts anciennes, mais aussi l'amélioration de la qualité de l'air et de l'eau, ainsi que la gestion durable des ressources et des déchets (European Commission, 2020; Hermoso et al., 2019).³ Cette approche systémique reconnaît que la biodiversité ne peut être préservée uniquement dans des îlots protégés mais nécessite une gestion intégrée des territoires (Opdam and Wascher, 2004).

Ces actions contribuent à rétablir les fonctions écologiques dégradées, permettant à terme de restaurer les services écosystémiques rendus par ces milieux. C'est dans cette articulation que se jouent les grandes lignes des stratégies de restauration : elles doivent à la fois viser des objectifs biologiques (intégrité écologique) et fonctionnels (services rendus à la société).

1.3. LA SITUATION WALLONNE

1.3.1. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ

La Wallonie présente un état de conservation préoccupant. Seuls 5% des types d'habitats d'intérêt communautaire présentent un état de conservation favorable (SPW Environnement, 2020), contre 14.7% en moyenne européenne.⁴ La situation est marquée par un retard dans la mise en œuvre des politiques de conservation. À peine 1.6% du territoire est aujourd'hui protégé de manière stricte⁵, alors que l'objectif européen impose un seuil de 10%. Un investissement massif est donc nécessaire (SPW Environnement, 2024).

³ https://cinea.ec.europa.eu/programmes/life_en?prefLang=fr&etrans=fr (consultée le 20/04/2025)

⁴ <https://biodiversity.europa.eu/countries/belgium?activeTab=bd267dec-d7ec-42f1-9cc5-e40ce2700f62> (consultée le 26/05/2025)

⁵ <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/protection-de-faune-de-flore/> (consultée le 26/05/2025)

1.3.2. BILAN DES INITIATIVES WALLONNES

Face à ces constats, la région wallonne et les acteurs de la conservation tels que Natagora ont développé plusieurs initiatives de restauration, notamment grâce au programme LIFE, comme LIFE Herbages (restauration de pelouses et prairies), LIFE Croix-Scaille (restauration de landes, de prairies humides, de tourbières), LIFE Prairies Bocagères (restauration de prairies maigres et humides, de mégaphorbiaies), ou encore LIFE Elia (transformation des couloirs de lignes électriques en corridors biologiques).

Malgré les efforts déployés, ces projets de restauration demeurent insuffisants au regard de l'ampleur des défis. La fragmentation territoriale persiste comme un obstacle majeur. L'intensification agricole et l'artificialisation croissante des surfaces continuent d'exercer une pression considérable sur les réseaux écologiques existants (SPW Environnement, 2024).⁶

Cette situation souligne les limites d'une approche exclusivement basée sur la protection de sites isolés, sans considération suffisante des matrices paysagères environnantes, et appelle impérativement à la création de véritables réseaux écologiques fonctionnels et résilients (ICEDD, 2018).

1.3.3. RÉSEAUX ÉCOLOGIQUES ET CONTEXTES MARGINAUX

Un réseau écologique se définit comme un ensemble structuré d'habitats interconnectés par des corridors écologiques, permettant le maintien viable des populations d'espèces et la pérennité des processus écologiques à l'échelle du paysage (Bennett, 2003). Ils remplissent plusieurs fonctions écologiques essentielles pour la conservation de la biodiversité : facilitation des flux génétiques entre populations isolées, recolonisation d'habitats après des perturbations locales et donc résilience, facilitation des migrations saisonnières et des déplacements pour l'alimentation ou la reproduction, mais aussi adaptation des espèces au dérèglement climatique (Elmqvist et al., 2003; Heller and Zavaleta, 2009).

Cependant, une tension existe entre des objectifs biologiques stricts et des logiques utilitaristes axées sur la production. Pour autant, la Wallonie dispose d'un potentiel écologique latent qui permettrait de renforcer ce réseau sans s'opposer au secteur productif : 250,000 hectares de zones à faible valeur productive (appelées contextes marginaux, à savoir sols pauvres, anciennes friches, pentes, zones humides, etc.) mais à potentiel écologique remarquable pourraient être mobilisés à des fins de restauration et d'incorporation dans des réseaux écologiques.^{7,8}

⁶ https://cpdt.wallonie.be/wp-content/uploads/2022/06/Colloque-CPDT-2019_Dufrene-et-Pairon.pdf (consultée le 26/05/2025)

⁷ [Contextes écologiques marginaux et sensibles - Géoportail de la Wallonie](#) (consultée le 26/05/2025)

⁸ https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/304033/1/20230610_Natagora_ResEco.pdf (consultée le 26/05/2025)

1.4. LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Ce besoin d'extension massive du réseau d'aires protégées soulève des questions majeures de financement, d'acceptabilité sociale et de disponibilité foncière (United Nations Environment Programme, 2024).

En réponse à ces contraintes, on constate l'émergence d'une approche qui consiste à quantifier les bénéfices fournis par les écosystèmes restaurés (régulation hydrique, stockage carbone, pollinisation, etc.), et à démontrer qu'ils sont largement bénéficiaires (Liekens and Dufrêne, 2025).

Ces services écosystémiques (SE) désignent tous les bénéfices que les sociétés humaines tirent des écosystèmes. Ce concept s'est imposé comme un cadre d'analyse permettant de mieux appréhender les interactions entre les sociétés et leur environnement, en particulier identifier les externalités cachées, souvent moins perçues ou comprises par les décideurs et le public. L'objectif initial était de souligner l'importance de la nature dans le bien-être humain, notamment à une époque où les impacts environnementaux devenaient de plus en plus apparents (Costanza et al., 1997).

Cette approche intégrée permet de dépasser l'opposition traditionnelle entre protection de la nature et développement, en démontrant la valeur sociétale et économique de la biodiversité. Ce faisant, il devient possible de mobiliser la société et les pouvoirs publics dans des révisions profondes de notre approche au vivant, y compris une révision de la PAC.⁹

La restauration de la biodiversité ne peut plus être abordée comme une démarche sectorielle. Elle doit s'inscrire dans une vision intégrée du territoire, mobilisant les enjeux de conservation, d'adaptation au changement climatique, et de durabilité socio-économique. La Wallonie, bien qu'en retard, dispose d'une fenêtre d'opportunité unique pour structurer une politique ambitieuse, alignée sur les objectifs européens et adaptée à ses spécificités écologiques. Cela nécessite une vision claire, des moyens financiers conséquents, et une volonté politique affirmée, fondements de la nouvelle Stratégie Biodiversité 360° (SPW, 2024).¹⁰

1.5. LE PROJET LIFE CONNEXIONS

1.5.1. OBJECTIF DU PROJET

En 2021, l'UE a accordé un financement sur 7 ans à Natagora pour la mise en œuvre du projet LIFE Connexions intitulé « *Actions prioritaires pour la connexion de prairies, pelouses, forêts humides et espèces associées en régions Wallonne et Grand Est (FR)* ».

L'objectif du projet est de « *restaurer la biodiversité sur au moins 500 hectares d'habitats naturels menacés, sur une large zone reprenant 40 sites Natura 2000* » afin de contribuer « *à renforcer l'interconnexion des milieux les plus fragiles de nos régions.* »¹¹

⁹ Politique Agricole Commune - <https://www.natagora.be/position-sur-la-pac-2021-2027> (consultée le 26/05/2025)

¹⁰ Dont cependant aucune mention n'est faite dans le « [plan de relance de la wallonie](#) » 2024 (consultée le 26/05/2025)

¹¹ Extraits du site officiel du LIFE Connexions : <https://www.life-connexions.eu/> (consultée le 20/04/2025)

Ce projet intègre donc parfaitement les impératifs de restauration, de réseaux écologiques, de valorisation des contextes marginaux, tout ceci sous le levier des services écosystémiques.

1.5.2. LES HABITATS D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE

Huit habitats d'intérêt communautaire sont ciblés par le projet, dont cinq sont jugés prioritaires (*) :

- Les pelouses sur sable (6120¹²)* : sols sableux, secs, et pauvres.
- Les pelouses calcicoles (6210) * : sols superficiels, pauvres, souvent en pente.
- Les nardaies (6230) * : sols pauvres et acides.
- Les prairies humides à molinie (6410) : sols pauvres à humidité fluctuante.
- Les mégaphorbiaies alluviales (6430) : sols alluviaux en fond de vallée, le long des cours d'eau.
- Les prairies de fauche mésophiles (6510) : sols fertiles et drainés.
- Les tourbières boisées (91D0) * : sols gorgés d'eau, acides et pauvres.
- Les forêts alluviales (91E0) * : sols alluviaux en fond de vallée, le long des cours d'eau.

La plupart des habitats se développent principalement sur des sols marginaux peu productifs. Les six premiers habitats sont des milieux semi-naturels caractérisés par une biodiversité élevée. Ils résultent d'une coévolution entre dynamiques écologiques et pratiques agropastorales extensives, telles que le pâturage ou la fauche tardive. Cette gestion adaptée favorise le développement d'une flore et d'une faune particulièrement riches, accueillant une grande diversité de plantes à fleurs, d'insectes pollinisateurs, d'oiseaux et de petits mammifères. Ces habitats jouent ainsi un rôle fondamental dans le maintien de la biodiversité locale, tout en rendant des services écosystémiques essentiels.

Avant l'essor de l'agriculture, des milieux analogues aux prairies et pelouses actuelles existaient notamment dans les clairières entretenues par les herbivores sauvages, sur les sols pauvres ou rocaillieux peu propices à la fermeture forestière, ou encore dans les zones soumises à des perturbations naturelles régulières, comme les crues, les glissements de terrain ou les incendies (Feurdean et al., 2018; Hejman et al., 2013).

1.5.3. RÉGIONS BIOGÉOGRAPHIQUES ET PARCELLES

Les sites du projet sont situés sur toutes les régions biogéographiques au sud et à l'est de la zone « Fagne Famenne et Calestienne »¹³, incluant des parcelles situées en France (Ardenne et Lorraine, dans la Région du Grand Est). Les surfaces des habitats ciblés par les restaurations du LIFE Connexions sont réparties tel que mentionné au Tableau 1.

¹² Code « Natura 2000 ».

¹³ Référence : Raphaële Van der Perre (Université catholique de Louvain - Earth and Life Institute (UCL - ELI)), Hugues Claessens (Gestion des ressources forestières (ULiège - Gembloux Agro Bio tech - Gestion des ressources forestières)), Christian Tricot (Institut Royal Météorologique (IRM)), Service public de Wallonie (SPW) - Carte bioclimatique de Wallonie (BIOCLIM) (2017-10-15) <http://geodata.wallonie.be/id/9d18f60b-9652-4c5c-bcc2-01560224eccc>

Tableau 1 : Surfaces totales de restaurations actuelles (début 2025) prévues (fin de projet) pour chaque habitat. ¹⁴

Habitat	Surface prévue (ha)	Surface restaurée (ha)
Les pelouses sur sable (6120)	5	3
Les pelouses calcicoles (6210)	79	13
Les nardaies (6230)	115	35
Les prairies humides à molinie (6410)	29	13
Les mégaphorbiaies alluviales (6430)	20	6
Les prairies de fauche mésophiles (6510)	156	77
Les tourbières boisées (91D0)	41	4
Les forêts alluviales (91E0)	81	12

Le programme concerne 137 sites, dont les surfaces totales (continues ou discontinues) varient de 0.05 à 31 ha (médiane 2.9 ha, moyenne 4.46 ha). Chaque site peut abriter plusieurs habitats différents (jusqu'à six), pour un total de 226 habitats ayant des surfaces de 0.05 à 16.4 ha (médiane 1.23 ha, moyenne 2.22 ha) (Figure 1).

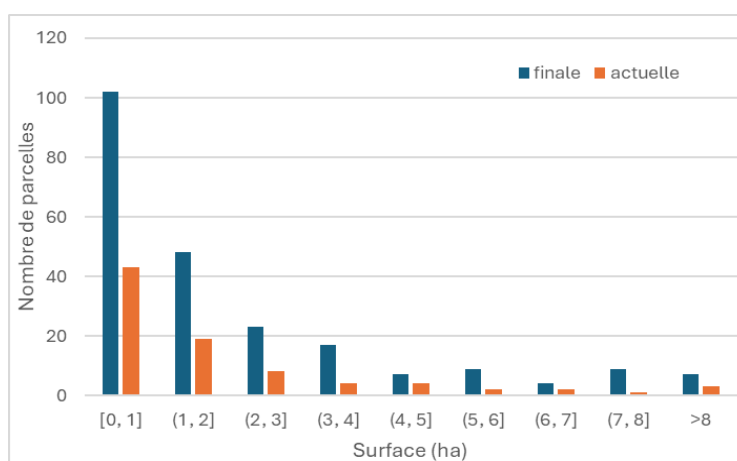


Figure 1 : Nombre de parcelles (abritant un même habitat) en fonction de leur surface (groupée – en ha), séparées entre situation actuelle (début 2025) et finale. ¹⁴

1.5.4. LES HABITATS AVANT RESTAURATION

Dans le cadre du LIFE Connexions, les habitats potentiellement restaurables sont les suivants ^{15,16} :

1. Des peuplements de résineux (pessières principalement),
2. Des coupes à blanc,
3. Des ré-embroussailllements,
4. Des prairies enrichies (intensives),
5. Des pâturages enrichis (intensifs).

La plupart de ces habitats existent sur des contextes marginaux peu productifs, tels que des contextes très humides (tourbières, milieux alluviaux, etc.) ou très secs (sables, pentes, roches, etc.), ou sur des parcelles laissées à l'abandon.

¹⁴ D'après fichiers GIS de Natagora.

¹⁵ Communication personnelle depuis l'équipe du LIFE Connexions.

¹⁶ Les surfaces totales de chaque habitat pré-restauration ne sont pas accessibles dans l'état actuel des données.

1.5.5. LES TRAVAUX DE RESTAURATION

Les travaux de restauration consistent à rétablir la biodiversité d'écosystèmes dégradés en agissant sur plusieurs composantes : l'exportation de la végétation présente (débroussaillage, coupe à blanc, broyage superficiel ou profond, hersage), l'exportation de matière organique (diminution du niveau trophique), la restauration de la végétation par semis, ou la restauration hydrologique par rebouchage de drains.

1.5.6. CORRESPONDANCE ENTRE HABITATS NON-RESTAURÉS ET RESTAURÉS

En fonction des zones biogéographiques, des caractéristiques des habitats et des stations, des réalités opérationnelles, les parcelles non-restaurées possèdent un potentiel de restauration limité, c'est-à-dire qu'elles ne peuvent accueillir qu'un nombre restreint d'habitats restaurés, pour un total de 22 correspondances possibles¹⁷ (Figure 2).

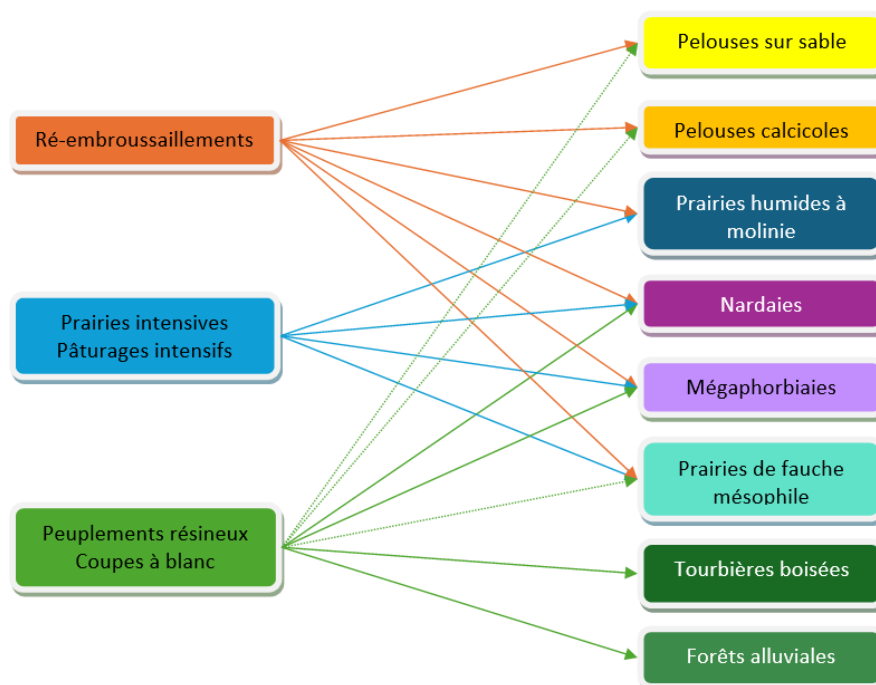


Figure 2 : Potentiels de restauration des habitats non-restaurés du LIFE Connexions (pointillés = rares).¹⁸

1.5.7. RAISON D'ÊTRE DE L'ÉTUDE

L'UE demande un livrable faisant partie de l'action D4 « *Impact socio-économique du projet et évaluation des services écosystémiques rendus* ». Ce rapport vise à dresser un état des lieux des actions engagées, en y intégrant une analyse et une évaluation des bénéfices en termes de SE. Le présent travail s'inscrit dans cette démarche.

¹⁷ En considérant séparément les prairies et les pâturages, ainsi que les peuplements résineux et les coupes à blanc, et sans considérer les correspondances plus rares.

¹⁸ Natagora LIFE Connexions - communication personnelle. Ces correspondances ont été établies empiriquement en fonction des restaurations effectivement réalisées dans le cadre du LIFE Connexions, bien qu'elles soient évidemment influencées par des causalités tangibles, comme les régions biogéographiques, les caractéristiques des stations, etc.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. CADRE DE LA RECHERCHE

Le cadre de la recherche, les questions de recherche, et la méthodologie pour y parvenir, n'étaient préalablement définis qu'avec des contours souples. Affiner et affirmer ces contours a donc été une première étape essentielle au travail.

2.1.1. ÉTUDES SIMILAIRES PRÉCÉDENTES

Les études similaires recensées dans la littérature visant à évaluer les impacts des travaux de restauration en termes de SE dans le cadre de projets de courte durée et à budget limité, adoptent généralement une stratégie combinant des questionnaires et une analyse bibliographique (Campagne, 2018; Kaiser and Parkinson, 2019; Laurent, 2019; Mercken and Maebe, 2016; Natagora, 2023; Wautelet, 2015). Cette méthodologie présente l'avantage de permettre l'étude d'une large gamme de SE, d'habitats, d'usages du sol. Toutefois, elle reste générique et rend plus complexe l'estimation des impacts spécifiques à des parcelles données.

2.1.2. STRATÉGIE D'ÉVALUATION

Pour autant, une approche alternative à celle généralement privilégiée dans la littérature a été adoptée. En l'occurrence, la stratégie d'évaluation s'est orientée autant que possible vers l'obtention de données biophysiques et spécifiques à l'échelle locale des parcelles, et non de données modélisées ou aspécifiques à l'échelle des habitats, tout en couvrant le spectre le plus large possible de SE.

En parallèle, la stratégie d'échantillonnage découlant de cette stratégie d'évaluation devra répondre à une série de contraintes.

2.1.3. CONTRAINTES D'ÉCHANTILLONNAGE

2.1.3.1. CONTRAINTES LIÉES À L'ANALYSE SYNCHRONES

L'évaluation des SE ne peut être réalisée que de manière synchronique et non pas diachronique. En effet, aucune parcelle du LIFE Connexions ne présente un niveau de restauration compatible avec la définition d'un habitat restauré, à savoir entre autres la présence d'espèces typiques indicatrices (Delescaille et al., 2022). Ce sont donc des parcelles historiques ou restaurées dans le cadre de précédents projets LIFE (et présentant les mêmes habitats) qui seront utilisées comme témoins de la potentielle situation finale des restaurations.

2.1.3.2. CONTRAINTES LIÉES AUX ZONES BIOGÉOGRAPHIQUES

Les habitats ne sont pas uniformément répartis sur la zone d'étude : ils sont souvent dépendants de la zone biogéographique. Par ailleurs, bien que les habitats d'intérêt communautaire possèdent des caractéristiques communes de base, il existe des variabilités en fonction des régions biogéographiques

(cortège des autres espèces floristiques et entomologiques, conditions édaphiques, cycle de l'eau, climat, altitude, etc. - Delescaille et al., 2022). La région biogéographique d'origine de la parcelle doit donc être prise en considération dans l'évaluation.

2.1.3.3. CONTRAINTES TECHNIQUES

Les principales contraintes techniques identifiées sont :

- Durée limitée de l'étude (au total environ 4+ mois),
- Période précise : les mesures doivent être prises au printemps (entre mars et mai),
- Budget limité (quelques centaines d'euros),
- Adaptation à des superficies limitées (les parcelles sont souvent de petites tailles),
- Nécessité de minimiser les expertises scientifiques, en raison de leur disponibilité limitée et du manque de temps pour les acquérir.

2.1.3.4. CONTRAINTES STATISTIQUES

Un nombre minimal de répétitions est nécessaire afin de démontrer statistiquement des différences. L'application de ce principe à l'ensemble des habitats (13 habitats à décliner ensuite suivant leur répartition biogéographique, et 22 correspondances possibles entre potentiels de restauration) et au large spectre de SE à évaluer démultiplierait les analyses (répétitions) au point d'entrer en conflit significatif avec les contraintes techniques. La stratégie s'est donc rabattue sur une méthode statistique lorsqu'elle était possible, et descriptive lorsque les contraintes l'imposaient.

2.1.3.5. ADÉQUATION ENTRE CONTRAINTES ET STANDARDS UE

Dans son guide à destination des bénéficiaires LIFE (CINEA, 2021), l'UE répertorie trois niveaux de détails lors de l'évaluation des SE, en fonction des objectifs souhaités.

1. Objectifs de communication, utilisation d'indicateurs directs et simples, et d'expertises et de budgets faibles.
2. Évaluations sans décision, avec budgets et expertises intermédiaires, indicateurs composites, mesures directes et indirectes telles que données satellitaires et télédétection.
3. Évaluations servant de support à la décision, avec méthodes basées sur la modélisation, nécessitant un grand nombre de données, une expertise poussée et des budgets conséquents.

Les contraintes et le contexte sont à cheval entre les niveaux 1 et 2 du guide de l'UE.

2.1.4. STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Au regard de la stratégie d'évaluation et des contraintes exposées ci-avant, les éléments suivants ont été retenus pour construire la stratégie d'échantillonnage :

- Approche principalement **descriptive** permettant d'étudier la variation des réponses, et une approche **statistique** lorsque possible ;
- Analyse **synchrone** : utilisation de parcelles du LIFE Connexions comme témoins de la situation non-restaurée, et utilisation de parcelles de précédents projets LIFE comme témoins de la situation restaurée ;

- Démarche principalement **comparative des scénarios**, sans chercher à obtenir des informations absolues ;
- Dans l'approche descriptive, l'utilisation d'**une seule parcelle témoin** pour une combinaison habitat/région biogéographique donnée ;
- Utilisation de **méthodes biophysiques simples et directes**, adaptées aux surfaces faibles et dispersées ;
- Évaluation d'un **large spectre de SE**.

2.2. DÉTERMINATION DE LA MÉTHODOLOGIE

Quelles sont la ou les méthodes qui seraient les plus adaptées pour répondre à la question de recherche tout en respectant la stratégie d'échantillonnage définie par les contraintes ? Pour répondre à cette question, il est nécessaire de définir plus précisément ce que l'on souhaite mesurer, en identifiant les SE estimés comme impactés.

2.2.1. LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES APPLIQUÉS À L'ÉTUDE

2.2.1.1. SÉLECTION DU CADRE DE RÉFÉRENCE

Depuis la première apparition de ce concept (Costanza et al., 1997), les systèmes de référence ont mûri pour aboutir à plusieurs versions :

- MEA, 2005 ¹⁹: cadre historique, fondateur, qui a popularisé le concept, largement adopté dans la recherche et les politiques, mais avec une séparation floue entre certaines catégories (support vs régulation).
- TEEB, 2010 ²⁰ : a pour objectif de monétariser les SE pour influencer la décision politique, afin d'inclure les externalités, les coûts cachés.
- IPBES ²¹(Díaz et al., 2015) : reconnaît une diversité culturelle de valeurs (pas uniquement économiques ou matérielles), mais également avec une séparation floue entre certaines catégories (services vs fonctions).
- CICES ²² (Haines-Young and Potschin, 2012) : classification précise, rigoureuse, normalisée et hiérarchique, utilisée davantage dans les milieux techniques et statistiques, mais aussi dans les politiques de conservation. Elle distingue trois catégories : les services de production, de régulation, et culturels.

Ce travail s'est appuyé sur la catégorisation CICES 5.1 ²³, considéré le plus rigoureux. Il est adopté par l'UE dans son guide à destination des bénéficiaires (CINEA, 2021).

¹⁹ Millenium ecosystem assessment

²⁰ The Economics of Ecosystems and Biodiversity

²¹ Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

²² Common International Classification of Ecosystem Services

²³ Bien qu'une version adaptée de la catégorisation CICES à la Belgique existe (Turkelboom et al., 2013), elle est construite sur une version plus ancienne (CICES 4.3) et est donc écartée.

2.2.1.2. IDENTIFICATION DES SE IMPACTÉS

La classification CICES 5.1 répertorie au total 90 SE (biotiques et abiotiques). Les SE *positivement* impactés par les projets LIFE se regroupent principalement dans les catégories des « SE de régulation » et des « SE culturels ». Les programmes de restauration ne visent pas à renforcer les « SE de production » (Jones, 2013). Une liste restreinte des SE estimés comme étant effectivement impactés par les restaurations du LIFE Connexions a été dressée²⁴ (liste complète en annexe 6.1) :

Services de production :

- Production de nourriture,
- Production de bois ²⁵,
- Production de bétail.

Services de régulation :

- Cycle de l'eau,
- Habitat favorable,
- Régulation des ravageurs,
- Qualité du sol,
- Activité du sol.

Services culturels :

- Activité récréative,
- Activité intellectuelle,
- Éducation,
- Culture et héritage,
- Esthétique,
- Valeur d'existence,
- Valeur patrimoniale.

Les SE culturels ont été enrichis de valeurs « socio-culturelles » (Breyne et al., 2021) qui ne trouvent pas de correspondance dans CICES, à savoir :

- Valeur thérapeutique,
- Soutien à la Vie sur Terre.

2.2.2. SÉLECTION DES CADRES D'ÉVALUATION DES SE

2.2.2.1. TYPES DE CADRES D'ÉVALUATION

Contrairement au nombre relativement restreint de cadres de référence définissant les SE, les méthodes d'évaluation sont quant à elles particulièrement nombreuses et variées aussi bien dans leurs principes, mais également dans les contextes applicables, les buts recherchés, les données nécessaires, etc. (Legesse et al., 2022). Ceci reflète la complexité inhérente à la démarche d'évaluation des SE et rend la sélection de la méthode appropriée au contexte une procédure laborieuse. Afin d'aider les utilisateurs dans cette

²⁴ Cette liste a été établie en collaboration avec l'équipe LIFE Connexions de Natagora, puis légèrement amendée.

²⁵ Certains agriculteurs partenaires utilisent le foin comme litière (= utilisation comme matériaux) ; cet aspect ne sera cependant pas évalué.

sélection, certains sites listent les méthodes existantes ou proposent des outils d'aide à la décision afin de restreindre le choix des méthodes^{26,27,28,29,30}.

Ces méthodes peuvent être divisées en trois grandes catégories :

- quantitatives qui se basent sur des grandeurs physiques mesurables,
- qualitatives qui se basent sur des grandeurs sociales et sociétales,
- monétaires qui convertissent les SE en grandeurs économiques.

Ces dernières sont utilisées pour s'aligner au langage des décideurs politiques, du public, et des bénéficiaires, tandis que les deux premières sont plutôt utilisées dans des démarches scientifiques ou d'évaluation.

2.2.2.2. CADRES D'ÉVALUATION NON-RETENUS

Beaucoup de cadres d'évaluation couramment cités et utilisés dans la communauté scientifique ne sont pas en phase avec les contraintes inhérentes à ce travail ni avec l'orientation stratégique. En effet, ces méthodologies reposent pour certaines sur des modélisations nécessitant un volume conséquent de données (dont des mesures indirectes), ont une résolution spatiale trop vaste, utilisent une méthode monétaire, ou encore font appel à des dires d'experts (Tableau 2).^{31,32,33,34,35,36}

²⁶ https://www.maes-explorer.eu/page/ecosystem_services_and_applied_methods (consultée le 21/02/2025)

²⁷ <https://database.esmeralda-project.eu/home> (consultée le 24/02/2025)

²⁸ <https://ecosystemsknowledge.net/resources/tool-assessor/> (consultée le 21/02/2025)

²⁹ <https://openness.hugin.com/oppla/ValuationSelection> (consultée le 07/02/2025)

³⁰ http://www.aboutvalues.net/method_navigator/ (consultée le 21/02/2025)

³¹ Voici la plupart des autres méthodes évaluées (les méthodes spécifiques à d'autres pays ne sont pas listées) : Openness (répertoire des méthodes existantes), BEES (Belgian Ecosystems and Society community), Ecoplan, Guidetoes, ARIES (k.lab / k.explorer), Lund-Potsdam-Jena Managed Land model (LPJmL), EBM tools - Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services (MIMES), ESTIMAP, VOTES (Valuation Of Terrestrial Ecosystem Services in a multifunctional peri-urban space).

³² <https://natuurwaardeverkenner.be/> (consultée le 06/03/2025)

³³ <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/05f9e824-2aa3-4236-8a79-1a8d6dcc1610.html> (consultée le 27/05/2025)

³⁴ <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest> (consultée le 28/02/2025)

³⁵ <https://www.policysupport.org/costingnature> (consultée le 11/02/2025)

³⁶ <https://www.unep.org/topics/teeb> (consultée le 13/02/2025)

Tableau 2 : Cadres d'évaluation des SE non-retenus, leurs caractéristiques et inconvénients.

Méthode	Caractéristiques / Avantages	Inconvénients / Raisons de non-utilisation
<i>MAES / Esmeralda (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services)</i>	Référence UE. Liste très riche d'indicateurs. Analyses réalisées principalement par des laboratoires agréés et regroupées dans des cartes thématiques sur toute l'UE.	Initiative destinée aux états membres afin qu'ils évaluent l'état de leurs SE. À destination des décideurs souhaitant utiliser les données UE pour réaliser des évaluations. Les données disponibles le sont à une échelle large (régionale et nationale) et pas adaptée aux petites parcelles du LIFE Connexions.
<i>NVE (Nature Value Explorer)</i>	Adaptée au contexte belge (développée pour la Flandre et adaptée à la Wallonie). Modélisation, cartographie. Se base sur des jeux de cartes SIG préchargées. Rapidité et facilité d'utilisation. Bon manuel d'utilisation.	Analyse d'une seule parcelle à la fois. Pas adapté aux petites surfaces. Ne traite pas tous les SE, dont certains identifiés comme impactés. Plus complexe à adapter aux contextes de restauration.
<i>WalES</i>	Cadre wallon d'évaluation des SE, dernière version est datée de 2022. Se base sur la matrice de Burkhard, à partir de jugements d'experts et de cartes produites à partir de 2018 (Dufrêne and Pairon, 2023).	Pas adaptée aux petites parcelles du LIFE Connexions. Basée sur des dires d'experts.
<i><u>InVEST</u></i>	Modélisation, cartographie. Utilisée mondialement.	Prise en main complexe. Données à injecter par l'utilisateur. Pas tous les SE couverts.
<i>IPBES</i>	Un des grands cadres conceptuels de référence d'évaluation des SE.	Basée sur consultations et dires d'experts principalement, ainsi qu'une évaluation monétaire.
<i>Co\$ting Nature</i>	Largement utilisée. Développée depuis 2007, quantifie 18 SE. Calcule le coût d'opportunité à protéger la nature.	Modélisation. Utilise des données globales indirectes, et reste dépendant de ces données d'entrée. Échelle globale ou régionale.
<i>TEEB (The Economics Of Ecosystems & Biodiversity)</i>	Initiative portée par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) (McVittie and Hussain, 2013; Schops, 2011; TEEB, 2010).	Évaluation monétaire. L'approche cible principalement de larges territoires nationaux et internationaux, leurs décideurs politiques, et priorise une approche économique.

2.2.2.3. CADRE D'ÉVALUATION RETENU : MÉTHODOLOGIE TESSA

La méthodologie TESSA³⁷ (Peh et al., 2022) a été développée suite au constat que la mesure des impacts réels et spécifiques des changements d'affectation des sols était difficile et coûteuse. Elle se distingue par son approche comparative d'états alternatifs, sa simplicité, son accessibilité, et son absence de recours à des expertises ou données poussées. Le manuel propose de présenter les résultats sous forme de tableau comparatif entre différents scénarios, en utilisant des codes couleurs pour illustrer les états de chaque indicateur.

Le manuel est divisé en deux parties principales, l'évaluation des SE et l'évaluation du capital naturel. Les méthodes d'évaluation des SE sont particulièrement nombreuses. Cependant elles se focalisent sur une gamme relativement étroite de SE³⁸, et certains des SE impactés par le LIFE Connexions ne sont pas couverts par ce cadre d'évaluation.

Le capital naturel est défini comme l'état des ressources naturelles (biodiversité, eau, sol) qui se combinent pour produire des SE. Le capital « eau » étant marginal dans notre contexte³⁹, seules les évaluations des capitaux sol et biodiversité ont été retenus comme pertinents. Le cadre TESSA désigne les indicateurs suivants dans l'évaluation de la santé des sols et de l'état de la biodiversité, tout en précisant que d'autres indicateurs existent et que tous ne doivent pas être mesurés pour obtenir des résultats satisfaisants.

Sol :

- Couvert végétal,
- Diversité des plantes et des systèmes racinaires,
- Présence et abondance d'espèces indicatrices,
- Faune pédologique indicatrice (vers de terre, termites, fourmis xylophages, coprophages),
- Plantes envahissantes (pourcentage de recouvrement, vitesse de dispersion),
- Compaction du sol,
- Perte de sol par érosion,
- Présence de contaminants,
- Richesse en nutriments.

Biodiversité ; absence/présence ou abondance d'espèces :

- Indicatrices d'habitats préservés,
- Indicatrices d'habitats dégradés,
- En danger,
- Protégées,
- Endémiques,
- À faible répartition spatiale.

Ce cadre d'évaluation est adapté aux contexte et contraintes de cette étude. En revanche, TESSA ne fournit pas de protocole précis pour évaluer ces indicateurs.⁴⁰ Ils ont donc été cherchés dans d'autres ressources, tout en utilisant le cadre TESSA comme référence.

³⁷ Toolkit For Ecosystem Service Site-Based Assessment - <https://www.birdlife.org/teessa-tools/> (consultée le 13/02/2025)

³⁸ Le climat (carbone principalement), la production de nourriture cultivée ou sauvage, l'eau (érosion, inondations, stocks, etc.), la pollinisation, les SE culturels et tout ce qui a trait aux zones côtières.

³⁹ Le capital « eau » se focalise sur les écosystèmes aquatiques. De plus, ces indicateurs sont moins pertinents sur des surfaces restreintes, comme c'est le cas pour les parcelles du LIFE Connexions.

⁴⁰ TESSA offre un très riche répertoire de protocoles, mais peu sont adaptés au présent contexte, voir note bas de page n°38.

2.2.3. SÉLECTION DES MÉTHODES BIOPHYSIQUES D'ÉVALUATION

La littérature et les guides consultés afin d'identifier des méthodologies permettant d'extraire les indicateurs répertoriés par TESSA citent un grand nombre de mesures biophysiques validées scientifiquement et réputées comme des indicateurs fiables des fonctions écosystémiques qui sont ensuite converties en SE.

En outre, des données additionnelles peuvent être obtenues ou être mises à disposition par Natagora :

- Analyses d'échantillons de sol par un laboratoire (pH, C, N, P, Ca, Mg, K) ;
- Relevés phytologiques et entomologiques de parcelles d'autres projets LIFE avant et après restauration ;
- Cubages de bois réalisés avant de déboiser les plantations de résineux.

Les recherches ont conduit à la sélection des indicateurs suivants. Tous peuvent être mesurés durant la période de mesures. Ils sont récapitulés au Tableau 3, qui mentionne également l'ensemble des références pour chaque méthode. Les protocoles précis sont rassemblés en annexe 6.3.3.

Le ver de terre est considéré comme un organisme clé dans le bon fonctionnement biologique des sols, étant donné ses caractéristiques de décomposeur, d'ingénieur du sol (modification de la structure et texture du sol), de facilitateur du transfert d'éléments nutritifs (fertilité), et de stimulateur de la diversité et de l'activité des microorganismes du sol.

L'estimation des prédateurs d'invertébrés est utilisée pour estimer l'efficacité de la lutte biologique et produit des informations de biodiversité via la population de prédateurs (vertébrés et invertébrés).

La décomposition de la matière organique (MO) dépend de la santé des communautés de microorganismes présentes dans le sol, qui jouent un rôle fondamental dans le cycle du carbone et des autres nutriments. Cet indicateur est complémentaire aux mesures physico-chimiques / statut trophique (qui ne renseignent pas sur l'état biologique du sol).

La teneur en MO du sol est une mesure complémentaire à la décomposition microbienne de la MO, qui renseigne à une résolution temporelle plus longue ⁴¹.

Le statut trophique permet d'estimer la richesse du milieu, et donc sa propension à l'eutrophisation et à accueillir des organismes ubiquistes ou spécialistes.

L'infiltration de l'eau permet d'estimer la capacité du sol à retenir l'eau, favorisant sa disponibilité, l'alimentation des réserves du sol, évitant qu'elle ne percole (érosion) et qu'elle n'entraîne les nutriments (eutrophisation) ou les éventuelles substances toxiques (lixiviation). L'eau est également purifiée via des processus biotiques et abiotiques lors de son transit au sein des différents horizons du sol.

