

Projet LIFE+10/NAT/BE/706 « Ardenne liégeoise »

Rapport de fin de projet relatif au monitoring scientifique

Section « Services écosystémiques »



Aurélien KAISER

Denis PARKINSON

Décembre 2019

Table des matières

Introduction	3
1 Identification des services écosystémiques pertinents	3
2 Recherche et synthèse bibliographique	4
2.1 Indicateur « Myrtilles » : contribution des habitats à la production des myrtilles	4
2.2 Indicateur « Bois » : contribution des habitats à la production de bois	5
2.3 Indicateur « Épuration de l'eau » : contribution des habitats à l'épuration physique, chimique et biologique des eaux de surface	7
2.4 Indicateur « Rétention de l'eau » : contribution des habitats au stockage et à la rétention des eaux de surface	9
2.5 Indicateur « Stockage du carbone » : contribution des habitats au stockage durable du carbone dans la biomasse et/ou le sol.....	10
2.6 Indicateur « Pollinisateurs » : contribution des habitats au maintien de l'abondance et de la diversité en insectes pollinisateurs	14
2.7 Indicateur « Contrôle des maladies » : contribution des habitats au maintien d'une prévalence basse de la maladie de Lyme.....	15
2.8 Indicateur « Valeur paysagère » : contribution des habitats à la beauté des paysages	17
2.9 Indicateur « Valeur patrimoniale » : contribution des habitats à la valeur patrimoniale des paysages.....	19
3 Établissement de la matrice de Burkhard.....	21
3.1 Analyse cartographique et diachronique des indicateurs	21
3.2 Résultats et visualisation cartographique	24
4 Discussion et conclusion	26
Bibliographie	27
Annexes	31



Introduction

Afin d'évaluer l'impact des travaux de restauration entrepris par le projet LIFE Ardenne liégeoise sur la capacité des habitats à produire différents types de services écosystémiques, notre choix s'est porté sur une analyse cartographique selon une approche diachronique et basée sur l'établissement d'une matrice de Burkhard (Burkhard et al. 2009). Lors de l'élaboration de cette évaluation, nous nous sommes référés à l'outil TESSA (*Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment* – Peh et al. 2014) autant que possible. Cette évaluation reprend différentes étapes :

1. L'identification de services écosystémiques pertinents se prêtant à une analyse cartographique ;
2. Une recherche bibliographique sur le lien entre les différents types d'habitats visés par les travaux de restauration et les services écosystémiques considérés. Cette synthèse permettra d'établir un indice pour chaque combinaison habitat/service écosystémique ;
3. L'établissement de la matrice de Burkhard, à partir des indices préalablement obtenus ;
4. L'analyse cartographique proprement dite et la comparaison de la capacité des zones restaurées à fournir les services écosystémiques, avant et après restauration.

Les points suivants reprennent chaque étape séparément ainsi que les méthodes utilisées et hypothèses éventuelles posées.

1 Identification des services écosystémiques pertinents

Le rapport de synthèse du *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) définit quatre grands types de services écosystémiques :

- Les services de soutien : les services nécessaires à la production de tous les autres services, assurant le bon fonctionnement général de la biosphère et comprenant en autres les grands cycles biogéochimiques et la production primaire ;
- Les services d'approvisionnement : les produits matériels tirés des écosystèmes, ce qui inclut (de manière non-exhaustive) la nourriture, les combustibles, les matériaux et les substances utilisées en médecine ;
- Les services de régulation : les avantages non-matériels assurés par le bon fonctionnement des écosystèmes ;
- Les services culturels : les apports non-matériels de la biodiversité, obtenus à travers la relation qu'entretient l'Homme avec la Nature.

Parmi ces catégories, les services de soutien apparaissent comme complexes à évaluer à l'échelle du projet, car ces processus sont indirects et prennent place à des échelles de temps relativement longues. Ces services ne feront donc pas l'objet d'une évaluation dans le présent rapport.

Pour les autres catégories (services d'approvisionnement, de régulation et culturels), nous avons sélectionnés 9 indicateurs pertinents dans le cadre géographique et idéologique du projet LIFE Ardenne liégeoise et se prêtant bien à une analyse cartographique. Ces indicateurs sont repris dans le Tableau 1.



2 Recherche et synthèse bibliographique

Dans le but d'établir la matrice de Burkhard, un indice compris entre 0 et 5 a été attribué à chaque habitat pour chaque indicateur sélectionné. Cet indice correspond à la capacité de chaque habitat à fournir le service dont il est question, où l'indice 0 correspond à une capacité nulle et l'indice 5 une capacité maximale de production. Les habitats pour lesquels les indices ont été attribués sont les suivants :

- Mises à blanc
- Forêts artificielles (dans la région considérée, essentiellement plantations d'épicéas)
- Forêts naturelles (créées, dégradées, restaurées, en bon état)
- Landes (créées, dégradées, restaurées, en bon état)
- Tourbières (créées, dégradées, restaurées, en bon état)
- Prairies (créées, dégradées, restaurées, en bon état)

Ils correspondent aux principaux habitats naturels présents en début de projet sur le périmètre d'actions et/ou ceux visés par les actions de restauration. De plus, pour les forêts naturelles landes, tourbières et prairies (i.e. principaux habitats visés par la restauration), nous avons différencié les habitats « créés », « dégradés », « restaurés » et « en bon état » car un même habitat dans différents états de conservation n'a pas forcément la même capacité à fournir un service écosystémique donné. L'attribution des indices a donc été réalisée pour un total de 18 habitats.

Afin de déterminer chaque indice, une recherche bibliographique de la littérature scientifique pertinente a été réalisée, notamment à l'occasion d'un stage de fin d'étude (Déborah Nardese, 2016). Sauf lorsque cela est explicitement mentionné, cette recherche bibliographique constitue la base de la normalisation des indicateurs. Nous reprenons ci-dessous les éléments de cette recherche importants dans l'attribution des indices pour chaque indicateur.

2.1 *Indicateur « Myrtilles » : contribution des habitats à la production des myrtilles*

La normalisation de cet indicateur a été réalisée suivant les degrés d'abondance et de persistance de *Vaccinium myrtillus* dans les différents milieux envisagés.

La myrtille est virtuellement absente des prairies et tourbières (indice 0). Sa présence et son abondance dans les landes sont très dépendantes du stade d'évolution de ce milieu. La plante est abondante et productive dans les landes âgées (indice 5 pour les landes en bon état). Les landes dégradées (indice 2) voient une régression du cortège floristique de ce milieu, dont la myrtille, bien que les actions de restauration doivent inverser cette tendance à moyen terme (landes restaurées : indice 3). Les landes créées (par étrépage et fraisage) sont au départ très pauvres en myrtille et les jeunes plantes produisent très peu de baies (indice 1). La myrtille est moyennement présente en sous-bois dans les forêts naturelles ardennaises mûres et en bon état de conservation (indice 3). La plante régresse dans les forêts naturelles dégradées (indice 1) et les travaux de restauration qui y ont été menés mettent du temps avant de produire un effet positif sur la plante (forêts naturelles restaurées : indice 2). Les jeunes stades forestiers occupant les surfaces restaurées de mises à blanc sont actuellement pauvres en myrtille et le resteront tant que le peuplement forestier ne se sera pas naturellement éclairci (indice 1). La présence de la myrtille dans les pessières est très variable : absente dans les jeunes peuplements



(épicéas de moins de 50 ans), elle devient de plus en plus abondante au fur et à mesure du vieillissement des arbres et des coupes successives d'éclaircie. La valeur de l'indice est donc pondérée pour intégrer cette variabilité (indice 3).

2.2 Indicateur « Bois » : contribution des habitats à la production de bois

Logiquement, un indice de 0 est donné à tous les milieux ouverts : tourbières, prairies, landes et mises à blanc. En effet, aucun arbre ne poussant dans ces habitats, on ne peut en retirer aucune production de bois. L'essentiel de la discussion ici va donc concerner les différents types de forêts.

D'un point de vue économique, selon la liste des prix moyens de bois sur pieds pour l'automne-hiver 2019 établie par la Fédération Nationale des Experts Forestiers A.S.B.L., le prix au mètre cube d'arbres d'une circonférence de 120-149 cm (à 1,5 mètre) est compris entre 70 et 120 € pour du chêne (dépendant dans la qualité), entre 40 et 50 € pour du hêtre et entre 30 et 40 € pour de l'épicéa. En ce moment, l'épicéa est donc vendu en moyenne moins cher que les feuillus. De plus, les épicéas ne sont pas en station sur les milieux concernés par l'étude et sont par conséquent souvent en mauvais état, ont une croissance ralentie ou sont victimes de chablis. En outre, le drainage des sols nécessaire à leur bonne croissance et stabilité implique des coûts relativement élevés et le bilan final n'est donc généralement pas positif. Comme l'écrivent Standaert & De Claevel (2011) concernant le LIFE Haute Fagnes, les forêts concernées par ces projets ont été plantées entre 1910 et 1970 sur des sols tourbeux peu productifs (classe de productivité de 4 à 6) et qui n'auraient de toute évidence pas été replantés après exploitation car les coûts auraient surpassé les bénéfices. Par conséquent, on peut dire que la capacité des plantations d'épicéas sur la zone d'étude est relativement moyenne, ce qui nous donne un indice de 3.