Le test de VESS ⁴² permet de diagnostiquer la structure du sol sur les 25 premiers cm, y compris la structure racinaire. Il est utilisé pour évaluer les impacts des altérations mécaniques, mais aussi du couvert végétal sur la structure, et de comparer les changements de pratique.

Le test pénétro est complémentaire au test VESS, et informe sur les tassements plus profonds.

⁴¹ Analyses réalisées dans un laboratoire spécialisé.

⁴² Evaluation Visuelle de la qualité de la Structure du Sol.

La stabilité des agrégats permet d'estimer la stabilité structurale d'un sol et donc sa résistance à l'érosion, influencée entre autres par les réseaux racinaires et les hyphes fongiques.

Les relevés phytologiques permettent d'estimer le degré de réussite des restaurations en évaluant la présence d'espèces indicatrices des habitats ciblés.

Tableau 3 : Correspondance entre indicateurs utilisés et SE/capital naturel évalués. Les numéros des références bibliographiques sont reportés dans chaque cellule.

		Abondance lombricienne	Estimation des prédateurs	Décomposition de la matière organique (MO)	Teneur en MO du sol	Statut trophique (pH, N, P, Ca, Mg, K)	Infiltration de l' eau (Test de Beerkan)	Test de VESS	Test pénétro	Stabilité des agrégats	Relevés phyto
Service écosystémique	Cycle de l'eau	6,7,8					1,3,7,9			11	
	Habitats favorables	1,2	3,10	1	4						15
	Régulation des ravageurs		3,10,12,15								
	Qualité du sol	3,4,5,6		2				1,2,5,7,13	1,13	1,7,11	
	Activité du sol	2,4,6,8		1,5,9,12	1,2,3,4,5,9	1,2,4,5,9					
Capital naturel	Sol	2,14		2		14		2,14	14		14
	Biodiversité										14

Références citées ⁴³ :

1. Calvaruso et al., 2021; Calvaruso, et al., 2019
2. Cannavacciuolo et al., 2017
3. Tibi and Therond, 2017
4. Vincent et al., 2019a, 2019b
5. Balloy et al., 2017
6. ADEME, 2012
7. Thoumazeau et al., 2019
8. Le Guédard et al., 2017
9. Microbioterre, 2022
10. Péters and Mieczkowska, 2024
11. Vanwindekens and Hardy, 2023
12. Meyer et al., 2015
13. Tomis et al., 2016
14. Peh et al., 2022
15. Grima et al., 2023

⁴³ La littérature cite davantage de causalités entre ces indicateurs et d'autres SE qui n'ont pas été retenus (comme la stabilité des agrégats indicatrice de l'érosion, ou le test de Beerkan indicateur de la qualité de l'eau).

2.2.4. QUESTIONNAIRES

Les questionnaires constituent un outil méthodologique essentiel pour évaluer les SE, particulièrement les services culturels qui sont principalement subjectifs. Ils permettent de recueillir les perceptions, connaissances et préférences des parties prenantes (habitants, gestionnaires, experts) concernant l'importance et la valeur des différents SE (Larson et al., 2019; Scholte et al., 2015).

2.2.4.1. QUESTIONNAIRE ADRESSÉ AUX AGRICULTEURS

La littérature mentionne des difficultés généralisées à concilier les intérêts de la gestion agropastorale des milieux semi-naturels avec les intérêts productifs des agriculteurs (Huber et al., 2025; Jakobsson et al., 2024)⁴⁴. Les critiques principales sont les faibles capacités de production des foins et pâturages. Leur adhésion semble être motivée principalement par des facteurs économiques (y compris les primes MAEC⁴⁵) (Lastra-Bravo et al., 2015).

Cet aspect étant bien ancré, ce questionnaire a plutôt essayé d'évaluer la perception des agriculteurs sur d'autres bénéfices potentiels des milieux semi-naturels, à savoir leur richesse en oligo-éléments, vitamines et fibres, ce qui se traduirait par une meilleure santé des animaux (Agreil and Greff, 2008; Baumont et al., 2000; Meuret, 2010, 2014; Meuret and Provenza, 2015a). Ces aspects rejoignent des motivations secondaires exprimées par les agriculteurs, telles que les valeurs environnementales ou le souhait de s'aligner avec des valeurs sociétales (Huber et al., 2025).

2.2.4.2. QUESTIONNAIRE ADRESSÉ AU PUBLIC

Ce questionnaire a pour vocation d'évaluer les SE de type culturels rendus par les différents habitats (restaurés ou non) du projet. Via un questionnaire en ligne, les participants ont jugé l'adéquation entre la photo d'un paysage et un contexte particulier. Chaque contexte reflète un SE culturel (ou une combinaison).

⁴⁴ Ce qui est confirmé par Natagora.

⁴⁵ Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques.

2.2.5. RÉCAPITULATIF DES CORRESPONDANCES ENTRE SE ET INDICATEURS

Les liens entre indicateurs et SE/capitaux naturels sont reportés dans le Tableau 4 ci-dessous.

Tableau 4 : Correspondances entre méthodes et SE évalués.

	Questionnaire aux agriculteurs	Cubage de bois	Infiltration de l' eau	Abondance lombricienne	Estimation des prédateurs	Relevés phyto	Test de VESS + Test pénétro	Stabilité des agrégats	Décomposition de la matière organique	Teneur en MO du sol	Statut trophique (pH, P, Mg, K)	Questionnaire au public
Production de nourriture												
Production de bétail												
Production de bois												
Cycle de l'eau												
Habitats favorables												
Régulation des ravageurs												
Qualité du sol												
Activité du sol												
Capital naturel sol												
Capital naturel biodiversité												
Activités récréatives												
Activités intellectuelles et thérapeutiques												
Éducation												
Culture et héritage												
Esthétique												
Valeur d'existence												
Valeur patrimoniale												
Soutien à la Vie sur Terre												

2.2.6. QUESTIONS DE RECHERCHE

La question de recherche (QR) générale a été déclinée en plusieurs sous-questions (se référer au Tableau 5 du chapitre suivant pour plus de clarté).

- I. Quels sont les impacts potentiels des restaurations des parcelles spécifiques du LIFE Connexions sur les SE de régulation, de manière descriptive ?
- II. Quels sont les impacts potentiels des restaurations des parcelles spécifiques du LIFE Connexions sur les SE de régulation, de manière statistique ?
 - a. En considérant les potentiels de restauration et la région biogéographique.
 - b. En ne considérant que le caractère restauré ou non.
- III. Quels sont les impacts potentiels des restaurations des parcelles spécifiques du LIFE Connexions sur les SE de production ?
- IV. Quels sont les impacts des initiatives de restauration des habitats semi-naturels gérés de manière agropastorale sur les SE de production ?
- V. Quels sont les impacts des initiatives de restauration de tous les habitats du LIFE Connexion sur les SE culturels ?

2.2.7. RÉCAPITULATIF DES CORRESPONDANCES ENTRE QUESTIONS DE RECHERCHE ET PARAMÈTRES

Les paramètres permettant de répondre aux QR mentionnées au paragraphe 2.2.6 sont récapitulés ci-dessous.

Tableau 5 : Correspondance entre QR et paramètres (N/A : non-applicable).

QR	Habitats ciblés	Parcelles pré-restauration	Parcelles post-restauration	Répétitions (par type d'habitat)	Groupes d'habitats (Tableau 6)	Régions biogéographiques	Méthodes	Répétitions (par mesure)	Type de résultats	SE évalués
I	Les 8 habitats	LIFE Connexions	Précédents LIFE	1	Oui	Basse et Moyenne Ardenne, Haute Lorraine, Sambre-et-Meuse et Condroz	Biophysiques	3	Descriptif	SE de régulation
II a	Nardaies	Pessières du LIFE Connexions	Nardaies – Précédents LIFE	4	Oui	Ardenne Centro-Orientale	Estimation des prédateurs d'invertébrés	10	Statistique	Régulation des ravageurs, Habitats favorables et Capital naturel biodiversité
II b	Les 8 habitats	LIFE Connexions	Précédents LIFE	1	Non	Toutes	Biophysiques	3	Statistique	SE de régulation
III	Boisés	Pessières du LIFE Connexions	Boisés	18	N/A	Toutes	Cubage de bois	1	Descriptif	SE de production de bois
IV	Ouverts semi-naturels	Prairies et pâturages intensifs	Milieus ouverts semi-naturels	N/A	N/A	Toutes	Questionnaire aux agriculteurs	16	Descriptif	SE de production de bétail et de nourriture
V	Les 8 habitats	LIFE Connexion) + témoins génériques	Précédents LIFE	4 et 6	N/A	Toutes	Questionnaire aux public	75 à 200	Statistique	SE Culturels

2.2.8. SÉLECTION DES PARCELLES D'INTÉRÊT

Les parcelles ont été choisies en simplifiant certains paramètres (nécessaire au regard des contraintes mentionnées dans la section 2.1.3) :

- Les pessières représentent les peuplements résineux ;
- Les pâturages et prairies intensives ont été fusionnées comme étant le même habitat ;
- Chaque typologie possible de station (type de sol, pente, etc.) n'est pas représentée.

Pour chaque région biogéographique, l'identification des parcelles témoins de chaque habitat, a été réalisée sur base de leur qualité de représentant dudit habitat. Certaines parcelles avant et après restauration présentent l'avantage d'être voisines, réduisant donc la variabilité des paramètres. Les parcelles étudiées sont listées en fonction de leur habitat, leur surface et leur type de sol. Elles sont également reportées sur une carte biogéographique (

Figure 3) et dans un portfolio photographique (annexe 6.2). Au regard des contraintes, seules certaines régions biogéographiques ont été étudiées. En appliquant ces contraintes et choix, le nombre total de parcelles étudiées s'élève à 24 (Tableau 6).⁴⁶

⁴⁶ La sélection des parcelles a été réalisée en collaboration avec toute l'équipe du LIFE Connexions.

Tableau 6 : Liste des parcelles étudiées, regroupées par régions biogéographiques : Basse et moyenne Ardenne, Ardenne Centro-Orientale, Haute Lorraine, Basse Lorraine, et Sambre-et-Meuse et Condroz. ^{47,48,49}

Parcelle	Habitat	Potentiel de restauration	Surface (ha)	Sols
Le Brul	Pâturage intensif	Nardaie (6230)	1.4	Sols limoneux peu caillouteux à drainage naturel favorable.
Mogimont	Ré-embroussaillage	Nardaie (6230)	0.25	
Vallée de Aleines	Forêt alluviale (91E0)		1.8	Sols limoneux peu caillouteux à drainage naturel principalement modéré à assez pauvre
Sainte-Cécile	Pessière	Forêt alluviale (91E0)	0.4	Sols limono-caillouteux à charge schisto-gréseuse ou gréseuse et à drainage naturel modéré à assez pauvre
Houdoimont-1	Coupe à blanc	Tourbière boisée (91D0)	1.1	Regroupement de complexes de sols de textures différentes ou sur fortes pentes et de sols de fonds de vallons limoneux ou rocailloux
Houdoimont-2	Tourbière boisée (91D0)		0.88	
Vallée Mellier	Mégaphorbiaie (6430)		0.6	
Xaimont	Nardaie (6230)		0.8	
Beulet	Nardaie (6230)			Sols limono-caillouteux à charge schistophylladeuse et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable
Tannerie	Nardaie (6230)			
Bodange	Nardaie (6230)			
Volaiville-1	Pessière	Nardaie (6230)		
Sûre	Pessière	Nardaie (6230)		Sols limoneux peu caillouteux à drainage naturel principalement modéré à assez pauvre
Volaiville-3	Nardaie (6230)			
Vaux-sur-Sûre	Pessière	Nardaie (6230)		Sols limoneux peu caillouteux à drainage naturel favorable
Volaiville-2	Pessière	Nardaie (6230)		
Lahage	Ré-embroussaillage	Pelouse sur sable (6120)	0.5	Sols sableux ou limono-sableux à drainage naturel excessif ou légèrement excessif
Heinsch	Pelouse sur sable (6120)		0.41	
La Praille	Prairie humide à molinie (6410)		1.5	Sols argileux à drainage naturel assez pauvre à très pauvre
Plate dessous les monts	Prairie de fauche mésophile (6510)		0.62	Sols argileux à drainage naturel favorable ou imparfait
Fraselle	Prairie intensive	Prairie de fauche mésophile (6510)	1.5	
RND Sainte-Lucie de Battincourt	Prairie de fauche mésophile (6510)		0.32	Sols limono-caillouteux à charge de grès argilo-calcaire et à drainage naturel favorable à imparfait
Coteaux de Wespain-1	Ré-embroussaillage	Pelouse calcicole (6210)	0.26	Sols limono-caillouteux à charge calcaire et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable
Coteaux de Wespain-2	Pelouse calcicole (6210)		0.54	

⁴⁷ Certains milieux (à savoir les prairies de fauche mésophile 6510 et les prairies humides à molinie 6410) n'ont pas de représentant avec potentiel de restauration vers ces habitats. Idéalement ils auraient dû en posséder.

⁴⁸ Potentiels de restauration : d'après le fichier QGIS du LIFE Connexions partagé par Natagora.

⁴⁹ Carte des sols : Service public de Wallonie (SPW) - [Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie à 1/250000 \(2016-09-15\)](#)

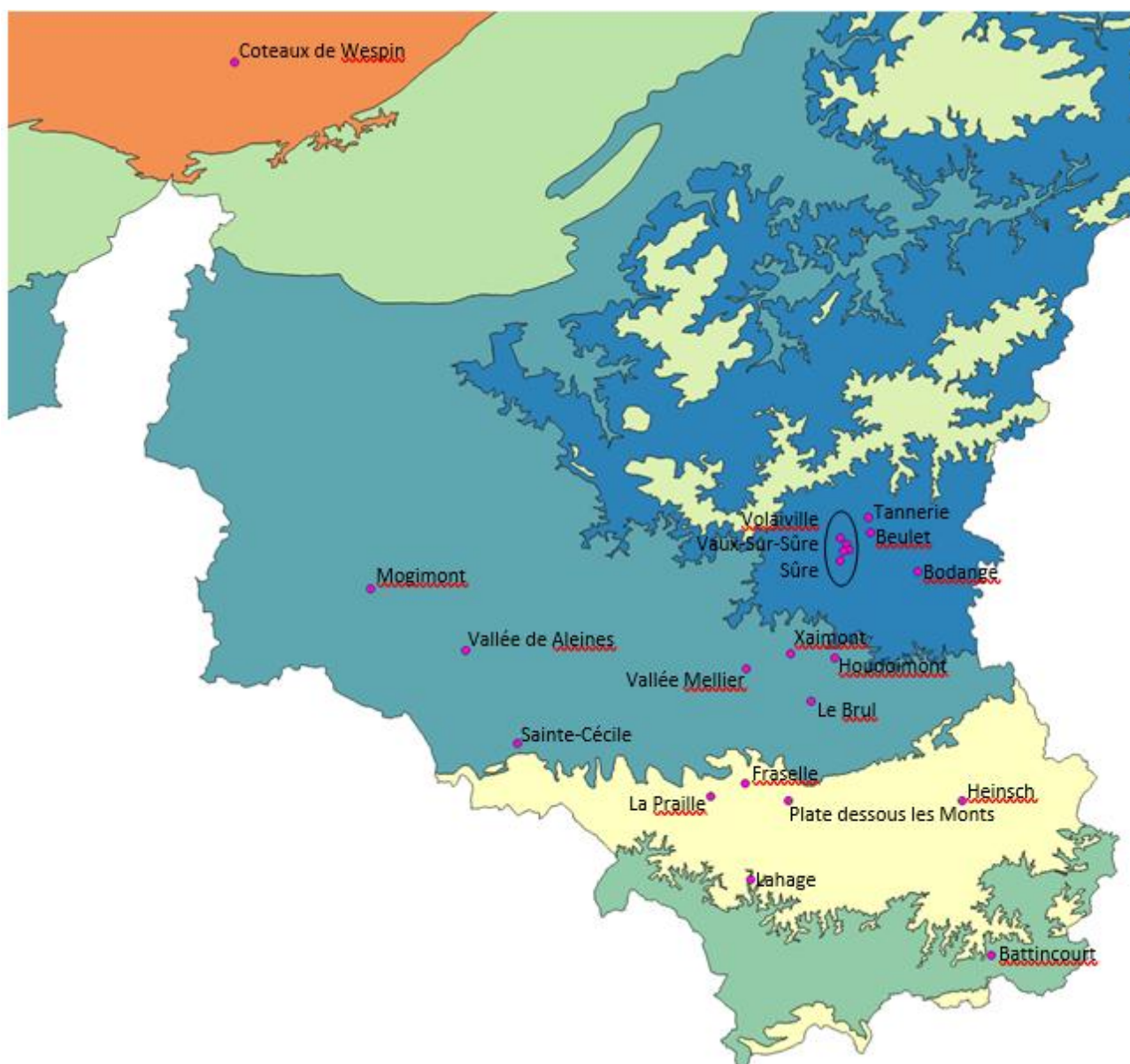


Figure 3 : Localisation des parcelles étudiées. Fond de carte : Carte bioclimatique de Wallonie ⁵⁰.

⁵⁰ Raphaële Van der Perre (Université catholique de Louvain - Earth and Life Institute (UCL - ELI)), Hugues Claessens (Gestion des ressources forestières (ULiège - Gembloux Agro Bio tech - Gestion des ressources forestières)), Christian Tricot (Institut Royal Météorologique (IRM)), Service public de Wallonie (SPW) - (BIOCLIM) (2017-10-15).

2.2.9. GROUPEMENTS D'HABITATS

Afin de réaliser des comparaisons entre indicateurs biophysiques, les habitats ont été regroupés en se basant sur les correspondances entre habitats avant et après restauration (Figure 2), aboutissant aux groupements répertoriés au Tableau 7. Seule une partie des 22 correspondances possibles identifiées à la Figure 2 sont représentées.

Tableau 7 : Groupes de comparaison entre habitats avant et après restauration, discriminés sur base des potentiels de restauration et des régions biogéographiques.

Groupe n°	Habitat avant restauration	Parcelle avant restauration	Habitat après restauration	Parcelle après restauration	Région biogéographique
1	Ré-embroussaillage Pâturage intensif	Mogimont Le Brul	Nardaie	Xaimont	Basse et moyenne Ardenne
2	Coupe à blanc	Houdoimont	Tourbière boisée	Houdoimont	Basse et moyenne Ardenne
3	Peuplement résineux	Sainte-Cécile	Forêt alluviale	Vallée de Aleines	Basse et moyenne Ardenne
4	Ré-embroussaillage	Lahage	Pelouse sur sable	Heinsch	Haute Lorraine
5	Prairie intensive	Fraselle	Prairies de fauche mésophile	Plate-dessous-les-Monts	Haute Lorraine
6	Ré-embroussaillage	Coteaux de Wespín	Pelouse Calcicole	Coteaux de Wespín	Sambre-et-Meuse et Condroz
7	Peuplements résineux	Volaiville 1 et 2, Sûre, Vaux-sur-Sûre	Nardaie	Volaiville 3, Beulet, Bodange, Tannerie	Ardenne Centro-Méridionale

2.2.10. FACTEURS EXPLICATIFS

Plusieurs paramètres (à savoir l'état de restauration, le type de milieu (ouvert/fermé) ou le drainage) ont été testés pour leur effet explicatif sur les indicateurs via des analyses de la variance (Tableau 8).^{51,52}

Tableau 8 : Facteurs explicatifs testés (soulignés).

Parcelle	Habitat	<u>Groupe</u>	<u>Restauration</u>	<u>Type</u>	<u>Drainage</u>	<u>Groupe de drainage</u>
Xaimont	Nardaie	1	Après	Ouvert	d	4
Le Brul	Pâturage intensif	1	Avant	Ouvert	b	2
Mogimont	Ré-embroussaillage	1	Avant	Fermé	b	2
Houdoimont - 1	Coupe à blanc	2	Avant	Ouvert	c	3
Houdoimont - 2	Tourbière boisée	2	Après	Fermé	f	5
Vallée de Aleines	Forêt alluviale	3	Après	Fermé	e	5
Sainte-Cécile	Pessière	3	Après	Fermé	h	5
Vallée Mellier	Mégaphorbiaie		Après	Ouvert	f	5
Lahage	Ré-embroussaillage	4	Avant	Fermé	a	1
Heinsch	Pelouse sur sable	4	Après	Ouvert	a	1
La Praille	Prairie humide à molinie		Après	Ouvert	h	5
Plate-dessous-les-monts	Prairie de fauche mésophile	5	Après	Ouvert	c	3
Fraselle	Prairie intensive	5	Avant	Ouvert	c	3
RND Sainte-Lucie de Battincourt	Prairie de fauche mésophile		Après	Ouvert	c	3
Coteaux de Wespin - 1	Ré-embroussaillage	6	Avant	Fermé	b	2
Coteaux de Wespin - 2	Pelouse calcicole	6	Après	Ouvert	b	2
Beulet	Nardaie	7	Après	Ouvert	b	2
Tannerie	Nardaie	7	Après	Ouvert	b	2
Bodange	Nardaie	7	Après	Ouvert	b	2
Volaiville - 1	Pessière	7	Avant	Fermé	b	2
Sûre	Pessière	7	Avant	Fermé	b	2
Volaiville - 3	Nardaie	7	Après	Ouvert	d	4
Vaux-sur-Sûre	Pessière	7	Avant	Fermé	d	4
Volaiville - 2	Pessière	7	Avant	Fermé	b	2

⁵¹ Classe de drainage : correspondance établie sur base de la carte des sols croisée avec la légende de la carte numérique des sols de Wallonie (ULg - GxABT - UNITE DE SCIENCE DU SOL – 2009. PCNSW (SPW - DGARNE). X. LEGRAIN - Dir. scient. : L. BOCK.), et déclinée suivant les connaissances de terrain.

⁵² Les classes de drainage ont été regroupées en cinq classes : 1(a), 2(b), 3(c) 4(d), 5(e-h).

3. RÉSULTATS

3.1. MESURES BIOPHYSIQUES

3.1.1. PRÉAMBULE

3.1.1.1. MESURES EFFECTIVEMENT RÉALISÉES

Le Tableau 9 ci-dessous reprend les mesures biophysiques effectivement réalisées.

Le test de VESS n'a pas pu être réalisé sur les parcelles où la motte se désagrégeait complètement (Houdoimont-2), ou qui étaient trop pierreuses ou sableuses.

La saturation en eau du site de Vallée Mellier, et la charge caillouteuse des sites de Coteaux de Wespain rendent ces sites inadaptés à l'infiltration d'eau.

Les mesures sur Plate-dessous-les-Monts ont été réalisées dans un second temps, ce qui n'a pas permis d'obtenir de résultats pour les méthodes nécessitant plusieurs semaines.

Tableau 9 : Récapitulatif des mesures biophysiques effectivement réalisées pour chaque site.

	<i>Abondance lombricienne</i>	<i>Estimation des prédateurs</i>	<i>Décomposition de la MO</i>	<i>Teneur en MO du sol</i>	<i>Statut trophique</i>	<i>Infiltration de l' eau</i>	<i>Test de VESS Test pénétro</i>	<i>Stabilité des agrégats</i>
<i>Xaimont</i>								
<i>Le Brul</i>								
<i>Mogimont</i>								
<i>Houdoimont – 1 & 2</i>								
<i>Vallée de Aleines</i>								
<i>Sainte-Cécile</i>								
<i>Vallée Mellier</i>								
<i>Lahage</i>								
<i>Heinsch</i>								
<i>La Praille</i>								
<i>Plate-dessous-les-monts</i>								
<i>Fraselle</i>								
<i>RND Sainte-Lucie de Battincourt</i>								
<i>Coteaux de Wespain – 1 & 2</i>								
<i>Beulet, Tannerie, Bodange Volaiville 1-2-3, Sûre, Vaux-sur-Sûre</i>								

3.1.1.2. SYMBOLIQUE GÉNÉRALE

Les résultats sont présentés de manière uniforme.

- Les percentiles 33% inférieur et supérieur servent à discriminer entre gammes **faibles** ●, **intermédiaires** ● et **élevées** ● de l'indicateur (uniquement au sein des valeurs obtenues ici).
- Les histogrammes reprenant les indicateurs sont symbolisés comme suit :
 - **Parcelles non-restaurées** ;
 - **Parcelles restaurées** ;
 - **Barre centile 33%** ;
 - **Barre centile 67%**.
- Les tableaux de comparaison des indicateurs utilisent cette symbolique :
 - ↑ = La restauration améliore l'indicateur d'une gamme ;
 - ↑↑ = La restauration améliore l'indicateur de deux gammes (donc de gamme **faible** ● vers gamme **élevée** ●) ;
 - ⇔ = La restauration n'impacte pas l'indicateur ;
 - ↓ = La restauration diminue l'indicateur d'une gamme ;
 - ↓↓ = La restauration diminue l'indicateur de deux gammes ;
 - Flèche verte = La valeur de l'indicateur restauré est dans les **gammes élevées** Figure 4;
 - Flèche orange = **gammes intermédiaires** ;
 - Flèche rouge = **gammes faibles**.
- Les effets considérés comme statistiquement significatifs sont colorés en vert ($p < 0.05$), ceux marginaux en orange ($0.05 < p < 0.1$).

3.1.2. ABONDANCE LOMBRICIENNE

Les indicateurs d'abondance lombricienne sont résumés à la Figure 4.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.1.

Les comparaisons descriptives sont récapitulées dans le Tableau 10 (QR I).

Les analyses statistiques sont retranscrites dans le Tableau 11 (QR IIb).

L'indicateur de biomasse fournit davantage une information sur la répartition entre espèces (plus d'anéciques, plus gros), et est donc considéré en seconde position, après l'abondance.⁵³ Ces indicateurs sont corrélés de manière monotone et positive ($p = 0.91$, $p < 0.001$, corrélation de Spearman).

La littérature mentionne les gammes suivantes pour ces indicateurs (en conditions d'agriculture conventionnelle) (ADEME, 2012; Vincent et al., 2019a) :

- Abondance lombricienne
 - Cultures : 0-290 individus (ind)/m²
 - Prairies : 50-310 ind/m²
 - Forêts : 0-150 ind/m²

⁵³ Notamment parce que la biomasse a été pesée avec une balance personnelle bas de gamme, sur terrain et donc soumise au vent.

- Biomasse lombricienne :
 - Cultures : 20-175 g/m²
 - Prairies : 40-165 g/m²
 - Forêts : 0-40 g/m²

Les données récoltées sont compatibles avec celles fournies par la littérature, avec des abondances atteignant parfois des valeurs (nettement) supérieures aux références (>300 ind/m²), indépendamment du caractère restauré de la parcelle.

L'analyse au sein des groupes de correspondance (Tableau 10) montre que :

- Groupe 1 : en fonction de la parcelle d'origine, les indicateurs sont très différents, permettant de conclure soit à un gain substantiel (depuis un ré-embroussaillage), soit à un gain neutre (depuis une prairie intensive) ;
- Groupe 3 : les indicateurs sont meilleurs dans la situation restaurée ;
- Groupe 6 : les indicateurs sont moins bons dans la situation restaurée ;
- Les groupes 2, 4 et 5 ne voient pas de modification à la suite de la restauration ;

L'analyse sur l'ensemble des parcelles (Tableau 11) tend à montrer que :

- Il existe une corrélation entre l'indicateur et aussi bien le type de milieu que la classe de drainage 4 ;
- Il n'existe en revanche pas de corrélation entre indicateur et restauration.

En conclusion, l'abondance lombricienne semble donc surtout influencée par le type de sol et le changement d'occupation du sol (déboisement, modification du régime hydrique) plutôt que par le nouvel habitat en lui-même.

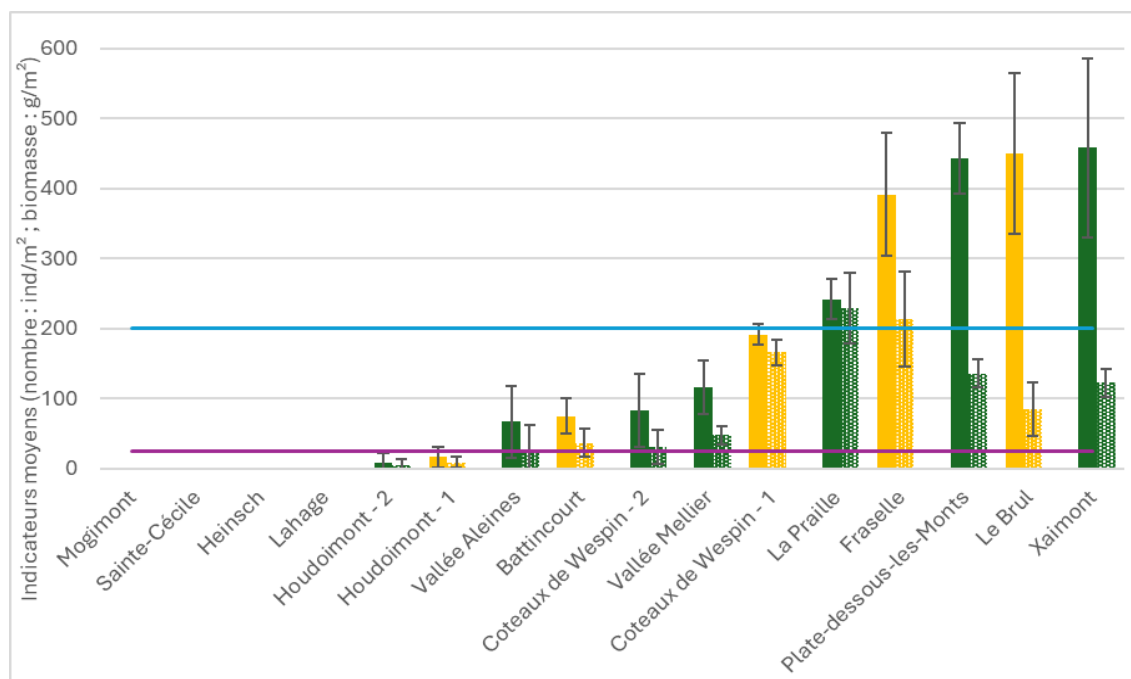


Figure 4 : Moyennes d'abondance lombricienne (nombre en ind./m² (plein) et biomasse en g/m² (pointillés) ; avec erreurs standards). Centile 33% = 25, centile 67% = 200.

Tableau 10 : Comparaison de l'indicateur d'abondance lombricienne (nombre d'individus) entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●	↑↑
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●	↔
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	●	●	↔
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●	↑
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	●	●	↔
Groupe 5 Fraselle vs. Plate-..	●	●	↔
Groupe 6 Coteaux de Wespin 1 vs. 2	●	●	↔

Tableau 11 : Analyse linéaire mixte de l'abondance lombricienne sur l'ensemble des parcelles par rapport aux facteurs explicatifs.

	~ Restauration	~ Type de milieu	~ Drainage
Toutes les parcelles (n = 16) Observations (n= 48)	p = 0.5995. F _{1,14} = 0.289.	p = 0.0273. F _{1,14} = 6.07.	p = 0.1982 F _{4,11} = 1.80. (p = 0.0414 pour la classe 4)

3.1.2.1. ESTIMATION DES PRÉDATEURS

Les indicateurs d'abondance des prédateurs d'invertébrés sont résumés à la Figure 5.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.2.

Les comparaisons statistiques entre sites sont récapitulées dans le Tableau 12 (QR I pour les groupes 1 à 6, QR IIa pour le groupe 7).

Les analyses statistiques globales sont retranscrites dans le Tableau 13 (QR IIb).

Certains leurres (surtout dans les pessières) n'ont pas été retrouvés, vraisemblablement entièrement mangés ou transportés par des macro-vertébrés, spécialement la parcelle « Volaiville-2 » où seuls deux leurres sur dix ont été retrouvés.

Une méta-étude sur cet indicateur (plusieurs méthodes, habitats et latitudes) cite des taux généraux de prédation de 1 à 69%/jour (médiane 8.8%/jour) contre un taux de 100%/jour ici, et des taux de prédateurs par des invertébrés sur des leurres artificiels en moyenne de 0-58%/jour (médiane 33%/jour) contre 97%/jour ici (Lövei and Ferrante, 2017). Au regard de ces comparaisons, cette méthode capte une grande abondance de prédateurs et semble donc particulièrement adaptée au présent contexte.

Dans l'ensemble, les abondances de prédateurs dans les parcelles restaurées sont significativement meilleures par rapport aux non-restaurées, et dans des gammes élevées. À l'exception de deux cas : Xaimont vs. Mogimont (pas significativement différents, bien que les indicateurs soient de manière descriptive dans des gammes différentes) et Houdoimont-1 vs 2 (où l'indicateur dans la situation restaurée est moins bon).

Cependant, la dispersion intra-site est souvent significativement similaire à la dispersion intersites (disp_p⁵⁴), ce qui implique que la variabilité des prédateurs des leurres au sein d'un même site peut potentiellement expliquer les variabilités inter-sites, et donc diminue la fiabilité des différences constatées (groupes 2, 3, 4 et 6).

Également, cette fiabilité est relativisée par des valeurs de R² particulièrement basses (Tableau 13 : le facteur explicatif de la restauration explique uniquement 2.7% de la variance, tandis que celle du type de milieu seulement 1.6%).

À noter que les abondances obtenues pour les 4 Nardaies en mai (groupe 7 : Tannerie, Beulet, Bodange et Volaiville-3) ont toutes des valeurs plus faibles que les autres parcelles restaurées obtenues en mars, y compris avec la Nardaie de Xaimont ($p = 0.055$). Est-ce que ces différences peuvent être attribuées aux caractéristiques intrinsèques des parcelles (niveau de restauration, région biogéographique), où sont-elles un artefact de mesure (météo, cycle de vie des prédateurs ou des proies) ? Ceci confirme l'importance de réaliser des mesures avec le minimum de variabilité des paramètres.

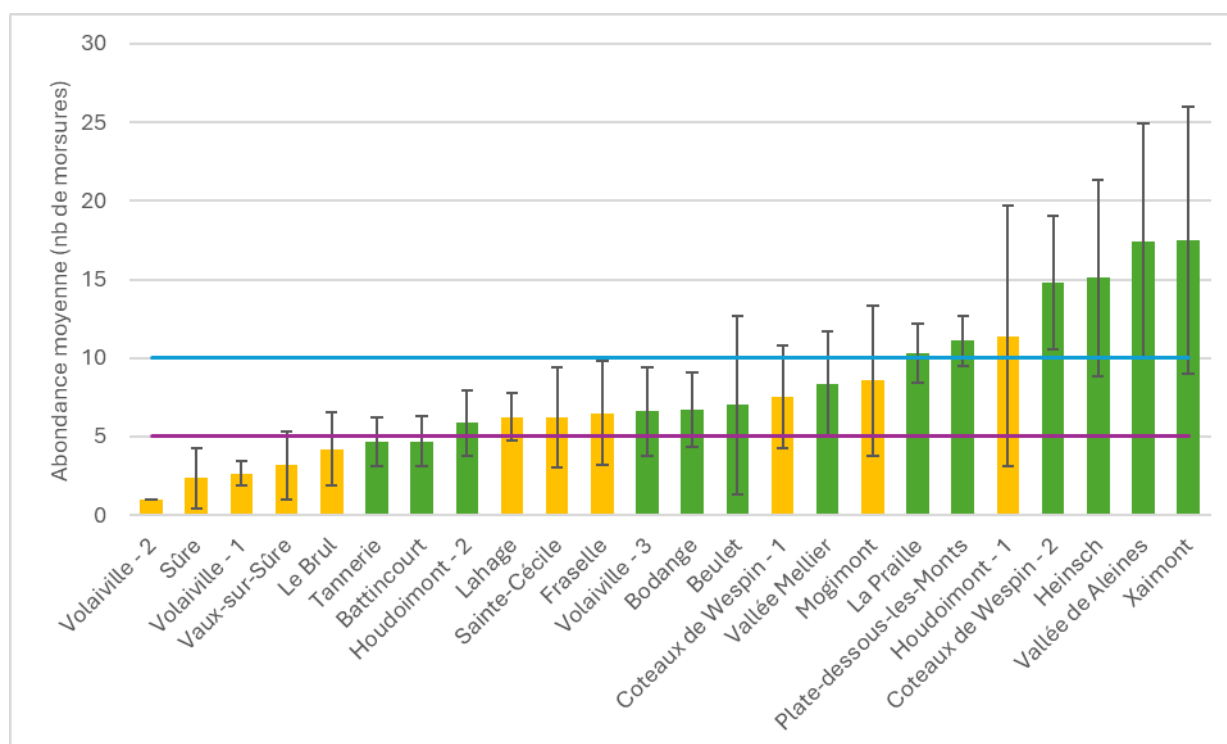


Figure 5 : Abondance de prédateurs d'invertébrés (moyennes des sommes des abondances par leurre, avec erreurs standards). Centile 33% = 5, centile 67% = 10.

⁵⁴ Hétérogénéité des variances. Vegan :: betadisper (Marti Anderson's PERMDISP2).

Tableau 12 : Analyse de la variance réalisée sur les distances de Bray-Curtis calculées sur les abondances de prédateurs d'invertébrés.

		Avant restauration	Après restauration	Bilan
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	p = 0.2055 disp_p = 0.068	●	●	↔
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	p = 0.0030 disp_p = 0.043	●	●	↑↑
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	p = 0.001 disp_p = 0.84	●	●	↓
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	p = 0.001 disp_p = 0.42	●	●	↑
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	p = 0.022 disp_p = 0.544	●	●	↑
Groupe 5 Fraselle vs. Plate-..	p = 0.021 disp_p = 0.016	●	●	↑
Groupe 6 Coteaux de Wespain 1 vs. 2	p = 0.013 disp_p = 0.98	●	●	↑
Groupe 7 Pessières vs. Nardaies (n = 8)	p = 0.035 disp_p = 0.059	●	●	↑

Tableau 13 : Analyse de la variance des distances de Bray-Curtis calculées sur les abondances de prédateurs d'invertébrés en fonction de variables explicatives.

	~ Restauration	~ Type de milieu
Toutes les parcelles (n = 24) Observations (n = 199)	p = 0.001 F = 5.43 R ² = 0.027 Dispersion hétérogène (disp_p = 0.004)	p = 0.017 F = 3.16 R ² = 0.016 Dispersion hétérogène (disp_p = 0.0022)

3.1.3. DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Les indicateurs de décomposition de la matière organique sont résumés à la Figure 6.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.3.

Les comparaisons descriptives sont récapitulées dans le Tableau 14 (QR I).

Les analyses statistiques sont retranscrites dans le Tableau 15 (QR IIb).

Contrairement aux indicateurs analysés précédemment, dont les valeurs sont linéairement et positivement corrélés avec la « qualité » de l'indicateur, l'appréciation de la qualité de la décomposition de la MO dépend de l'habitat. En effet dans certains habitats (ici les tourbeux) la décomposition est souhaitée faible.

Les études et méta-analyses consultées dans la littérature calculent les taux de décomposition sur des périodes rarement inférieures à 1 an (De La Casa et al., 2025; Latterini et al., 2023; Middleton et al., 2021; Reed et al., 2005; Risch et al., 2022), ce qui rend les comparaisons difficiles.

Les groupes 1b, 3 et 4 voient une augmentation de la vitesse de décomposition de la MO dans les parcelles restaurées.

À l'inverse, la vitesse diminue dans le groupe 2, ce qui est attendu d'un milieu tourbeux, à savoir qu'il ne décompose pas la MO et qu'il la stocke (voir « bilan corrigé » dans la Figure 6 : l'indicateur évolue positivement).

La vitesse diminue également dans le groupe 6, ce qui est potentiellement attribuable à l'épaisseur du sol très fine dans la parcelle restaurée par rapport à la non-restaurée.

L'analyse sur l'ensemble des parcelles ne met pas en évidence de lien avec la restauration, le type de milieu ou la classe de drainage.

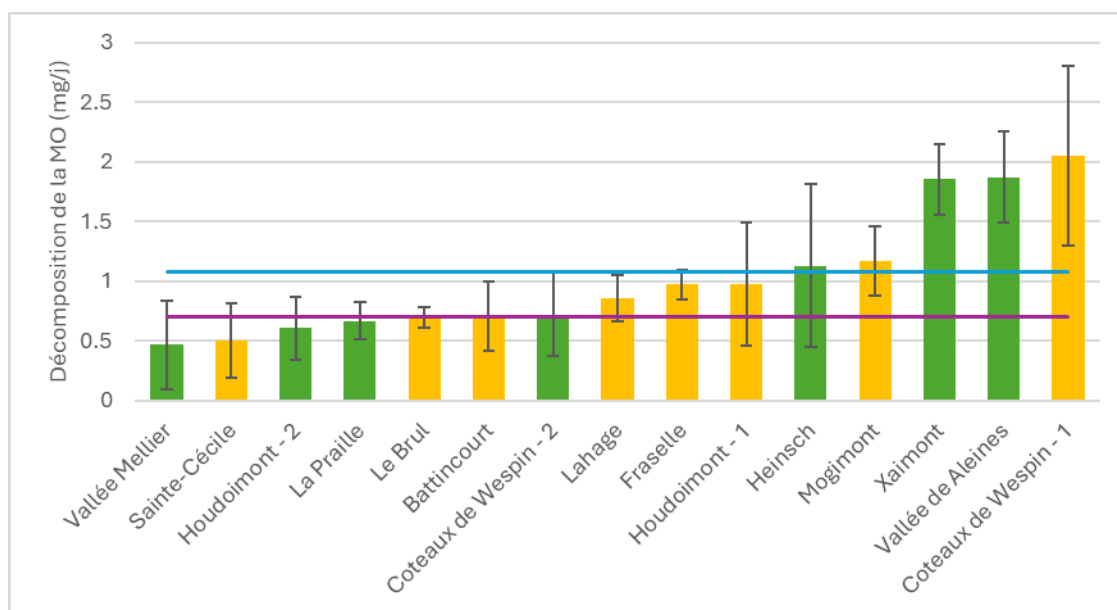


Figure 6 : Décomposition de la matière organique (mg/j). Centile 33% = 0.70, centile 67% = 1.08.

Tableau 14 : Comparaison de la décomposition de la MO entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan	Bilan corrigé
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●	↔	
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●	↑	
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	●	●		↑
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●	↑ ↑	
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	●	●	↑	
Groupe 6 Coteaux de Wespin 1 vs. 2	●	●	↓	

Tableau 15 : Analyse linéaire mixte de la décomposition de la MO sur l'ensemble des parcelles par rapport aux facteurs explicatifs.

	~ Restauration	~ Type de milieu	~ Drainage
Toutes les parcelles (n = 15)	p = 0.8445	p = 0.4033	p = 0.4285
Observations (n= 63)	F _{1,13.1} = 0.04	F _{1,13.2} = 0.746	F _{4,10} = 0.746

3.1.4. TENEUR EN MO DU SOL

Les indicateurs de teneur en matière organique du sol sont résumés à la Figure 7.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.4.

Les comparaisons descriptives sont récapitulées dans le Tableau 16 (QR I).

Trop peu de données sont disponibles pour réaliser des analyses statistiques.

De même que pour la décomposition de la MO, il existe un découplage en valeur et qualité de l'indicateur. Les milieux restaurés sont pour la plupart des milieux pauvres, et souhaités comme tels. L'appréciation de l'indicateur dépend donc du milieu. La Vallée de Aleines (forêt alluviale) présente une teneur en MO plus faible que Sainte-Cécile (pessière sur tourbe) ce qui est attendu. Heinsch (sables xériques) présente une très faible teneur en MO ce qui est également souhaité.

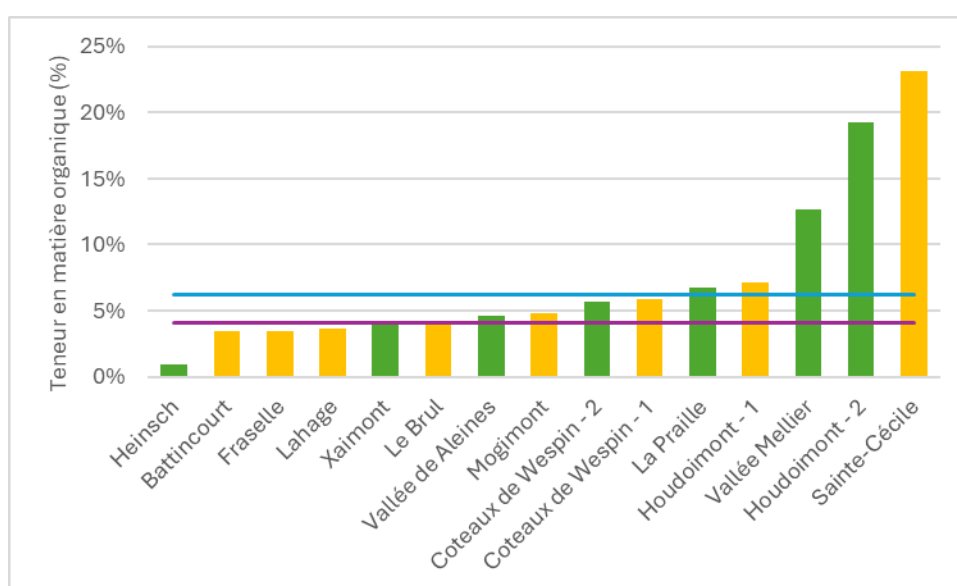


Figure 7 : Teneur en MO du sol (%). Centile 33% = 4.1, centile 67% = 6.2.

Tableau 16 : Comparaison des teneurs en MO du sol entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan	Bilan corrigé
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●	↔	
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●	↔	
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	●	●	↔	
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●		↓
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	●	●		↔
Groupe 6 Coteaux de Wespin 1 vs. 2	●	●	↔	

3.1.5. NIVEAU TROPHIQUE

Les indicateurs de teneur en matière organique du sol sont résumés à la Figure 8.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.4.

Les comparaisons descriptives entre sites sont récapitulées dans le Tableau 17 (QR I).

Trop peu de données sont disponibles pour réaliser des analyses statistiques.

L'indicateur composite du niveau trophique est construit en attribuant une note sur 5 à chaque relevé (pH, K, P, Mg. L'azote n'est pas disponible pour toutes les parcelles) en fonction de l'évaluation donnée par le laboratoire (très faible = 1 à très riche = 5) ⁵⁵.

De même que pour les deux précédents indicateurs, l'appréciation de sa qualité dépend de l'habitat. Les habitats : sables xériques, pelouses calcicoles, nardaaie et prairies à molinie sont tous des milieux pauvres. Tous les indicateurs à faible valeur pour ces habitats sont donc corrigés vers une bonne qualité.

Etonnamment le niveau trophique pour les pelouses calcicoles de Coteaux de Wespín, normalement un milieu pauvre, est élevé.

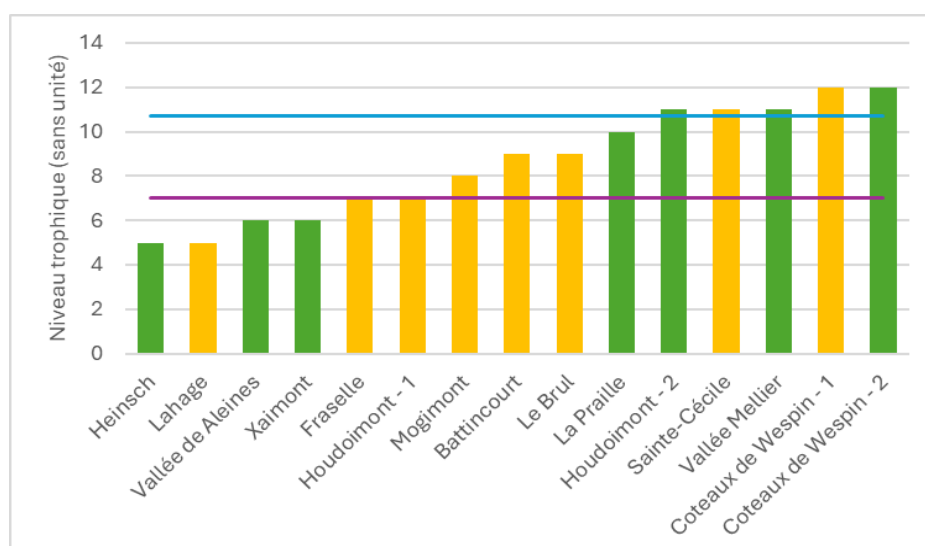


Figure 8 : Niveaux trophiques (sans unité). Centile 33% = 7, centile 67% = 10.7.

Tableau 17 : Comparaison des indicateurs de teneur en MO du sol entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan	Bilan corrigé
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●		↑
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●		↑
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	●	●	↑	
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●		↑ ↑
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	●	●		↔
Groupe 6 Coteaux de Wespín 1 vs. 2	●	●		↔

⁵⁵ Le Laboratoire (Centre de Michamps) base ses appréciations sur les normes fournies par la Commission des sols de Wallonie et Requasud (Cugnon et al., 2023) – communication personnelle.

3.1.6. TEST DE BEERKAN - INFILTRATION D'EAU DANS LE SOL

Les indicateurs de vitesse d'infiltration d'eau dans le sol sont résumés à la Figure 9.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.5.

Les comparaisons descriptives entre sites sont récapitulées dans le Tableau 18 (QR I).

Les analyses statistiques sont retranscrites dans le Tableau 19 (QR IIb).

Les parcelles de Houdoimont-2 (tourbe boisée), de Sainte-Cécile (pessière sur tourbe) ont été mesurées avec sphaigne. Cette plante est en effet partie intégrante de l'habitat avec ses propriétés hydriques. Bien que le sol de ces parcelles apparaisse par endroits saturé en eau, la sphaigne ne l'est pas et présente des marges supplémentaires de captation d'eau.

Les données recueillies dans la littérature⁵⁶ vont de l'ordre de 15 à 35 mm/h pour des situations contrôlées où la seule variable est la texture du sol (Bagarello et al., 2023), contre des valeurs de 13 à 480 mm/h ici. D'autres sources citent des valeurs de 2 à 12 l/min pour des études sur les terriers de vers de terre (Capowiez et al., 2015), contre 0.007 à 0.25 l/min ici. Les données sont donc difficilement comparables.

L'analyse au sein des groupes de correspondance montre que :

- Dans les groupes 1 et 5, l'indicateur est meilleur dans la situation restaurée ;
- À l'inverse dans le groupe 3, l'indicateur est moins bon (on passe d'une situation avec sphaigne non-saturée à une situation sans sphaigne ;
- Les groupes 2 et 4 ne voient pas de modification à la suite de la restauration.

L'analyse sur l'ensemble des parcelles tend à montrer que :

- Il existe une corrélation marginale entre catégorie de drainage et indicateur. Le modèle lmer n'est cependant pas optimal (normalité des résidus, homoscédasticité) et donc à considérer avec circonspection ;
- La restauration et le type de milieu ne semblent pas influencer l'indicateur.

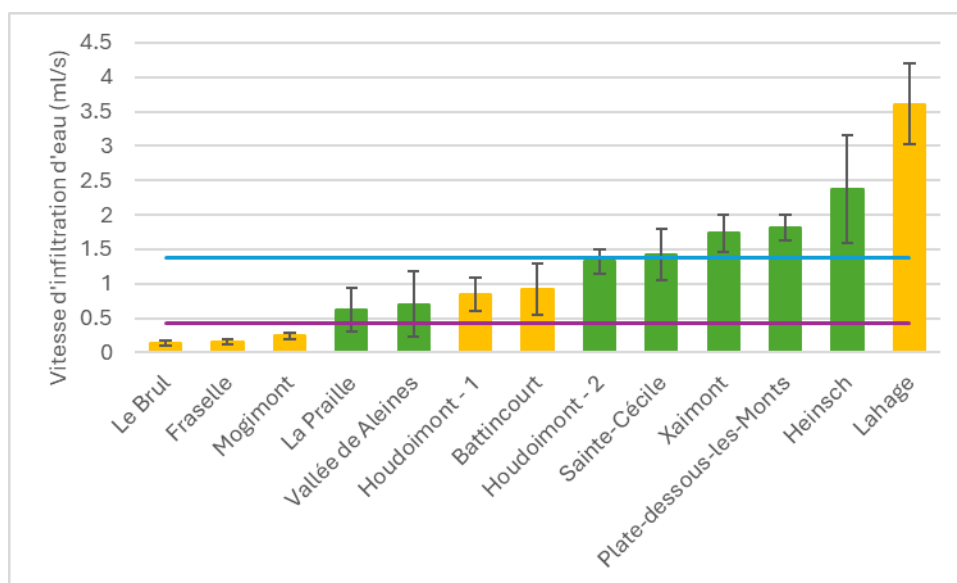


Figure 9 : Vitesse d'infiltration d'eau dans le sol (ml/s). Centile 33% = 0.43, centile 67% = 1.38.

⁵⁶ Il n'existe a priori pas de méta-analyse des articles utilisant cette méthode.

Tableau 18 : Comparaison de la vitesse d'infiltration d'eau entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●	↑
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●	↑
Groupe 2 Houdoimont 1 vs. 2	●	●	↑
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●	↓
Groupe 4 Lahage vs. Heinsch	●	●	↔
Groupe 5 Fraselle vs. Plate-..	●	●	↑

Tableau 19 : Analyse linéaire mixte de l'infiltration d'eau sur l'ensemble des parcelles par rapport aux facteurs explicatifs.

	~ Restauration	~ Type de milieu	~ Drainage
Toutes les parcelles (n = 13) Observations (n = 42)	p = 0.715 F _{1,12} = 0.14	p = 0.378 F _{1,12} = 0.38	p = 0.07425 F _{4,9} = 3.08 catégories 2 (p=0.01), 3 (p = 0.044) et 5 (p=0.021), pas la 4 (p=0.44)

3.1.7. TEST DE VESS + TEST PÉNÉTRO

Les indicateurs VESS et pénétro sont résumés à la Figure 10.

Les données brutes sont reprises en annexe 6.4.6.

Les comparaisons descriptives sont récapitulées dans le Tableau 20 (QR I).

Les analyses statistiques sont retranscrites dans le Tableau 21 (QR IIb).

Valeur minimale (= optimale) de l'indicateur VESS = 1, valeur maximale = 4.

Valeur minimale (= optimale) du test pénétro = 0, valeur maximale = 1500.

Ces deux tests sont complémentaires et donnent des indications sur la structure du sol (compaction). Cependant, le test pénétro s'est révélé fort dépendant de l'humidité du sol (variations durant l'année, selon la profondeur, entre parcelles). Dans une démarche comparative entre habitats et stations parfois forts différentes, la fiabilité de ces résultats a donc été considérée faible, et n'ont été mentionnés qu'à titre informatif.

Les 3 groupes analysés (1, 3 et 5) présentent des profils de compaction du sol meilleurs dans la situation restaurée. L'analyse sur l'ensemble des sites montre également un effet significatif de la restauration, et un effet marginal de la classe de drainage.

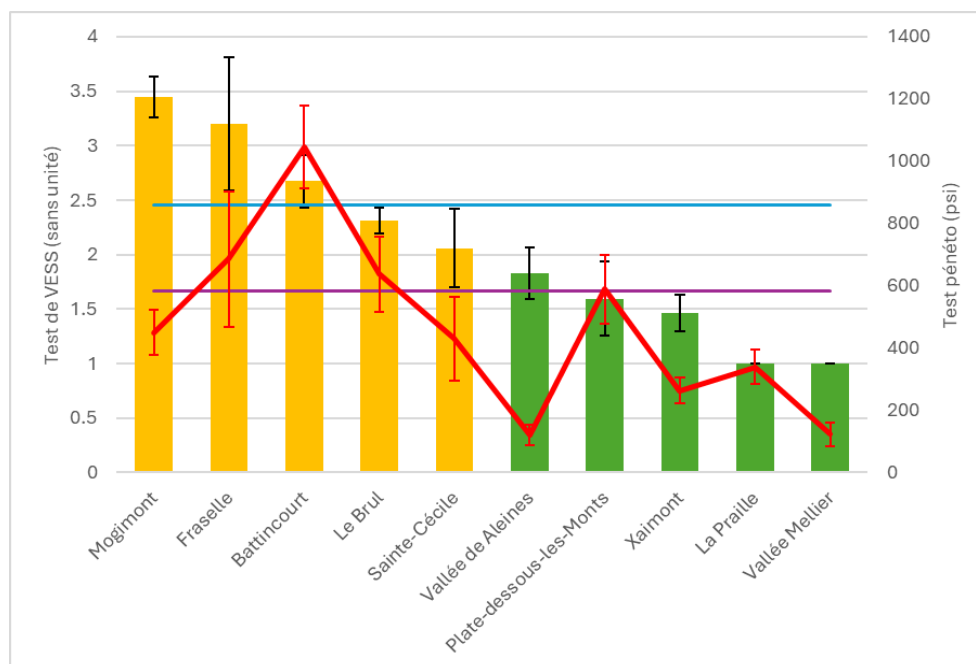


Figure 10 : Tests de VESS (sans unité - histogramme) et pénétro (psi - courbe). Centile 33% = 1.67, centile 67% = 2.46.

Tableau 20 : Comparaison du test de VESS entre groupes d'habitats.

	Avant restauration	Après restauration	Bilan
Groupe 1b Mogimont vs. Xaimont	●	●	↑↑
Groupe 1b Le Brul vs. Xaimont	●	●	↑
Groupe 3 Sainte-Cécile vs Vallée de Aleines	●	●	↔
Groupe 5 Fraselle vs. Plate-..	●	●	↑↑

Tableau 21 : Analyse linéaire mixte de l'indicateur VESS sur l'ensemble des parcelles par rapport aux facteurs explicatifs.

	~ Restauration	~ Type de milieu	~ Drainage
Toutes les parcelles (n = 10)	p = 0.022	p = 0.366	p = 0.1481
Observations (n = 30)	F _{1,8} = 8.0	F _{1,8} = 0.92	F _{3,6} = 2.60
			p(classe 5) = 0.0539

3.1.8. BILAN DES MESURES BIOPHYSIQUES EN TERMES DE SE

Les indicateurs biophysiques obtenus ci-avant ont été combinés (d'après le Tableau 3) pour évaluer l'impact des restaurations sur les SE (Tableau 22).

Pour la QR I, l'impact de chaque SE est construit via la combinaison des évolutions et des gammes de tous les indicateurs qui le composent, pour arriver à un impact final composite.

Pour la QR IIb, la présence ou l'absence de différences statistiques entre situation restaurée ou non s'est traduite par une flèche verticale ou horizontale, respectivement.

Pour la QR IIa, spécifique uniquement au groupe 7 et à la régulation des ravageurs, est la retranscription directe des résultats obtenus pour cet indicateur.

Le capital sol et la qualité du sol, qui devaient initialement se différencier par la stabilité des agrégats et les relevés phyto (voir chapitre suivant 3.1.9 : Méthodes écartées), ont finalement été construits sur base des mêmes indicateurs.

Sur les 35 évaluations, la plupart des SE de régulation sont légèrement ou fortement à la hausse (24), quelques-uns ne sont pas impactés (10), et très peu sont à la baisse (1).

Tableau 22 : Impacts potentiels des restaurations des parcelles sur les SE de régulation (QR I, IIa et IIb). Lorsque l'ensemble des indicateurs n'était pas disponible pour un groupe d'habitat et un SE donné, les indicateurs ayant servis à l'évaluation de l'impact sont mentionnés dans la cellule.

SE	Indicateur	Question de recherche						
		QR I	QR I	QR I	QR I	QR I	QR I	QR IIb
Cycle de l'eau	a. Abondance lombricienne. b. Infiltration de l'eau.	↑↑	↑	↔	↔ a	↑	↔	↔
Habitat favorable	a. Abondance lombricienne. b. Prédateurs d'invertébrés c. Décomposition de la MO d. Teneur en MO	↑↑	↔	↑↑	↑	↑ a+b	↔	↑
Régulation des ravageurs	Prédateurs d'invertébrés	↑↑ QR IIa	↓	↑	↑	↑	↑	↑
Qualité du sol = capital sol	a. Abondance lombricienne. b. Décomposition de la MO c. Compaction (VESS)	↑↑	↑ a + b	↑	↑ a + b	↑↑ a + c	↔ a + b	↑
Activité du sol	a. Abondance lombricienne. b. Décomposition de la MO c. Teneur en MO d. Niveau trophique	↑↑	↑	↑↑	↑	↔ a	↔	↔

3.1.9. MÉTHODES ÉCARTÉES

Initialement, la stabilité des agrégats, le cubage de bois et les relevés phytologiques devaient être utilisés pour estimer les impacts sur la qualité du sol, sur la production de bois, sur les habitats favorables et sur le capital naturel. Cependant, l'analyse des données à disposition n'a pas permis d'en extraire des indicateurs (voir annexe 6.7). Ces méthodes n'ont donc pas été utilisées pour l'estimation des SE.

3.2. ENQUÊTE ADRESSÉE AUX AGRICULTEURS

3.2.1. BILAN DE L'ENQUÊTE

Sur les 161 agriculteurs sollicités, 16⁵⁷ ont répondu au questionnaire. Les résultats de l'enquête jugés pertinents sont reportés ci-dessous, tandis que l'ensemble des réponses est retranscrit à l'annexe 6.5 (à savoir les réponses dont les résultats ne montrent pas de tendance (de sur- ou sous-représentation d'une catégorie), sont redondantes, ou ne servent pas à attribuer de note).

3.2.2. RÉPONSES AU QUESTIONNAIRE

3.2.2.1. POUR VOUS, QUELS SONT LES PRINCIPAUX AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES PARCELLES EN RÉSERVE NATURELLE ?

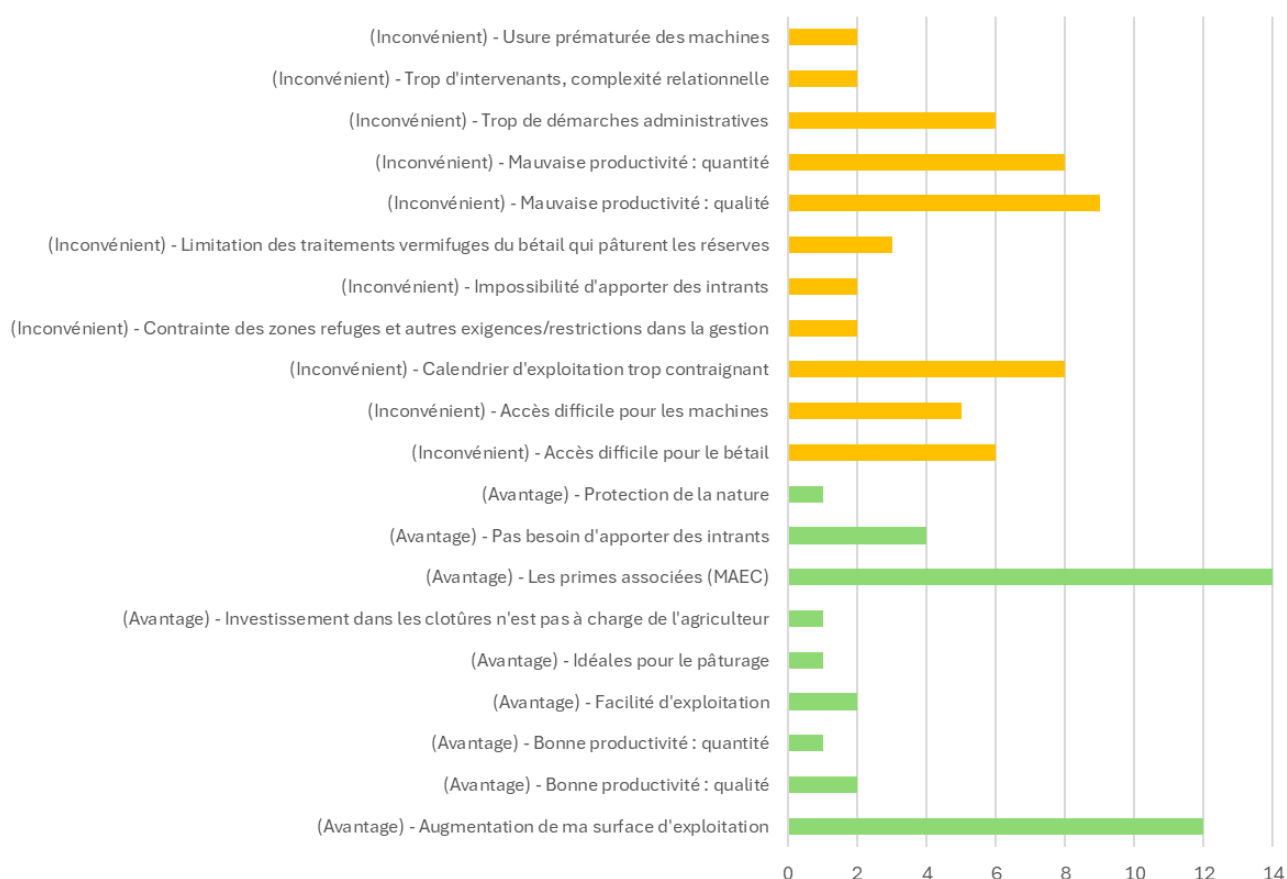




















Figure 11 : Principaux avantages et inconvénients des parcelles en réserve naturelle (gestion agropastorale). Les réponses libres ont été intégrées dans les catégories existantes ou à défaut ont servi à créer de nouvelles catégories.

⁵⁷ Trois agriculteurs additionnels ont répondu après le délai maximal ; leurs réponses n'ont pas pu être intégrées.

Tableau 23 : Regroupement par catégories des réponses résumées à la Figure 11.

		Tous les agriculteurs	Ceux qui utilisent le foin comme litière	Ceux qui n'utilisent pas le foin comme litière
Tous les critères	Total	91	32	59
	Avantages	38  42%	10  31%	28  47%
	Inconvénients	53  58%	22  69%	31  53%
Sans les avantages "primes" et "surfaces"	Total	65	22	43
	Avantages	12  18%	1  5%	11  26%
	Inconvénients	53  82%	21  95%	32  74%
Uniquement les avantages et inconvénients liés à la biodiversité et aux habitats	Total	41	15	26
	Avantages	9  22%	1  7%	8  31%
	Inconvénients	32  88%	14  93%	18  69%

En conclusion, d'après les répondants les inconvénients dépassent les avantages, quel que soit le regroupement réalisé.

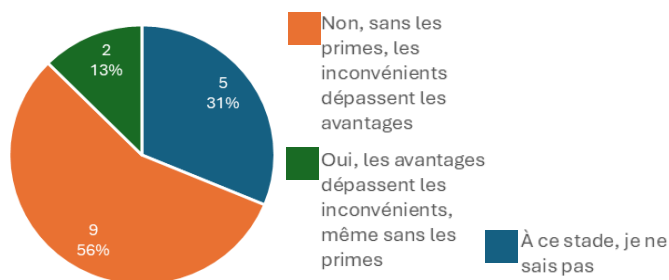
Utiliser le foin comme litière est considéré comme une valorisation moindre par rapport à son utilisation comme nourriture.

Le meilleur rapport apparaît lorsqu'on regarde tous les critères appliqués aux agriculteurs qui n'utilisent pas leur foin comme litière (et donc l'utilisent comme nourriture), mais cela reste désavantageux (53% de désavantages).

Bilan = **Mauvais**.

Pour la suite de l'analyse, afin d'évaluer les impacts des gestions agropastorales en termes de SE de production, seuls les avantages/inconvénients liés aux écosystèmes sont retenus (biodiversité et habitats), et ce sur l'ensemble des agriculteurs.

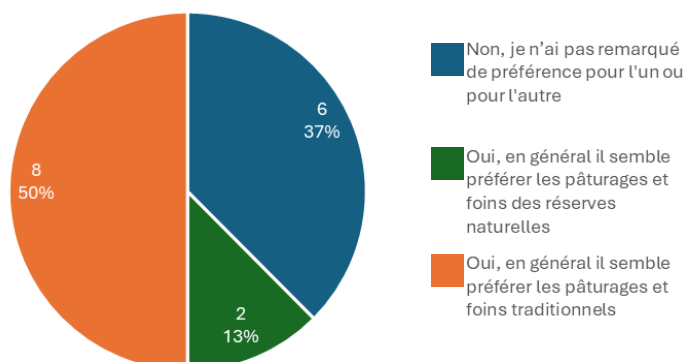
3.2.2.2. SI CES PARCELLES EN RÉSERVES NATURELLES NE PERMETTAIENT PAS D'OBTENIR DES PRIMES DE TYPE MAEC, EST-CE QUE VOUS SERIEZ QUAND MÊME INTÉRESSÉ(E) DE CONTINUER À LES GÉRER ?



Ceci confirme les résultats de la question précédente.
Les primes semblent indissociables des parcelles en RN.

Bilan = **Mauvais**.

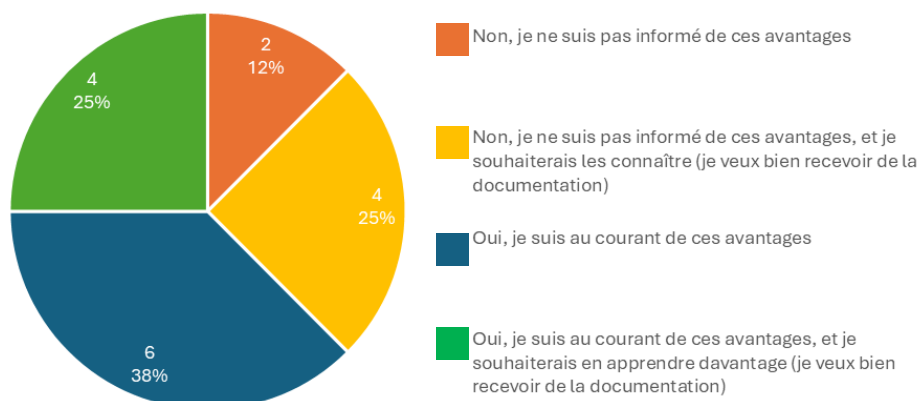
3.2.2.3. AVEZ-VOUS L'IMPRESSIION QUE VOTRE BÉTAIL SE COMPORTE DIFFÉREMMENT AVEC LES PÂTURAGES OU LES FOINS DES RÉSERVES NATURELLES PAR RAPPORT À CEUX DE L'AGRICULTURE PLUS TRADITIONNELLE ?



D'après les agriculteurs, leurs animaux semblent en phase avec leurs opinions concernant les foins et pâturages en RN. Cependant, l'appréciation du bétail n'est pas directement mesurée, il existe donc potentiellement un biais de projection.

Bilan = **Mauvais**.

3.2.2.4. DES ÉTUDES VÉTÉRINAIRES MONTRERAIENT QUE LES PÂTURAGES ET FOINS PRODUITS EN RÉSERVES NATURELLES SONT PLUS RICHES EN FIBRES, OLIGOÉLÉMENTS ET VITAMINES. ÊTES-VOUS AU COURANT DE CES ÉTUDES ?



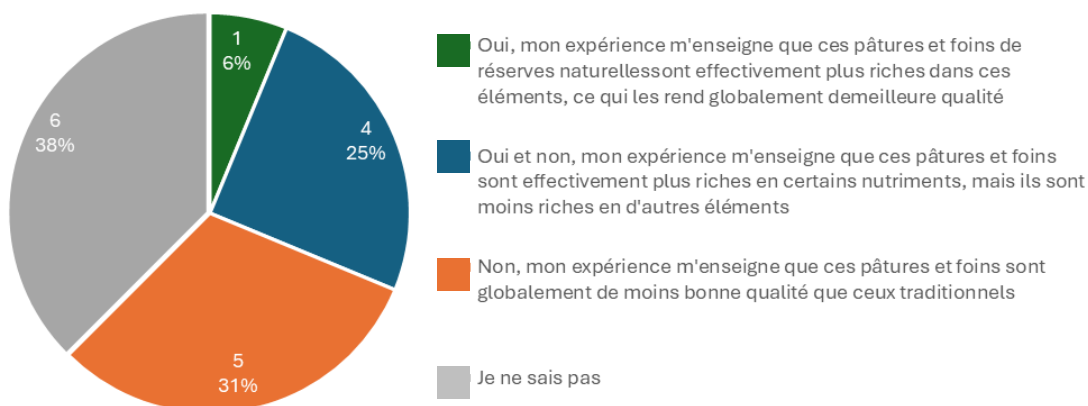
63% (10/16) des répondants sont au courant de ces études.

50% (8/16) des répondants souhaitent recevoir de la documentation, y compris ceux qui sont déjà au courant.

66% (4/6) des répondants qui ne sont pas au courant souhaitent recevoir de la documentation.

Bilan = **Intermédiaire**.

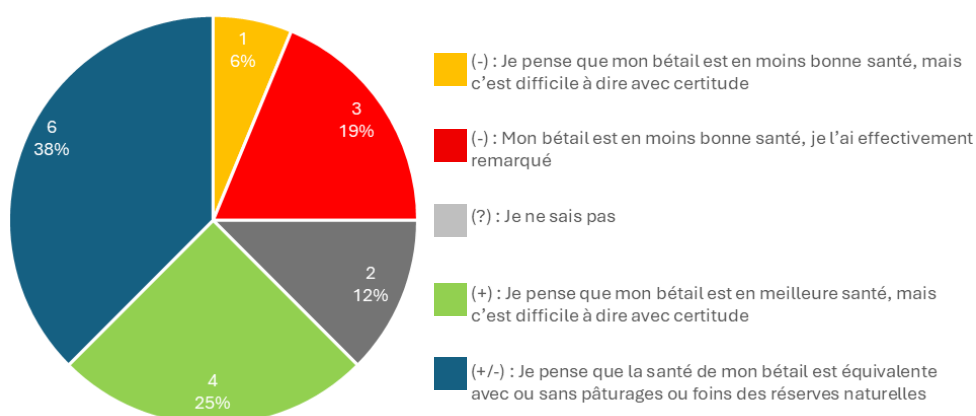
3.2.2.5. D'APRÈS VOTRE EXPÉRIENCE, PENSEZ-VOUS QUE CE SOIT EFFECTIVEMENT LE CAS ? (À SAVOIR QUE LES PARCELLES EN RÉSERVE NATURELLE SONT PLUS RICHES EN FIBRES, OLIGOÉLÉMENTS ET VITAMINES).



Les éléments mentionnés dans la littérature semblent en opposition avec l'expérience des agriculteurs. Il serait intéressant de comprendre l'origine de ce déphasage. S'il est factuel, pourquoi les parcelles de ces agriculteurs n'ont pas les propriétés mentionnées par la littérature ? Si au contraire les propriétés biochimiques sont équivalentes, est-ce les méthodes d'exploitation qui ne sont pas optimales (humaine ou animale) ? Ou bien est-ce uniquement un problème de perception ?

Bilan = **Mauvais**.