Les forêts de hêtres et de chênes sont des forêts naturelles, en station, donc sont dans de meilleures conditions pour la production, même si elles sont généralement moins productives que les peuplements d'épicéas. On leur donne donc un indice de 4. La dégradation de ces habitats (déficit de régénération, envahissement par les semis résineux spontanés) a un impact négatif sur la production de bois (forêt naturelle dégradée : indice 3). Les travaux de restauration entrepris mettront du temps avant de produire un effet positif sur la récolte potentielle de bois (forêt naturelle restaurée : indice 3). Enfin, les jeunes forêts de recolonisation (à bouleau, ... ; forêt naturelle créée) ont un indice de 2 vu que ces arbres sont rarement valorisés mais qu'on peut quand même en faire assez rapidement du bois de chauffage.



Tableau 1: Indicateurs repris dans l'évaluation cartographique des services écosystémiques.

Type	Approvisionnement		Régulation					Culturels	
Indicateur	Myrtilles	Bois	Épuration de l'eau	Rétention de l'eau	Stockage du carbone	Pollinisateurs	Contrôle des maladies	Valeur paysagère	Valeur patrimoniale
Abréviation	Myrt	Bois	Epur	Retent	Stock	Poll	Contr	Paysag	Patrim
Description succincte	Contribution des habitats à la production des myrtilles	Contribution des habitats à la production de bois	Contribution des habitats à l'épuration physique, chimique et biologique des eaux de surface	Contribution des habitats au stockage et à la rétention des eaux de surface	Contribution des habitats au stockage durable du carbone dans la biomasse et/ou le sol	Contribution des habitats au maintien de l'abondance et de la diversité en insectes pollinisateurs	Contribution des habitats au maintien d'une prévalence basse de la maladie de Lyme	Contribution des habitats à la beauté des paysages	Contribution des habitats à la valeur patrimoniale des paysages

2.3 Indicateur « Épuration de l'eau » : contribution des habitats à l'épuration physique, chimique et biologique des eaux de surface

Selon Price et al. (2016), l'influence des tourbières sur la qualité de l'eau est intimement liée à leur capacité à accumuler la matière organique. En effet, cette capacité les rend très efficaces pour retenir les nutriments et autres éléments, comme les polluants présents de l'atmosphère. Cela inclut l'azote atmosphérique via l'accumulation dans la biomasse, les sulfates via la réduction en sulfites et sulfures, et les autres substances toxiques comme les métaux lourds et les polluants organiques persistants. La rétention à long terme de ces polluants dans la tourbe empêche leur relâchement dans les eaux de surface, ce qui diminue considérablement l'eutrophisation et l'acidification de ces eaux, améliore leur qualité et rend possible leur consommation. Pour cette grande capacité à améliorer la qualité de l'eau, un indice de 5 est donc donné aux tourbières en bon état écologique. Ces processus d'autoépuration sont moins efficaces dans les tourbières dégradées ou drainées (indice 3), mais il s'agit d'un phénomène rapidement réversible après restauration hydrologique (indice 5 pour les tourbières restaurées). Les tourbières créées *de novo* par les travaux de restauration écologique mettront par contre du temps avant que les processus d'épuration n'y soient optimaux (indice 4).

La forêt en général a un impact direct sur l'eau ; d'une part elle augmente sa qualité et d'autre part elle diminue sa quantité disponible pour la consommation humaine. C'est donc un des habitats importants dans le cadre de ce service. Beaucoup d'auteurs accordent une grande importance à l'influence passive de la forêt sur la qualité de l'eau puisque sa simple présence empêche d'autres utilisations plus nocives, comme l'exploitation agricole. Le fait que l'on ne fertilise pas les sols forestiers limite grandement toute possibilité d'accident polluant. Selon Hegg et al. (2006), la forêt a également une influence active sur la qualité de l'eau. En effet, soit l'eau ruisselle, soit elle s'infiltre dans le sol (lui-même modifié par le peuplement en présence) et traverse plusieurs couches de sol où différents processus vont modifier ses propriétés avant d'arriver à la nappe phréatique. La forêt serait donc capitale dans la préservation des ressources hydrologiques, autant quantitativement (réapprovisionnement des nappes) que qualitativement (absence d'intrants et filtration) (Laurent & Lecomte 2007). Bansept & Fiquepron (2014) la considèrent même comme le milieu qui préserve le mieux la qualité de l'eau, puisque les forêts ne sont presque jamais concernées par des problèmes liés aux polluants. D'un point de vue économique, une étude de Fiquepron et al. (2012) révèle que, plus il y a de la forêt, moins l'eau est chère. En effet, un hectare de forêt supplémentaire équivaldrait à une économie de 15 à 29 € par an pour les dépenses en eau potable. Donc, à titre d'exemple, 20 hectares de forêt autour d'un captage desservant 200 ménages impliqueraient 1,5 à 3€ d'économie annuelle par ménage. Une autre étude économique a été menée sur le parc naturel de Hoge Veluwe aux Pays-Bas par Hein (2011) grâce à la méthode des coûts de remplacement. Sachant que le réapprovisionnement total de l'eau souterraine dans le parc est de 16,8 millions de mètres cubes, que 29% de l'eau filtrée par la forêt est utilisée pour la production d'eau potable et qu'ils arrivent à une valeur de coûts évités de 0,40€ par mètre cube, la valeur totale annuelle de ce service est de 1,95 millions d'euros. Pour toutes ces raisons, les forêts partent avec un indice de maximal de 5, qui sera diminué selon le type de peuplement et l'état de conservation de l'habitat forestier.

Selon Standaerts & De Claevel (2011), les plantations de résineux ont trois effets négatifs importants sur la qualité de l'eau : l'acidification du sol, la mise en suspension de la matière organique et la libération d'aluminium. Bouillon (2014) précise que l'épicéa est une menace



pour les milieux humides car il se substitue à leur flore originelle et appauvrit leur qualité en les refermant et en les acidifiant à cause de leur couvert dense et de leurs aiguilles difficilement décomposables. D'après Gagkas et al. (2006), l'augmentation du couvert forestier pourrait retarder la récupération des eaux acidifiées ou même accentuer l'acidification des zones les plus sensibles à cause de dépôts plus élevés et un effet tampon moindre dus à la capture des polluants acides par la canopée (« effet balayage »). Or, les résineux ont généralement une surface foliaire plus importante que les feuillus et sont, en outre, sempervirents pour la plupart. Rotherham (2008) souligne que la priorité est d'avoir un peuplement en station car la bonne santé du couvert forestier est un gage de protection de la qualité de l'eau. L'épicéa n'étant fréquemment pas en station dans la région étudiée, il est donc intuitif de ne pas maximiser leur indice pour ce service. Toujours selon Rotherham (2008), la richesse en matière organique augmente la capacité de rétention d'eau et d'éléments polluants et a donc un effet de protection de la qualité de l'eau. A contrario, l'acidité peut se transmettre à l'eau et augmenter la mobilité de certains polluants et mène donc à des risques de dégradation de la qualité de l'eau. C'est notamment pourquoi les feuillus sont plus efficaces que les résineux, puisque ces derniers ont tendance à acidifier le milieu, en particulier les épicéas. Plusieurs études suggèrent un lien entre la présence de forêts de résineux et une eau plus acide et/ou avec de plus grandes concentrations en aluminium (Gagkas et al., 2006). Tous les auteurs constatent que l'eau potable produite sous feuillus est de meilleure qualité du point de vue de la concentration en nitrate que celle produite sous résineux. Les feuillus ont des racines qui pénètrent plus profondément dans le sol et prélèvent donc des éléments nutritifs dans l'eau d'infiltration sur une plus longue distance, ce qui diminue la concentration en nitrate. De plus, l'humus du sol minéral, plus présent sous les feuillus, peut emmagasiner plus d'azote sous forme stable que le sol moins épais sous les résineux. Des études ont mesuré que la concentration d'azote dans l'eau d'infiltration à 90 centimètres en-dessous d'épicéas correspondait à celle des précipitations dans le peuplement, alors que sous les hêtres, plus de 50% des dépôts azotés étaient stockés dans la couche supérieure du sol (Hegg et al., 2006). Pour toutes ces raisons, on peut conclure que les résineux sont beaucoup moins capables de protéger la qualité de l'eau que les feuillus, ils se voient donc attribuer un indice de 3. Gagkas et al. (2006) précisent que l'impact des schémas de plantations des feuillus doit être pris en compte, les forêts naturelles étant plus efficaces que les plantations. Pour cette dernière raison, on peut déclasser les plantations, ce qui nous donne un indice de 4. Les épicéas présents sur la zone d'étude étant des plantations et non des peuplements naturels, leur indice tombe à 2. Les forêts naturelles (stades jeunes) créées suite aux travaux de restauration écologique ne sont pas encore aussi efficaces pour ce service que les forêts matures (indice 3). Il en va de même pour les forêts dégradées (indice 3), pour lesquelles les travaux de restauration permettent une amélioration rapide de la situation (indice 4).

Fiquepron et al. (2012) ont relevé les teneurs en nitrate dans les eaux sous-racinaires en Lorraine (à 1,1 mètre de profondeur) et ont mesuré 28 mg/l d'eau pour les prairies temporaires, 31 mg/l d'eau pour les pâtures, 19 mg/l d'eau pour les prés de fauche et 2 mg/l d'eau pour les forêts. La teneur maximale pour considérer que l'eau est toujours potable est de 50 mg/l d'eau. Au vu de ces mesures, un indice de 3 est donné aux prairies en bon état écologique. Les travaux de restauration et d'optimisation de la gestion n'ont pas beaucoup d'influence sur ce service (indice 3). Par contre, il est probable que les prairies créées par restauration soient moins efficaces au départ (indice 2). Pour ce qui est des landes en bon état écologique (et restaurées), un indice de 4 leur est attribué car il est probable que leur efficacité soit intermédiaire entre les prairies et les milieux forestiers. Cet indice passe à 3 pour les landes dégradées ou nouvellement



créées, moins efficaces que les milieux en bon état pour assurer le service d'épuration des eaux. Les mises à blanc, du fait du faible couvert végétal et du système racinaire peu développé dans cet habitat, se voient attribuer l'indice le plus faible (indice 1).

2.4 Indicateur « Rétenion de l'eau » : contribution des habitats au stockage et à la rétention des eaux de surface

Selon Cubizolle et al. (2004), on attribue fréquemment des fonctions de stockage des eaux et d'amortissement des crues, de recharge des nappes souterraines, de soutien des débits en période d'étiage et de recyclage et stockage des éléments nutritifs aux tourbières, à cause de l'omniprésence d'eau dans ces écosystèmes. Toutefois, la fonction d'écrêtement des crues est la plus discutée et les études publiées sur cette question montrent que les choses sont complexes. Il est donc important de ne pas confondre la capacité d'emménagement potentiel (grande grâce à la forte porosité de la tourbe) et la capacité d'emménagement dynamique (relativement réduite, et peu différente des autres sols). En effet, la tourbe a une très faible conductivité hydraulique (4,1 à 5 cm par seconde en moyenne), ce qui limite fortement les échanges avec les cours d'eau. De plus, la capacité de stockage dépend également de la superficie du site. Par exemple, dans le Massif central, Cubizolle et al. (2004) ont mesuré des valeurs comprises entre 40 et 170 mm pour une tourbière de 15 hectares, ce qui est relativement modeste. Lors d'un épisode pluvieux, l'eau va ruisseler sur la tourbière (avant ou après l'état de saturation, dépendant de l'intensité des précipitations) et celle-ci se comporte alors comme une surface contribuant à l'écoulement rapide de la crue. D'après Wastiaux (2008), l'affirmation que les tourbières fonctionnent comme des éponges est à fortement nuancer, car même si la porosité y est élevée, la capacité à transmettre l'eau est limitée par la très faible conductivité hydraulique. Les échanges d'eau ont essentiellement lieu dans la partie supérieure, l'acrotelme, composée de tourbe peu humidifiée, où une couche assez mince et superficielle participe à l'écoulement. A contrario, la catotelme, qui représente la masse principale de la tourbière, est composée de tourbe humidifiée, et les échanges d'eau sont restreints. Par conséquent, une part importante des précipitations est rapidement évacuée sous forme d'écoulement rapide de crue, et les tourbières n'assurent pas un effet tampon significatif sur les crues. Wastiaux (2008) conclut que les zones tourbeuses ne participent en aucun cas à la régularisation des débits et que leur présence dans certains bassins versants de Haute-Ardenne ne peut qu'y renforcer l'immodération de l'écoulement. Pour ces raisons, un indice de 2 est donné aux tourbières en bon état et restaurées pour la protection contre les inondations. Cet indice tombe à 1 pour les tourbières dégradées (drainées), qui ont perdu toute capacité de rétention des eaux de précipitations.

Pour les prairies et les landes en bon état ou restaurées, un indice de 3 est retenu car on peut imaginer qu'elles sont légèrement plus efficaces que les tourbières à retenir l'eau étant donné leur sol moins saturé en eau. Cet indice est par ailleurs en adéquation avec l'étude de Dedoncker & Raquez (2013). Cet indice est abaissé à 2 pour les landes dégradées (landes humides drainées) et les landes et prairies nouvellement créées par restauration car dans ce dernier cas, la couverture végétale est moins importante, ce qui diminue d'autant la capacité de rétention. Les mises à blanc, avec leur végétation pratiquement inexistante dans les premiers stades, ont un indice de 1.



Selon Bansept et Fiquepron (2014), la forêt a deux effets sur la ressource en eau. D'une part, elle intercepte et permet l'évapotranspiration des précipitations et d'autre part elle ralentit le ruissellement et favorise l'infiltration. La forêt joue donc un rôle important dans la régulation des débits des cours d'eau, en interceptant une grande part des précipitations (Laurent & Lecomte 2007). D'après Thomas & Nisbet (2007), le mécanisme par lequel les forêts semblent lutter contre les inondations est l'atténuation de la vitesse de passage du pic de crue, ce qui donne un évènement plus faible en intensité instantanée, mais plus long dans le temps. Cet effet de « dilution » du flux est dû notamment à la rugosité de la végétation car les arbres créent des barrières physiques (alors que les buissons peuvent s'aplatir, par exemple). La part d'eau qui arrivera au sol dépend principalement du type et de l'intensité des précipitations mais aussi de la densité et du type de peuplement (indice de surface foliaire, rugosité des feuilles, ... - Hegg et al., 2006). Selon Laurent & Lecomte (2007), le taux élevé d'enrésinement en Ardenne est favorable à la régulation des débits puisque les résineux ont une plus grande surface foliaire et interceptent plus efficacement les précipitations hivernales. En effet, les feuillus perdant leurs feuilles en hiver, ils n'interceptent plus efficacement les précipitations et, de plus, la fonte des neiges est plus progressive en résineux qu'en feuillus. Néanmoins, en cas de drainage, la situation est différente car les drains accélèrent l'écoulement des eaux de précipitations et amplifient les problèmes d'inondations en aval. Selon une étude de Ambruster et al. (2004), la décharge annuelle dans un peuplement de hêtres est de 30 à 50 % plus élevée que celle dans un peuplement d'épicéa, avec une augmentation de l'humidité du sol et surtout du débit en général. Un indice de 4 est donc donné aux forêts de feuillus (en bon état et restaurées), car leur aspect déциду dans nos régions ne permet pas une bonne régulation durant l'hiver. Les résineux, sempervirents, devraient avoir un indice de 5 mais dans le cadre de cette étude, il s'agit principalement d'épicéas présents sur des sols drainés donc ils ont un indice de 3. Ce même indice est attribué aux forêts naturelles créées et dégradées.