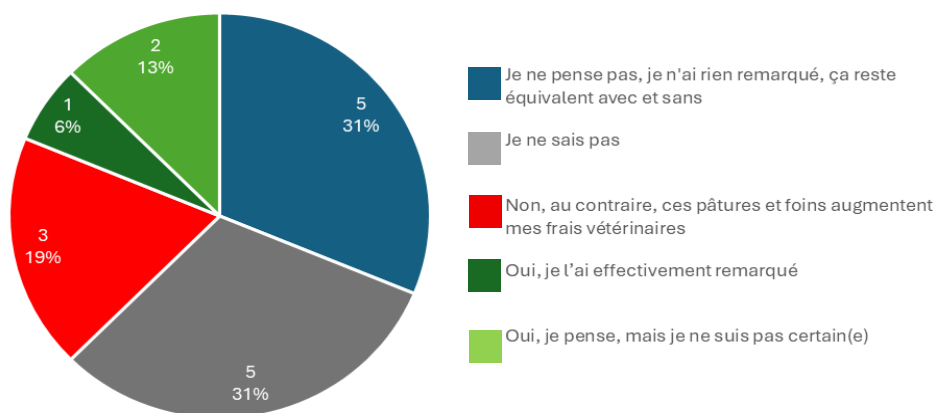
3.2.2.6. PENSEZ-VOUS QUE VOTRE BÉTAIL SOIT EN MEILLEURE OU MOINS BONNE SANTÉ GRÂCE À CES PÂTURES OU FOINS DES RÉSERVES NATURELLES ?



Aucun participant n'a répondu : « *Mon bétail est en meilleure santé, je l'ai effectivement remarqué* ». Cet aspect est difficile à estimer avec objectivité, tant les variables sont nombreuses. Quand bien même, s'il s'avérait que ces parcelles avaient effectivement ce type de bénéfice, ce serait un argument particulièrement solide en faveur de cette gestion agropastorale.

Bilan = **Intermédiaire**.

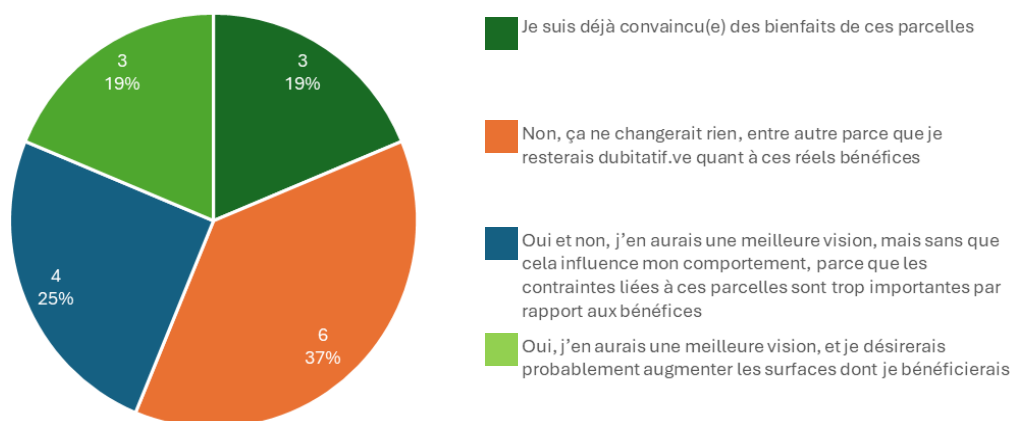
3.2.2.7. PENSEZ-VOUS QUE LA QUALITÉ DE CES PÂTURES OU FOINS PERMETTE DE DIMINUER VOS FRAIS VÉTÉRINAIRES ? (GRÂCE À LA POTENTIELLE MEILLEURE SANTÉ DE VOTRE BÉTAIL).



Quatre agriculteurs ont mentionné avoir effectivement remarqué une différence, un à la baisse et trois à la hausse. Comprendre les causes de ces réponses affirmées pourrait être intéressant dans l'optimisation des gestions agropastorales, via une analyse détaillée des caractéristiques de ces exploitations, des problématiques vétérinaires aggravées ou prévenues, des montants des dépenses, etc.

Bilan = **Intermédiaire**.

3.2.2.8. SI LES BÉNÉFICES DES PARCELLES EN RÉSERVE NATURELLE ÉTAIENT EFFECTIVEMENT SCIENTIFIQUEMENT CONFIRMÉS PAR DES ÉTUDES SOLIDES, EST-CE QUE CECI CHANGERAIT VOTRE PERSPECTIVE VIS-À-VIS DE CES PARCELLES ?



À la suite d'une erreur de conception, trois répondants ont encodé une réponse libre. Ces réponses ont été intégrées dans l'option « non, ça ne changerait rien, etc. ».

Ceci fait écho à la question 3.2.2.5. Par ailleurs, dix réponses négatives sur 16 est une proportion importante pour une partie-prenante fondamentale au système.

Bilan = **Intermédiaire**.

3.2.2.9. SOUHAITEZ-VOUS APPORTER DES PRÉCISIONS OU D'AUTRES INFORMATIONS? SOUHAITEZ-VOUS RÉAGIR À CE QUESTIONNAIRE?

Les réponses des agriculteurs (retranscrites en annexe) sont résumées en les éléments suivants :

- Beaucoup de réponses négatives, mais un agriculteur mentionne que « les animaux raffolent des foins des parcelles de RN ».
- Grande disparité d'une parcelle à l'autre, difficile de tirer des conclusions générales applicables à toutes. Les petites parcelles seraient désavantageuses par rapport aux plus grandes (> 1ha).
- Problèmes de tics et de plantes toxiques.
- Le calendrier et les contraintes de fauche ne sont pas adaptés aux cycles biologiques (fauche trop tardive qui fait décliner la qualité du foin), qui pourraient, si elles étaient adaptées, renforcer la qualité. Difficulté de faucher des plantes trop résistantes.

Bilan = Intermédiaire à bon.

3.2.3. ÉVALUATION DES SE DE PRODUCTION

Les SE ont été évalués en compilant les réponses aux questions suivantes :

- SE de production de nourriture : 1 et 2 (numérotation du présent chapitre, ce qui correspond aux n° 9 et 10 du questionnaire).
- SE de production de bétail (santé du bétail) : 3, 5, 6 et 7 (n° du questionnaire 12, 15, 16 et 17).
- Potentiel de renforcement de ces deux SE : 4, 8 et 9 (n° du questionnaire 14, 18 et 20).

SE de production de nourriture : **Mauvais**.

SE de production de bétail : **Mauvais** (avec une tendance intermédiaire).

Potentiel de renforcement : Intermédiaire à bon.

3.3. ENQUÊTE AUPRÈS DU PUBLIC

3.3.1. BILAN DE L'ENQUÊTE

69 réponses ont été reçues, et 68 ont été validées (habitant en Belgique ou à proximité), pour un total de 5721 scores attribués. 52 personnes se définissent comme du grand public, 16 du public averti.

3.3.2. RÉPONSES AU QUESTIONNAIRE

Les scores moyens pour chaque question et chaque habitat sont repris dans la Figure 12. Les différences significatives entre scores moyens par paires d'habitats sont reprises à la Figure 13.

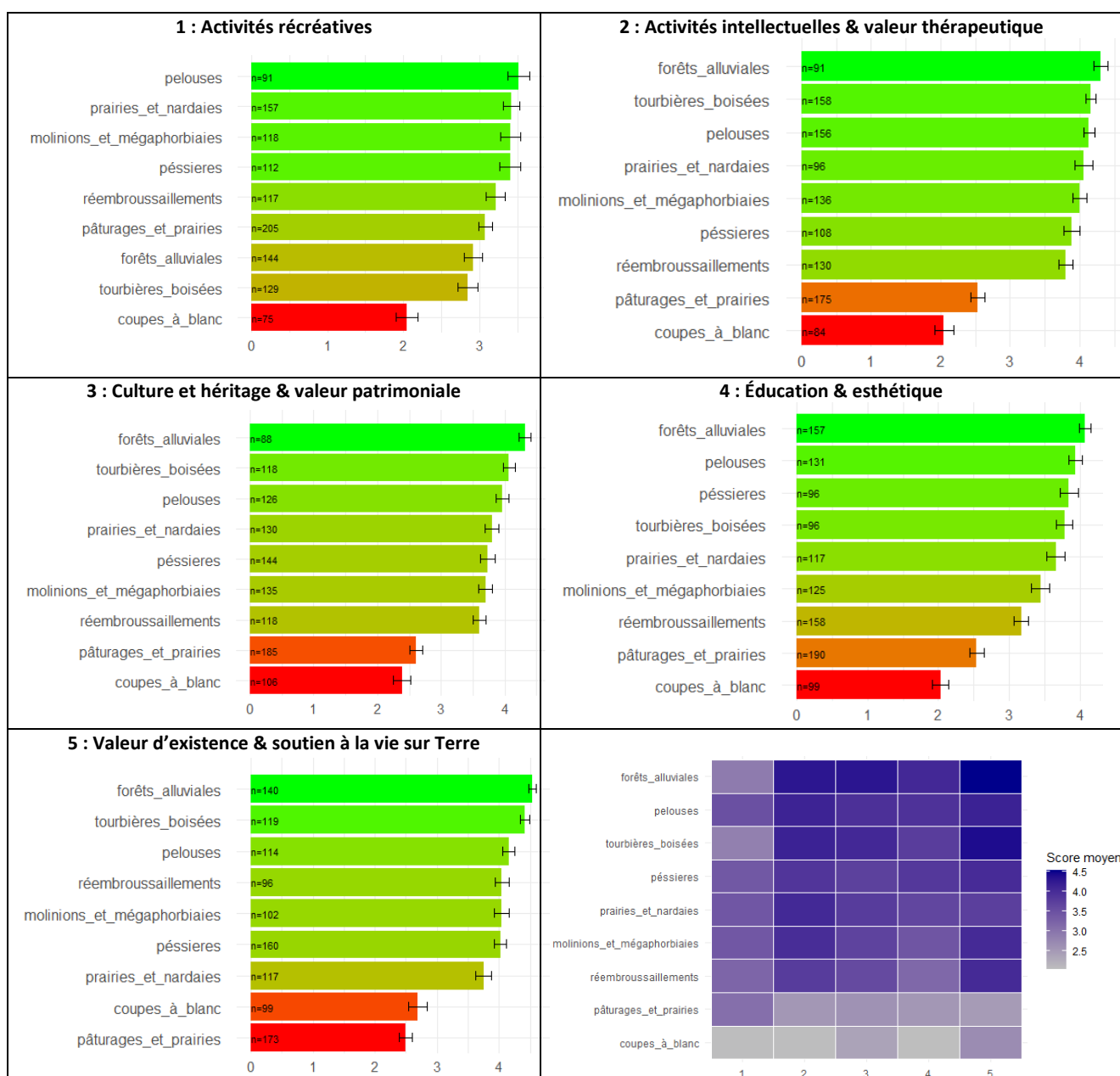


Figure 12 : Score moyen pour chaque question et chaque type d'habitat (histogrammes avec erreurs standards & « heatmap », classés par ordre décroissant de score moyen).

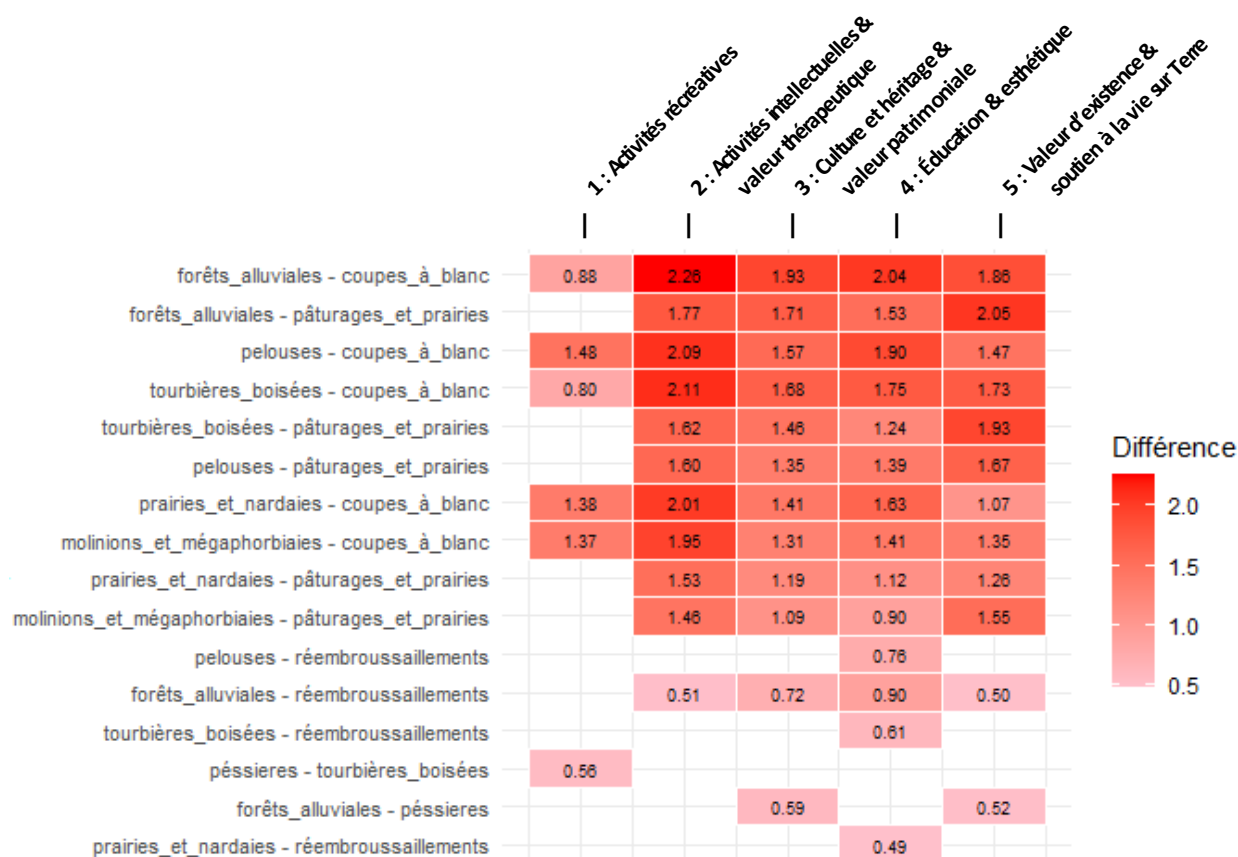


Figure 13 : Différences significatives (« score habitat X » - « score habitat Y », vérifiées par une Anova aov() filtrée à $p < 0.05$ suivie d'un test de Tukey HSD⁵⁸) entre scores moyens de paires d'habitats (restauré et non-restauré uniquement).

Les observations suivantes peuvent être faites :

- Les milieux boisés obtiennent en général les scores les plus élevés, y compris les péssières.
- Les milieux ouverts non-restaurés (coupes à blanc et prairies/pâturages) obtiennent les scores les plus bas.
- Les ré-embroussaillements obtiennent des scores intermédiaires.
- Les activités récréatives obtiennent des scores plus bas que les autres services.
- Les milieux ouverts obtiennent de meilleurs scores pour les activités récréatives, contrairement aux 4 autres questions où les milieux boisés prédominent.
- Les erreurs standards sont relativement resserrées, donnant une appréciation générale d'homogénéité dans les réponses.

⁵⁸ Honestly Significant Difference.

3.3.3. RÉPONSES EN FILTRANT PAR PUBLIC

Les réponses ont été divisées en fonction du type de public (Figure 14). Bien que ce filtre n'ait pas été utilisé pour construire la matrice des notes, il amène des éléments de réflexion intéressants.

Les observations suivantes peuvent être faites :

- Le public averti donne des notes significativement inférieures à la plupart des habitats dégradés (coupes à blanc, pessières et prairies/pâturages), confirmant qu'il a reconnu ces habitats. Étonnamment il donne de meilleures notes aux ré-embroussailllements.
- Dans l'autre sens, le public averti donne en général des notes légèrement supérieures aux milieux restaurés.
- Les barres d'erreurs pour le public averti sont beaucoup plus importantes que pour le grand public. Cette première catégorie semble inhomogène (ce qui peut prendre son origine dans l'auto-appréciation du caractère « averti » ou dans ses opinions).

Ceci confirme que les SE culturels sont non seulement subjectifs, mais également modulables grâce à l'information et la sensibilisation du grand public.

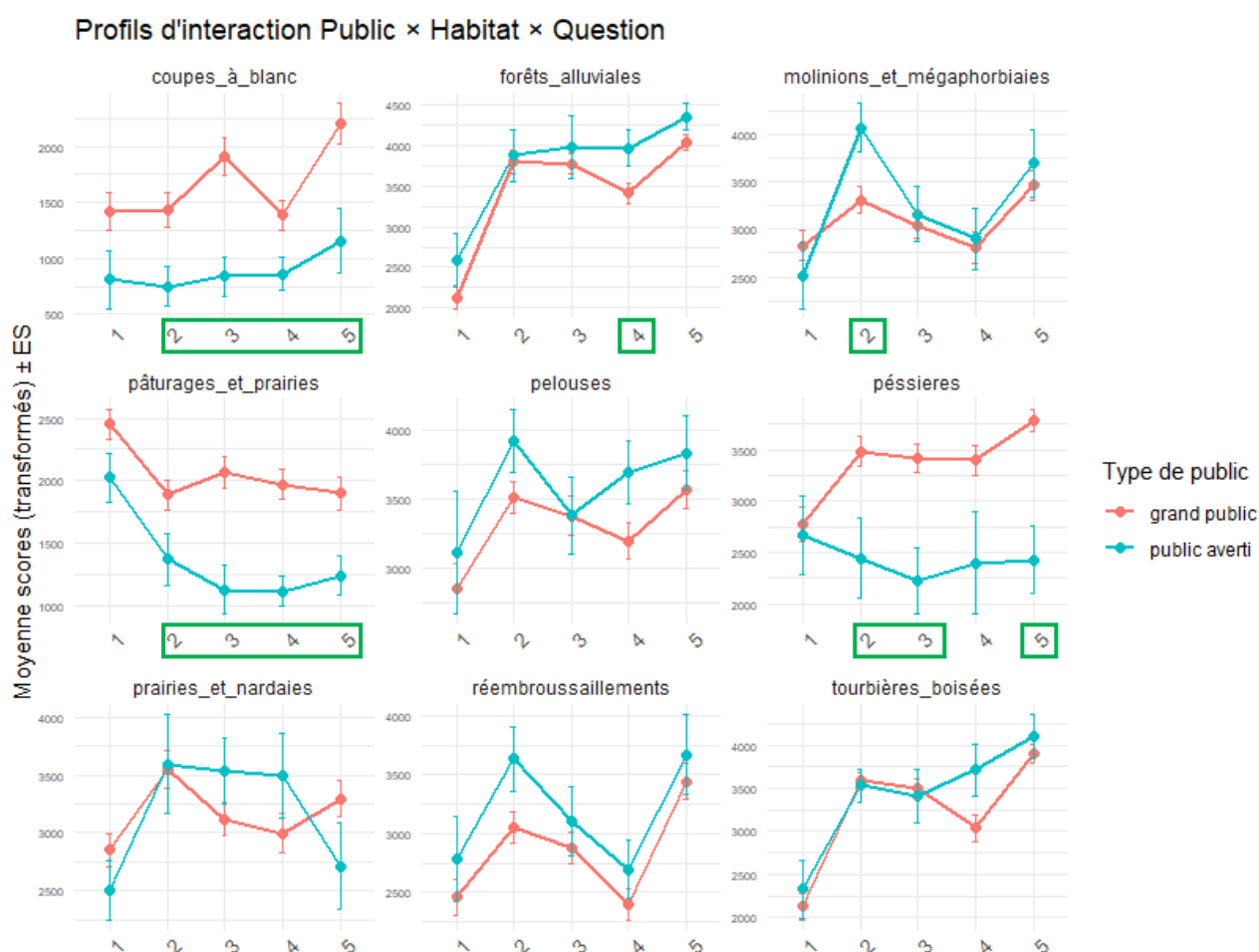


Figure 14 : Comparaison des scores moyens (transformés) entre public averti et grand public. Les questions dont les différences sont significatives ($p < 0.05$) sont encadrées en vert (basées sur le Tableau 34 en Annexe 6.6.2).

3.3.4. COMPARAISON DES SCÉNARIOS ET ATTRIBUTION DES NOTES

Les SE culturels sont évalués en comparant les notes (Tableau 33 annexe 6.6) de chaque habitat restauré (ou chaque groupe d'habitat) à celles de leurs correspondants non-restaurés (en termes de potentiels de restauration – Figure 2).

Tableau 24 : Comparaison des notes moyennes des habitats restaurés vs. non-restaurés pour chaque SE culturel (lors du calcul des moyennes, les scores de « prairies et pâturages intensifs » ont été pondérés à 1.5, car représentés par 6 photos contre 4 pour les autres groupes).

Symbolique score :

< 3.0
 < 3.5
 < 4.0
 ≥ 4.0

Symbolique écart :

< 0.3
 < 0.6
 < 0.9
 ≥ 0.9

Habitats restaurés vs. habitats non-restaurés	Activités récréatives		Activités intellectuelles & valeur thérapeutique		Culture et héritage & valeur patrimoniale		Éducation & esthétique		Valeur d'existence & soutien à la vie sur Terre	
Pelouses sur sables & Pelouses calcicoles vs. Ré-embroussailllements	3.21	3.52	3.80	4.13	3.60	3.96	3.17	3.93	4.04	4.16
	+0.3		+0.3		+0.4		+0.8		+0.1	
Mégaphorbiaies & molinion vs. les 5 habitats non-restaurés	2.95	3.41	3.01	4.00	3.03	3.70	2.85	3.44	3.22	4.04
	+0.5		+1.0		+0.7		+0.6		+0.8	
Nardaies & prairies mésophiles vs. les 5 habitats non-restaurés	2.95	3.42	3.01	4.06	3.03	3.80	2.85	3.66	3.22	3.75
	+0.5		+1.0		+0.8		+0.8		+0.5	
Tourbières boisées vs. pessières & coupes à blanc	2.72	2.84	2.97	4.16	3.06	4.07	2.85	3.78	3.22	4.42
	+0.1		+1.2		+1.0		+0.9		+1.2	
Forêts alluviales vs. pessières & coupes à blanc	2.72	2.92	2.97	4.31	3.06	4.32	2.85	4.07	3.22	4.54
	+0.2		+1.3		+1.3		+1.2		+1.3	

En conclusion :

- Mis à part les activités récréatives et la comparaison entre pelouses et ré-embroussailllements, les gains en termes de SE sont tous importants (de 0.5 à 1.3 points).
- Les scores pour les activités récréatives sont bas pour l'ensemble des habitats, il n'existe que des gains marginaux lors des restaurations.
- Les activités intellectuelles et thérapeutiques sont fortement renforcées lors des restaurations.
- Les milieux boisés présentent les gains les plus importants.

Les observations complémentaires suivantes peuvent être faites :

- Si certains SE culturels sont éminemment personnels et subjectifs (activités récréatives,...), les valeurs d'existence et de soutien à la vie sur terre, d'éducation, mais aussi l'esthétique le sont moins (ils contiennent une certaine dose d'objectivité).
- Ceci transparaît d'ailleurs dans les différences de réponses entre public averti et grand public.

Tout comme les SE de production de nourriture et de bétail, il existe donc un **bon potentiel de renforcement** de ces SE, entre autres via l'information du public sur les caractéristiques réelles de certains habitats (pessières), des enjeux de restauration, mais aussi de promotion d'activités culturelles mettant en valeur ces milieux en fonction des besoins et attentes du public.

Ci-dessous le Tableau 24 adapté en utilisant la symbolique du Tableau 22.

Tableau 25 : Visualisation simplifiée du Tableau 24. Impact des restaurations sur les SE culturels.

Habitats restaurés	Activités récréatives	Activités intellectuelles & valeur thérapeutique	Culture et héritage & valeur patrimoniale	Éducation & esthétique	Valeur d'existence & soutien à la vie sur Terre
Pelouses sur sables & Pelouses calcicoles	↔	↔	↑	↑	↔
Mégaphorbiaies & molinion	↑	↑↑	↑	↑	↑
Nardaies & prairies mésophiles	↑	↑↑	↑	↑	↑
Tourbières boisées	↔	↑↑	↑↑	↑	↑↑
Forêts alluviales	↔	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑

3.4. RÉSULTATS FINAUX COMPIlés

L'ensemble des résultats ont été compilés dans un unique tableau. Les tendances sont principalement à la hausse. Sur un total de 62 évaluations, elles se déclinent comme suit :

↑↑	17	↑	9	↔	2
↑	18	↔	9	↓	2
↔	4			↓	1

Les statuts sont à un niveau intermédiaire ou élevé, et les améliorations sont nettement majoritaires (57 sur 62). L'impact de la diminution des SE de production ne doit cependant pas être sous-estimée.

Tableau 26 : Compilation de l'ensemble des évaluations des SE impactés par les restaurations. (N/A : non-applicable ; N/D : non-disponible).

	Sable xérique	Pelouse calcicole	Nardaie	Prairie maigre	Prairie à molonie	Mégaphorbiaies	Tourbière boisée	Aulnaie alluviale	Ensemble
Production de nourriture	↓						N/A		
Production de bétail	↓						N/A		
Cycle de l'eau	↔	↔	↑↑	↑	N/D	↑	↔	↔	
Habitat favorable	↑	↔	↑↑	↑	N/D	↔	↑↑	↑	
Régulation des ravageurs	↑	↑	↑↑	↑	N/D	↓	↑	↑	
Qualité du sol = capital sol	↑	↔	↑↑	↑↑	N/D	↑	↑	↑	
Activité du sol	↑	↔	↑↑	↔	N/D	↑	↑↑	↔	
Activités récréatives	↔		↑		↑	↔	↔		
Activités intellectuelles & valeur thérapeutique	↔		↑↑		↑↑	↑↑	↑↑		
Culture et héritage & valeur patrimoniale	↑		↑		↑	↑↑	↑↑		
Éducation & esthétique	↑		↑		↑	↑↑	↑		
Valeur d'existence & soutien à la vie sur Terre	↔		↑		↑	↑↑	↑↑		

4. DISCUSSION

4.1. ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE RÉGULATION

4.1.1. DISCUSSION DES RÉSULTATS

D'une manière générale, les bilans des impacts des restaurations sur les SE sont nettement positifs (Tableau 26). Mis à part les SE de production, le seul SE à la baisse est la régulation des ravageurs dans les tourbières.⁵⁹

Le bilan des indicateurs pris de manière isolée est légèrement moins bon que le bilan des SE (davantage de statuquos, et 3 indicateurs dans le rouge). En effet, l'agrégation des indicateurs semble permettre de capter les différentes manières qu'un habitat pourrait impacter un SE, rendant plus robustes les conclusions, et confirmant la préférence pour des indicateurs composites plutôt que des isolés (Peh et al., 2022).

Les résultats varient en fonction des habitats. Les meilleurs bilans sont obtenus par les nardaies, les prairies maigres et les aulnaies alluviales. Les moins bons sont obtenus par les tourbières et les deux pelouses (sables xériques et pelouses calcicoles – ce qui fait écho aux carnets habitats : Delescaille et al., 2022), le plus bas étant la pelouse calcicole, avec pratiquement aucun impact positif détecté par les restaurations. Ces bilans sont cependant à prendre avec circonspection. En effet, au-delà de leur caractère principalement descriptifs, les indicateurs dépendent pour la plupart du type de sol (qui est particulièrement marginal pour ces pelouses, et qui n'ont pas permis de réaliser toutes les mesures) et ne sont donc potentiellement pas ceux qui permettraient de mettre en évidence le meilleur impact de cette parcelle/habitat. Ceci confirme la complexité de la recherche de protocoles standardisés applicables à la large gamme d'habitats recoupés par les restaurations.

4.1.2. DISCUSSION SUR LA MÉTHODE

4.1.2.1. ÉTAT DE L'ART EN MATIÈRE D'ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE RÉGULATION

Les recherches réalisées dans les annales de la littérature scientifique n'ont pas permis d'identifier des études qui visaient à l'estimation des SE de régulation de programmes de restauration via des méthodes biophysiques simultanément directes, locales et rapides.⁶⁰ Par exemple, cette étude-ci, basée sur des indicateurs non-monétaires, est principalement axée sur les perceptions humaines et peut ne pas capturer pleinement les aspects biophysiques (Mazzotta et al., 2019). Par ailleurs, les résultats obtenus par les méthodes d'évaluation des SE basées sur la modélisation (Christin et al., 2016; Wen and Théau, 2020) et sur la perception des bénéficiaires peuvent diverger significativement (Chen et al., 2024). Pourtant, l'utilité pour de telles méthodes est réelle : la capacité à évaluer les succès de restauration de manière simple, spécifique et rapide, mais également de manière standardisée, est essentielle⁶¹, que ce soit pour des raisons scientifiques, financières, politiques, ou de sensibilisation de l'opinion publique (Polasky et al.,

⁵⁹ La juxtaposition de cette information avec la littérature confirme que les tourbières sont des endroits complexes pour les arthropodes mais que les études manquent à ce sujet (Batzer et al., 2016).

⁶⁰ Cela ne veut pas dire qu'elles n'existent pas mais qu'elles sont probablement rares.

⁶¹ Une des orientations stratégiques envisagées pour le présent travail était justement concentrée uniquement sur le développement d'une méthodologie standardisée pour répondre à cet enjeu.

2015).⁶² En effet, actuellement les succès de restaurations spécifiques sont principalement évalués sous l'angle de la biodiversité. Bien que cet aspect soit essentiel, ce prisme de lecture ne comble presque exclusivement qu'un besoin scientifique et technique, mais est difficilement traduisible dans un langage compris par les bailleurs de fonds, les bénéficiaires locaux, les décideurs politiques, ou le public. La nécessité de valoriser les programmes de restauration et d'engranger des financements passe par l'engagement de toutes ces parties (Frietsch et al., 2023).⁶³

Pour répondre à ce besoin reconnu, certains auteurs essaient de développer des méthodes rapides et standardisées. La plus intéressante propose des protocoles de mesures d'indicateurs qui sont ensuite compilés pour en extraire des informations sur les SE (Carvalho et al., 2023).⁶⁴ La plupart des indicateurs utilisés dans la présente étude sont également proposés par les auteurs, ce qui confirme la pertinence de l'approche proposée ici.⁶⁵ Une contrainte fondamentale fixée par l'article est la comparaison diachronique et non pas synchronique des parcelles.

4.1.2.2. LIMITES ET POTENTIELS DES MÉTHODES BIOPHYSIQUES

Cette évaluation (sa méthode et son application) souffre de plusieurs limites, dont certaines proviennent de l'approche synchrone. En effet :

- Elle permet de ne faire que des extrapolations mais pas de calculer directement les impacts réels des parcelles.
- Les stations ne sont jamais identiques, augmentant drastiquement les variables difficiles à maîtriser (pente, type de sol, ..), et donc l'interprétation et la fiabilité des résultats.
- Par ailleurs, les parcelles proxys utilisées restent imparfaites. Par exemple, la pessière sur tourbe Sainte-Cécile n'est que peu représentative des pessières.⁶⁶
- En revanche, certaines situations ne sont pas représentées, telles que les parcelles avec un potentiel de restauration vers prairie à molinie ou mégaphorbiaie.
- Les surfaces des parcelles sont souvent faibles. Comment cela influence-t-il les fonctions écosystémiques sous-jacentes aux SE de régulation ? Sachant qu'ils sont généralement calculés par des modèles et donc à une échelle plus importante. Et également en considérant qu'un agriculteur mentionne la taille des parcelles comme impactant significativement les qualités des pâturages.

Les indicateurs présentent des limites, à savoir :

- Ils ne sont pas adaptés à l'ensemble des habitats, certaines méthodes ne sont pas applicables partout, rendant la comparaison compliquée.
- Les indicateurs ne sont pas pondérés lors de leur agrégation pour estimer le SE, alors qu'ils n'ont vraisemblablement pas le même impact sur les mécanismes sous-jacents. Construire l'évaluation d'un SE sur base de plusieurs indicateurs permet en même temps de consolider cette estimation.

⁶² Par exemple, le livrable demandé par l'UE dans le cadre du LIFE Connexions fait partie de l'action D4 « *Impact socio-économique du projet et évaluation des services écosystémiques rendus* ».

⁶³ <https://www.fws.gov/program/ecosystem-restoration> (consultée le 05/06/2025).

⁶⁴ Cette étude n'est citée que dans la discussion car elle n'a été découverte que lors de sa rédaction. Elle aurait été utile lors de l'élaboration du protocole, mais est passée sous le radar, vraisemblablement parce qu'elle a vocation à s'appliquer aux fermes à panneaux solaires et non à la restauration, bien qu'elle soit parfaitement extrapolable.

⁶⁵ Ces derniers n'utilisent pas la stabilité des agrégats, la décomposition de la MO, et évaluent directement la richesse d'invertébrés (sans utiliser les leurres).

⁶⁶ Erreur de sélection, une autre parcelle aurait dû être choisie. Le fenêtrage temporel étroit et la précipitation qui en découle ont conduit à la réalisation de choix pas toujours pertinents.

- Certains indicateurs sont utilisés plusieurs fois, et certains SE ne divergent que par un faible nombre d'indicateurs. Ceci reflète cependant les interactions qui existent intrinsèquement entre SE (Wen and Théau, 2020).
- L'agrégation d'indicateurs descriptifs reste approximative.

Mais aussi dans leur interprétation :

- Quel est l'avantage d'avoir un SE de régulation des ravageurs, dans une parcelle où aucune production n'est réalisée ? Cette régulation pourrait avoir un impact sur les parcelles alentour, abritant potentiellement des cultures, mais cela devrait être mesuré.

Ils présentent cependant plusieurs potentiels d'amélioration. Comme c'est le cas pour les relevés phytologiques qui sont réalisés en début de projet, tous les projets LIFE devraient inclure un financement par l'UE pour réaliser un état des lieux des SE en début de projet (avec la projection de l'évaluation demandée en fin de projet). Via un protocole prédéfini, et une structuration des données qui permettraient qu'elles soient récupérées ensuite.

4.1.2.3. PROPOSITIONS POUR DES ANALYSES FUTURES

À la suite de ce travail, le regard porté sur les méthodes utilisées n'est pas toujours le même. En général, les méthodes dépendantes de la biodiversité et/ou hors-sol semblent mieux adaptées que celles physico-chimiques et/ou édaphiques.

Méthodes vraisemblablement compatibles avec une approche synchrone :

- L'estimation des prédateurs donne des résultats intéressants rapidement, et semble beaucoup moins dépendante des paramètres de la station, permettant davantage de comparaisons entre habitats.
- La décomposition de la MO a l'avantage d'être très facile et rapide, et d'être le reflet de la biodiversité édaphique. En revanche, quelle est l'influence de la profondeur sur cette activité, et l'impact de la perturbation du sol lors de l'introduction du dispositif ?
- Le test de VESS donne des informations intéressantes sur la structure du sol et surtout sur la structure racinaire, aspect particulièrement développé dans les milieux ouverts. Cependant, quel est le biais de l'expérimentateur dans le test de VESS, qui se fait principalement à l'appréciation ? En effet, les résultats VESS pour les parcelles restaurées sont tous meilleurs que ceux pour les parcelles non-restaurées.

Méthodes dont l'interprétation semble davantage compatible avec une approche diachronique :

- L'abondance lombricienne semble dépendante du milieu et de la station, masquant la contribution de la restauration. Elle semble donc davantage adaptée aux comparaisons diachroniques, ou synchroniques mais sur les mêmes milieux/stations.
- La teneur en MO du sol et le statut trophique semble davantage adaptés à l'évaluation des potentiels de restauration, étant ensuite impactés par les travaux en eux-mêmes, rendant compliquée l'extraction de l'influence de l'habitat.
- L'infiltration de l'eau est particulièrement influencée par les variabilités dans la nature du sol (pente, charge caillouteuse).

Méthodes nécessitant des adaptations ou développement avant de continuer à être utilisées dans ces contextes :

- Le test pénétro cible le tassement, problématique spécifiques aux milieux agricoles.

- La stabilité des agrégats peut s'avérer intéressante si la partie relative à la réhydratation de la motte était corrélée à une meilleure oxygénation, ou un réseau de mycorhize plus important.
- Les relevés phytologiques pourraient donner des informations intéressantes mais nécessiteraient une standardisation des données (leur obtention et leur structuration dans les bases de données) afin d'être utilisables par des tiers.

D'autres mesures biophysiques sont citées par la littérature et pourraient être envisagées, en fonction de leur faisabilité et pertinence (ADEME, 2012; Calvaruso et al., 2021; Cannavacciuolo et al., 2017; Carvalho et al., 2023; Microbioterre, 2022; Thoumazeau et al., 2019; Tibi and Therond, 2017; Vincent et al., 2019b) :

- L'estimation de la diversité taxonomique des nématodes (libres et phytoparasitaires).
- L'analyse du système racinaire, réputé intense en milieux ouverts, et responsable du renforcement d'un grand nombre de SE, y compris le stockage de carbone estimés parfois supérieur qu'en milieu boisé (Bengtsson et al., 2019; Dass et al., 2018; Guo and Gifford, 2002; Ward et al., 2016). Le test de VESS donne déjà une première information.
- L'estimation du réseau de mycorhize, qui joue un rôle édaphique fondamental (Chave, 2017; Fortin, 2016).
- La biomasse microbienne, responsable de nombreux SE du sol (Amiaud and Carrère, 2012).
- Mais également dans une démarche transversale des SE, la qualité nutritive des foin et pâturages.