2.5 *Indicateur « Stockage du carbone » : contribution des habitats au stockage durable du carbone dans la biomasse et/ou le sol*

Selon Höper et al. (2008), la restauration des tourbières pourrait constituer une solution très rentable pour l'atténuation des gaz à effet de serre (GES) par rapport aux solutions techniques comme l'isolation des bâtiments, les sources d'énergie renouvelable ou encore l'énergie éolienne. Néanmoins, les techniques de restauration ont un impact sur les flux de GES ; il faut qu'elle ait lieu directement après l'exploitation des tourbières et il est préférable d'éviter l'inondation des sites directement et d'établir un niveau hydrique légèrement sous la surface de la tourbe pour réduire les effets d'émissions de méthane (CH₄). La restauration des tourbières tempérées ne conduit pas immédiatement à un puits de carbone, mais elle aide à réduire significativement les pertes, si on les compare aux tourbières drainées. En effet, selon Francez (2000), les expériences de restauration de sites anciennement exploités montrent qu'il est possible, sous certaines conditions, de relancer l'activité de tourbification. Cependant, la tourbière peut fonctionner comme un site source plusieurs années après les opérations de réhabilitation. D'après Höper et al. (2008), un relâchement de carbone va être observé durant la phase initiale de la restauration, dans les deux à dix ans avant la recolonisation des plantes de milieux humides. Après cette période, les conditions optimales pour des faibles émissions de GES ne sont pas encore atteintes, mais les émissions sont déjà plus basses que celles sur les tourbières non restaurées. Leurs études en Finlande et Suède montrent que le potentiel de



réchauffement climatique des tourbières par émissions de GES est légèrement négatif à neutre, couvrant une gamme entre -3,54 tCO₂/ha/an (puits) et 2,53 tCO₂/ha/an (source), selon si elles sont spontanément régénérées ou utilisées à des fins de production. Selon Lindsay (2010), si les plantes vasculaires typiques des tourbières dégradées sont remplacées par des sphaignes, on peut s'attendre à une diminution du taux de relâchement de CO₂, car si ces sphaignes rétablissent le procédé de fabrication de la tourbe, le captage et la séquestration de CO₂ augmente. Une couche de quinze centimètres de sphaignes peut être considérée comme de la biomasse vivante avec un contenu en carbone de plus de 50 tC/ha, ce qui équivaut, par exemple, à la biomasse totale au-dessus et en-dessous du sol de quelques plantations de conifères de 50 ans. Par contre, sur les tourbières dégradées, manquant d'une couche de sphaignes et dominées par les plantes vasculaires, la biomasse totale de la tourbière est plus faible d'environ 10 tC/ha. Pour des tourbières tempérées restaurées au sud de l'Allemagne, avec des taux importants de précipitations, un potentiel de réchauffement climatique de 5,02 tCO₂/ha/an a été déterminé sur une durée de 500 ans. Donc, ces tourbières restaurées émettent des GES dans l'atmosphère au contraire des tourbières naturelles (Höper et al 2008). Selon Lindsay (2010), les tourbières actuellement dans un état moindre que naturel peuvent, en fonction des conditions, contribuer soit au réchauffement climatique, soit au refroidissement climatique. On constate donc à ce stade que les avis divergent sur la capacité des tourbières restaurées à redevenir des puits de carbone.

Les tourbières boisées posent question puisque cette pratique a été réalisée en masse, à la suite de la loi sur les incultes notamment. Ainsi, d'après Hargreaves (2003), la tourbière non dégradée est un puits de carbone, absorbant environ 0,25 tC/ha/an. Si on la draine, elle devient une source de 2 à 4 tC/ha/an mais redevient un puits de 3 tC/ha/an quand les arbres ont entre 4 à 8 ans et peut aller jusqu'à absorber 5 tC/ha/an lorsque les arbres poussent à 10 m³/ha/an. A contrario, Lindsay (2010) déclare qu'il y a encore trop peu d'études à ce sujet mais que les chiffres actuels suggèrent que, dans le bilan carbone pour une rotation complète en forêt, les pertes globales de carbone peuvent excéder les gains de carbone faits par la plantation forestière (par pas de temps de 100 ans). Jandl et al. (2007) ajoutent que même si la plantation est une stratégie commune pour augmenter l'incorporation de CO₂ dans la biomasse végétale, les sites comme les milieux humides et tourbeux pourraient être une source de GES lorsqu'ils sont boisés. Des résultats d'étude en Suède et en Finlande suggèrent d'ailleurs que les écosystèmes forestiers sur tourbières drainées peuvent être des émetteurs nets de GES. Jandl et al. (2007) concluent leur article en disant que « le drainage des forêts diminue les émissions de CH₄ mais augmentent celles de N₂O et de CO₂ de la tourbe et la séquestration de carbone dans la végétation ». Selon Brainard et al. (2003), lorsqu'on plante des arbres sur de la tourbe, on a un changement de -750 tC/ha de séquestration de carbone alors qu'on a généralement un gain sur les autres types de sols. Cela représente des pertes entre 0,03 et 3,8 tC/ha/an. Néanmoins, toujours selon Brainard et al. (2003), ces pertes diminuent pour devenir des gains entre 5 et 17 ans après la plantation (entre 1,6 et 0,04 tC/ha/an). Après 17 ans, cela redevient des pertes (jusqu'à 0,25 tC/ha/an). Les pertes semblent se stabiliser à 0,03 tC/ha/an après 27 ans. Hargreaves (2003) confirme cette tendance en affirmant que le stock de carbone dans la plupart des tourbières dépasse largement le stock de carbone qui est ajouté par les arbres plantés, de sorte qu'il devient plus bénéfique de retourner à des tourbières saturées.

En ce qui concerne les émissions de méthane dans les tourbières restaurées, l'âge du carbone dans ces émissions associées à la restauration suggère qu'elles découlent de la décomposition des plantes vasculaires nouvellement inondées plutôt que de la décomposition du stock de



carbone du catotélme¹. Donc, une fois les plantes vasculaires décomposées, les émissions de méthane devraient être réduites. De plus, malgré le potentiel de réchauffement global plus élevé du méthane (25 fois celui du CO₂), les tourbières naturelles riches en sphaignes ont un équilibre qui tend à être bénéfique pour le changement climatique (Lindsay 2010). Toutefois, selon Renou-Wilson et al. (2013), la perte de carbone due au drainage peut être compensée par la diminution des flux naturels de méthane et l'augmentation de consommation du méthane sur le site. En effet, d'après Höper et al. (2008), la ré-humidification du milieu inhibe l'oxydation du méthane à la surface de la tourbe et le méthane, formé en zones anoxiques, est émis directement dans l'atmosphère. Les émissions de CH₄ sont plus élevées dans les tourbières restaurées que dans les drainées puisque la restauration, c'est-à-dire la récolte des bois et la ré-humidification du milieu, va augmenter le niveau hydrique près de la surface et inhiber son oxydation. Hargreaves (2003) confirme en disant que les émissions de méthane sont virtuellement stoppées par l'aération et que donc, sur une période considérée, les tourbières boisées sont un bénéfice en termes de GES.

Selon Höper et al. (2008), la restauration des tourbières n'est, en général, pas nécessairement désignée pour la mitigation des émissions de GES. Néanmoins, on doit garder à l'esprit que les écosystèmes tourbeux sont uniques dans leur fonction de puits pour le CO₂ atmosphérique. Une tourbière naturelle n'ayant jamais subi de perturbation aurait un indice de 5 pour la séquestration de carbone. Néanmoins, comme ici on parle de GES et non juste du carbone, il faut également prendre en compte les émissions de méthane. Dans les tourbières non dégradées, il semblerait que ces émissions soient finalement assez anecdotiques comparé à la capacité de puits de carbone. Toutefois, on parle ici de tourbières ayant subi des perturbations et ayant été restaurées récemment. La littérature concernant ce type de milieu ne semble pas se mettre réellement d'accord mais il apparaît malgré tout que les tourbières restaurées sont un puits moins efficace, si pas une source. Pour ces différentes raisons, un indice de 4 est donné aux tourbières (en bon état, restaurées et créées) pour la mitigation des GES. Cet indice s'effondre à 2 dans le cas des tourbières dégradées par drainage et dont la tourbe libère du carbone en se minéralisant.

Selon Brainard et al. (2003), les surfaces boisées tendent à avoir un niveau d'équilibre en carbone dans le sol plus haut que les pâtures ou les terres agricoles. La végétation non forestière telle que les terres arables et horticoles contient environ 1 tC/ha (6% du stock de carbone végétal total au Royaume-Uni), alors que les landes et tourbières contiennent approximativement 2 tC/ha (14% du stock de carbone végétal total au Royaume-Uni). Pour ce qui est des sols, les habitats tourbeux ont de loin le plus haut contenu moyen en carbone, avec une estimation de 259 ± 8 tC/ha contre 43.02 ± 0.5 tC/ha pour les terres arables et horticoles (Ostle et al. 2009). Selon Ostle et al. (2009), les forêts et les pelouses en Grande-Bretagne séquestrent 110 ± 4 kg et 240 ± 200 kg de carbone par hectare et par an (respectivement). Un changement d'occupation du sol de la prairie à la plantation forestière apporterait un déclin de stock de carbone de 10% et 13% pour le passage de la forêt native à la plantation forestière (il s'agit ici de plantations résineuses, la conversion à une plantation feuillue n'a pas d'effet sur le SOC). On voit donc que les milieux ouverts comme les prairies et les landes sont en général moins efficaces que les tourbières intactes et les forêts natives à stocker le carbone. Un indice de 3 est donc donné à ces habitats, ce qui correspond à une capacité moyenne. Un indice de 2 attribué aux landes

¹ Couche inférieure de tourbe qui se trouve en permanence sous la nappe phréatique.



dégradées traduit les effets d'un drainage des landes humides sur la minéralisation de la tourbe sous-jacente et donc la libération de carbone.

Selon Ostle et al. (2009), les forêts et les bois (naturel et plantation) constituent le plus grand stock de carbone, c'est-à-dire 80% du stock de carbone végétal en Grande-Bretagne et 55% en Irlande du nord. Les forêts ont une densité de carbone plus haute que les autres types d'écosystèmes (Jandl et al., 2007). D'après Laurent & Lecomte (2007), le stock total de carbone dans les forêts wallonne était estimé, en 2005, à 101,5 millions de tonnes, ce qui correspond à 7 ans d'émissions de gaz à effets de serre en Wallonie. Ce carbone est stocké pour une moitié environ dans la biomasse vivante et pour l'autre moitié dans le bois mort, la litière et le sol. De plus, au niveau local, la forêt agit comme un filtre, en accumulant sur son importante surface foliaire les poussières et particules fines. Selon Bosansky (2010), en Alsace, le stockage de CO₂ par accroissement forestier représente la part la plus importante des absorptions en occupant 75% des flux entre l'atmosphère et le secteur UTCF², mais que la récolte de bois en est la plus grande source.

Selon Van Wesemael (2006), la teneur en carbone dans la biomasse (BOC) est estimée en moyenne à 95 tC/ha sur l'ensemble du territoire wallon avec des valeurs plus élevées pour les forêts de résineux (103 tC/ha) et plus faibles pour les forêts mixtes (88 tC/ha). Vesterdal et al. (2013) confirment cette hypothèse en disant qu'il existe un effet de l'essence sur le stock de carbone dans le sol (SOC) et que le hêtre accumule plus que les autres essences feuillues mais que les résineux ont dans tous les cas un plus haut taux de stockage. Wiesmeier et al. (2013) nuancent en disant qu'aucune différence significative n'a été trouvée dans le stockage de SOC entre les feuillus, les résineux et les peuplements mixtes. Selon eux, les forêts résineuses stockent autour de 35% du stock total de SOC dans la couche organique mobile du sol, qui est soumise aux perturbations anthropiques, les feux et les hausses de températures alors que les peuplements mixtes et feuillus le stockent dans la couche minérale. Ces derniers montrent des stocks inchangés ou à peine augmentés lors des hausses de température, alors que ceux des résineux étaient plus bas. Ils concluent donc que les forêts mixtes et feuillues sont plus avantageuses pour la séquestration de carbone que les forêts résineuses. Vallet et al. (2009) ont montré que la substitution d'une essence feuillue par une autre, résineuse, conduit à un stockage additionnel de carbone de 1,6 tC/ha pendant la première rotation (64 ans) mais qu'à un stade stable, le stock moyen de la plantation résineuse serait de 42 à 47 tC/ha plus bas que la forêt feuillue du même âge. Les stocks moyens de carbone incluant la végétation au sol, le sol et le bois sont de 221 tC/ha pour le chêne sessile et autour de 175 tC/ha pour le pin noir. Selon Laitat et al. (2004), le stock de carbone dans la biomasse des forêts belges est estimé à 85,6 tC/ha, réparti à raison de 58,2% dans les feuillus et 41,8% dans les résineux. D'après Brainard et al. (2003), la valeur sociale moyenne du carbone séquestré par hectare dans les bois britanniques est de 2250 £/ha en moyenne pour les feuillus et de 1973 £/ha en moyenne pour les résineux.

Pour ce qui est des résineux installés sur des sols drainés, Brainard et al. (2003) écrivent que le drainage des tourbières nécessaire avant la plantation retire les conditions d'anaérobie, amenant à un nouvel équilibre carbone dans le sol. Cela résulte en une période étendue et importante de relâchement dans l'atmosphère, sous forme de CO₂. Du coup, même si les plantations de résineux ont tendance à être des bons puits de carbone, les conditions dans lesquelles ces plantations en particulier ont été plantées leur retire cette capacité. Selon Renou-Wilson et al.

² Utilisation des terres, leurs changements et la forêt.



(2013), le drainage des sols tourbeux relâche du CO₂ par oxydation de la matière organique, mais cette perte de carbone peut être partiellement ou entièrement compensée par des apports en matière organique du dessus, c'est-à-dire dans la végétation, la couche d'arbres ou la biomasse des racines. Hargreaves (2003) en vient à la conclusion que sur les 50 dernières années, les tourbières boisées en Grande-Bretagne sont des puits nets. Renou-Wilson et al. (2013) nuancent le propos en disant que, à la première rotation, les tourbières boisées tendent à être un puits de carbone malgré les émissions significatives de CO₂ du sol venant de l'oxydation de la tourbe.

Selon Vallet et al. (2009), la quantité de carbone stocké dans les produits ligneux est basse comparé au stock total, principalement à cause des pertes importantes pendant l'exploitation précoce, et la petite durée de vie des produits ligneux comparés à la rotation des forêts. On peut donc conclure que les plantations forestières, destinées à la production, sont moins efficaces que les forêts plus naturelles dans le stockage du carbone, puisque l'exploitation après la première rotation implique un haut et rapide retour du carbone à l'atmosphère. Ostle & al. (2009) confirme en affirmant que les résineux ont une densité de carbone plus faible que les feuillus du même âge.

Les forêts feuillues en station restent donc les habitats optimaux en matière de régulation du climat et des GES. L'indice maximal leur est donc attribué, sauf lorsque ces milieux sont dégradés ou nouvellement créés, où une « pénalité » de 1 point est donnée car ils sont supposés moins efficaces. Les plantations de résineux n'ont qu'un indice de 2 car en plus d'être moins efficaces que les feuillus dans la séquestration du carbone, les résineux dans la région considérée sont généralement plantés sur des sols drainés et donc le bilan GES est encore moins favorable. Pour ce service, l'indice 0 n'a pas de sens dans la mesure où l'on traite d'habitats « verts ». Les végétaux absorbent et minéralisent le carbone, et même s'ils finissent par le restituer, on peut toutefois les considérer comme des puits.

2.6 Indicateur « Pollinisateurs » : contribution des habitats au maintien de l'abondance et de la diversité en insectes pollinisateurs

76% des plantes cultivées et 87% des plantes sauvages dépendent d'agents externes animaux pour assurer leur pollinisation (Christmann 2019). Dans ce cadre, le service de pollinisation est un des services écosystémiques les mieux étudiés et quantifiés. Ainsi, il est estimé que les pollinisateurs offrent un service équivalent à 153 milliards de dollars chaque année à travers le monde (Gallai et al. 2009). Si Hein et al. (2006) considèrent que le service de pollinisation ne peut être pris en compte que s'il s'effectue sur un écosystème adjacent et/ou s'il offre un bénéfice direct aux populations locales humaines, il ne faut pas perdre de vue que la pollinisation sert également de socle pour d'autres services écosystémiques. Ainsi, Christmann (2019) rappelle que les services de maintien et de fertilité des sols dépendent intimement de plantes nécessitant l'action de pollinisateurs pour leur reproduction. Si différents groupes taxonomiques participent à la pollinisation, les diptères et les hyménoptères jouent un rôle prépondérant dans la pollinisation. Cependant, les informations concernant l'écologie et les études scientifiques étant moins abondantes concernant les diptères, nous nous concentrerons principalement sur les hyménoptères (et plus particulièrement les abeilles et bourdons) pour évaluer le service de pollinisation.



Il est important de rappeler ici que les besoins des abeilles en termes d'habitats sont souvent multiples et qu'un seul type de ressource n'est pas suffisant. Ainsi, Westrich (1996) liste 3 types de ressources nécessaires à la réalisation du cycle de vie : (1) des sites de reproduction. Près de 75% des espèces d'abeilles construisant un nid l'établissent dans le sol, favorisant l'exposition au Sud et les sols avec une faible végétation. Le nid peut aussi être établis dans du bois mort ou des crevasses dans les rochers ; (2) Des matériaux de construction, certains spécifiquement récoltés sur un nombre restreint de plantes ; (3) Des plantes nourricières qui fournissent du nectar (la majorité des espèces est généraliste pour cette ressource), des huiles florales (utilisées par exemple pour augmenter la résistance à l'eau des cellules) et du pollen. Concernant cette dernière ressource, la majorité des espèces sont généralistes (ainsi, *Osmia rufa* collecte du pollen sur 19 familles de plantes), mais certaines sont oligolectiques et sont dépendantes d'une espèce ou d'un petit nombre d'espèces proches. En Allemagne, près de 30% des abeilles sont ainsi considérées comme oligolectiques.