Et d'autres SE plus spécifiques pourraient également être évalués :

- Les milieux boisés restaurés offrent un habitat favorable aux castors, espèce ingénier qui modifie profondément l'habitat.⁶⁷
- La modification du régime hydrique via le rebouchage des drains, ou la création de mares.
- Les impacts sur l'érosion (problématique sévère dans les cultures intensives - Hossini et al., 2022), via les modèles RUSLE (entre autre utilisé par NVE⁶⁸ - Wischmeier and Smith, 1965) ou MESALES (développé par l'INRA et utilisé par l'UE⁶⁹ - Le Bissonnais et al., 2002).
- La réhabilitation paysagère et des déchets de carrière (comme c'est le cas dans le site de Devant-Bouvignes qui borde une carrière).

4.2. ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE PRODUCTION

Contrairement au public qui semble relativement homogène dans ses réponses sur les SE culturels, l'inhomogénéité dans les réponses des agriculteurs est frappante. En effet, une nette tendance au mécontentement⁷⁰ coexiste avec une satisfaction enthousiaste. Comprendre les racines de cette différence donnerait certainement des pistes d'amélioration pour renforcer le niveau de satisfaction et donc le succès de ces initiatives.⁷¹ En effet, la participation des agriculteurs aux mesures MAEC reste un des principaux critères limitant le succès des restaurations en termes de biodiversité (Finn et al., 2007; Mettepenningen et al., 2013). L'indicateur MAEC calculé par le SPW est défavorable.⁷² Après un pic de participation à 58% en 2012, il a baissé à environ 45% en 2017 pour se stabiliser et atteindre 48% en 2022. Au sein des MAEC, le

⁶⁷ Des castors étaient présents dans tous les milieux boisés naturels visités (Vallée Mellier, Houdoimont-2, ...) mais dans aucun des milieux boisés artificialisés (pessières, même humide).

⁶⁸ NVE peut être utilisé dans le contexte wallon en adaptant le facteur k - l'érodibilité du sol.

⁶⁹ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-erosion-risk-assessment-europe-data-mesales-model-dataset> (consultée le 05/06/2025).

⁷⁰ Il existe potentiellement un biais, qui peut prendre son origine dans une tendance des mécontents à se faire davantage entendre.

⁷¹ Cette discussion ne présuppose en rien de ce qui a déjà été envisagé, testé, ou est déjà pratiqué par Natagora.

⁷² [Méthodes agro-environnementales et climatiques](#) (consultée le 02/06/2025).

taux de participation aux MAEC4 (prairies à haute valeur biologique, telles que celles du LIFE Connexions) est passé de 6% en 2012 à 11% en 2022. Comment attirer, fidéliser, et enthousiasmer les agriculteurs reste donc une question névralgique.

En l'occurrence, qu'est-ce qui différencie les agriculteurs satisfaits des insatisfaits (au sein du LIFE Connexions et de toutes les initiatives agropastorales) ? ⁷³ Quelles sont les caractéristiques de leurs parcelles (taille, habitat, niveau de restauration, station, région, espèces présentes, etc.), leur ancienneté, leurs pratiques agricoles sur les autres parcelles (bio, conventionnel, etc.), les types d'animaux (race, historique du troupeau, etc.), les formations suivies, prennent-ils le temps de s'informer, participent-ils à des groupements ou sont-ils isolés, etc.

Par ailleurs, les avantages nutritionnels des foin et pâturages semi-naturels mentionnés dans la littérature (Agreil and Greff, 2008; Baumont et al., 2000; Meuret, 2010, 2014; Meuret and Provenza, 2015a) se heurtent à la réalité de terrain ; les agriculteurs sondés ne les constatent que peu ou pas dans les faits. Bien qu'ils soient nombreux à souhaiter être informés et rester ouverts au débat sur ce sujet (66% de répondants qui ne connaissent pas ces études souhaitent les recevoir, et 69% des répondants souhaitent recevoir les résultats du sondage). Là aussi, comprendre les différences pourrait peut-être permettre d'extraire des pistes d'action.

En parallèle, croiser les informations reprises ci-dessus avec la compréhension précise des difficultés auxquelles ils font face pourrait donner des idées. Apporter des solutions ciblées à leurs problèmes est d'autant plus critique que l'accompagnement des agriculteurs dans les pratiques MAEC semble également un aspect essentiel dans la fidélisation à la participation. Un manque d'accompagnement se traduit par des frustrations et un abandon du programme. En effet, leurs connaissances en matière de gestion MAEC restent limitées et ils ont besoin d'experts pour les accompagner (Morris, 2004; Wilson and Hart, 2001). Ce travail pourrait par exemple aboutir à la création d'outils informatifs, faciles d'utilisation qui permettraient de répondre aux grognes les plus courantes. Les agriculteurs manquent de temps, donc prémâcher et préparer l'information pour eux pour la rendre facilement accessible rencontrerait probablement un de leurs besoins. Ceci pourrait être proposé sous la forme de fiches qui répondent à des problématiques précises, comme : ⁷⁴

- que faire quand mes animaux ont des problèmes de tiques, de mouches, de moustiques, et autres parasites ?
- que faire quand mes animaux mangent des plantes toxiques ?
- que faire pour gérer les genêts (qui abîment les machines) ?
- que faire quand mon foin contient trop de rumex, d'orties, de ronces, de fibres, .. ?

Cette information pourrait être fournie par des organismes tels que Natagora, mais pourrait également venir des pairs par l'encouragement d'initiatives collégiales. En effet, dans un contexte où la gestion agropastorale se situe à la convergence de deux mondes avec des priorités a priori antagonistes (la préservation de la biodiversité et la production de valeur ajoutée), rassembler les acteurs autour d'une table, leur permettre d'échanger, de participer voire de décider ensemble pourrait produire de bons résultats. En effet, l'approche par gestion participative est toujours plus encouragée dans la gestion des milieux semi-naturels car elle offre le potentiel d'atteindre les buts de manière plus efficace et efficiente (de Vente et al., 2016). Elle renforce la confiance et l'apprentissage entre intervenants, et donc la pérennité des projets.

⁷³ Cet aspect aurait été développé dans un second questionnaire si le délai l'avait permis.

⁷⁴ Exemples basés sur les retours du questionnaire.

Un sujet emblématique propice à la gestion participative et qui semble difficilement solutionnable par d'autres moyens sont les contraintes d'exploitation qui sont une des sources majeures de frustration exprimées dans la littérature et dans le questionnaire.⁷⁵ La flexibilité reste un critère central pour les agriculteurs, et les initiatives MAEC les plus réussies en UE et dans le monde l'intègrent dans leurs modèles (Mettepenningen et al., 2013).

Si l'approche participative est une forme de collégialité, l'approche coopérative en est une autre. Les MAEC coopératives⁷⁶ sont réputées mieux adaptables aux conditions locales, faciliter le renforcement des capacités et la cohésion entre paires, améliorer le rapport coûts/bénéfices, voire même la fragmentation des habitats (Huber et al., 2025; Reed, 2008). Cette approche coopérative s'inscrit dans les objectifs du Pacte vert européen et visent à concilier production agricole et protection de l'environnement.

De nombreuses options proposées ici sont promues en Wallonie par l'initiative pilote Terraé⁷⁷, qui crée des groupements d'agriculteurs, promeut l'approche participative, édite des fiches d'informations ciblées.⁷⁸

Par ailleurs, si renforcer l'adhésion des humains est essentielle, renforcer également celle des animaux l'est tout autant. En effet, pâturer sur des parcelles semi-naturelles n'est pas inné, mais passe par un système d'apprentissage transmis par les mères, les animaux expérimentés, ou les agriculteurs eux-mêmes (Meuret and Provenza, 2015b, 2015a).⁷⁹ Les agriculteurs savent-ils qu'ils ont un levier d'action en s'appuyant sur ces mécanismes ? Ont-ils le temps et l'expertise nécessaire pour s'y dédier ?

Les pistes d'action ci-dessus ciblent le renforcement des SE de production pour essayer de rejoindre les standards des parcelles intensives. Mais une autre approche est possible : accepter de plus faibles rendements, et faire une plus-value sur la qualité. En effet, il existe peut-être un marché de consommateurs qui sont prêts à payer davantage pour une viande d'animaux qui ont bénéficié de parcelles extensives, et ceci pour des raisons de santé, d'éthiques, ou d'environnement (Denos et al., 2020; Michaud et al., 2020). Ce lien entre agriculteurs et consommateurs pourrait être créé via les achats groupés du type AMAP⁸⁰ : circuit court, où les consommateurs connaissent l'agriculteur en personne. Cette fidélisation du consommateur de proximité assure à l'agriculteur un marché fixe pour ses produits.

Pour conclure, les systèmes ultra-optimisés et ultra-productifs tels que les pratiques intensives ne sont pas robustes face aux perturbations.⁸¹ Au contraire, les systèmes imparfaits, comme le sont les milieux naturels ou semi-naturels, sont beaucoup plus robustes et résilients (Hamant, 2023). À l'aune du dérèglement climatique et de ses inévitables perturbations intenses, la promotion des gestions agropastorales ne serait-elle pas une piste pour faire face à ces défis ?

⁷⁵ Par exemple, la fauche est estimée trop tardive.

⁷⁶ https://ec.europa.eu/enrd/sites/default/files/w12_aecm_factsheet_collective-approaches.pdf (consultée le 01/06/2025)

⁷⁷ <https://www.terrae-agroecologie.be/> (consultée le 02/06/2025)

⁷⁸ Parmi les fiches disponibles sur le site, les fiches proposées ici (à savoir tiques, plantes toxiques, genêts...) ne semblent pas (encore) exister.

⁷⁹ [Fiches témoignages de retours d'expériences d'éleveurs faisant partie du groupe GIEE - AEP Valorisation](#) (consultée le 02/06/2025)

⁸⁰ Association pour le Maintien de l'Agriculture Paysanne.

⁸¹ Le besoin toujours plus important en phytosanitaires, les scolytes, ou autres ravages en sont des illustrations.

4.3. ÉVALUATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES CULTURELS

Les bilans en termes de SE culturels des restaurations sont nettement positifs, quels que soient les habitats. Il existe un potentiel de renforcement de ces bénéfices en informant le grand public sur les réalités des pessières et autres cultures de résineux, perçues visiblement davantage comme des milieux « naturels » alors qu'elles sont plus proches de cultures et autres milieux artificialisés. La prise de conscience de cette différence pourrait provoquer un appui de l'opinion publique pour la restauration ciblant les cultures de résineux sur milieux marginaux.

Les SE culturels représentent des enjeux stratégiques majeurs pour la sensibilisation, le financement et les décisions politiques en matière de restauration écologique. Ils créent un lien émotionnel et identitaire avec les écosystèmes, ce qui facilite l'acceptation sociale des initiatives de restauration (Daniel et al., 2012). De plus, intégrer les services culturels dans les politiques publiques permet de mieux refléter les valeurs sociétales liées à la nature, qui à leur tour peuvent justifier les investissements publics et privés dans la restauration (Chan et al., 2012). Cela peut conduire à des décisions plus équilibrées, en tenant compte non seulement des aspects économiques et écologiques, mais aussi des dimensions culturelles et sociales (Milcu et al., 2013). La reconnaissance de ces services dans les processus décisionnels favorise une approche plus holistique de la gestion des écosystèmes (Scholte et al., 2015). Leur intégration dans les politiques publiques permet de dépasser une vision purement utilitariste de la nature et de reconnaître la valeur intrinsèque des écosystèmes pour le bien-être humain et la cohésion sociale. Les services culturels peuvent être monétisés à travers des mécanismes tels que les paiements pour SE (PSE), le tourisme durable ou les activités éducatives (Duval et al., 2019; Méral et al., 2016). Ces sources de revenus peuvent soutenir financièrement les projets de restauration, en impliquant les bénéficiaires directs des services dans leur financement (Bernués et al., 2014). Les systèmes forestiers sont réputés pour offrir un niveau élevé de SE culturels, ce qui est confirmé par les sondés. Certaines études financières placent même la valeur sociale des forêts nettement au-dessus de la valeur productive (Claessens and Wibail, 2021; Colson et al., 2010).

La Wallonie pourrait prendre exemple d'initiatives internationales.

Le Costa Rica a été pionnier dans l'utilisation de l'approche PSE en établissant avec succès un programme formel de paiements à l'échelle nationale, en développant une industrie écotouristique valorisant directement les sites restaurés, et la redistribution des revenus.⁸² Ce programme fournit également des incitations aux fermiers ou propriétaires fonciers pour la conservation forestière et l'amélioration des stocks de carbone.

Aux Pays-Bas, les 5,000 hectares d'Oostvaardersplassen sont un miracle de nature sauvage au milieu d'un pays densément peuplé. Ceci est une leçon pour la Wallonie, démontrant que la densité n'est pas un frein réel ou insurmontable.⁸³ Il existe même un projet de réintroduction du bison pour soutenir le pâturage naturel.⁸⁴

⁸² <https://www.worldbank.org/en/news/feature/2022/11/16/costa-rica-s-forest-conservation-pays-off> (consultée le 05/06/2025)

⁸³ <https://www.wildeurope.org/restoration-national-strategies-rewilding-holland/> (consultée le 05/06/2025)

⁸⁴ <https://rewildingeurope.com/rew-project/european-bison-introduction-to-veluwe/> (consultée le 05/06/2025)

5. CONCLUSION

Les initiatives de restaurations ne peuvent absolument pas être réduites à des lubies de conservateurs désireux de préserver des îlots de nature ; elles ont au contraire des impacts profonds sur l'ensemble de la société humaine, via le maintien de SE essentiels, et donc sur la qualité de nos vies et de la Vie sur Terre en général. Ces impacts restent cependant mal ou pas perçus au-delà des sphères conservationnistes. Le décalage qu'il existe entre les causes et effets rend leur appréhension difficile. Les individus doivent pouvoir comprendre et surtout percevoir directement les impacts sur leur propres vies pour mieux les appréhender. Ceci reste compliqué pour le SE de régulation, spécialement lorsqu'ils se font au détriment des SE de production, qui sont en général bien plus tangibles pour le public et les bénéficiaires. Même les bénéficiaires plus directs comme les agriculteurs restent d'après les résultats obtenus ici dans l'ensemble réfractaires et perçoivent mal les bénéfices (potentiels ou réels), peut-être entre autres par manque d'accès à l'information et du soutien institutionnel.⁸⁵ Ce constat n'est cependant pas généralisable (d'après cette étude les agriculteurs reconnaissent l'importance de tous les SE - Smith and Sullivan, 2014) ce qui permet de rester optimiste quant au potentiel de renforcement de leur adhésion. La FAO promeut d'ailleurs des initiatives impliquant activement les agriculteurs dans la gestion d'écosystèmes forestiers (FAO, 2023). Les agriculteurs dépendent étroitement de nombreux SE, mais peuvent en retour être la source de nombreux mauvais services rendant essentielle l'adoption de pratiques « nobles » (Power, 2010). Le travail de sensibilisation, d'information, de vulgarisation doit donc nécessairement être renforcé (Keenan et al., 2019).⁸⁶ Cependant, cette méthode reste « impersonnelle » et théorique. Au contraire, les méthodes qui rendent les bénéfices beaucoup plus tangibles, percevables à travers ses propres sens, dans sa propre chair, pourraient permettre de mieux combler le fossé entre causes et effets (Smith et al., 2025). L'histoire regorge d'exemples démontrant que les sociétés et les individus ne réagissent vraiment que lorsqu'ils perçoivent en première personne les conséquences d'une situation. Et le dérèglement climatique en est un bon exemple, la prise de conscience ne s'est vraiment généralisée que lorsque les populations ont pu en constater les effets directement. Le fossé médiatique, sociétal et industriel qui existe entre le climat et la perte de biodiversité peut être potentiellement attribué à ce décalage : les sociétés n'ont pas encore réellement perçu les conséquences de l'érosion de la biodiversité. Les projets de restauration pourraient (devraient ?) intégrer par défaut des actions de valorisation auprès du public, aussi bien pendant qu'après les travaux. Les initiatives telles que « nature pour tous »⁸⁷ permettent en partie de combler ce besoin, mais cela reste insuffisant. Par ailleurs, cibler activement les enfants, qui sont souvent beaucoup plus sensibles que les adultes, mais surtout c'est eux qui forgeront le monde de demain, mériterait également un investissement conséquent. À titre d'exemple, les volontaires chez Natagora sont en majorité constitués de personnes âgées et pensionnées. Est-ce que ceci constituerait une fenêtre d'opportunité ?

⁸⁵ <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/solutions-for-restoring-europes-agricultural-ecosystems> (consultée le 08/06/2025).

⁸⁶ <https://www.wsp.com/en-us/insights/2020-un-guide-hurdles-to-ecosystem-restoration> (consultée le 08/06/2025).

⁸⁷ <https://www.natagora.be/nature-pour-tous> (consultée le 07/06/2025).

6. ANNEXES

6.1. SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES IMPACTÉS

Tableau 27 : Services écosystémiques (nomenclature CICES 5.1) estimés comme impactés par les restaurations du LIFE Connexions.

Type	Code CICES	Typologie CICES	Traduction simplifiée ⁸⁸
Production	1.1.1.1	<i>Cultivated terrestrial plants (including fungi, algae) grown for nutritional purposes</i>	Production de nourriture
	1.1.1.2	<i>Fibres and other materials from cultivated plants, fungi, algae and bacteria for direct use or processing (excluding genetic materials)</i>	Production de bois ⁸⁹
	1.1.3.1	<i>Animals reared for nutritional purposes</i>	Production de bétail
	1.2.1.1	<i>Seeds, spores and other plant materials collected for maintaining or establishing a population</i>	
	1.2.1.2	<i>Higher and lower plants (whole organisms) used to breed new strains or varieties</i>	
Régulation	2.1.1.1	<i>Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	
	2.1.1.2	<i>Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	
	2.2.1.1	<i>Control of erosion rates</i>	Érosion
	2.2.1.3	<i>Hydrological cycle and water flow regulation (Including flood control, and coastal protection)</i>	Cycle de l'eau
	2.2.2.1	<i>Pollination (or 'gamete' dispersal in a marine context)</i>	
	2.2.2.2	<i>Seed dispersal</i>	
	2.2.2.3	<i>Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection)</i>	Habitats favorables
	2.2.3.1	<i>Pest control (including invasive species)</i>	Régulation des ravageurs
	2.2.4.1	<i>Weathering processes and their effect on soil quality</i>	Qualité du sol
	2.2.4.2	<i>Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality</i>	Activités du sol
	2.2.5.1	<i>Regulation of the chemical condition of freshwaters by living processes</i>	Qualité de l'eau
	2.2.6.1	<i>Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans</i>	
	5.1.1.3	<i>Mediation by other chemical or physical means (e.g. via Filtration, sequestration, storage or accumulation)</i>	Qualité de l'eau
Culturel	3.1.1.1	<i>Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions</i>	Activités récréatives
	3.1.1.2	<i>Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions</i>	Activités intellectuelles
	3.1.2.1	<i>Characteristics of living systems that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge</i>	
	3.1.2.2	<i>Characteristics of living systems that enable education and training</i>	Éducation

⁸⁸ Il n'existe pas de traduction française officielle connue de la nomenclature CICES 5.1. Par facilité, une traduction française simplifiée est utilisée pour le reste du document. Toutes les typologies n'ont pas été traduites, car certaines ne sont pas utiles pour la suite.

⁸⁹ Certains agriculteurs partenaires utilisent le foin comme litière ; cet aspect ne sera cependant pas évalué.

	3.1.2.3	<i>Characteristics of living systems that are resonant in terms of culture or heritage</i>	Culture et héritage
	3.1.2.4	<i>Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences</i>	Esthétique
	3.2.2.1	<i>Characteristics or features of living systems that have an existence value</i>	Valeur d'existence
	3.2.2.2	<i>Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value</i>	Valeur patrimoniale

À noter que d'autres SE seraient également influencés dans d'autres contextes réglementaires, mais n'ont pas été retenus ici pour les raisons suivantes (ce sont donc plutôt des SE de « non-usage ») :

- 1.1.5.1 : *Wild plants (terrestrial and aquatic, including fungi, algae) used for nutrition.*
La cueillette sauvage est interdite en réserve naturelle.
- 1.1.6.1 : *Wild animals (terrestrial and aquatic) used for nutritional purposes.*
La chasse n'est généralement pas pratiquée en réserve naturelle, sauf exception.
- 1.2.1.3 : *"Individual genes extracted from higher and lower plants for the design and construction of new biological entities".*
La richesse en biodiversité influence nécessairement la richesse génétique. Cependant à notre connaissance il n'existe pas de programme exploitant cette richesse en réserve naturelle.

6.2. PORTFOLIO PHOTOGRAPHIQUE DES PARCELLES

Portfolio photographique des parcelles étudiées. Toutes les photos ont été prises à la date des mesures (voir annexe 6.3.1).





Vallée de Aleines



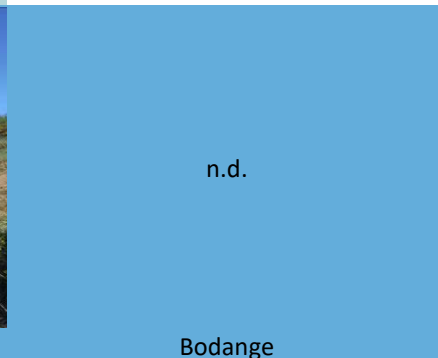
Xaimont



Beulet



Tannerie



n.d.

Bodange



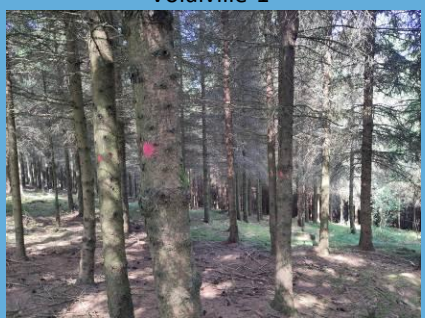
Volaiville-1



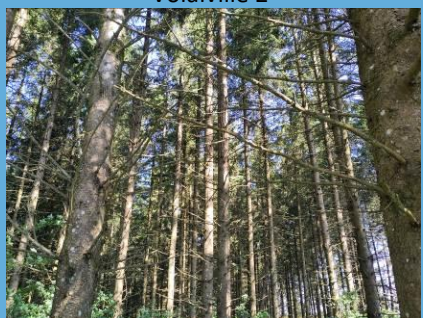
Volaiville 2



Volaiville 3



Sûre



Vaux-sur-Sûre



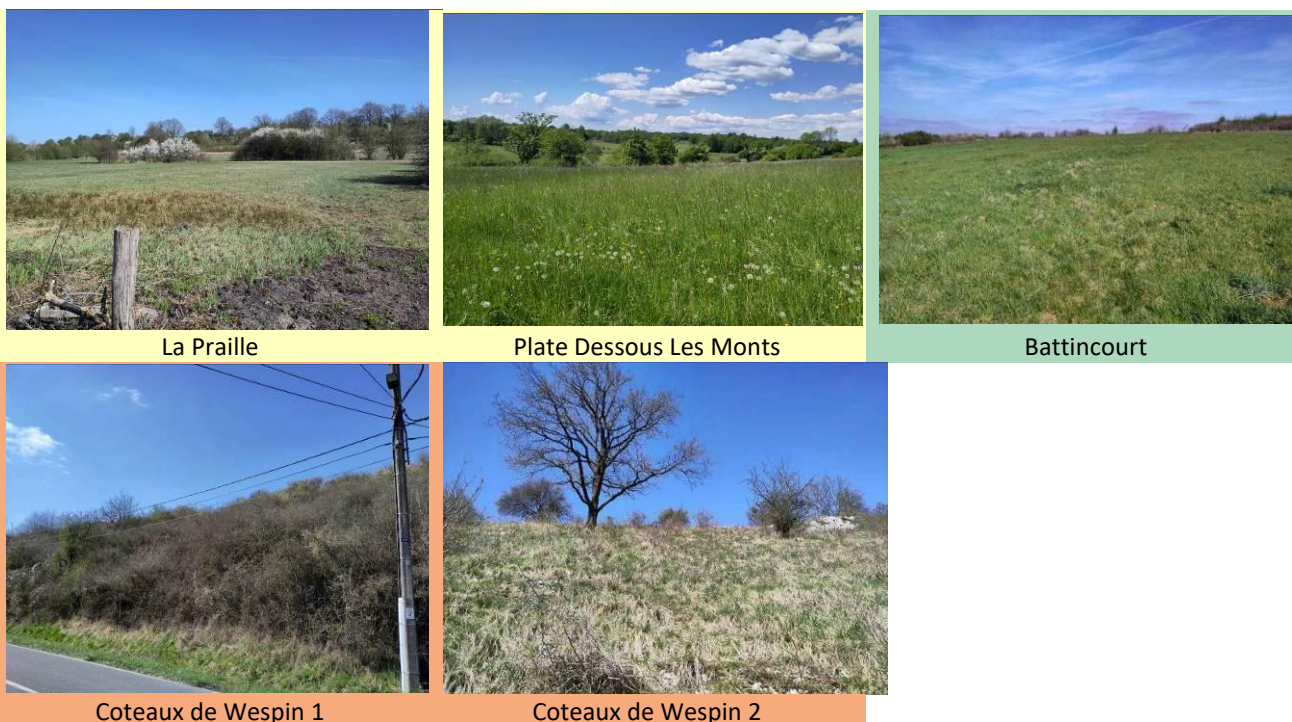
Fraselle



Lahage



Heinsch



6.3. PROTOCOLES ET MESURES BIOPHYSIQUES

6.3.1. CALENDRIER DES MESURES

Les dates des mesures sur terrain sont reportées sur la ligne du temps ci-dessous.

Les parcelles appartenant aux mêmes groupes ont donc été mesurées durant une fenêtre temporelle la plus restreinte possible, afin de limiter les variabilités.

Exception faite de la parcelle de remplacement de l'habitat 6510 (Plate-dessous-les-Monts, à la suite du mauvais classement de la parcelle Battincourt), qui a été mesurée un mois plus tard et pour laquelle certaines mesures biophysiques n'ont pas pu être réalisées.



6.3.2. CLIMAT

Durant la période des mesures (mars-avril 2025), dans les parcelles étudiées, les températures étaient au-dessus de la moyenne (entre 0.5°C et 2.5°C au-dessus des valeurs normales), et les précipitations sous la moyenne (entre 0% et 100% des valeurs normales).⁹⁰

⁹⁰ <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/cartes-climatologiques> (consultée le 14/05/2025)

6.3.3. DESCRIPTION DES PROTOCOLES

Lorsque possible, les mesures sont réalisées suivant ces critères :

- Espacement maximal entre les mesures (en fonction de la taille de la parcelle et du nombre de répétitions) ;
- Captation de l'éventuelle variabilité interne de la parcelle (pente, point d'eau, couverture végétale, etc.) ;
- Éviter les zones particulières non-représentatives (cours d'eau, eau stagnante, tunnels de rongeurs, ornières de véhicules, lisières, ..) ;
- Idéalement en ligne droite suivant les critères ci-dessus (aisé en milieux ouverts, presque impossible en milieu fermé).

6.3.3.1. INFILTRATION D'EAU DANS LE SOL – TEST DE BEERKAN

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Thoumazeau et al., 2019 ; Chapron, 2021.

Un cylindre en PVC de 20 cm de diamètre est enfoncé dans le sol à raison de quelques centimètres (entre 3 et 5) en veillant à ce qu'aucune pierre ou racine n'entrave l'intégrité du dispositif, afin d'éviter toute dispersion latérale de l'eau dans les horizons superficiels.

La surface choisie pour la mesure doit être la plus plane possible afin de ne pas biaiser le résultat (la surface d'infiltration diminue au fur et à mesure que l'eau s'infiltre).

La végétation superficielle est supprimée (sans altérer le système racinaire) afin de faciliter le suivi de l'infiltration. Dans le cas de surfaces recouvertes par la sphaigne, les mesures ont également été réalisées sans retirer la végétation, afin de mettre en évidence la contribution à la rétention d'eau de cette mousse typique des milieux tourbeux.

La méthode n'est réputée fiable pour calculer la vitesse d'infiltration qu'avec six points en régime permanent (après le régime transitoire initial - Thoumazeau et al., 2019). Cependant les premières mesures ont montré que les points obtenus étaient trop peu nombreux. Le protocole a donc été adapté : il prévoyait initialement des volumes de 300 ml à raison de 10 volumes maximum, et a été modifié tel que décrit ci-dessous.

Un premier volume de 150 ml d'eau est déposé sur le sol et le chronomètre est lancé simultanément. Dès que le premier volume a complètement disparu dans le sol, un second volume est ajouté et le temps est relevé (en secondes). L'opération est répétée jusqu'à ce que 20 volumes au total aient été versés ou bien lorsque le chronomètre atteint 30 minutes.

Trois répétitions sont réalisées par site.

La vitesse d'infiltration (indicateur) correspond à la pente de la droite de régression « *volume cumulé = f(temps cumulé)* », calculée sur les points du régime permanent (les points initiaux du régime transitoire sont supprimés) - tel que proposé par Thoumazeau et al., 2019.

Étant donné que le faible nombre de répétitions par groupe ne permet pas d'analyse statistique, seuls les moyennes et écarts-type sont comparés.

Pour l'analyse sur l'ensemble des sites, les indicateurs sont transformés par leur racine carrée pour obtenir une distribution normale (vérifiée avec le test de Shapiro-Wilk).

Un modèle linéaire mixte (lmer) avec effet aléatoire (site) est utilisé pour tester l'effet de la restauration sur l'indice d'infiltration en tenant compte de la structure hiérarchique des données (3 répétitions par site, 14 sites au total).

Le code RStudio commun utilisé pour l'analyse des données biophysiques est retranscrit à .

6.3.3.2. ABONDANCE LOMBRICIENNE

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Vincent et al., 2019a, 2019b ; ADEME, 2012 ; Thoumazeau et al., 2019 ; Le Guédard et al., 2017 ; Turillon et al., 2018 ; OPVT, 2014 ; OPVT, n.d. ; OAB, n.d. ; OAB, n.d.

Une motte de terre cubique de 20 cm de côté est extraite du sol à l'aide d'une bêche. 1,5 litres de solution de moutarde (5g/litre de poudre de moutarde⁹¹) est versée dans le fond du trou. La moutarde est urticante pour les vers de terre et les force à remonter (cible surtout les anéciques).

Les vers de terre présents dans la motte et qui remontent du trou sont dénombrés et pesés.

Trois répétitions sont réalisées par site.

Les indicateurs du nombre d'individus (nb/m²) et biomasse (g/m²) sont calculés pour chaque parcelle.

Étant donné que le faible nombre de répétitions par groupe ne permet pas d'analyse statistique, seuls les moyennes et écarts-type sont comparés.

Un modèle linéaire mixte (lmer) avec effet aléatoire (site) est utilisé pour tester l'effet de la restauration sur l'indice d'infiltration pour l'ensemble des sites en tenant compte de la structure hiérarchique des données (3 répétitions par site, 16 sites au total).

6.3.3.3. ESTIMATION DES PRÉDATEURS D'INVERTÉBRÉS

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Meyer et al., 2017, 2015; Péters and Mieczkowska, 2024.

Cette méthode consiste à évaluer la présence et le type de prédateurs grâce à des leurres artificiels mimant certaines proies en fonction de la couleur et de la localisation des leurres (limaces, chenilles, larves, etc.). Elle a été développée dans des contextes de culture (agriculture, sylviculture,..) afin d'estimer les impacts des différentes stratégies de lutte contre les ravageurs adoptées par les gestionnaires.

Les leurres sont fabriqués à la main à base de plasticine végétale, inodore, de couleur marron (simulant l'apparence d'un gastéropode tel qu'*Arion hortensis*), qui ne durcit ni ne dessèche au soleil⁹², sous forme de cylindres de 5 cm de longueur et 5 mm d'épaisseur. Ils sont lissés entre deux surfaces parfaitement lisses (pierre polie) afin de supprimer toute irrégularité.

Les leurres sont transportés dans des boîtes lisses, recouvertes de papier essuie-tout alvéolé.

⁹¹ Site du vendeur de la moutarde en poudre utilisée dans cette étude :

<https://www.bouchonsleclercq.be/fr/product/detail/farine-de-moutarde-100g/13851818> (consultée le 20/04/2025).

⁹² Site du fabricant : <https://www.jovi.es/fr/catalogue/34/p%C3%A2te-a-modeler-vegetale> (consultée le 20/04/2025) .

Dix leurres sont déposés par site. La localisation de chaque leurre est sauvegardée (piquet et point GPS). Les leurres sont déposés à même le sol ou sur la végétation la plus basse possible, sur des surfaces relativement lisses et proches du sol.

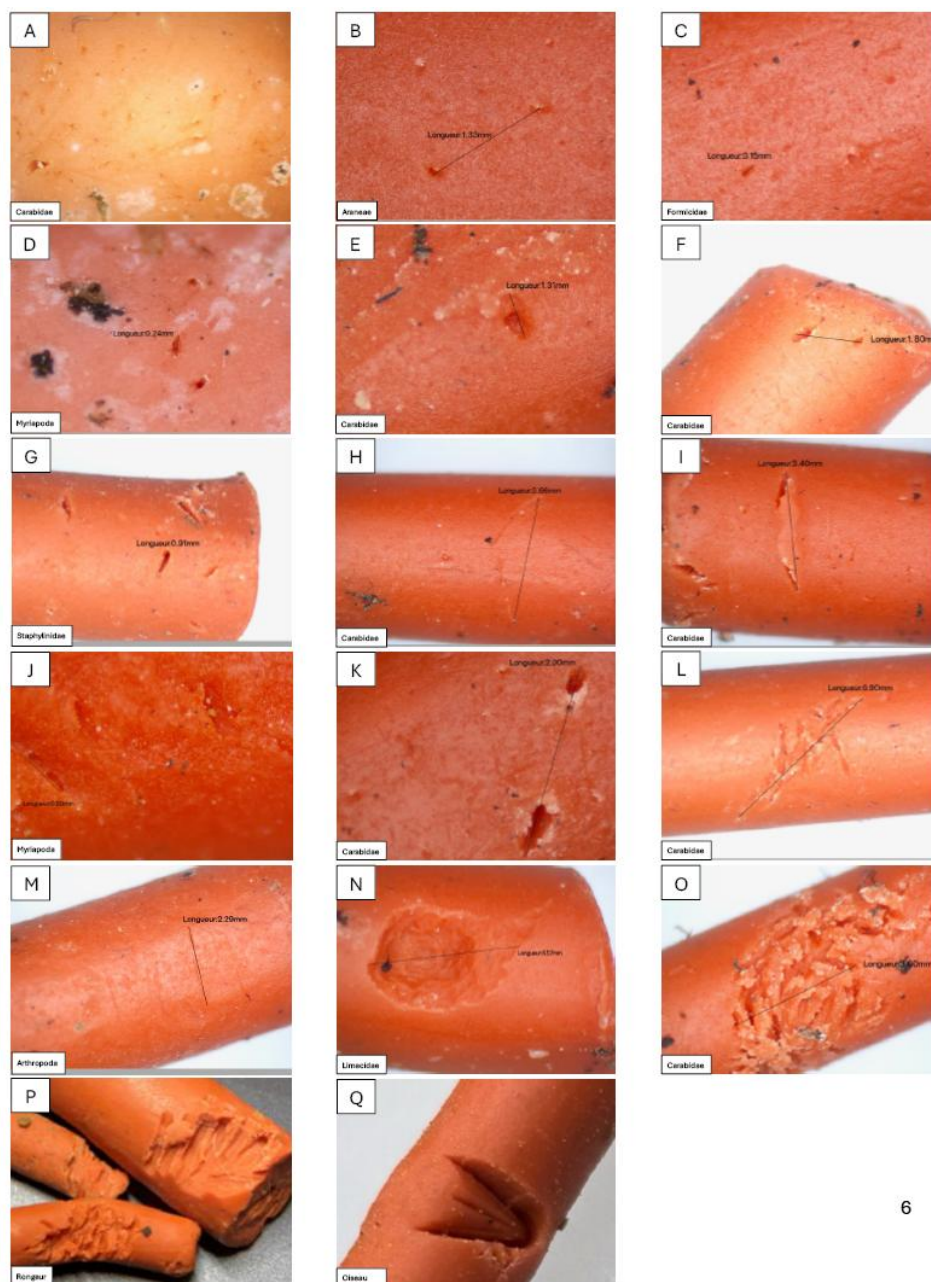
Ils sont laissés 24h sur place, collectés individuellement.

La localisation de certains leurres n'a pas été retrouvée (indiqués « perdu »), tandis que la localisation d'autres a bien été retrouvée mais le leurre avait disparu (indiqués « disparu »).

Les traces de morsure sur les leurres sont analysées au binoculaire (dénombrées, et classées par type de prédateur).

Les classes utilisées ont été adaptées de Péters and Mieczkowska, 2024 (reproduction à la figure ci-dessous) pour aboutir aux catégories suivants :

1. Morsure ovale ou allongée à une entrée (Carabidae, Staphylinidae – Catégories E, F et G de la publication de référence)
2. Morsure en pointe à une entrée (moins de 5) (Araneae, Formicidae ou Myriapode – Catégories B, C et D)
3. Nombreuses morsures (arthropode ou Carabidae – Catégories L, M, O)
4. Morsure à deux entrées (Carabidae ou Myriapode – Catégories H, I, J et K)
5. Morsures en chou-fleur (Limacidae – Catégorie M)
6. Marques d'incisives (rongeurs – Catégories P)
7. Marques de canines (mammifère – Catégorie nouvellement ajoutée)
8. Marque triangulaire (oiseau – Catégories Q)



6

Figure 15 : Illustration des catégories de morsures de prédateurs d'invertébrés - Reproduction depuis Péters and Mieczkowska, 2024.