Le score lié au service de pollinisation a été établi à partir de la littérature scientifique, notamment les travaux de Vogiatzakis et al. (2015) et Murray et al. (2012). Ces études se basent respectivement sur des avis d'experts et sur des données empiriques issues de campagne d'échantillonnage et permettent d'établir la capacité de chaque habitat/écosystème à maintenir une communauté diverse et abondante de pollinisateurs. A partir de ces études, un score a été attribué pour chaque habitat en bon état (pris comme référence). Pour les habitats créés et dégradés, une pondération par rapport à l'habitat en bon état a été effectuée pour rendre compte de l'action des travaux mis en place et des dégradations, en prenant en compte leurs effets sur la flore (diversité, abondance florale) et la disponibilité en sols à faible couvert végétal. À nouveau, cette pondération a été effectuée après un inventaire de la littérature scientifique pertinente. Par exemple, les landes et tourbières dégradées sont caractérisées par une très forte dominance par la Molinie (*Molinia caerulea* – généralement plus de 90% du couvert végétal). Cette plante tendant à former un couvert végétal dense et n'offrant que peu de ressources en nectar et pollen, ces habitats voient leur score diminué de 2 points par rapport à l'habitat de référence, en bon état. Les habitats restaurés se sont vus attribuer un score identique à celui de l'habitat en bon état puisque différentes études ont montré une réponse rapide et positive des pollinisateurs vis-à-vis de différentes mesures de restauration (e.g. Fiedler et al. 2012 ; Barral et al. 2015 ; Tonietto & Larkin 2018) et qu'un réseau de pollinisation efficace et semblable à l'habitat de référence peut ainsi être recréé (Forup & Memmott 2005 ; Forup et al. 2008 ; Denning & Foster 2018), généralement en moins de 10 ans après le lancement des mesures de restauration.

2.7 Indicateur « Contrôle des maladies » : contribution des habitats au maintien d'une prévalence basse de la maladie de Lyme

Une des maladies transmises par les animaux les plus communes est la maladie de Lyme. Plusieurs dizaines de milliers de cas sont rapportés chaque année et ce nombre, en plus d'être probablement sous-estimé, est en augmentation dans certaines régions d'Europe. Cette maladie est transmise par les tiques (en Belgique, principalement *Ixodes ricinus*) qui, elles-mêmes, transmettent des bactéries spirochètes *Borrelia burgdorferi* sensu lato. La tique passe par 3 stades de développement, nécessitant chacun un repas (i.e. prise de sang) pour passer au stade suivant :



- Les larves, de petite taille et pouvant passer inaperçues, ne présente apparemment pas la bactérie (pas de transmission verticale de *Borrelia spp.*) et se nourrissent sur petits mammifères (ou oiseaux). C'est à partir de cet hôte, s'il est un réservoir compétent (c'est-à-dire qu'il est lui-même portant de *Borrelia spp.*), que la tique va acquérir le spirochète.
- Après ce 1^{er} repas, la larve mue et devient nymphe. A nouveau, le repas est pris sur un petit mammifère ou un oiseau.
- Au stade adulte, les tiques se nourrissent sur des hôtes de plus grande taille, typiquement des cervidés (chevreuil ou cerf). C'est sur ces hôtes que la reproduction s'effectue.

Etant donné que les larves ne sont pas infectées par les spirochètes, elles ne sont pas considérées comme vecteurs. Les adultes étant de taille plus importante, ils sont plus facilement visibles et plus rapidement enlevés, réduisant le risque de transmission de la maladie. Par conséquent, on considère que ce sont les nymphes qui sont les principaux vecteurs de la maladie de Lyme, du fait de leur petite taille et de la possibilité qu'elles soient infectées. Le risque de transmission est généralement estimé par la densité de nymphes infectées, elle-même étant la résultante de deux composantes distinctes : la densité de nymphes et la prévalence de la maladie. Pour estimer le risque de transmission et les effets que peuvent avoir les travaux de restauration écologique sur le risque de transmission de la maladie, il faut donc comprendre les facteurs qui influencent ces deux composantes.

De manière globale, les facteurs qui influencent la densité en nymphes et la prévalence des pathogènes apparaissent assez variables en fonction des régions, des sites au sein d'une région et il existe une certaine variabilité inter-annuelle. Néanmoins, il semble que certains effets soient régulièrement montrés dans la plupart des études. Ainsi, la densité en nymphes augmente généralement avec la densité en cervidés, qui servent d'hôtes pour les adultes. De manière intéressante, des densités élevées en sangliers réduisent la densité en nymphes, par compétition avec les cervidés ou parce que les sangliers dérangent le développement/activité des larves (Vourc'h et al. 2016). Certaines études ont également mis en évidence l'importance du type d'habitat sur l'abondance. L'abondance des nymphes est généralement plus importante dans les forêts mixtes par rapport aux forêts de conifères, et augmente avec la hauteur de la végétation au sol (James et al. 2013). Des résultats similaires ont été trouvés en France par Vourc'h et al. (2016) et en Ecosse (Gilbert 2016 – réduction du nombre de nymphes infectées par 5 dans les milieux ouverts par rapport aux milieux fermés – mais voir Millins et al. 2016). Vourc'h et al. (2016) notent aussi l'abondance plus faible dans les landes (bien que cette différence puisse aussi être liée à l'efficacité moindre des techniques de récolte des tiques dans la végétation de type lande) ; Gilbert et al. (2012) montre l'abondance plus faible sur les landes qu'en forêt. A une échelle spatiale plus large, plus de nymphes sont trouvées lorsque le paysage est dominé par les forêts (Ehrmann et al. 2017). La relation entre les variables liées à l'habitat et l'abondance des nymphes est probablement à la fois un lien direct et indirect. En effet, les milieux fermés (forêts feuillues avec végétation au sol) offrent des conditions micro-climatiques fraîches et humides favorables à la survie des tiques qui résistent mal à des températures élevées prolongées. Ces habitats favorisent également des hôtes nombreux et divers (pas forcément compétents à ce stade) en raison de la diversité en niches écologiques et ressources pour ces hôtes. A noter aussi que les plantations de conifères sont généralement considérées comme moins attractives pour les cervidés.



Concernant la prévalence de la maladie et l'influence du type d'habitat sur la présence de pathogènes, deux études ont montré une prévalence plus élevée dans les forêts de feuillus/mixtes par rapport aux forêts de conifères (Bettridge et al. 2013, James et al. 2013). Cependant, une 3^{ème} étude sur ce sujet n'a pas montré de différence entre les types d'habitat (Millins et al. 2016), montrant bien la difficulté de généraliser ce type de relation. Ehrmann et al. (2018) signent l'étude la plus complète à ce jour sur les facteurs pouvant influencer la prévalence des parasites responsables de la maladie de Lyme (l'étude ne s'est cependant intéressée qu'aux forêts feuillues). Leur étude montre que les forêts structurellement plus complexes (qui offrent plus de micro-habitats) pour les hôtes (e.g. micro-mammifères) montrent une prévalence moindre (effets de dilution).

Le score attribué à chaque écosystème vise à établir une synthèse de la littérature scientifique (bien que certains points ne fassent pas toujours consensus parmi la communauté scientifique), en intégrant à la fois les effets sur l'abondance des tiques et sur la prévalence des parasites. À noter que le score donné reflète bien la capacité de l'écosystème à contrôler la maladie de Lyme (et non pas le risque de transmission des pathogènes). Ainsi, un promeneur se baladant dans un habitat au score maximal présenterait un faible risque de contracter la maladie de Lyme. Les habitats ouverts et établis depuis longtemps se voient crédités d'un indice 4, représentant une bonne capacité à contrôler la maladie. En effet, ces milieux ouverts ont un microclimat sec et chaud défavorable à la survie des tiques (leur abondance y est généralement très faible, mais pas nulle). Les habitats nouvellement créés ont une note inférieure, car on peut supposer que ces habitats étaient au départ des habitats boisés avec une abondance en tiques élevées qui nécessitent un certain temps avant que cette abondance atteigne les niveaux des habitats ouverts bien établis. Les habitats forestiers sont ceux où les tiques sont les plus présentes. Parmi ceux-ci, les plantations résineuses ont généralement une abondance en tiques plus faible que les forêts feuillues. Les forêts artificielles de résineux ont donc globalement une meilleure capacité de contrôle que les forêts naturelles feuillues. Pour ces dernières, il est cependant nécessaire de distinguer 2 cas : les forêts naturelles dégradées et celles restaurées ou en bon état. Comme une diversité fonctionnelle et structurelle élevée de l'habitat diminue la prévalence des spirochètes chez les tiques, les premières se voient attribuer un score de 1 et les secondes un score de 3. De plus, certaines mesures comme la pose de clôtures visant à exclure les cervidés peuvent augmenter cette capacité de régulation des forêts naturelles restaurées à contrôler la maladie en diminuant sérieusement la densité en tiques (Millins et al. 2017).

2.8 Indicateur « Valeur paysagère » : contribution des habitats à la beauté des paysages

Deux enquêtes ont été réalisées pour le projet LIFE Ardenne Liégeoise sur le site de la Fagne de Malchamps. Ces enquêtes ont été utilisées en complément de la littérature pour estimer les préférences du public en termes d'habitats. La première enquête date de 2016 et a été réalisée sur le site même, en allant interpellier les visiteurs (216 formulaires dépouillés au total). La deuxième enquête a été réalisée en mettant à disposition des formulaires au CRIE de Spa et dans le musée de la forêt et des eaux « P. Noé » (81 formulaires dépouillés au total).

Pour la première enquête, la quasi majorité des visiteurs interrogés venaient de Wallonie. Il y avait autant de femmes que d'hommes et la moyenne d'âge se situe dans les alentours de 45 ans (avec une majorité de personnes de plus de 60 ans). Les visites sont la plupart du temps faites en couple ou en famille. La grande majorité des personnes interrogées ne connaissaient pas le



site biodiversite.wallonie.be, on peut donc se dire que le public « type » de la fagne de Malchamps n'est pas forcément initié à l'environnement. D'ailleurs, le motif récurrent des visites est la balade et la détente. Point de vue budget, une moyenne de 12,40€ par personne est dépensée pour le logement, 10,40€ par personne pour la nourriture (même si la plupart prévoient un pique-nique) et 7€ par personne pour les frais de déplacement. L'enquête demande aussi aux visiteurs leur consentement à payer si le site devenait payant et la moyenne de ce consentement à payer est de 4€ par personne.

Pour la deuxième enquête, il était demandé aux visiteurs de sélectionner les trois paysages qu'ils préféreraient parmi huit photos. Les trois paysages qui ont le plus de succès sont, dans l'ordre, la forêt feuillue, les landes humides avec mares et la forêt résineuse. Les milieux ouverts en général plaisent moins au public, qui vient pourtant se balader dans une fagne, même si les prairies en fleurs récoltent tout de même quelques voix. Dans cette enquête, le consentement à payer est de 3,40€ par personne, ce qui est assez similaire au résultat de la première enquête (la différence vient certainement de la différence de choix dans les réponses).

Selon Muller (2009), les milieux ouverts humides peuvent attirer le public, mais souvent grâce à une certaine mise en scène, puisque si ces dernières n'évoluent pas pendant un certain temps, la fréquentation tend à baisser. De plus, les sites les plus plébiscités sont souvent ceux situés à proximité d'une grande agglomération ou en zone touristique. Le public attend de ces visites de trouver une nature perçue comme brute et sauvage. Pour ce qui est des tourbières en particulier, des études indiquent que la plupart du public apprécie les biens produits par les tourbières mais qu'il connaît mal les menaces auxquelles elles sont soumises (Renou-Wilson et al. 2013). Les enquêtes menées par Renou-Wilson et al. (2013) ont montré que beaucoup étaient d'avis que les tourbières industrielles devaient retourner à la nature et le consentement à payer était plus élevé chez les personnes habitant en zones urbaines. Les mêmes enquêtes montrent également que le public apprécie la tourbière pour sa valeur de non-usage (charme, écologie, paysage) et indiquent une certaine affection et un attachement pour les paysages de tourbières comme un environnement naturel. Aussi, les gens interrogés semblaient dénigrer la foresterie, perçue comme interventionniste et ayant des impacts irréversibles sur les paysages ouverts. Toujours selon Renou-Wilson et al. (2013), les bénéfices procurés par les tourbières sont variés : une valeur d'usage directe écologique (observer les oiseaux, apprécier la nature), une valeur paysagère et culturelle et la protection de l'héritage archéologique. D'après Cubizolle et al. (2004), la curiosité du public pour les tourbières s'est accrue considérablement depuis quelques années. Elles sont en effet devenues le symbole d'une nature sauvage, fragile et menacée par l'expansion humaine et les retombées économiques, même peu conséquentes, qui peuvent avoir un impact sur la région concernée. Ces milieux nécessitent des aménagements particuliers pour les activités touristiques, comme des caillebotis ou des panneaux éducatifs. Une fois ces structures mises en place, le tourisme « vert » peut se développer, comme le montrent les différents rapports des projets LIFE précédents. Ainsi, 200 000 visiteurs arpentent les Hautes-Fagnes chaque année et la fréquentation touristique aurait augmenté de 6% grâce au projet LIFE Hautes-Fagnes (Plunus et al. 2012). Selon Standaert & De Clavel (2011), l'augmentation de la fréquentation touristique suite au projet LIFE Hautes-Fagnes (dont les objectifs étaient similaires au LIFE Ardenne Liégeoise) apporterait un bénéfice d'environ 170 000€ par an au maximum sur l'économie locale des sept communes concernées. Toutefois, un tel service est difficile à quantifier de manière précise.



Selon les résultats des différentes enquêtes et de la revue de la littérature, on peut conclure que le public n'est pas toujours très réceptif aux paysages ouverts, mais qu'il existe tout de même un engouement grandissant pour les tourbières, qui ont donc un indice de 4. Il en est de même pour les landes humides, puisque c'est le paysage qui est arrivé second dans les résultats de la deuxième enquête. Les prairies et landes sèches n'ont, par contre, qu'un indice de 3.

En ce qui concerne les milieux boisés, une enquête de Bodson (2005) montre que le niveau de fréquentation augmente si les forêts sont composées de feuillus, comportent des équipements, parcours sportifs, campings, zones pour les mouvements de jeunesse, éléments hydrographiques (étangs, lacs, cours d'eau) et situés sur des pentes ni trop fortes ni trop faibles. Selon Laurent & Lecomte (2007), la moitié des belges se rendent en forêt chaque mois et près d'un quart des usagers seraient prêts à payer un montant moyen de 25€ par an pour accéder aux forêts. Selon l'étude de Hein (2011) dans le parc national de Hoge Veluwe aux Pays-Bas, la valeur du service rendu par le tourisme a été évalué grâce à la méthode des coûts de transport (en prenant un coût moyen de 0,34€ du km et un salaire moyen de 4,9€ par heure). En considérant que les gens se déplaçant jusqu'au parc sont en moyenne 2,6 par voiture et le droit d'entrée de 7€ ajouté aux coûts, il a calculé le surplus du consommateur à 3,34 millions d'€, soit 11€ par visite. Si on ajoute à ça le surplus du producteur estimé à 2,785 millions d'€, la valeur totale du service récréatif du parc est de 6,14 millions d'€.

Suite à ces différents résultats, on voit que la forêt feuillue naturelle est donc le type d'habitat qui plait le plus au public, c'est pourquoi elles sont un indice de 5. Les forêts trop gérées (typiquement les plantations) semblent moins appréciées par les visiteurs, ce qui leur vaut un indice de 4, qu'elles soient feuillues ou résineux. En effet, même si les résineux séduisent moins le public que les feuillus, les pessières ont une place particulière en Ardenne et ont l'air d'être globalement appréciées. Le public aura tendance à les percevoir comme faisant partie du patrimoine et elles fournissent une ambiance forestière qui charme les habitants. C'est pourquoi les plantations de résineux ont un indice plus haut que certains milieux ouverts.

Selon les rapports du projet LIFE Hautes-Fagnes, la sollicitation d'entreprises et d'emploi local a injecté 1 494 150€ dans les 7 communes concernées par le LIFE Hautes-Fagnes, la valeur de la biodiversité basée sur les coûts des transports est de 6,45 millions d'€ par an et de 526 500€ par an sur base des consentements à payer. Le projet LIFE rapporterait 1,68 millions d'€ par an selon la méthode des coûts des transports ou 137 211€ par an selon les consentements à payer (Standaert & De Claevel, 2011).

2.9 *Indicateur « Valeur patrimoniale » : contribution des habitats à la valeur patrimoniale des paysages*

Le patrimoine est défini comme un ensemble de biens et un héritage culturel communs à une collectivité (Cubizolle et al. 2004). Ici, ce sera la valeur de non-usage au sens large qui sera évaluée : patrimoine, espèces rares et protégées, valeur environnementale, paysagère, etc.