Les matrices de distances de type « Bray-Curtis » (fonction `vegdist()` du package `vegan` de RStudio) sont calculées sur base de ces relevés, après transformation en racine carrée.

Un test PERMANOVA (non-paramétrique multivarié – fonction `adonis2()` du package `vegan` de RStudio) est utilisé pour tester si les distances inter-sites sont significativement plus grandes que celles intra-sites (avec correction de la p-valeur).

La vérification des dispersions (homogénéité des variances) est réalisée avec la fonction `betadisper()` afin de valider l'interprétation de l'anova.

Les sommes des abondances sont calculées pour évaluer dans quel sens évolue l'indicateur.

6.3.3.4. DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DANS LE SOL

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Meyer et al., 2015 ; Meyer et al., 2017.

Cette mesure permet d'estimer la décomposition de la matière organique dans le sol et donc l'activité microbienne du sol, via l'utilisation d'un dispositif standardisé et uniforme (à savoir une languette en bois « abaisse-langue » utilisée en médecine).

Les languettes sont séchées 48 heures à l'étuve à 70°C, pesées individuellement, et identifiées (sacs de congélation numérotés). Aucune inscription ou marque n'est pratiquée sur la languette.

Cinq languettes sont enterrées par site.

Une encoche étroite est pratiquée dans le sol à l'aide d'un seul coup de bêche.

Une languette est insérée à environ 5cm de profondeur.

Le sol est refermé avec les mains, sans provoquer de tassement.

La localisation de chaque languette est sauvegardée (piquet, fils en nylon enterrés aux 2 extrémités de la languette, et point GPS).

Les languettes sont laissées approximativement six semaines sur place.

Certaines languettes ont été perdues (cassées, déterrées par des sangliers, pas retrouvées, etc.)

Après quoi elles sont retirées et nettoyées à l'eau, rincées dans de l'éthanol à 70% pour stopper toute activité microbienne, placées dans des sacs individuels numérotés, séchées à l'étuve à 70°C pendant 5 jours, puis pesées individuellement.

La perte de matière est normalisée par jour effectif de présence dans le sol.

6.3.3.5. TEST DE VESS

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Thoumazeau et al., 2019 ; Tomis et al., 2016 ; Turillon et al., 2018 ; Johannes, 2020 ; Chapron, 2021.

Un pré-trou de 10*10*20cm de profondeur est pratiqué (en n'utilisant la bêche que sur 3 des 4 côtés, afin de laisser un côté intact), ce qui permettra d'extraire plus facilement la motte à analyser. Une seconde motte de 10*10*20cm est extraite (du côté intact du trou) et est posée sur une bâche en plastique, sans la décoller de la bêche, le côté faisant face au pré-trou (et n'ayant pas subi de déformation à cause de la bêche) étant visible.

La hauteur de la motte est mesurée, et un score est attribué aux différents horizons sur base des clés produites dans la littérature.

Trois répétitions sont réalisées par site.

Un score est calculé comme suit = [(épaisseur couche_1 x note couche_1) + (...) + (épaisseur couche_n x note couche_n)] / épaisseur totale.

6.3.3.6. TEST PÉNÉTRO

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Tomis et al., 2016 ; Tomis et al., 2018 ; Chapron, 2021.

Une tige métallique de 53.3 cm de long, munie d'un manomètre et de repères réguliers (tous les 7.7 cm) est enfoncée dans le sol.

Lorsque chaque repère arrive au niveau du sol, la pression exercée est relevée.

Cinq répétitions sont réalisées par parcelle.

Dans le cas où un arrêt brutal de la tige survient, vraisemblablement à cause d'une pierre, la mesure est rejetée et recommencée ailleurs.

Lorsque l'arrêt est progressif mais que la pression à exercer sur la tige devient trop forte, la valeur maximale du manomètre est relevée (à savoir 1500 psi), le test est interrompu, et la répétition est conservée.

Le profil de compaction est transformé en la moyenne des six pressions relevées sur la hauteur de l'horizon.

6.3.3.7. STABILITÉ DES AGRÉGATS

Ce protocole est adapté des articles et guides suivants : Vanwindekens and Hardy, 2023.

Un cube de terre d'environ 10 cm de côté est prélevé à la bêche en surface de chaque parcelle. Ce bloc est d'une taille supérieure à ce qui est nécessaire pour l'analyse, ce qui permet de protéger l'intégrité de l'intérieur du bloc lors du transport.

De retour au laboratoire, un cube plus petit d'environ 5 cm de côté est extrait au couteau du centre du bloc principal.

Il est séché pendant 2 semaines dans une étuve placée à 40°C avec ventilation au maximum.

Au laboratoire, le bloc est placé dans une nacelle, pendue à une balance, puis plongée dans un bécher rempli d'eau. La perte de masse est enregistrée au cours du temps.

6.3.4. CODE R GÉNÉRIQUE POUR L'ANALYSE LINÉAIRE MIXTE

```
library(lmerTest)
library(bestNormalize)

data <- read.csv("data.csv", header=TRUE, sep=";", dec = ".")

data$rest <- as.factor(data$rest)
data$milieu <- as.factor(data$milieu)
data$drainage <- as.factor(data$drainage)

bestNormalize(data$ind)
data$indsqrt <- sqrt(data$ind)
shapiro.test(data$indsqrt)

modele <- lmer(indsqrt ~ rest + (1|nom), data = data)
modele <- lmer(indsqrt ~ milieu + (1|nom), data = data)
modele <- lmer(indsqrt ~ drainage + (1|nom), data = data)

summary(modele)
```

anova (modele)

6.4. DONNÉES BIOPHYSIQUES BRUTES

6.4.1. ABONDANCE LOMBRICIENNE – DONNÉES BRUTES

Tableau 28 : Indicateurs d'abondance lombricienne (nombre et biomasse - écarts-types entre parenthèse).

Parcelle	Habitat	Groupe	Indicateur nombre (nb/m ²)	Moyenne indicateur nombre (nb/m ²)	Indicateur biomasse (g/m ²)	Moyenne Indicateur biomasse (g/m ²)
Mogimont	Ré- embroussail ement	1	0 0 0	0	0 0 0	0
Le Brul	Pâturage intensif	1	575 350 425	450 (114)	113 41.25 101.25	85 (38)
Xaimont	Nardaie	1	425 600 350	458 (128)	111.25 118.75 145	125 (18)
Houdoimont -1	Coupe à blanc	2	25 25 0	17 (14)	15 12.5 0	9 (8)
Houdoimont -2	Tourbière boisée	2	25 0 0	8 (14)	15 0 0	5 (9)
Sainte-Cécile	Pessière	3	0 0 0	0	0 0 0	0
Vallée de Aleines	Forêt alluviale	3	125 25 50	67 (52)	67.5 2.5 8.75	26 (36)
Lahage	Ré- embroussail ement	4	0 0 0	0	0 0 0	0
Heinsch	Pelouse sur sable	4	0 0 0	0	0 0 0	0
Fraselle	Prairie intensive	5	475 400 300	392 (88)	270 232.5 137.5	213 (68)
Plate-dessous- les-Monts	Prairie de fauche mésophile	5	389 489 452	443 (51)	115 155 137	136 (20)
Coteaux de Wespin -1	Ré- embroussail ement	6	200 175 200	192 (14)	145 177.5 175	166 (18)
Coteaux de Wespin -2	Pelouse calcicole	6	125 25 100	83 (52)	46.25 3.75 45	32 (24)
Vallée Mellier	Mégaphorbi aie		150 125 75	117 (38)	46.25 61.25 36.25	48 (13)
La Praille	Prairie humide à molinie		275 225 225	242 (29)	287.5 202.5 197.5	230 (51)
Battincourt	Prairie de		75	75 (25)	35	37 (20)

	fauche mésophile		100 50		57.5 17.5	
--	---------------------	--	-----------	--	--------------	--

6.4.2. ESTIMATION DES PRÉDATEURS

6.4.2.1. DONNÉES BRUTES

Figure 16 : Nombre de marques de prédateurs (par catégorie) par leurre. Perdu = emplacement pas retrouvé. Disparu = emplacement retrouvé mais leurre absent.

Parcelle	Leurre	cat_1	cat_2	cat_3	cat_4	cat_5	cat_6	cat_7	cat_8	Observation
Xaimont	2	3	2	8	3	4	0	0	0	
Xaimont	3	1	0	5	2	10	0	0	0	
Xaimont	4	1	1	3	1	7	0	0	0	
Xaimont	5	4	0	4	2	4	1	0	0	
Xaimont	6	3	0	6	5	1	0	0	0	
Xaimont	7	2	0	2	1	2	0	0	0	
Xaimont	8	5	0	7	10	7	1	0	2	
Xaimont	9	3	3	9	0	15	0	0	0	
Xaimont	10	3	0	4	2	9	0	0	1	
Le Brul	1	0	0	0	3	0	0	0	0	
Le Brul	2	1	0	0	4	2	0	0	0	
Le Brul	3	2	0	3	2	2	0	0	0	
Le Brul	4	1	0	2	0	1	0	0	0	
Le Brul	5	1	0	2	1	1	0	0	0	
Le Brul	6	1	0	0	3	0	0	0	0	
Le Brul	7	0	0	1	0	1	0	0	0	
Le Brul	8	0	0	1	1	1	0	0	0	
Le Brul	9	1	0	0	0	0	0	0	0	
Le Brul	10	0	0	2	1	0	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	1	6	3	5	5	3	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	2	4	1	4	4	2	0	0	2	
Houdoimont - Coupe à blanc	3	5	7	5	5	1	0	0	0	
Houdoimont - Coupe à blanc	4	2	0	1	0	0	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	5	1	0	2	1	0	0	0	0	
Houdoimont - Coupe à blanc	6	0	0	2	0	2	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	7	2	0	2	0	2	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	8	0	0	1	3	3	0	0	1	
Houdoimont - Coupe à blanc	9 et 10									perdus
Houdoimont - Tourbière	1	1	1	1	0	5	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	2	0	0	1	1	4	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	3	1	0	1	0	5	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	4	0	0	0	0	3	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	5	1	0	1	1	2	1	0	0	
Houdoimont - Tourbière	6	0	1	3	1	3	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	7	2	0	0	0	1	0	0	0	
Houdoimont - Tourbière	8, 9 et 10									perdus
Vallée Mellier	1	0	0	2	0	4	0	0	0	
Vallée Mellier	2	0	0	0	0	8	0	0	2	
Vallée Mellier	3	0	0	1	0	1	0	0	0	
Vallée Mellier	4	0	0	2	0	4	0	0	1	
Vallée Mellier	5	0	0	0	0	12	0	0	0	

Vallée Mellier	6	0	0	1	0	10	0	0	0	
Vallée Mellier	7	0	0	2	1	5	0	0	0	
Vallée Mellier	8	0	0	1	0	10	0	0	0	
Vallée Mellier	9 et 10									perdus
Mogimont	1	2	0	4	4	5	0	0	0	
Mogimont	2	2	0	6	2	0	0	0	0	
Mogimont	3	3	0	3	1	1	1	0	0	
Mogimont	4	1	0	3	1	4	0	0	0	
Mogimont	5	0	0	0	0	6	0	0	0	
Mogimont	6	0	0	0	1	0	0	0	0	
Mogimont	7	1	2	1	12	0	0	0	0	
Mogimont	8	0	0	1	3	1	0	0	0	
Mogimont	9	0	0	1	2	2	0	0	1	
Mogimont	10									perdu
Vallée de Aleines	1	1	1	2	2	13	0	0	0	
Vallée de Aleines	2	0	1	0	1	0	0	0	0	
Vallée de Aleines	3	2	1	5	5	17	0	0	0	
Vallée de Aleines	4	2	1	9	4	4	0	0	1	
Vallée de Aleines	5	1	1	2	5	10	1	0	0	
Vallée de Aleines	6	0	1	1	3	12	1	0	0	
Vallée de Aleines	7	0	1	3	2	8	0	0	0	
Vallée de Aleines	8	2	0	3	1	6	1	0	1	
Vallée de Aleines	9	1	0	3	2	13	0	0	0	
Vallée de Aleines	10									perdu
Sainte-Cécile	1	0	0	0	3	1	1	0	0	
Sainte-Cécile	2	0	0	4	0	0	1	0	1	
Sainte-Cécile	3	0	0	1	0	3	0	0	0	
Sainte-Cécile	4	0	0	4	1	2	0	0	0	
Sainte-Cécile	5	0	0	0	0	1	0	0	0	
Sainte-Cécile	6	0	0	3	3	2	0	0	0	
Sainte-Cécile	7	0	0	3	2	2	0	0	0	
Sainte-Cécile	8	0	0	4	3	4	0	0	1	
Sainte-Cécile	9 et 10									disparus
Fraselle	1	0	0	0	2	0	0	0	1	
Fraselle	2	1	0	0	3	0	0	0	1	
Fraselle	3	2	0	1	2	0	0	0	0	
Fraselle	4	3	0	3	2	1	0	0	0	
Fraselle	5	3	0	1	3	1	0	0	2	
Fraselle	6	2	0	4	4	3	0	0	0	
Fraselle	7	0	0	0	3	0	0	0	0	
Fraselle	8	0	1	0	3	0	0	0	0	
Fraselle	9	3	1	1	3	0	0	0	0	
Fraselle	10	1	1	2	1	0	0	0	0	
Lahage	1	1	0	4	3	1	0	0	0	
Lahage	2	1	0	2	2	1	0	0	0	
Lahage	3	1	2	2	1	0	0	0	0	
Lahage	4	1	0	3	2	0	0	0	0	
Lahage	5	1	1	3	2	0	0	0	0	
Lahage	6	2	0	3	0	0	0	0	0	
Lahage	7	1	0	2	0	0	0	0	1	
Lahage	8	0	0	4	2	0	0	0	1	
Lahage	9 et 10									perdus
Wespin - Broussaille	1	1	0	5	2	3	0	0	0	
Wespin - Broussaille	2	0	0	1	1	0	0	1	0	décheté

Wespin - Broussaille	3	1	0	2	0	1	0	0	0	
Wespin - Broussaille	4	1	0	3	1	3	0	0	0	
Wespin - Broussaille	5	1	1	3	2	3	0	0	0	
Wespin - Broussaille	6	1	0	5	2	0	1	0	0	
Wespin - Broussaille	7									perdu
Wespin - Broussaille	8 à 10									disparu
Wespin - Pelouse	1	2	0	7	3	4	0	0	1	
Wespin - Pelouse	2	1	0	8	0	1	0	0	0	
Wespin - Pelouse	3	0	0	21	0	1	0	0	0	
Wespin - Pelouse	4	2	0	10	3	0	0	0	0	
Wespin - Pelouse	5	2	1	5	1	0	0	0	0	
Wespin - Pelouse	6	1	0	10	0	5	0	0	0	
Wespin - Pelouse	7	1	0	11	1	0	0	0	0	
Wespin - Pelouse	8	3	0	5	2	1	0	0	1	
Wespin - Pelouse	9	1	0	16	1	1	0	0	0	
Wespin - Pelouse	10									disparu
La Praille	1	1	0	4	3	1	0	0	0	
La Praille	2	1	0	4	3	2	0	0	1	
La Praille	3	1	1	7	1	1	0	0	0	
La Praille	4	1	0	7	2	0	0	0	0	
La Praille	5	2	1	3	2	3	1	0	0	
La Praille	6	2	0	6	2	2	0	0	0	
La Praille	7	3	0	4	2	2	0	0	0	
La Praille	8	1	0	4	0	1	0	0	0	
La Praille	9	3	0	5	2	1	0	0	0	
La Praille	10									perdu
Battincourt	1	1	0	2	1	0	0	0	0	
Battincourt	2	0	0	0	2	2	0	0	0	
Battincourt	3	0	1	3	2	1	0	0	0	
Battincourt	4	0	0	1	0	1	0	0	0	
Battincourt	5	0	2	2	1	1	0	0	0	
Battincourt	6	0	0	1	0	3	0	0	0	
Battincourt	7	0	0	2	1	0	0	0	0	
Battincourt	8	1	0	2	2	0	0	0	0	
Battincourt	9	0	1	1	1	3	0	0	0	
Battincourt	10	1	0	3	2	0	0	0	0	
Heinsch	1	0	2	10	0	0	0	0	2	
Heinsch	2	2	0	9	2	0	0	0	0	
Heinsch	3	1	0	4	1	0	0	0	0	
Heinsch	4	9	1	3	12	0	0	0	0	
Heinsch	5	3	0	9	3	0	0	0	0	
Heinsch	6	4	1	1	4	0	0	0	0	
Heinsch	7	1	0	8	3	0	0	0	0	
Heinsch	8	4	0	2	5	0	0	0	0	
Heinsch	9	3	1	1	18	0	0	0	0	
Heinsch	10	5	1	1	15	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	1	4	0	4	2	0	1	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	2	2	0	6	2	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	3	2	0	10	3	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	4	2	0	6	2	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	5	1	0	7	2	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	6	4	0	2	5	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	7	1	2	3	4	0	0	0	0	
Plate-dessous-les-Monts	8	3	2	2	5	0	0	0	0	

Plate-dessous-les-Monts	9	1	2	1	7	0	0	0	1	
Plate-dessous-les-Monts	10	1	0	7	2	0	0	0	0	
Volaiville-1	1	2	0	1	1	0	0	0	0	
Volaiville-1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	
Volaiville-1	3	0	1	2	0	0	0	0	0	
Volaiville-1	4	1	0	0	2	0	0	0	0	
Volaiville-1	5	1	0	1	0	0	0	0	0	
Volaiville-1	6	1	0	1	0	0	0	0	0	
Volaiville-1	7 à 10									disparus
Volaiville-3	1	0	3	1	1	0	0	0	1	
Volaiville-3	2	2	1	1	1	1	0	0	0	
Volaiville-3	3	2	2	1	5	0	0	0	0	
Volaiville-3	4	0	1	1	1	0	0	0	0	
Volaiville-3	5	3	1	2	1	0	0	0	0	
Volaiville-3	6	1	1	3	1	0	0	0	0	
Volaiville-3	7	1	1	1	2	0	0	0	0	
Volaiville-3	8	0	0	2	1	0	0	0	0	
Volaiville-3	9	3	2	2	5	0	0	0	0	
Volaiville-3	10	2	2	2	2	0	0	0	0	
Sûre	1	1	2	1	0	0	0	0	0	
Sûre	2	0	1	2	3	0	0	0	0	
Sûre	3	0	0	0	0	0	0	1	0	déchiqueté
Sûre	4	0	1	2	2	0	0	0	0	
Sûre	5	0	0	0	0	0	1	0	1	déchiqueté
Sûre	6	1	0	0	0	0	0	0	0	
Sûre	7 à 10									disparus
Bodange	1	3	6	0	0	0	0	0	0	
Bodange	2	0	1	1	0	0	0	0	0	
Bodange	3	1	3	1	3	0	0	0	0	
Bodange	4	1	3	0	1	1	0	0	0	
Bodange	5	0	1	2	4	0	0	0	0	
Bodange	6	0	1	2	2	2	0	0	0	
Bodange	7	1	1	1	1	0	0	0	0	
Bodange	8	1	2	3	4	0	0	0	0	
Bodange	9	1	0	1	3	2	1	0	0	
Bodange	10	2	0	1	2	1	0	0	0	
Volaiville-2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	
Volaiville-2	2	0	0	0	0	0	0	1	0	déchiqueté
Volaiville-2	3 à 10									disparus
Vaux-sur-Sûre	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	2	1	0	1	2	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	3	1	0	0	0	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	4	1	0	0	0	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	5	1	0	0	0	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	6	0	2	1	2	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	7	0	3	1	1	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	8	1	0	0	0	0	0	0	0	
Vaux-sur-Sûre	9 à 10									disparus
Tannerie	1	1	0	2	1	0	0	0	0	
Tannerie	2	0	1	3	2	0	0	0	0	
Tannerie	3	1	2	1	0	0	0	0	0	
Tannerie	4	1	1	3	0	0	0	0	1	
Tannerie	5	1	0	1	0	0	0	0	0	
Tannerie	6	1	3	0	1	0	0	0	0	

Tannerie	7	1	2	0	1	0	0	0	1	
Tannerie	8	1	1	1	0	0	0	0	0	
Tannerie	9	1	2	1	2	0	0	0	1	
Tannerie	10									perdu
Beulet	1	1	2	1	1	0	0	0	1	
Beulet	2	2	1	2	0	0	0	0	0	
Beulet	3	0	0	1	1	0	0	0	0	
Beulet	4	1	2	1	7	0	0	0	1	
Beulet	5	1	2	1	0	0	0	0	0	
Beulet	6	2	2	2	12	0	0	0	1	
Beulet	7	1	2	1	1	0	0	0	0	
Beulet	8	1	1	1	0	0	0	0	0	
Beulet	9									disparu
Beulet	10									perdu

6.4.2.2. CODE R

```
library(vegan)
library(dplyr)
library(readr)
library(ggplot2)

df <- read_csv2("Dummies_full.csv")
df$groupe <- as.factor(df$groupe)
df$nom <- as.factor(df$nom)
df$rest <- as.factor(df$rest)
df$milieu <- as.factor(df$milieu)

abund_cols <- paste0("cat_", 1:8)
abund_data <- df[, abund_cols]
abund_sqrt <- sqrt(abund_data)

results <- data.frame(
  groupe = character(),
  adonis_p = numeric(),
  adonis_R2 = numeric(),
  disp_p = numeric(),
  stringsAsFactors = FALSE
)

for (g in unique(df$groupe)) {
  df_g <- df %>% filter(groupe == g)
  abund_g <- abund_sqrt[df$groupe == g, ]

  # Vérifie qu'il y a au moins 2 sites différents
  if (length(unique(df_g$nom)) < 2) next

  # PERMANOVA
  adonis_res <- adonis2(abund_g ~ nom, data = df_g, method = "bray")
  adonis_p <- adonis_res$`Pr(>F)`[1]
  adonis_R2 <- adonis_res$R2[1]

  # Dispersion
  dist_g <- vegdist(abund_g, method = "bray")
  disp <- betadisper(dist_g, df_g$nom)
  disp_test <- anova(disp)
  disp_p <- disp_test$`Pr(>F)`[1]

  # Enregistrer
  results <- rbind(results, data.frame(
    groupe = g,
```

```

adonis_p = adonis_p,
adonis_R2 = adonis_R2,
disp_p = disp_p
))
}
print(results)

```

6.4.3. DÉCOMPOSITION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE – DONNÉES BRUTES

Tableau 29 : Indicateurs de décomposition de la matière organique (écarts-types entre parenthèse).

Parcelle	Habitat	Groupe	Indicateur <i>Décomposition de la MO</i> (mg / jour)	Moyenne indicateur <i>Décomposition de la MO</i> (mg / jour)
Mogimont	Ré-embroussaillage	1	1.8542 1.7708 1.6667 1.6250 2.3542	1.17 (0.29)
Le Brul	Pâturage intensive	1	0.7447 0.7872 0.6170 0.6170	0.69 (0.088)
Xaimont	Nardaie	1	1.8542 1.7708 1.6667 1.6250 2.3542	1.85 (0.29)
Houdoimont - 1	Coupe à blanc	2	0.3696 1.0870 1.7391 0.6739 1.0000	0.97 (0.51)
Houdoimont - 2	Tourbière boisée	2	0.8913 0.8478 0.2609 0.4565 0.5652	0.60 (0.27)
Sainte-Cécile	Pessière	3	0.7907 0.2558 0.2093 0.7442	0.50 (0.31)
Vallée de Aleines	Forêt alluviale	3	1.3953 1.7442 2.1163 2.2326	1.87 (0.38)
Lahage	Ré-embroussaillage	4	0.5849 1.0185 0.9455 0.8750	0.86 (0.19)
Heinsch	Pelouse sur sable	4	0.6667 1.9130 0.8085	1.13 (0.68)
Fraselle	Prairie intensive	5	0.8437 1.0462 1.0909 0.8358 1.0441	0.97 (0.12)
Coteaux de Wespín - 1	Ré-embroussaillage	6	1.1277 2.9375	2.06 (0.75)

			2.2600 1.9020	
Coteaux de Wespín - 2	Pelouse calcicole	6	0.4762 1.3256 0.7273 0.5556 0.5217	0.72 (0.35)
Vallée Mellier	Mégaphorbiaie		1.0682 0.1591 0.3182 0.2045 0.5682	0.46 (0.37)
La Praille	Prairie humide à molinie		0.5690 0.8475 0.5806	0.67 (0.16)
Battincourt	Prairie de fauche mésophile		0.9400 0.7984 0.3846	0.71 (0.29)

6.4.4. ANALYSES EN LABORATOIRE

Tableau 30 : Résultats des analyses en laboratoire des échantillons de sol.

parcelle	ph eau	ph kcl	remarque ph	Score pH	carbone	remarque MO	humus	remarque humus	K (mg/100g)	remarque K	Score K	P (mg/100g)	remarque P	Score P	Ca (mg/100g)	Mg (mg/100g)	remarque Mg	Score Mg	remarque K/mg	C/argile	azote	argile	CEC (cmol/kg)	Score trophique
Coteaux de Wespin - 1	7.2	7	neutre	3	6%	bonne	12%	bon	27	riche	4	1.2	très faible	1	626	19	riche	4	faible	0.33		18%	14.5	12
Coteaux de Wespin - 2	7.4	7	légèrement alcalin	3	6%	bonne	12%	bon	20	bonne	3	1.7	très faible	1	1654	28	très riche	5	faible	0.33		16%	12.1	12
Heinsch	7.6	7	alcalin	2	1%	très faible	2%	très faible	3.6	très faible	1	1	très faible	1	666	5.3	très faible	1	faible	0.06		16%	11	5
Battincourt	6	5	acide	2	3%	bonne	7%	bon	19	faible	2	1.4	très faible	1	235	23	riche	4	faible	0.25		14%	11.9	9
Lahage	4.3	3	très acide	1	4%	bonne	7%	bon	3.3	très faible	1	3.1	faible	2	32	2.5	très faible	1	faible	0.17		7%	2.7	5
La Praille	5.9	5	acide	2	7%	bonne	13%	bon	25	bonne	3	2.6	très faible	1	721	20	riche	4	faible	0.25		27%	19.9	10
Fraselle	5.6	5	acide	2	3%	bonne	7%	bon	8.5	très faible	1	2.6	très faible	1	133	14	bonne	3	faible	0.14		22%	11.8	7
Xaimont	5.2	4	très acide	1	4%	bonne	8%	bon	9.7	faible	2	1.1	très faible	1	69.5	8.3	faible	2	faible	0.14		28%	8.6	6
Le Brul	5.6	5	acide	2	4%	bonne	8%	bon	9.1	faible	2	3.9	faible	2	140	13	bonne	3	faible	0.20		22%	11.1	9
Houdoimont - 1	4.7	4	très acide	1	7%	bonne	14%	bon	13	faible	2	2.7	faible	2	60.2	8.3	faible	2	faible		0.5%			7
Houdoimont - 2	4.6	4	très acide	1	19 %	bonne	39%	bon	17	faible	2	4.8	bonne	3	42	28	très riche	5	faible		1.2%			11
Mogimont	4.4	4	très acide	1	5%	bonne	10%	bon	15	faible	2	7.4	bonne	3	34.4	5.5	faible	2	correct	0.25	0.6%	19%	10.4	8
Vallée Mellier	5.6	5	acide	2	13 %	bonne	26%	bon	20	bonne	3	2.1	très faible	1	130	23	très riche	5	faible	1.00	1.0%	18%		11
Sainte-Cécile	4.2	3	très acide	1	23 %	bonne	46%	bon	23	bonne	3	8.1	riche	4	21.2	15	bonne	3	faible		1.2%	5%	16.3	11
Vallée de Aleines	5.2	4	très acide	1	5%	bonne	9%	bon	7.7	très faible	1	3.5	faible	2	95.2	9.2	faible	2	faible	0.25	0.4%	18%	10	6

6.4.5. INFILTRATION DE L'EAU – DONNÉES BRUTES

Tableau 31 : Indicateurs « vitesse d'infiltration d'eau dans le sol » (écarts-types entre parenthèse).

Parcelle	Habitat	Groupe	Indicateur vitesse d'infiltration (ml/s)	Moyenne de l'indicateur vitesse d'infiltration (ml/s)	Vitesse d'infiltration en mm/h	Vitesse d'infiltration en l/h
Mogimont	Ré- embroussaillage	1	0.2514 0.201 0.2891	0.247 (0.044)	29 23 33	0.0151 0.0121 0.0173
Le Brul	Pâturage intensif	1	0.1354 0.1123 0.1723	0.14 (0.03)	16 13 20	0.0081 0.0067 0.0103
Xaimont	Nardaie	1	1.99 1.459 1.759	1.736 (0.266)	228 167 201	0.1194 0.0875 0.1055
Houdoimont -1	Coupe à blanc	2	0.7589 1.12 0.6589	0.846 (0.242)	87 128 75	0.0455 0.0672 0.0395
Houdoimont -2 (avec sphaigne)	Tourbière boisée	2	1.232 1.523 1.211	1.322 (0.174)	141 174 139	0.0739 0.0914 0.0727
Sainte-Cécile (avec sphaigne)	Pessière	3	1.845 1.154 1.256	1.42 (0.37)	211 132 144	0.1107 0.0692 0.0754
Vallée de Aleines	Forêt alluviale	3	1.2473 0.3817 0.4725	0.70 (0.48)	143 44 54	0.0748 0.0229 0.0284
Lahage	Ré- embroussaillage	4	3.5563 3.0479 4.2218	3.61 (0.59)	407 349 483	0.2134 0.1829 0.2533
Heinsch	Pelouse sur sable	4	1.8047 2.0595 3.272	2.38 (0.78)	207 236 375	0.1083 0.1236 0.1963
Fraselle	Prairie intensive	5	0.1386 0.2016 0.1249	0.156 (0.041)	16 23 14	0.0083 0.0121 0.0075
Plate-dessous-les- Monts	Prairie de fauche mésophile	5	1.79 2.01 1.65	1.82 (0.18)	205 230 189	0.1074 0.1206 0.0990
La Praille	Prairie humide à molinie		0.543 0.974 0.3456	0.62 (0.32)	62 112 40	0.0326 0.0584 0.0207
Battincourt	Prairie de fauche mésophile		1.3128 0.5524 0.897	0.92 (0.38)	150 63 103	0.0788 0.0331 0.0538

La Figure 17 montre un exemple de calcul de l'indicateur pour chacune des trois répétitions.

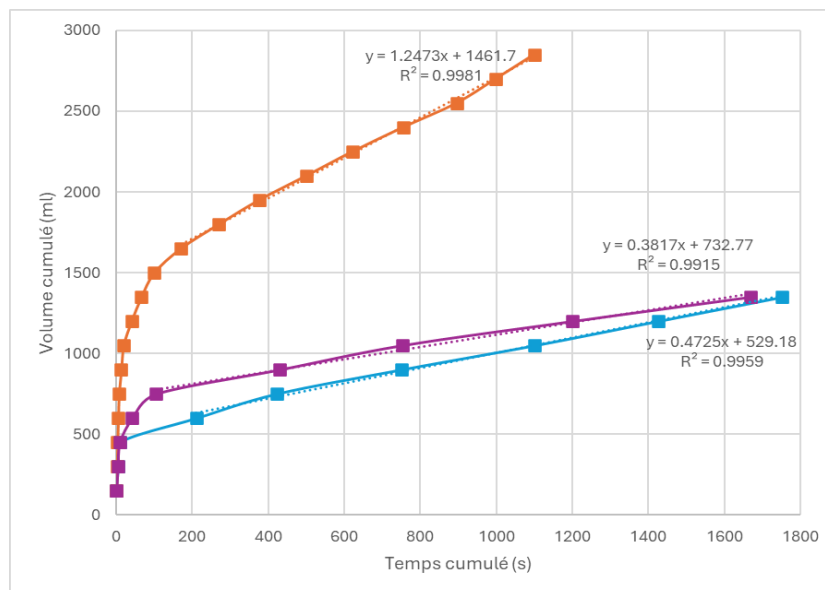


Figure 17 : Vitesse d'infiltration de l'eau pour la parcelle Vallée de Aleines. Volume cumulé (ml) en fonction du temps cumulé (s). Droites de régression (pointillés) calculées sur le régime permanent, dont la pente = vitesse d'infiltration (ml/s). Les trois répétitions sont représentées par des courbes couleurs différentes, les points mesurés sont représentés par des carrés.

6.4.6. TEST DE VESS + TEST PÉNÉTRO – DONNÉES BRUTES

Tableau 32 : Indicateurs VESS et pénétro (écarts-types entre parenthèse).

Parcelle	Habitat	Groupe	Indicateur VESS	Moyenne indicateur VESS	Indicateur pénétro (psi)	Moyenne indicateur pénétro (psi)
Mogimont	Ré-embroussaillage	1	3.65 3.38 3.29	3.44 (0.19)	433 358 425 550 483	450 (71)
Le Brul	Pâturage intensif	1	2.44 2.22 2.25	2.31 (0.12)	517 750 550 733 892	638 (121)
Xaimont	Nardaie	1	1.28 1.47 1.62	1.46 (0.17)	308 225 258 292 267	264 (42)
Sainte-Cécile	Pessière	3	1.66 2.38 2.13	2.06 (0.36)	375 342 467 317 650	430 (135)
Vallée de Aleines	Forêt alluviale	3	1.68 2.10 1.69	1.83 (0.24)	125 75 133 150 258	121 (32)

Fraselle	Prairie intensive	5	3.61 2.50 3.48	3.20 (0.61)	500 625 1000 617 658	685 (217)
Plate-dessous-les-Monts	Prairie de fauche mésophile	5	1.85 1.21 1.73	1.60 (0.34)	567 675 442 675 458	590 (111)
Vallée Mellier	Mégaphorbiaie		1 1 1	1 (0)	75 142 92 158 150	123 (37)
La Praille	Prairie humide à molinie		1 1 1	1 (0)	268 354 298 401 378	340 (55)
Battincourt	Prairie de fauche mésophile		2.94 2.57 2.50	2.64 (0.24)	1000 1008 1283 975 967	1047 (133)

6.5. QUESTIONNAIRE ADRESSÉ AUX AGRICULTEURS

6.5.1. FORMULAIRE

Le formulaire a été construit grâce à l'outil « Google forms » : <https://forms.gle/Lhr3puJWs5hKPQheA>.

Le contenu est détaillé dans l'**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** Une version allemande a également été transmise sur demande à certains agriculteurs.

161 agriculteurs ont été contactés via email par Natagora le 08.04.2025, avec des relances jusque fin avril 2025⁹³.

Les données recueillies ont été analysées à partir du 01.05.2025.

6.5.2. RÉPONSES

Titre : Avis des agriculteurs sur les parcelles en réserves naturelles (Natagora et DNF).

- = Une seule réponse possible
☐ = Plusieurs réponses possibles

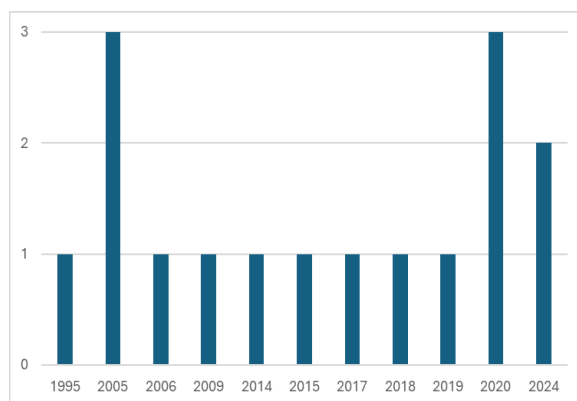
1. Dans quelle(s) commune(s) travaillez-vous ?

Les données ont été converties en région biogéographique, et montre une distribution relativement éparse des répondants.

⁹³ Les restrictions RGPD empêchent que les contacts emails des agriculteurs en possession de Natagora ne soient transmis à une tierce partie.

Région	Occurrences
Ardenne Centro-Orientale	3
Basse et Moyenne Ardenne	4
Basse Lorraine	1
Fagne, Famenne et Calestienne	3
Haute Ardenne	1
Haute Lorraine	1
Sambre-et-Meuse et Condroz	3

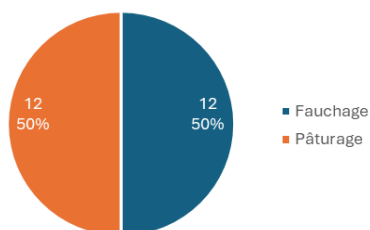
2. En quelle année avez-vous commencé à gérer des parcelles en réserves naturelles ? (pour Natagora ou pour le Département Nature et Forêt du SPW)



La plage s'étale de 1 à 20 ans d'ancienneté (avec un cas à 30 ans).

3. Actuellement, est-ce que vous gérez des parcelles en pâturage, en fauchage, ou les deux ?

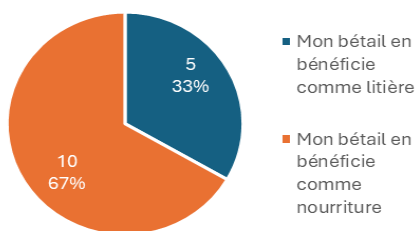
- ☐ Pâturage
- ☐ Fauchage
- ☐ Les deux



Les deux méthodes sont également représentées.

4. Comment utilisez-vous le foin produit par ces parcelles ?

- ☐ Mon bétail en bénéficie comme nourriture
- ☐ Mon bétail en bénéficie comme litière
- ☐ Je le vends

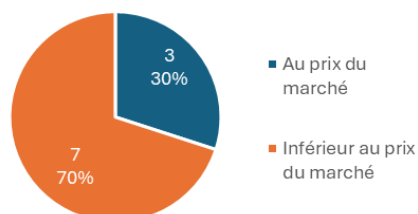


Aucun agriculteur ne vend son foin.

Les réponses des cinq agriculteurs qui n'utilisent le foin que comme litière (l'utilisation la moins valorisée) seront regardées plus en détail.

5. Si vous le vendez, à combien il se vend ? (en moyenne sur les 3 dernières années)

- ☐ Supérieur au prix du marché
- ☐ Au prix du marché
- ☐ Inférieur au prix du marché
- ☐ Sans objet (je ne le vends pas)



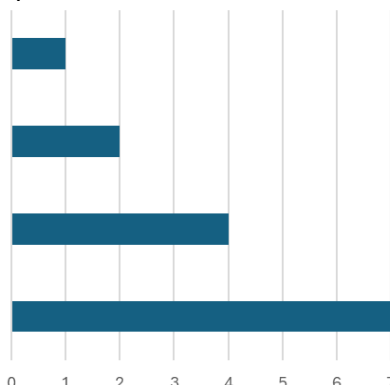
Malgré qu'aucun.e agriculteur.trice ne vende son foin, 10 ont répondu à cette question (certainement en lisant « si vous vendiez, .. »), et les 7 qui ont mentionné le vendre à un prix inférieur ont expliqué leurs raisons à la question suivante.

6. Pouvez-vous spécifier pour quelle(s) raison(s) ce foin n'est pas vendu au prix du marché?

Réponses libres encodées :

- *Moindre valeur alimentaire. Très fibreux et énergie et protéine faibles*
- *Foin de qualité médiocre, fauche trop tardive*
- *Mauvaise qualité, fauche tardive, présence de ronces, genêts, bouts de bois dans les parcelles restaurées à partir de fonds de bois*
- *Il y a trop de rumex et d'orties*
- *valeur nutritive très très faible, appétence pas bonne*
- *C'est de la merde les betes maigrissent avec et ca vaut moins que de la paille*
- *Qualité fourragère insuffisante, présence de plantes nocives*

Les réponses ont été regroupées :



Présence de plantes nocives

Calendrier de fauche pénalisant

Présence de contenu difficilement
mangeable/masticable, mauvaise
appétence

Mauvaise qualité (nutritionnelle)

7. Actuellement, approximativement combien d'hectares de réserves naturelles gérez-vous en pâturage ou fauchage (combiné) ?

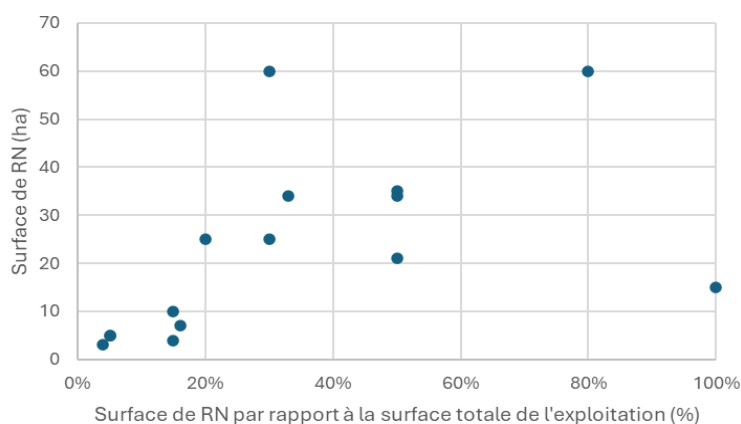
- Nombre de répondants : 15
- Min : 3 ha
- Max : 60 ha
- Moyenne : 23 ha
- Médiane : 21 ha
- Ecart-type : 19 ha

Une large gamme de tailles est représentée.

8. Ces parcelles en réserve naturelle représentent approximativement quelle proportion de la surface totale de votre exploitation ? (en pourcentage)

- Nombre de répondants : 16
- Min : 4%
- Max : 100%
- Moyenne : 32%
- Médiane : 25%
- Ecart-type : 28%

Une large gamme de tailles et de proportions est représentée.



Les faibles surfaces en RN (< 10 ha) représentent principalement des faibles proportions de RN par rapport aux surfaces totales d'exploitation (< 20%). Avec l'augmentation des surfaces de RN, la proportion varie fortement et les 2 grandeurs se découplent.

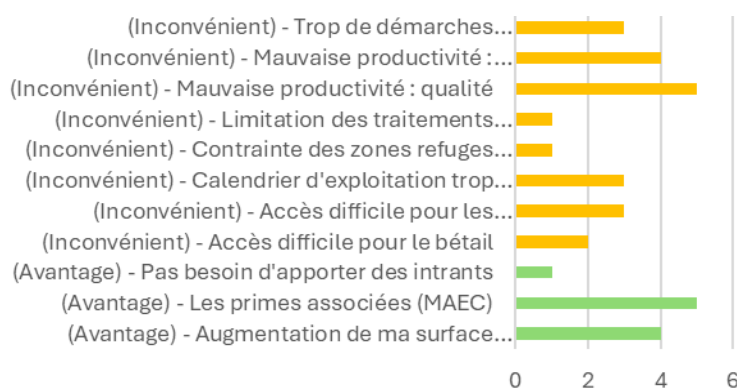
9. Pour vous, quels sont les principaux avantages et inconvénients des parcelles en réserve naturelle ?

- ☐ (Avantage) - Les primes associées (MAEC)
- ☐ (Avantage) - Bonne productivité : quantité
- ☐ (Avantage) - Bonne productivité : qualité
- ☐ (Avantage) - Facilité d'exploitation
- ☐ (Avantage) - Pas besoin d'apporter des intrants
- ☐ (Avantage) - Augmentation de ma surface d'exploitation
- ☐ (Inconvénient) - Mauvaise productivité : quantité
- ☐ (Inconvénient) - Mauvaise productivité : qualité
- ☐ (Inconvénient) - Calendrier d'exploitation trop contraignant
- ☐ (Inconvénient) - Contrainte des zones refuges et autres exigences/restrictions dans la gestion
- ☐ (Inconvénient) - Accès difficile pour le bétail
- ☐ (Inconvénient) - Accès difficile pour les machines
- ☐ (Inconvénient) - Trop de démarches administratives
- ☐ (Inconvénient) - Impossibilité d'apporter des intrants
- ☐ (Inconvénient) - Limitation des traitements vermifuges du bétail qui pâturent les réserves
- ☐ Autre :

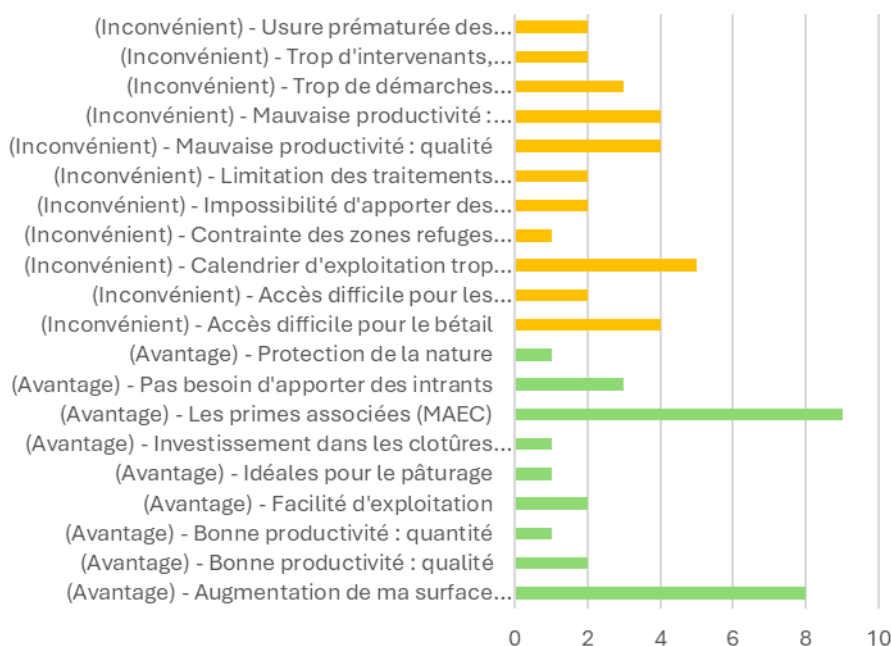
Réponses libres encodées :

- *Contrôles souvent difficile et loin de la réalité pratique*
- *Accès a des terrains (avantage) et protection de la nature objective*
- *clotures sont réalisées par vos soins,: économie considérable*
- *Convienent bien pour le pâturage*
- *Forte usure du materiel et casse importante*
- *le fait de n'accepter aucun pâturage rend l'herbe quasi inmangeable. Pour exploiter ce type de parcelles, les machines souffrent beaucoup.*
- *manque de sécurité, un conflit humain avec le DNF ou natagora et on est mis dehors, même sans tort. Non payement des sommes dues.*
- *nombreux intervenants différent avec leurs exigences contradictoires*
- *Permettre aux les promeneurs d'avoir accès aux prairies sans séparer ! Malgré remarque par le bourgmestre, chef des travaux et exploitant !*
- *Primes rabotées sur des parcelles*

Voici les résultats pour les agriculteurs qui utilisent le foin comme litière :



Et à l'inverse, voici les résultats pour les agriculteurs qui utilisent le foin comme nourriture :



10. Si ces parcelles en réserves naturelles ne permettaient pas d'obtenir des primes de type MAEC, est-ce que vous seriez quand même intéressé(e) de continuer à les gérer ?

- ☐ Oui, les avantages dépassent les inconvénients, même sans les primes
- ☐ Non, sans les primes, les inconvénients dépassent les avantages
- ☐ À ce stade, je ne sais pas
- ☐ Je n'ai pas (encore) engagé de prime, et je compte (peut-être) le faire. Je les gère donc déjà sans les primes.

11. En moyenne en 2024, quelles espèces + races + effectifs de bétail bénéficient de ces parcelles ? (foin et/ou pâturage)

Les effectifs n'ont été que rarement mentionnés et ces données non-pertinentes ne sont pas représentées. Les races de bétail sont diversifiées, sans prépondérance.

Races et espèces :

Bovins :

- ☐ Bleu Blanc Belge
- ☐ Rouge Des Prés
- ☐ Bovins Galloway
- ☐ Jeunes bovins laitier
- ☐ Limousin
- ☐ Highland
- ☐ Aubrac
- ☐ Génisses et Taurillons Galloways

Ovins :

- ☐ Chèvres De Lorraine
- ☐ Moutons Mérinos

- ☐ Heideschnuck
- ☐ Blackface
- ☐ Ardennais Tacheté
- ☐ Moutons
- ☐ Chèvres
- ☐ Roux Ardennais

Équidés :

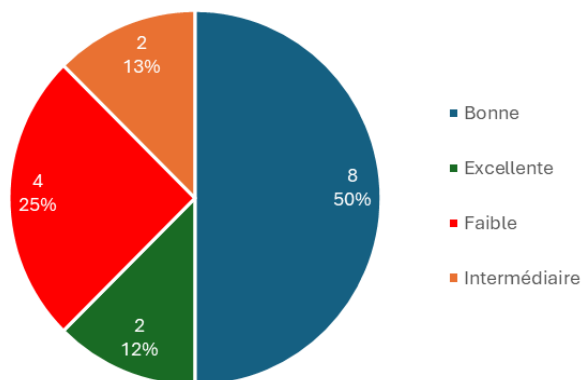
- ☐ Poneys Fjord
- ☐ Chevaux
- ☐ Ânes

12. Avez-vous l'impression que votre bétail se comporte différemment avec les pâturages ou les foins des réserves naturelles par rapport à ceux de l'agriculture plus traditionnelle ?

- ☐ Oui, en général il semble préférer les pâturages et foins des réserves naturelles
- ☐ Oui, en général il semble préférer les pâturages et foins traditionnels
- ☐ Non, je n'ai pas remarqué de préférence pour l'un ou pour l'autre

13. En général, en 2024, comment estimez-vous la santé de votre bétail ?

- ☐ Excellente
- ☐ Bonne
- ☐ Intermédiaire
- ☐ Faible



Cette question sert à évaluer s'il existe une corrélation entre l'appréciation par l'agriculteur de la santé de son bétail et son avis sur la qualité (nutritionnelle) des foins et pâturages.

Aucun lien n'a été détecté.

14. Des études vétérinaires montreraient que les pâturages et foins produits en réserves naturelles sont plus riches en fibres, oligoéléments et vitamines. Etes-vous au courant de ces études ? (si vous souhaitez les connaître, nous pouvons vous les envoyer, faites simplement le choix correspondant ci-dessous - assurez-vous d'avoir correctement mentionné votre adresse email à la première question).

- ☐ Oui, je suis au courant de ces avantages
- ☐ Oui, je suis au courant de ces avantages, et je souhaiterais en apprendre davantage (je veux bien recevoir de la documentation)
- ☐ Non, je ne suis pas informé de ces avantages
- ☐ Non, je ne suis pas informé de ces avantages, et je souhaiterais les connaître (je veux bien recevoir de la documentation)

15. D'après votre expérience, pensez-vous que ce soit effectivement le cas ? (à savoir que les parcelles en réserve naturelle sont plus riches en fibres, oligoéléments et vitamines).
- ☐ Oui, mon expérience m'enseigne que ces pâtures et foin de réserves naturelles sont effectivement plus riches dans ces éléments, ce qui les rend globalement de meilleure qualité
 - ☐ Oui et non, mon expérience m'enseigne que ces pâtures et foin sont effectivement plus riches en certains nutriments, mais ils sont moins riches en d'autres éléments
 - ☐ Non, mon expérience m'enseigne que ces pâtures et foin sont globalement de moins bonne qualité que ceux traditionnels
 - ☐ Je ne sais pas
16. Pensez-vous que votre bétail soit en meilleure ou moins bonne santé grâce à ces pâtures ou foin des réserves naturelles ? (Ceci peut être mis en évidence par exemple en comparant la santé du bétail qui bénéficie de ces pâtures ou foin par rapport à celui qui n'en bénéficie pas. Au sein d'une même année, ou bien d'une année à l'autre)
- ☐ (+) : Mon bétail est en meilleure santé, je l'ai effectivement remarqué
 - ☐ (+) : Je pense que mon bétail est en meilleure santé, mais c'est difficile à dire avec certitude
 - ☐ (+/-) : Je pense que la santé de mon bétail est équivalente avec ou sans pâturages ou foin des réserves naturelles
 - ☐ (-) : Mon bétail est en moins bonne santé, je l'ai effectivement remarqué
 - ☐ (-) : Je pense que mon bétail est en moins bonne santé, mais c'est difficile à dire avec certitude
 - ☐ (?) : Je ne sais pas
17. Pensez-vous que la qualité de ces pâtures ou foin permette de diminuer vos frais vétérinaires ? (grâce à la potentielle meilleure santé de votre bétail)
- ☐ Oui, je l'ai effectivement remarqué
 - ☐ Oui, je pense, mais je ne suis pas certain(e)
 - ☐ Je ne pense pas, je n'ai rien remarqué, ça reste équivalent avec et sans
 - ☐ Non, au contraire, ces pâtures et foin augmentent mes frais vétérinaires
 - ☐ Je ne sais pas
18. Si les bénéfices des parcelles en réserve naturelle étaient effectivement scientifiquement confirmés par des études solides, est-ce que ceci changerait votre perspective vis-à-vis de ces parcelles ?
Bénéfices potentiels :
- potentiel médicinal et nutritionnel
 - meilleure santé générale du bétail
 - meilleure absorption des nutriments
 - meilleur appétit
 - renforcement des micro-organismes bénéfiques
 - gestion des risques parasitaires
 - moins de frais vétérinaires
- ☐ Je suis déjà convaincu(e) des bienfaits de ces parcelles
 - ☐ Oui, j'en aurais une meilleure vision, et je désirerais probablement augmenter les surfaces dont je bénéficierais
 - ☐ Oui et non, j'en aurais une meilleure vision, mais sans que cela influence mon comportement, parce que les contraintes liées à ces parcelles sont trop importantes par rapport aux bénéfices
 - ☐ Non, ça ne changerait rien, entre autres parce que je resterais dubitatif.ve quant à ces réels bénéfices

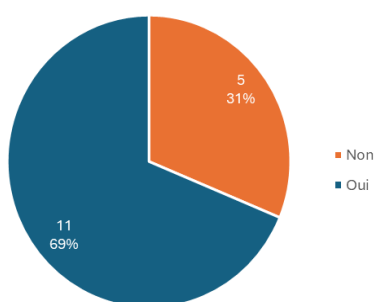
☐ Autre :

Réponses libres encodées :

- *Je suis convaincu que ces fourrages sont de faibles valeurs car il faut laisser ses animaux crever de faim pour qu'ils les mangent, même des animaux à faibles besoins maigrissent, la soit disant valeurs en minéraux est simplement due à la quantité de terre présente dans le foin, les oligoéléments il faut expliquer comment ils pourraient être riches en oligo si on ne fait qu'exporter sans jamais rien restituer c'est du mensonge*
- *grosses infestations de tiques. mouches et moustique plus importantes, certaines années yeux blancs à cause de piqures*
- *si les fibres et les nutriments sont effectivement importants, cela suppose que le foin soit ingéré, donc récolté dans des bonnes conditions. Et les protéines sont aussi quelque chose d'essentiel, comme l'énergie.*

19. Souhaitez-vous recevoir les résultats de cette enquête? (assurez-vous d'avoir correctement mentionné votre adresse email à la première question)

- ☐ Oui
☐ Non



20. Souhaitez-vous apporter des précisions ou d'autres informations?

Souhaitez-vous réagir à ce questionnaire?

Un grand merci pour votre participation fort appréciée.

Réponses libres encodées :

- *Je pense que les différents sites N2000 se distinguent trop fort pour faire des conclusions générales*
- *le questionnaire ne permet pas de nuancer les petites des grandes parcelles. Les petites parcelles en dessous de 1 ha ne sont pas avantageuses. Plus elles sont grandes, plus elles sont avantageuses et appréciées par le bétail.*
- *Mes bêtes ont des problèmes du aux tics c'est pour ça que j' ai beaucoup de réponses négatives*
- *Je suis complètement pour une gestion naturelle de mes terres, cependant, le fait de faucher si tard a entraîné l'apparition de rumex qui n'a fait que de se développer parce que les graines se resèment. Il faudrait pouvoir faucher plutôt et adapter un mode de gestion pour qu'il n'y ait pas que des mauvaises plantes qui y poussent !!!!*
- *Les contrôles intempestifs sont problématiques car ils ne tiennent pas compte du but premier qui est le maintien de la biodiversité*
- *C'est ma première année de gestion, j'ai eu énormément de problème administratif, ces réserves vont me coûter plus de 3700 euros et donc financièrement c'est vraiment un fiasco. J'espère que les prochaines années compenseront un peu.*
- *Questionnaire un rien caricatural et avec des biais dans les énoncés. Ce qui empêche de répondre avec nuance*
- *je réalise du fauchage mais sur du privé, des zones très riches en flore avec contrat MAE. Mes animaux raffolent du foin de ces parcelles là. Je suis convaincu que le foin n'apporte que des bienfaits à mes bêtes (sauf les plantes toxiques :()*

- *Si paturage exclusive, donc paturage tardive, mauvaise qualité de l'herbe*
- *Le potentiel de production d'un foin de qualité dans les réserves naturelles, malgré les dates de fauche tardive, est limité par l'incompétence des personnes en charge des RN, qui n'appliquent pas les techniques de restauration qui seraient nécessaires.*
- *Exploiter des réserve ce nest pas de lagriculture cest de la biodiversité. On ne sait pas nourrir les gens meme avec des races type angus*
- *Dans ma parcelle Natagora, il y a bcp de zones impossibles à faucher et donc bcp d'envahissement par les buissons. J'avais proposé un pâturage léger de ces zones par des moutons, mais la proposition semble ne pas avoir été retenue.*

6.6. QUESTIONNAIRE ADRESSÉ AU PUBLIC

6.6.1. FORMULAIRE

Le formulaire a été construit grâce à l'outil « Google forms » : <https://forms.gle/jNcPpPX34CF8ndqf6> .

Ce questionnaire aurait pu être plus spécifique s'il avait été possible de n'intégrer que des parcelles du LIFE Connexions ou de projets LIFE précédents.

Cependant, au regard de :

- la banque de données de photographies disponibles (Natagora),
- les photographies qui peuvent être obtenues durant la fenêtre du travail,

il n'a pas été possible de réaliser une enquête spécifique. Elle a donc porté sur les habitats « génériques ».

Le public s'est vu proposer des photos de paysages mises en relation avec un contexte particulier, et il a été invité à noter sa perception personnelle sur l'adéquation entre le paysage et le contexte via une échelle de 1 à 5.

Les contextes sont :

1. Endroit où réaliser des activités récréatives de plein air (loisirs, se balader, vélo, course, sport, ..).
2. Paysage comme source d'inspiration thérapeutique (bien-être personnel, médiation, philosophie, introspection,...) ou artistique (peindre, composer, écrire,...).
3. Lieu à préserver comme héritage culturel pour les générations futures, pour le patrimoine, comme partie intégrante de l'identité du pays.
4. Endroit où être en contact avec la Nature (observer la faune et la flore, apprendre sur l'environnement, ..), ou stimuler les sens (apprécier la vue, les sons, les odeurs, les couleurs, ..)
5. Lieu important pour maintenir la Terre comme un lieu accueillant pour la Vie (lutte contre le dérèglement climatique, préservation de la biodiversité, protection de l'eau, du sol, de l'air,...).

Ces contextes sont respectivement des indicateurs des SE et valeurs socio-culturelles suivants (voir Tableau 27) :

1. Activités récréatives,
2. Activités intellectuelles & valeur thérapeutique,
3. Culture et héritage & valeur patrimoniale,
4. Éducation & esthétique,
5. Valeur d'existence & soutien à la vie sur Terre.

Chacun des cinq contextes est associé à chaque photo de paysage (donc chaque photo apparaît cinq fois).

Les photos ont été sélectionnées sur base des critères suivants :

- Représenter les 8 habitats restaurés,
- Représenter les 5 habitats non-restaurés,
- Habitats représentés aussi bien avantageusement que désavantageusement (saison, qualité de la photo, etc.)
- 4 photos par habitat au total : un mélange entre photos avantageuses, neutres, ou désavantageuses,
- Suffisamment variées pour représenter une gamme des possibles pour chaque habitat,
- Plan large, pas de flou artistique,
- Cadrage droit (pas de plongeant ou contre-plongeant),
- Idéalement prises sur des parcelles étudiées dans le projet, ou en Belgique.

Contraintes :

- La constitution du questionnaire a eu lieu avant que les parcelles ne deviennent fleuries. Les photos avantageuses ont donc dû être sélectionnées parmi celles de la base de données Natagora et sur le web. Cependant, les photos qui représentent fidèlement les habitats restaurés sur base des critères ci-dessus n'étaient pas aisément disponibles.⁹⁴

Certains habitats n'étaient pas suffisamment représentés.

Les six habitats ouverts restaurés ont donc été rassemblés en 3 catégories (ceux qui se ressemblent visuellement le plus, sachant que le public fera difficilement la différence) :

- Sables xériques et pelouses calicoles,
 - Mégaphorbiaies et molinion,
 - Prairies maigres et nardaie ;
- Afin d'éviter que les animaux présents systématiquement sur les photos de pâturages ne biaisent les résultats, ceux-ci sont peu visibles en arrière-plan.

38 photos ont été sélectionnées. Toutes les photos ont été filtrées avec l'outil d'équilibrage automatique de *canva.com*.

Sur les 38 photographies utilisées, seules 5 photographies représentaient des parcelles du LIFE Connexions (avant restauration). Cette faible proportion ne permet pas de répondre spécifiquement à propos des parcelles du LIFE Connexions, mais d'être spécifique uniquement au niveau des habitats.

L'ensemble du questionnaire n'est pas retranscrit ici (près de 200 questions).



1- Coupe à blanc



2-Coupe à blanc

⁹⁴ Le site wallonie.be et ses sous-domaines, référencés par les moteurs de recherche comme hébergeant des photos des habitats d'intérêt pour l'étude, étaient indisponibles pendant la constitution de ce questionnaire.

[lien](#)
 Inconnu (France ?)



3-Coupe à blanc
[lien](#)
 Landes de Gascogne (France)

[lien](#)
 Escardes (France).



4-Coupe à blanc
[lien](#)
 Inconnu (France ?)



5-Tourbière boisée
 FDA⁹⁵
 Houdoimont (Belgique)



6-Tourbière boisée
 FDA
 Houdoimont (Belgique)



7-Tourbière boisée
 Philippe Collas – Natagora
 Belgique



8-Tourbière boisée
 L. Doering – Natagora
 Belgique

⁹⁵ Fabien De Angelis



9-Forêt alluviale
 Damien Sevrin – Natagora
 Belgique



10-Forêt alluviale
 FDA
 Vallée de la Hulle (Belgique)



11-Forêt alluviale
 FDA
 Vallée de Aleines (Belgique)



12-Forêt alluviale
 FDA
 Bois Saint-Jean (Belgique)



13-Pelouse sur sable
 Hubert Baltus – Natagora
 Belgique



14-Pelouse calcaire
 Frédéric Degrave – Natagora
 Belgique



15-Pelouse calcaire
 Christophe Danaux - [lien](#)
 Belgique



16-Pelouse calcaire
[lien](#)
 France



17-Mégaphorbaie
 FDA
 Vallée Mellier (Belgique)



18-Mégaphorbaie
 P. Hauteclair – Natagora
 Belgique



19-Molinion
 Xavier Janssens – Natagora
 Belgique



20-Mégaphorbaie
[lien](#)
 France ?



21-Pâturage intensif
Damien Sevrin – Natagora
Belgique



22-Prairie intensive
FDA
Fraselle - Belgique



23-Prairie intensive
FDA
Le Brul – Belgique



24-Prairie intensive
[lien](#)
Inconnu



25-Prairie intensive
[lien](#)
Inconnu



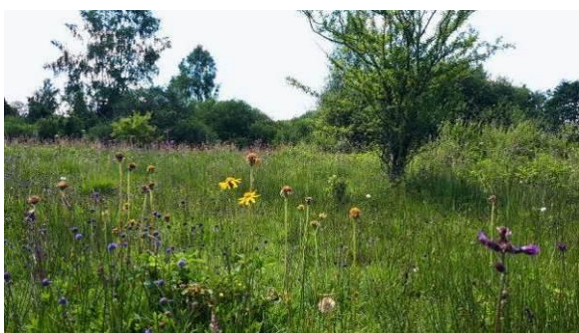
26-Pâturage intensif
FDA
Belgique



27-Prairie maigre de fauche
Damien Sevrin – Natagora
Belgique



28-Nardaie
FDA
Xaimont - Belgique



29-Nardaie
Hubert Baltus – Natagora
Belgique



30-Prairie maigre de fauche
Schelck – Natagora
Belgique



31-Ré-embroussaillage
FDA
Lahage – Belgique



32-Ré-embroussaillage
FDA
Mogimont - Belgique



33-Ré-embroussaillage
[lien](#)
 Inconnu (France ?)



34-Ré-embroussaillage
 FDA
 Belgique



35-Pessière
 R. Dujardin – Natagora
 Belgique



36-Pessière
 FDA
 Belgique



37-Pessière
 FDA
 Belgique



38-Pessière
 Hervé Parmentelat
 France

6.6.2. ANALYSE DES DONNÉES

Tableau 33 : Moyenne des scores et nombre de réponses par question et par habitat.

Habitat	Question	Moyenne score	n
Coupes à blanc	1	2.04	75
Coupes à blanc	2	2.05	84
Coupes à blanc	3	2.39	106
Coupes à blanc	4	2.03	99
Coupes à blanc	5	2.69	99
Forêts Alluviales	1	2.92	144
Forêts Alluviales	2	4.31	91
Forêts Alluviales	3	4.32	88
Forêts Alluviales	4	4.07	157
Forêts Alluviales	5	4.54	140
Molinions et Mégaphorbiaies	1	3.41	118
Molinions et Mégaphorbiaies	2	4.00	136
Molinions et Mégaphorbiaies	3	3.70	135
Molinions et Mégaphorbiaies	4	3.44	125
Molinions et Mégaphorbiaies	5	4.04	102
Pelouses	1	3.52	91
Pelouses	2	4.13	156
Pelouses	3	3.96	126
Pelouses	4	3.93	131
Pelouses	5	4.16	114
Prairies et Nardaies	1	3.42	157
Prairies et Nardaies	2	4.06	96
Prairies et Nardaies	3	3.80	130
Prairies et Nardaies	4	3.66	117
Prairies et Nardaies	5	3.75	117
Pâturages et Prairies	1	3.08	205
Pâturages et Prairies	2	2.54	175
Pâturages et Prairies	3	2.61	185
Pâturages et Prairies	4	2.54	190
Pâturages et Prairies	5	2.49	173
Péssieres	1	3.40	112
Péssieres	2	3.89	108
Péssieres	3	3.73	144
Péssieres	4	3.84	96
Péssieres	5	4.03	160
Ré-embroussailllements	1	3.21	117
Ré-embroussailllements	2	3.80	130
Ré-embroussailllements	3	3.60	118
Ré-embroussailllements	4	3.17	158
Ré-embroussailllements	5	4.04	96
Tourbières boisées	1	2.84	129
Tourbières boisées	2	4.16	158
Tourbières boisées	3	4.07	118
Tourbières boisées	4	3.78	96
Tourbières boisées	5	4.42	119

Tableau 34 : Différences significatives entre les scores du public averti et du grand public, en fonction des habitat et des questions.

Habitat	Question	p-valeur
Coupes à blanc	2	< 0.01
Coupes à blanc	3	< 0.001
Coupes à blanc	4	< 0.05
Coupes à blanc	5	< 0.01
Forêts alluviales	4	< 0.05
Molinions et mégaphorbiaies	2	< 0.05
Pâturages et prairies	2	< 0.05
Pâturages et prairies	3	< 0.001
Pâturages et prairies	4	< 0.001
Pâturages et prairies	5	< 0.01
Pessières	2	< 0.05
Pessières	3	< 0.01
Pessières	5	< 0.001

6.6.3. CODE R

Réalisé avec l'aide de Claude.IA

```
library(readxl)
library(tidyverse)
library(dplyr)
library(ggplot2)
library(forcats)
library(broom)
library(stringr)

question_ids <- as.character(raw[1, 3:ncol(raw)])
photo_ids <- as.character(raw[2, 3:ncol(raw)])
data <- raw[-c(1,2), ]
colnames(data)[1:2] <- c("Username", "Public_Type")
colnames(data)[3:ncol(data)] <- paste0("Q", question_ids, "_P", photo_ids)
anyDuplicated(colnames(data))
colnames(data)[duplicated(colnames(data))]
colnames(data) <- make.unique(colnames(data))

data <- data %>%
  mutate(across(starts_with("Q"), as.character))

photo_bien <- c(1, 3, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 16, 18, 19, 20,
               21, 24, 25, 26, 27, 29, 30, 33, 34, 35, 38)

data_long <- data %>%
  pivot_longer(cols = starts_with("Q"),
               names_to = "Q_P",
               values_to = "Score") %>%
  separate(Q_P, into = c("Question_ID", "Photo_ID"), sep = "_P") %>%
  filter(str_detect(Score, "^[1-5]$")) %>%
  mutate(
    Question_ID = as.integer(str_remove(Question_ID, "Q")),
    Photo_ID = as.integer(Photo_ID),
    Score = as.numeric(Score),
    aspect = if_else(Photo_ID %in% photo_bien, "bien", "neutre"),
    categorie_id = case_when(
      Photo_ID >= 1 & Photo_ID <= 4 ~ "coupes_à_blanc",
      Photo_ID >= 5 & Photo_ID <= 8 ~ "tourbières_boisées",
```

```

    Photo_ID >= 9 & Photo_ID <= 12 ~ "forêts_alluviales",
    Photo_ID >= 13 & Photo_ID <= 16 ~ "pelouses",
    Photo_ID >= 17 & Photo_ID <= 20 ~ "molinions_et_mégaphorbiaies",
    Photo_ID >= 21 & Photo_ID <= 26 ~ "pâturages_et_prairies",
    Photo_ID >= 27 & Photo_ID <= 30 ~ "prairies_et_nardaies",
    Photo_ID >= 31 & Photo_ID <= 34 ~ "réembroussailllements",
    Photo_ID >= 35 & Photo_ID <= 38 ~ "péssieres",
    TRUE ~ NA_character_
  ),
  rest_id = case_when(
    Photo_ID >= 1 & Photo_ID <= 4 ~ "non",
    Photo_ID >= 5 & Photo_ID <= 20 ~ "oui",
    Photo_ID >= 21 & Photo_ID <= 26 ~ "non",
    Photo_ID >= 27 & Photo_ID <= 30 ~ "oui",
    Photo_ID >= 31 & Photo_ID <= 38 ~ "non",
    TRUE ~ NA_character_
  )
)
data_long$Photo_ID <- as.integer(str_remove(data_long$Photo_ID, "\\.\d+"))

moyennes_par_categorie_question <- data_long %>%
  group_by(categorie_id, Question_ID) %>%
  summarise(
    moyenne_score = mean(Score, na.rm = TRUE),
    n = n()
  ) %>%
  arrange(categorie_id, Question_ID)

ordre_categorie <- moyennes_par_categorie_question %>%
  group_by(categorie_id) %>%
  summarise(score_moyen_total = mean(moyenne_score, na.rm = TRUE)) %>%
  arrange(score_moyen_total) %>%
  pull(categorie_id)

ggplot(moyennes_par_categorie_question, aes(
  x = factor(Question_ID),
  y = factor(categorie_id, levels = ordre_categorie),
  fill = moyenne_score
)) +
  geom_tile(color = "white") +
  scale_fill_gradient(low = "gray", high = "darkblue") +
  labs(
    title = "Heatmap des scores moyens par catégorie (ordonnée)",
    x = "Question ID",
    y = "Catégorie (ordonnée par score)",
    fill = "Score moyen"
  ) +
  theme_minimal()

anova_results <- data_long %>%
  group_by(Question_ID) %>%
  group_map(~ {
    aov_model <- aov(Score ~ categorie_id, data = .x)
    tukey <- TukeyHSD(aov_model)
    tidy_tukey <- as_tibble(tukey$categorie_id, rownames = "comparison")
    tidy_tukey$Question_ID <- .y$Question_ID
    tidy_tukey
  }) %>%
  bind_rows()

categorie_rest_map <- data_long %>%
  distinct(categorie_id, rest_id)

filter_tukey_by_rest <- function(tukey_df, question_id) {
  tukey_df %>%
    rowwise() %>%

```

```

mutate(
  cat1 = str_split(comparison, "-", simplify = TRUE)[1],
  cat2 = str_split(comparison, "-", simplify = TRUE)[2],
  rest1 = categorie_rest_map$rest_id[match(cat1, categorie_rest_map$categorie_id)],
  rest2 = categorie_rest_map$rest_id[match(cat2, categorie_rest_map$categorie_id)]
) %>%
filter(!is.na(rest1), !is.na(rest2), rest1 != rest2) %>%
select(-cat1, -cat2, -rest1, -rest2) %>%
mutate(Question_ID = question_id)
}

anova_results_filtered <- data_long %>%
group_by(Question_ID) %>%
group_map(~ {
  aov_model <- aov(Score ~ categorie_id, data = .x)
  tukey <- TukeyHSD(aov_model)
  tidy_tukey <- as_tibble(tukey$categorie_id, rownames = "comparison")
  filter_tukey_by_rest(tidy_tukey, .y$Question_ID)
}) %>%
bind_rows()

anova_sig <- anova_results_filtered %>%
filter(`p adj` < 0.05)

anova_sig <- anova_sig %>%
mutate(
  cat1 = str_split(comparison, "-", simplify = TRUE)[,1],
  cat2 = str_split(comparison, "-", simplify = TRUE)[,2],

  invert = diff < 0,

  cat_a = if_else(invert, cat2, cat1),
  cat_b = if_else(invert, cat1, cat2),
  corrected_diff = if_else(invert, -diff, diff),

  comparison_label = paste(cat_a, "-", cat_b)
)

comparaison_ordre <- anova_sig %>%
group_by(Comparison_label) %>%
summarise(diff_moyenne = mean(corrected_diff, na.rm = TRUE)) %>%
arrange(diff_moyenne) %>%
pull(comparison_label)

anova_sig <- anova_sig %>%
mutate(comparison_label = factor(comparison_label, levels = comparaison_ordre))

ggplot(anova_sig, aes(x = Question_ID, y = comparison_label, fill = corrected_diff)) +
  geom_tile(color = "white") +
  geom_text(aes(label = sprintf("%.2f", corrected_diff)), size = 2.5) +
  scale_fill_gradient(low = "pink", high = "red") +
  labs(
    title = "Comparaisons entre catégories (rest_id ≠), ordonnées du + grand au + petit",
    subtitle = "Valeur et couleur = score du plus grand vers le plus petit",
    x = "Question",
    y = "Comparaison",
    fill = "Différence"
  ) +
  theme_minimal() +
  theme(axis.text.y = element_text(size = 8))

questions <- unique(summary_scores$Question_ID)

plot_question <- function(q) {
  data_q <- summary_scores %>% filter(Question_ID == q) %>%
  mutate(categorie_id = fct_reorder(categorie_id, moyenne_score))

```

```

ggplot(data_q, aes(x = categorie_id, y = moyenne_score, fill = moyenne_score)) +
  geom_col() +
  geom_errorbar(aes(ymin = moyenne_score - se_score, ymax = moyenne_score + se_score),
width = 0.3) +
  scale_fill_gradient(low = "red", high = "green") +
  coord_flip() +
  labs(
    title = paste("Question", q),
    x = "Catégorie",
    y = "Score moyen",
    fill = "Score moyen"
  ) +
  theme_minimal() +
  theme(
    axis.text.y = element_text(size = 12, margin = margin(r = 10)),
    axis.text.x = element_text(size = 11),
    plot.margin = margin(10, 10, 10, 20)
  )
}

plots_list <- lapply(questions, plot_question)
print(plots_list[[1]])
plots_list

```

6.7. MESURES ÉCARTÉES

6.7.1. STABILITÉ DES AGRÉGATS

Lors des tests de stabilité des agrégats, l'ensemble des mottes testées (quelle que soit leur origine) ont affiché de bonnes stabilités, et ne se sont pour ainsi dire pas désagrégées (exemples illustratifs de l'ensemble des courbes à la Figure 18). Les mottes n'ont fait que se réhydrater puis rester stables, même après 2 heures d'attente. Les indicateurs usuels, tels que la pente de désagrégation et la perte totale de masse (Vanwindekens and Hardy, 2023), n'ont pas pu être calculés.⁹⁶

Les résultats de cette mesure n'ont donc pas intégré le panel d'indicateurs d'évaluation des SE.

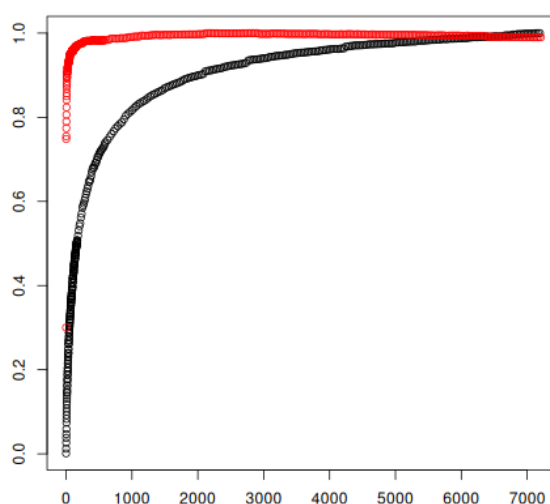


Figure 18 : « Quanti slake test ». Perte de masse (masse relative, sans unité) des mottes de terre au cours du temps (s). Courbe noire : Mogimont (ré-embroussaillage). Courbe rouge : Coteaux de Wespim 2 (pelouse calcicole).

⁹⁶ Confirmé par Frédéric Vanwindekens (communication personnelle).

6.7.2. CUBAGE DE BOIS

Lors des restaurations, les anciennes cultures de résineux (principalement l'Épicéa commun) sont coupées à blanc afin de réaffecter le sol à un nouvel habitat.

Une estimation du volume sur pied est réalisée préalablement à la vente ⁹⁷.

Ces informations ont été analysées pour estimer l'impact des restaurations sur le SE de production de bois (forcément négatif).

Cependant, les pessières ciblées par les restaurations se situent généralement sur des stations marginales à faible production. En conséquence, l'intensité réelle de cet impact pourrait être modulée en comparant les productions de ces parcelles restaurées avec des productions sur bons sols.

Les données à disposition (essence = Épicéa, hauteur dominante, surface et volume estimé) pour 18 pessières et ont été comparées aux tables de production (Dagnelie et al., 1988).

Les informations telles que l'âge du peuplement, sa nature équiennne ou non, le type de traitement, ni la classe de productivité de la station, ne sont disponibles.

Le type de traitement a été arbitrairement fixé comme « moyen » (Dagnelie et al., 1988), et la nature du peuplement comme équiennne.

La classe de productivité n'a pas été fixée : l'ensemble des valeurs possibles de volumes sur pied (m³/ha) fournies par les tables ont été rassemblées.

Les données extraites des tables et celles des volumes estimés présentent des écarts importants, aussi bien à la hausse qu'à la baisse (Tableau 35 – seuls les écarts les plus faibles sont repris, quelle que soit la classe de production).

Ces écarts prennent vraisemblablement leur origine dans la nature du mode de gestion (souvent des parcelles à l'abandon qui ne sont plus gérées) et les surfaces faibles. Ces deux aspects démultiplient les écarts entre les volumes estimés et les volumes des tables de production.

Étant donnée l'inconsistance des données, les utiliser pour proposer une évaluation sur le SE de production de bois serait hasardeux. Cet SE n'a donc pas été évalué.

Tableau 35 : Comparaison des volumes estimés sur pied et à partir des tables de production. Colonnes bleues = données externes fournies.

Surface (ha)	Hauteur dominante (m)	Volume estimé (m ³)	Volume estimé (m ³ /ha)	Volume tables de production (m ³ /ha)
0.284	30	217	764	512
0.463	31	325	702	500
0.56	32	393	702	525
0.196	32	133	679	525
0.687	25	440	640	400
0.589	30	365	620	512
0.311	28	187	601	458
0.113	34	61	540	580
0.336	32	168	500	500
1.901	32	920	484	500
0.454	32	179	394	500

⁹⁷ Données fournies par Natagora.

0.252	20	97	385	315
0.365	18	132	362	261
0.471	30	132	280	461
0.675	15	179	265	H dom trop basse
1	30	260	260	461
0.239	12	29	121	H dom trop basse

6.7.3. RELEVÉS PHYTOLOGIQUES

Pour rappel, le guide TESSA propose de calculer capital naturel biodiversité via la présence d'espèces :

- Indicatrices d'habitats préservés,
- Indicatrices d'habitats dégradés,
- En danger,
- Protégées,
- Endémiques,
- À faible répartition spatiale.

Cette proposition a été adaptée en le calcul des grandeurs suivantes :

- Nombre total d'espèces.
- Nombre d'espèces dans la liste IUCN (vulnérable, en danger ou menacée d'extinction), ou ayant un statut légal de protection wallon (LCN 1973) ; une espèce peut apparaître dans une seule ou dans les deux listes.
- Nombre d'espèces exotiques envahissantes (EEE).
- Nombre d'espèces typique de l'habitat de la parcelle (cahiers habitats)
- Distribution de l'indicateur IndVal (Dufrêne and Legendre, 1997).

Les bases de données ResEco⁹⁸ et reprenant les espèces EEE⁹⁹ ont été utilisées pour extraire ces grandeurs.

Natagora a réalisé un inventaire phytologie complet des parcelles LIFE Connexions avant restauration (y compris les habitats pour le cuivré de la bistorte, 4038).

Un inventaire a également été réalisé en fin de restauration du LIFE « Herbages », qui ciblait la plupart des habitats du LIFE Connexions : pelouses sur sable (6120), 6210 (pelouses calcaires), nardaies (6230), prairies à molinie (6410), prairies maigres (6510), forêts tourbeuses (91D0) et aulnaies alluviales (91E0). Cet inventaire aurait été un candidat idéal s'il n'avait été que partiel : seules les espèces indicatrices ont été inventoriées.

Un autre inventaire, complet celui-ci, réalisé en fin de restauration du LIFE « Prairies Bocagères », ciblait les habitats prairies à molinie (6410), mégaphorbiaies (6430) et prairies maigres (6510). Cependant, malgré un investissement important, l'architecture de cet inventaire s'est révélée particulièrement réfractaire à l'extraction d'informations fiables pour le calcul des grandeurs ci-dessus (lier les inventaires à des parcelles spécifiques et des habitats spécifiques). De plus, le croisement des noms scientifiques de cet inventaire

⁹⁸ <https://www.eco-system.be/ResEco/> - Fournie par Marc Dufrêne. Ne contient pas d'information sur les habitats 91D0 et 91E0.

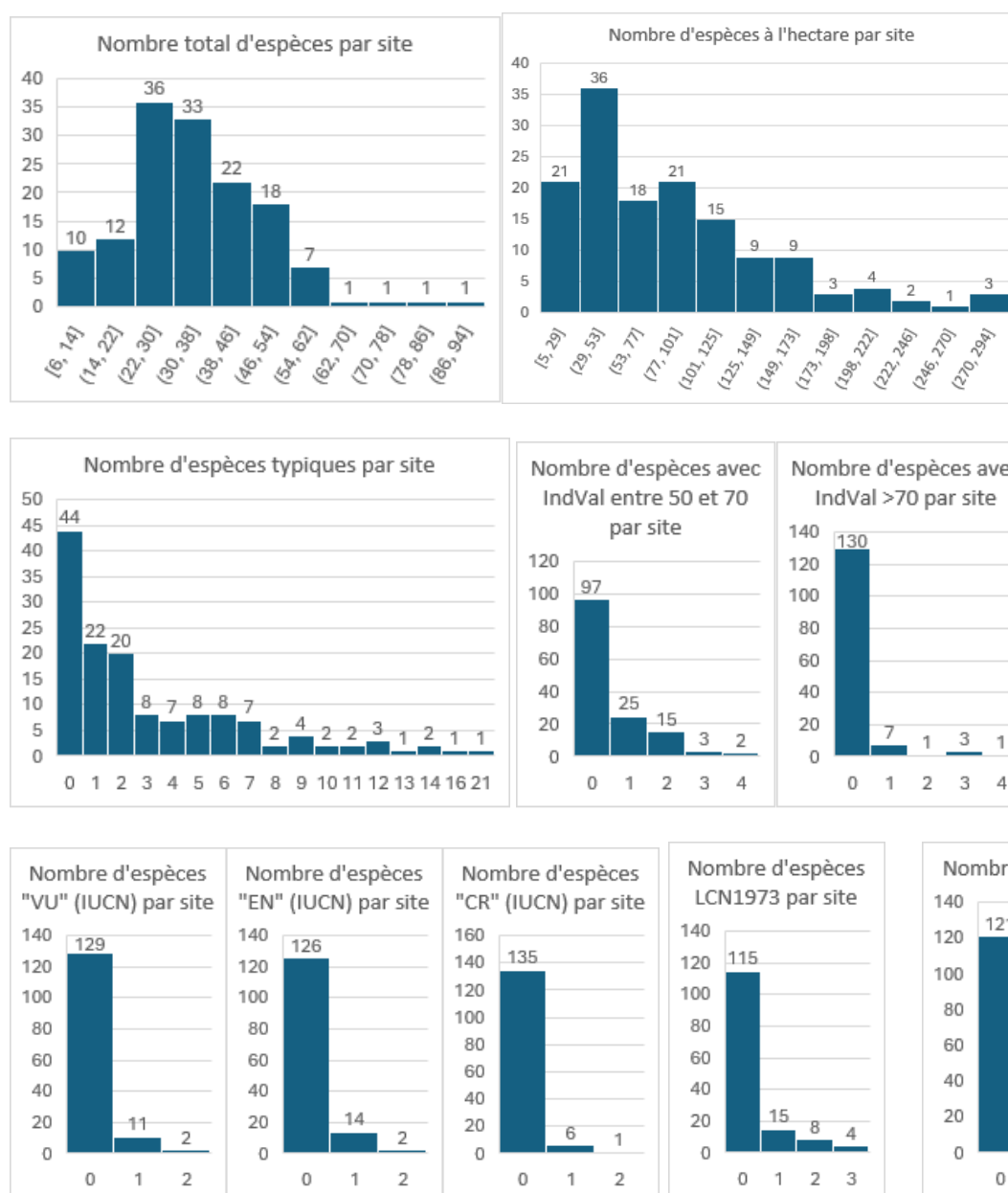
⁹⁹ Fournie par Justine Martoglio (GxABT).

avec les bases de données utilisées n'a produit des correspondances que pour 5270 entrées sur un total de 8670 observations.

Aucun autre inventaire phytologique complet n'était disponible.

La présente démarche s'est donc limitée extraire les indicateurs permettant de constituer le capital biodiversité avant-restauration du LIFE Connexions. Avec l'option que cette information puisse servir lors d'inventaires en fin de restauration.

L'inventaire (réalisé entre 2021 et 2024) comprend 8100 observations, dont 6600 plantes qui ont produit 5670 correspondances entre noms scientifiques (croisement avec les bases de données), réparties sur 188 parcelles (site x habitats). Sur les milieux ouverts, cela représente 4885 observations sur 161 parcelles.



7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, 2012. Bioindicateurs : des outils biologiques pour des sols durables. Fiches outils. ADEME.
- Agreil, C., Greff, N., 2008. Des troupeaux et des hommes en espaces naturels: une approche dynamique de la gestion pastorale : guide technique. Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels, Vourles.
- Amiaud, B., Carrère, P., 2012. La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques. *Fourrages* 211, 229–238.
- Bagarello, V., Iovino, M., Lai, J., 2023. A numerical test of soil layering effects on theoretical and practical Beerkan infiltration runs. *Vadose Zone J.* 22, e20283. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20283>
- Balloy, B., Bispo, A., Bouthier, A., Chenu, C., Cluzeau, D., Degan, F., Metzger, L., 2017. TOUR D’HORIZON DES INDICATEURS RELATIFS À L’ÉTAT ORGANIQUE ET BIOLOGIQUE DES SOLS. Ministère en charge de l’agriculture.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., 2011. Has the Earth’s sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57.
- Batzer, D., Wu, H., Wheeler, T., Eggert, S., 2016. Peatland Invertebrates, in: Batzer, D., Boix, D. Eds., *Invertebrates in Freshwater Wetlands*. Springer International Publishing, Cham, pp. 219–250. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24978-0_7
- Baumont, R., Prache, S., Meuret, M., Morand-Fehr, P., 2000. How forage characteristics influence behaviour and intake in small ruminants: a review. *Livest. Prod. Sci.* 64, 15–28. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(00\)00172-X](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(00)00172-X)
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O’connor, T., O’farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10, e02582.
- Bennett, A.F., 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. *Lucn.*
- Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., Alfnes, F., 2014. Socio-Cultural and Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Mediterranean Mountain Agroecosystems. *PLoS ONE* 9, e102479. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102479>
- Breyne, J., Dufrêne, M., Maréchal, K., 2021. How integrating “socio-cultural values” into ecosystem services evaluations can give meaning to value indicators. *Ecosyst. Serv.* 49, 101278. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101278>
- Calvaruso, C., Blanchart, A., Bertin, S., 2019. Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers : indicateurs de suivi et stratégies de déploiement. ADEME.
- Calvaruso, C., Blanchart, A., Bertin, S., Grand, C., Pierart, A., Eglin, T., 2021. Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés. *Étud Gest Sols* 28, 3–29.
- Campagne, C.S., 2018. Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité: analyse méthodologique et applications à l’échelle régionale. UNIVERSITÉ D’AIX-MARSEILLE.
- Cannavacciuolo, M., Cassagne, N., Riou, V., Mulliez, P., Chemidlin, N., Dequiedt, S., Villenave, C., Cérémonie, H., Cluzeau, D., Cyllly, D., Vian, J.-F., Peigné, J., Gontier, L., Fourrié, L., Maron, P.-A., D’oirion Verame, E., Ranjard, L., 2017. Validation d’un tableau de bord d’indicateurs sur un réseau national de fermes en grande culture et en viticulture pour diagnostiquer la qualité biologique des sols agricoles. *Innovations Agronomiques* 55, 41-54. <https://doi.org/10.15454/1.5137753402510786E12>
- Capowiez, Y., Bottinelli, N., Sammartino, S., Michel, E., Jouquet, P., 2015. Morphological and functional characterisation of the burrow systems of six earthworm species (Lumbricidae). *Biol. Fertil. Soils* 51, 869–877. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1036-x>
- Carvalho, F., Treasure, L., Robinson, S.J.B., Blaydes, H., Exley, G., Hayes, R., Howell, B., Keith, A., Montag, H., Parker, G., Sharp, S.P., Witten, C., Armstrong, A., 2023. Towards a standardized protocol to assess

- natural capital and ecosystem services in solar parks. *Ecol. Solut. Evid.* 4, e12210.
<https://doi.org/10.1002/2688-8319.12210>
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1, e1400253.
- Chan, K.M., Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecol. Econ.* 74, 8–18.
- Chapron, C., 2021. Vademecum des méthodes de diagnostic des sols.
- Chave, M., 2017. Mycorrhizae: Living Networks Serving Crops.
- Chen, P., Zhou, Yuchen, Bai, Y., Zhou, Yihan, Inostroza, L., Sun, X., Liu, L., Huang, Q., Wu, P., Liu, C., 2024. Perceived ecosystem services differ substantially from calculated services using biophysical models. *Landsc. Ecol.* 39, 170. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01967-0>
- Christin, Z.L., Bagstad, K.J., Verdone, M.A., 2016. A decision framework for identifying models to estimate forest ecosystem services gains from restoration. *For. Ecosyst.* 3, 3.
<https://doi.org/10.1186/s40663-016-0062-y>
- CINEA, 2021. Assessing ecosystems and their services in LIFE projects - A guide for beneficiaries.
- Claessens, H., Wibail, L., 2021. Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie: Les habitats forestiers.
- Colson, V., Garcia, S., Rondeux, J., Lejeune, P., 2010. Map and determinants of woodlands visiting in Wallonia. *Urban For. Urban Green.* 9, 83–91.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Crutzen, P.J., 2022. Geology of Mankind (2002). Paul J Crutzen Anthr. *New Epoch Earth's Hist.* 1, 23.
- Cugnon, T., Decruyenaere, V., Ferber, F., 2023. Qualité des fourrages en région wallonne (2ème synthèse de la Base de données fourrages de REQUASUD). Requasud.
- Dagnelie, P., Palm, R., Rondeux, J., Thill, A., 1988. Tables de production relatives à l'épicéa commun (*Picea abies* KARST.). Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgium.
- Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., Von Der Dunk, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 8812–8819. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109>
- Dass, P., Houlton, B.Z., Wang, Y., Warlind, D., 2018. Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environ. Res. Lett.* 13, 074027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac39>
- De La Casa, J., Sardans, J., Galindo, M., Peñuelas, J., 2025. Stoichiometry of litter decomposition under the effects of climate change and nutrient enrichment: A meta-analysis. *Plant Soil* 506, 709–726.
<https://doi.org/10.1007/s11104-024-06718-3>
- de Vente, J., Reed, M.S., Stringer, L.C., Valente, S., Newig, J., 2016. How does the context and design of participatory decision making processes affect their outcomes? Evidence from sustainable land management in global drylands. *Ecol. Soc.* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08053-210224>
- Delescaille, L.M., Wibail, L., Claessens, H., Dufrêne, M., Mahy, G., Peeters, A., Sérusiaux, E., 2022. Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE). Série « Faune – Flore – Habitats » n° 11. Gembloux.
- Denos, G., Ferrandi, J.-M., Pantin-Sohier, G., 2020. Valorisation des produits carnés: une étude du signal «élevé au pâturage» sur le packaging. *Économie Rurale* 373, 23–41.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H., Chan, K.M., 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366, eaax3100.

- Dufrène, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Duval, L., Binet, T., Colle, A., Dupraz, P., Pech, M., Martin, I., 2019. Guide à destination des collectivités territoriales: déployer des paiements pour services environnementaux en agriculture, étude réalisée pour le ministère de l'Agriculture et de l'alimentation. Paris.
- EC, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030 - Bringing nature back into our lives, COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS. EUROPEAN COMMISSION.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front. Ecol. Environ.* 1, 488–494.
- EU, 2024. Nature Restoration Law. Regulation (EU) 2024/1991. THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION.
- European Commission, 2020. Bringing nature back through life: the EU LIFE programme's impact on nature and society. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Evans, D., 2012. Building the European union's Natura 2000 network. *Nat. Conserv.* 1, 11–26.
- FAO, 2023. Enabling farmer-led ecosystem restoration. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc6315en>
- Feurdean, A., Ruprecht, E., Molnár, Z., Hutchinson, S.M., Hickler, T., 2018. Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biol. Conserv.* 228, 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.022>
- Finn, J.A., Bourke, D., Kurz, I., Dunne, L., 2007. Estimating the environmental performance of agrienvironmental schemes via use of expert consultations. ITAES WP5 Final report.
- Fortin, J.A., 2016. Les Mycorhizes: L'essor de la Nouvelle Révolution Verte, 2nd ed. ed, Hors Collection. Quae, Versailles.
- Frietsch, M., Loos, J., Löhr, K., Sieber, S., Fischer, J., 2023. Future-proofing ecosystem restoration through enhancing adaptive capacity. *Commun. Biol.* 6, 377. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-04736-y>
- Grima, N., Jutras-Perreault, M.-C., Gobakken, T., Ole Ørka, H., Vacik, H., 2023. Systematic review for a set of indicators supporting the Common International Classification of Ecosystem Services. *Ecol. Indic.* 147, 109978. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109978>
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1). *Eur. Environ. Agency* 33, 107.
- Hamant, O., 2023. Antidote au culte de la performance: la robustesse du vivant, Tracts Gallimard. Gallimard, Paris.
- Harman, D., 1955. Aging: a theory based on free radical and radiation chemistry.
- Hejcman, M., Hejcmanová, P., Pavlů, V., Beneš, J., 2013. Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass Forage Sci.* 68, 345–363. <https://doi.org/10.1111/gfs.12066>
- Heller, N.E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biol. Conserv.* 142, 14–32.
- Hermoso, V., Morán-Ordóñez, A., Canessa, S., Brotons, L., 2019. Realising the potential of Natura 2000 to achieve EU conservation goals as 2020 approaches. *Sci. Rep.* 9, 16087. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52625-4>
- Hobbs, R.J., Harris, J.A., 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restor. Ecol.* 9, 239–246.
- Hodgskiss, M.S., Sperling, E.A., 2022. A prolonged, two-step oxygenation of Earth's early atmosphere: Support from confidence intervals. *Geology* 50, 158–162.
- Hossini, H., Karimi, H., Mustafa, Y.T., Al-Quraishi, A.M.F., 2022. Role of Effective Factors on Soil Erosion and Land Degradation: A Review, in: Al-Quraishi, A.M.F., Mustafa, Y.T., Negm, A.M. Eds., *Environmental Degradation in Asia*, Earth and Environmental Sciences Library. Springer International Publishing, Cham, pp. 221–235. https://doi.org/10.1007/978-3-031-12112-8_11

- Huber, J.M., Hoffmann, S., Schüller, S., Lakner, S., Koch, M., Westphal, C., Hass, A.L., Plieninger, T., 2025. Farmer motivation to participate in cooperative agri-environmental and climate measures. *Earth Steward.* 2, e70011. <https://doi.org/10.1002/eas2.70011>
- ICEDD, 2018. Cartographie du réseau écologique wallon.
- IPBES, B., 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES secretariat. IPBES Bonn, Germany.
- IPCC, 2023. Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1st ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Jakobsson, S., Envall, I., Bengtsson, J., Rundlöf, M., Svensson, M., Åberg, C., Lindborg, R., 2024. Effects on biodiversity in semi-natural pastures of giving the grazing animals access to additional nutrient sources: a systematic review. *Environ. Evid.* 13, 18. <https://doi.org/10.1186/s13750-024-00343-4>
- Johannes, A., 2020. Evaluation visuelle de la structure du sol - VESS 2020.
- Jones, H.P., 2013. Impact of Ecological Restoration on Ecosystem Services, in: Levin, S.A.Ed., *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Academic Press, Waltham, pp. 199–208. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00326-9>
- Kaiser, A., Parkinson, D., 2019. Projet LIFE+10/NAT/BE/706 « Ardenne liégeoise » Rapport de fin de projet relatif au monitoring scientifique Section « Services écosystémiques ».
- Kati, V., Hovardas, T., Dieterich, M., Ibisch, P.L., Mihok, B., Selva, N., 2015. The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000. *Conserv. Biol.* 29, 260–270.
- Keenan, R.J., Pozza, G., Fitzsimons, J.A., 2019. Ecosystem services in environmental policy: Barriers and opportunities for increased adoption. *Ecosyst. Serv.* 38, 100943. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100943>
- Larson, K.L., Corley, E.A., Andrade, R., Hall, S.J., York, A.M., Meerow, S., Coseo, P., Childers, D.L., Hondula, D.M., 2019. Subjective evaluations of ecosystem services and disservices. *Ecol. Soc.* 24.
- Lastra-Bravo, X.B., Hubbard, C., Garrod, G., Tolón-Becerra, A., 2015. What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes?: Results from a qualitative meta-analysis. *Environ. Sci. Policy* 54, 1–9.
- Latterini, F., Dyderski, M.K., Horodecki, P., Picchio, R., Venanzi, R., Lapin, K., Jagodziński, A.M., 2023. The Effects of Forest Operations and Silvicultural Treatments on Litter Decomposition Rate: a Meta-analysis. *Curr. For. Rep.* 9, 276–290. <https://doi.org/10.1007/s40725-023-00190-5>
- Laurent, P., 2019. « Projets Life « Herbages » et Life « Prairies bocagères » : évaluation des répercussions sur le monde agricole en Région Wallonne ». Université Libre de Bruxelles.
- Le Bissonnais, Y., Montier, C., Jamagne, M., Daroussin, J., King, D., 2002. Mapping erosion risk for cultivated soil in France. *Catena* 46, 207–220.
- Le Guédard, M., Villenave, C., Faure, O., Nau, J.F., Pauget, B., Péres, G., 2017. APPOLINE: Applicabilité à l'étude des sites pollués du biomarqueur lipidique des végétaux et du bio-indicateur nématofaune. Les bio-indicateurs de l'état des sols. ADEME <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/bio-Indic.pdf>
- Legagneux, P., Casajus, N., Cazelles, K., Chevallier, C., Chevrin, M., Guéry, L., Jacquet, C., Jaffré, M., Naud, M.-J., Noiset, F., 2018. Our house is burning: discrepancy in climate change vs. biodiversity coverage in the media as compared to scientific literature. *Front. Ecol. Evol.* 5, 297310.
- Legesse, F., Degefa, S., Soromessa, T., 2022. Valuation methods in ecosystem services: A meta-analysis.
- Liekens, I., Dufrêne, M., 2025. Restaurer la nature : un investissement qui rapporte. WWF, Natagora, Natuurpunt.
- Lövei, G.L., Ferrante, M., 2017. A review of the sentinel prey method as a way of quantifying invertebrate predation under field conditions. *Insect Sci.* 24, 528–542. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12405>

- Mazzotta, M., Bousquin, J., Berry, W., Ojo, C., McKinney, R., Hyckha, K., Druschke, C.G., 2019. Evaluating the ecosystem services and benefits of wetland restoration by use of the rapid benefit indicators approach. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 15, 148–159. <https://doi.org/10.1002/ieam.4101>
- MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis, Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- Méral, P., Péresse, A., Pesche, D., 2016. les services écosystémiques, entre controverses et certitudes. Méral Philippe Denis Pesche Éd Serv. Écosystémiques Repenser Relat. Nat. Société Quae 249–264.
- Mercken, K., Maebe, L., 2016. Evaluation des services écosystémiques en carrière. *Life in quarries*.
- Mettepenningen, E., Vandermeulen, V., Delaet, K., Van Huylenbroeck, G., Wailes, E.J., 2013. Investigating the influence of the institutional organisation of agri-environmental schemes on scheme adoption. *Land Use Policy* 33, 20–30.
- Meuret, M., 2014. Des ressources fourragères à construire en tenant compte du point de vue de l'animal.
- Meuret, M., 2010. Un savoir-faire de bergers. Éditions Quae.
- Meuret, M., Provenza, F.D., 2015a. When art and science meet: integrating knowledge of French herders with science of foraging behavior. *Rangel. Ecol. Manag.* 68, 1–17.
- Meuret, M., Provenza, F.D., 2015b. When art and science meet: integrating knowledge of French herders with science of foraging behavior. *Rangel. Ecol. Manag.* 68, 1–17.
- Meyer, S.T., Koch, C., Weisser, W.W., 2015. Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). *Trends Ecol. Evol.* 30, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.04.006>
- Meyer, S.T., Leidinger, J.L.G., Gossner, M.M., Weisser, W.W., 2017. Handbook of field protocols for using REFA methods to approximate ecosystem functions - Version 1.0. <https://doi.org/10.14459/2017md1400892>
- Michaud, A., Plantureux, S., Baumont, R., Delaby, L., 2020. Les prairies, une richesse et un support d'innovation pour des élevages de ruminants plus durables et acceptables. *INRAE Prod. Anim.* 153–172. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2020.33.3.4543>
- Microbioterre, 2022. Guide d'interprétation à l'analyse des bioindicateurs. Microbioterre. CASDAR MICROBIOTERRE.
- Middleton, T.E., McCombs, A.L., Gailans, S.R., Carlson, S., Karlen, D.L., Moore, K.J., Liebman, M.Z., Kaspar, T.C., Al-Kaisi, M.M., Laird, D.A., Wiedenhoef, M.H., Delate, K., Cambardella, C.A., Thompson, M.L., Heaton, E.A., McDaniel, M.D., 2021. Assessing biological soil health through decomposition of inexpensive household items. *Appl. Soil Ecol.* 168, 104099. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104099>
- Milcu, A.I., Hanspach, J., Abson, D., Fischer, J., 2013. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* 18.
- Morris, C., 2004. Networks of agri-environmental policy implementation: a case study of England's Countryside Stewardship Scheme. *Land Use Policy* 21, 177–191.
- Natagora, 2023. Projet LIFE « Nardus ». Bilan de sept années de restauration et de conservation d'habitats seminaturels et naturels en Ardenne orientale. Natagora.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291.
- OAB, n.d. Protocole Ver de Terre.
- OAB, n.d. Guide de terrain - A l'attention des animateurs et observateurs.
- Opdam, P., Wascher, D., 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biol. Conserv.* 117, 285–297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>
- OPVT, 2014. Clé d'identification de lombriciens.
- OPVT, n.d. Déterminer les vers de terre.

- Peh, K.S.-H., Brown, C., Butchart, S. H. M., Hughes, F. M. R., Balmford, A. P., Bradbury, R. B., Ingwall-King, L., MacDonald, M. A., Pellier, A.-S., Stattersfield, A. J., Thomas, D. H. L., Trevelyan, R. J., Walpole, M. & Merriman, J. C., 2022. Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment (TESSA). Version 3.0.
- Péters, J., Mieczkowska, M., 2024. ARTIFICIAL SLUG SENTINEL. Une nouvelle méthode pour estimer la prédation. Non-Publ.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *science* 344, 1246752.
- Polasky, S., Tallis, H., Reyers, B., 2015. Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7356–7361. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406490112>
- Pörtner, H.-O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L. (William), Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M.A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., Jacob, U., Insarov, G., Kiessling, W., Leadley, P., Leemans, R., Levin, L., Lim, M., Maharaj, S., Managi, S., Marquet, P.A., McElwee, P., Midgley, G., Oberdorff, T., Obura, D., Osman Elasha, B., Pandit, R., Pascual, U., Pires, A.P.F., Popp, A., Reyes-García, V., Sankaran, M., Settele, J., Shin, Y.-J., Sintayehu, D.W., Smith, P., Steiner, N., Strassburg, B., Sukumar, R., Trisos, C., Val, A.L., Wu, J., Aldrian, E., Parmesan, C., Pichs-Madruga, R., Roberts, Rogers, A.D., Díaz, S., Fischer, M., Hashimoto, S., Lavorel, S., Wu, N., Ngo, H., 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4782538>
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2959–2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>
- Reed, H.E., Seastedt, T.R., Blair, J.M., 2005. ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF C₄ GRASS INVASION OF A C₄ GRASSLAND: A DILEMMA FOR MANAGEMENT. *Ecol. Appl.* 15, 1560–1569. <https://doi.org/10.1890/04-0407>
- Reed, M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: a literature review. *Biol. Conserv.* 141, 2417–2431.
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S.E., Donges, J.F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., Von Bloh, W., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Sci. Adv.* 9, eadh2458.
- Risch, A.C., Page-Dumroese, D.S., Schweiger, A.K., Beattie, J.R., Curran, M.P., Finér, L., Hyslop, M.D., Liu, Y., Schütz, M., Terry, T.A., Wang, W., Jurgensen, M.F., 2022. Controls of Initial Wood Decomposition on and in Forest Soils Using Standard Material. *Front. For. Glob. Change* 5, 829810. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.829810>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., 2009. A safe operating space for humanity. *nature* 461, 472–475.
- Scholte, S.S., Van Teeffelen, A.J., Verburg, P.H., 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. *Ecol. Econ.* 114, 67–78.
- Smith, C.S., DeMattia, E.A., Albright, E., Bromberger, A.F., Hayward, O.G., Mackinson, I.J., Mantell, S.A., McAdoo, B.G., McAfee, D., McCollum, A., Paxton, A.B., Roderer, A., Stevenson, K., Vidra, R.L., Zhao, Z., 2025. Beyond despair: Leveraging ecosystem restoration for psychosocial resilience. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 122, e2307082121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2307082121>
- Smith, H.F., Sullivan, C.A., 2014. Ecosystem services within agricultural landscapes—Farmers’ perceptions. *Ecol. Econ.* 98, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.008>
- SPW, 2024. STRATÉGIE BIODIVERSITÉ 360°. SPW.
- SPW Environnement, 2024. DIAGNOSTIC ENVIRONNEMENTAL DE LA WALLONIE, État de l’Environnement Wallon. Direction de l’état environnemental (DEE) Département de l’étude du milieu naturel et agricole (DEMNA) Service public de Wallonie Agriculture, ressources naturelles et environnement (SPW ARNE).
- SPW Environnement, 2020. État de conservation des habitats d’intérêt communautaire.

- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *Ambio-J. Hum. Environ. Res. Manag.* 36, 614–621.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., De Vries, W., De Wit, C.A., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *science* 347, 1259855.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 8252–8259.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic foundations, Earthscan. ed. UNEP/Earthprint, London and Washington.
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., Decaëns, T., Bottinelli, N., Jaillard, B., Chevallier, T., 2019. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecol. Indic.* 97, 100–110.
- Tibi, A., Therond, O., 2017. Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFES. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France).
- Tomis, V., Turillon, C., Duparque, A., 2018. Guide méthodique de la tige «pénétro».
- Tomis, V., Turillon, C., Duparque, A., 2016. Complémentarité des méthodes de diagnostic de la structure du sol. *Agro-Transfert*.
- Turillon, C., Crétin, V., Tomis, V., Duparque, A., 2018. Guide méthodique du test bêche Structure et Action des vers de terre.
- Turkelboom, F., Raquez, P., Dufrêne, M., Raes, L., Simoens, I., Jacobs, S., Stevens, M., Vreese, R.D., Panis, J.A.E., Hermy, M., Thoonen, M., Liekens, I., Fontaine, C., Dendoncker, N., Biest, K. van der, Casaer, J., Heyrman, H., Meiresonne, L., Keune, H., 2013. Chapter 18 - CICES Going Local: Ecosystem Services Classification Adapted for a Highly Populated Country, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. Eds., *Ecosystem Services*. Elsevier, Boston, pp. 223–247. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00018-4>
- UNEP, 2021. Making Peace with Nature: A Scientific Blueprint to Tackle the Climate, Biodiversity and Pollution Emergencies, United Nations Environment Programme. ed. United Nations, Erscheinungsort nicht ermittelbar.
- United Nations Environment Programme, 2024. Growing the Green: How and why restoration finance needs to quadruple by 2030. State of Finance for Nature - Restoration Finance Report. United Nations Environment Programme. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/46730>
- Vanwindekens, F.M., Hardy, B.F., 2023. The QuantiSlakeTest, measuring soil structural stability by dynamic weighing of undisturbed samples immersed in water. *SOIL* 9, 573–591. <https://doi.org/10.5194/soil-9-573-2023>
- Veríssimo, D., MacMillan, D.C., Smith, R.J., Crees, J., Davies, Z.G., 2014. Has climate change taken prominence over biodiversity conservation? *BioScience* 64, 625–629.
- Vincent, Q., Chartin, C., Krüger, I., Van Wesemael, B., Carnol, M., 2019a. Guide sur les indicateurs biologiques et le carbone organique des sols agricoles en Wallonie (No. D/2019/11802/68). SPW, AGRICULTURE, RESSOURCES NATURELLES ET ENVIRONNEMENT.
- Vincent, Q., Chartin, C., Krüger, I., Van Wesemael, B., Carnol, M., 2019b. CARBIOSOL : Biological indicators of soil quality and organic carbon in grasslands and croplands in Wallonia, Belgium. *Ecology* 100, e02843. <https://doi.org/10.1002/ecy.2843>
- Waldron, A., Mooers, A.O., Miller, D.C., Nibbelink, N., Redding, D., Kuhn, T.S., Roberts, J.T., Gittleman, J.L., 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 12144–12148.
- Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallwin, J.R., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A., Bardgett, R.D., 2016. Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Glob. Change Biol.* 22, 2929–2938.

- Watson, J.E., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J.C., Murray, K., Salazar, A., 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 599–610.
- Wautelet, S., 2015. ANALYSE DE LA PERFORMANCE DE REALISATION DE SERVICES ECOSYSTEMIQUES D'UN PROJET LIFE DE RESTAURATION DE PRAIRIES SEMI-NATURELLES. Gembloux Agro-Bio Tech.
- Wen, X., Théau, J., 2020. Assessment of ecosystem services in restoration programs in China: A systematic review. *Ambio* 49, 584–592. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01214-w>
- Wilson, G.A., Hart, K., 2001. Farmer participation in agri-environmental schemes: towards conservation-oriented thinking? *Sociol. Rural.* 41, 254–274.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture.
- Young, Tp., Petersen, D.A., Clary, J.J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecol. Lett.* 8, 662–673.