Selon Cubizolle et al. (2004), les tourbières ont un intérêt patrimonial double ; d'une part leur originalité biocénotique et biologique et les processus dynamiques complexes qui s'y déroulent, et d'autre part leur capacité à stocker un grand nombre de données susceptibles de nous renseigner sur l'évolution des milieux naturels et leurs relations avec l'humain. D'après Frankard (2006), les milieux tourbeux abritent de nombreuses espèces rares et ils sont



notamment le refuge de diverses espèces reliques post-glaciaires à affinités boréo-montagnardes. Plus de 20% des espèces végétales protégées en Wallonie sont susceptibles d'être présentes en milieux tourbeux et la plupart de ces espèces sont également inscrites sur la liste rouge des espèces végétales wallonnes. Selon Simonin (2009), les sites fragiles comme les tourbières ou les marais participent à la prise de conscience de l'impact des activités humaines sur le milieu naturel, la disponibilité et la qualité de l'eau et elles ont donc un certain rôle mobilisateur et fédérateur. Selon Cubizolle et al. (2004), la tourbe, par son pouvoir tannant, conserve de nombreux macro-restes tels que le pollen, les graines, les charbons de bois, le bois, etc. dont l'identification est à la base des reconstitutions paléo-environnementales. De ce fait, les tourbières jouent un rôle d'archives puisqu'elles sont pauvres en micro-organismes et donc décomposent la matière organique très lentement et incomplètement. De plus, le caractère organique de la tourbe et la stabilité du dépôt permettent de caractériser les cadres chronologiques de l'évolution des paysages au moyen de techniques de datations. En outre, les tourbières modifient grandement le paysage et le diversifient grâce à leurs caractéristiques hydrologiques et floristiques. Ainsi, on constate une corrélation entre la qualité du paysage et l'intérêt global et c'est d'ailleurs cette valeur paysagère qui pèse davantage que les enjeux scientifiques pour convaincre le grand public de l'intérêt conservatoire de ces habitats. Pour ces raisons, la tourbière a donc un indice de 5 pour son intérêt patrimonial.

En ce qui concerne les forêts, les plus intéressantes au niveau conservation et patrimoine sont les forêts feuillues naturelles et endémiques. Elles sont d'ailleurs primordiales à la conservation de certaines espèces. En effet, selon Laurent & Lecomte (2007), la forêt et ses lisières constituent souvent un refuge et un lieu de reproduction pour de nombreuses espèces qui ne sont pas exclusivement forestières. Les plantations, par le couvert souvent plus serré, ne permettent pas un sous-bois développé et donc la biodiversité y est généralement moindre. C'est d'autant plus vrai pour les plantations d'épicéas où les strates herbacées et arbustive sont généralement très peu développées. Les forêts de feuillus ont donc un indice maximal de 5 alors que les plantations (forêts naturelles dégradées) n'ont qu'un indice de 3. Les résineux ont, quant à eux, un indice de 1.

Les landes et prairies maigres sont de très grandes sources de diversité floristique et, de ce fait, attirent une grande quantité d'oiseaux et d'insectes, parfois rares. C'est pourquoi ces milieux ont également un indice maximal de 5, d'autant plus que ces milieux ouverts sont particulièrement inscrits dans le patrimoine de la région, rappelant la période d'agropastoralisme. Les coupes à blanc ont un indice de 0 puisque cette méthode d'exploitation est particulièrement offensive et ne permet pas l'installation d'espèces rares ou emblématiques et n'a pas non plus d'intérêt patrimonial autre.



3 Établissement de la matrice de Burkhard

Sur base de la synthèse bibliographique présentée au point précédent, les indices attribués aux différents indicateurs/habitats ont été compilés pour établir la matrice de Burkhard. Cette matrice est présentée au Tableau 2.

3.1 *Analyse cartographique et diachronique des indicateurs*

Afin de réaliser l'analyse cartographique des indicateurs et d'évaluer le changement dans la capacité des habitats à produire les services considérés, des étapes de préparation supplémentaires ont dû être effectuées. Comme base de travail, nous avons croisé 2 couches cartographiques :

- La couche « Habitats » reprenant la cartographie détaillée des habitats à l'intérieur du périmètre de projet. Cette cartographie reprend à la fois les habitats présents au moment de l'initiation des travaux de restauration (i.e. habitats de départ), et les habitats visés à l'issue de ces travaux (i.e. habitats objectifs) ;
- La couche « Travaux » reprenant la cartographie des travaux de restauration entrepris par le projet.

Cela nous a permis d'isoler les zones sur lesquelles la restauration écologique a effectivement eu lieu et où des changements dans la capacité à produire les services écosystémiques sont attendus. C'est sur ces parcelles que s'est portée l'analyse.

Chaque parcelle possédant un code EUNIS (typologie européenne décrivant l'ensemble des biotopes terrestres et marins) associé aux habitats « de départ » et « objectifs », il était possible de la rattacher à un type d'habitat afin d'évaluer sa contribution individuelle à la production de services écosystémiques. La correspondance entre les codes EUNIS et les types d'habitats repris dans la matrice de Burkhard est présentée au Tableau 3. Les parcelles dont l'habitat « objectif » avait un code faisant référence à des habitats aquatiques (eaux stagnantes et courantes), sans végétation, des cultures ou des biotopes construits et les parcelles pour lesquelles le code EUNIS était incertain n'ont pas été prises en compte dans l'analyse. De plus, lorsque l'habitat « de départ » faisait référence à un habitat de type forêt naturelle, lande, tourbière ou prairie, nous avons considéré que ces habitats étaient dans un état « dégradé » en début de projet. Cela se justifie par le fait que les habitats en bon état de conservation ne nécessitent a priori pas d'action de restauration. En conséquence, nous avons considéré que les habitats obtenus à l'issue des actions de restauration étaient dans un état « restauré ». Dans ce cadre, l'analyse ne reprend pas la catégorie « en bon état », ni les habitats « créés » car le but n'était pas d'évaluer la capacité des habitats à fournir les services considérés à la fin immédiate du projet, mais à moyen terme, une fois que les habitats « objectifs » se seront mis en place.

Une fois chaque parcelle rattachée à un habitat « de départ » et un habitat « objectif », les indices correspondants repris dans la matrice de Burkhard lui ont été attribués. Cela a été fait pour chacun des 9 indicateurs considérés.

Un indice moyen de capacité de production de chaque service pour l'ensemble du périmètre de projet a été calculé avant restauration – sur base des habitats « de départ » - et après restauration – sur base des habitats « objectifs ». Pour cela, les contributions individuelles de toutes les



parcelles (définies comme la surface en hectares de chaque parcelle multipliée par l'indice du service considéré) ont été sommées. Puis, cette somme a été divisée par la surface totale combinée (en hectares) de ces parcelles. Les indices moyens obtenus avant et après les travaux de restauration ont ensuite été comparés. Cela représente le changement dans la capacité de production des services écosystémiques à l'échelle du périmètre de projet.



Tableau 2: Matrice de Burkhard. Les indicateurs sont identifiés par les abréviations reprises au Tableau 1. Les indices correspondent à la capacité de chaque habitat à produire le service considéré (0 = capacité nulle ; 5 = capacité maximale).

Habitat	Myrt	Bois	Epur	Retent	Stock	Poll	Contr	Paysag	Patrim
Mises à blanc	1	0	1	1	1	1	4	1	0
Forêts artificielles	3	3	2	3	2	2	2	4	1
Forêts naturelles créées	1	2	3	3	4	3	3	3	3
Forêts naturelles dégradées	1	3	3	3	4	2	1	4	3
Forêts naturelles restaurées	2	3	4	4	5	3	3	5	4
Forêts naturelles en bon état	3	4	5	4	5	3	3	5	5
Landes créées	1	0	3	2	3	3	3	3	3
Landes dégradées	2	0	3	2	2	2	4	2	3
Landes restaurées	3	0	4	3	3	4	4	3	4
Landes en bon état	5	0	4	3	3	4	4	3	5
Tourbières créées	0	0	4	3	4	2	3	4	3
Tourbières dégradées	0	0	3	1	2	1	4	3	3
Tourbières restaurées	0	0	5	2	4	2	4	4	4
Tourbières en bon état	0	0	5	2	4	2	4	4	5
Prairies créées	0	0	2	2	3	3	3	3	3
Prairies dégradées	0	0	3	3	3	3	4	3	3
Prairies restaurées	0	0	3	3	3	5	4	3	4
Prairies en bon état	0	0	3	3	3	5	4	3	5



Tableau 3: Correspondance entre les codes EUNIS et les types d'habitats considérés dans la matrice de Burkhard.

Type d'habitat	Code EUNIS
Mises à blanc	G5.8
Forêts artificielles	G1.C – G3.F – G4.F
Forêts naturelles	FA.3 – F9.2 – G1 – G1.2- G1.4 – G1.5 – G1.6 – G1.8 – G1.9 – G1.A – G5.3 – G5.6
Landes	D5.2 – E5.3 – F3.1 – F4.1 – F4.2 – H2.3 – J3.3
Tourbières	D1.1 – D2.2 – D2.3 – D5.3
Prairies	E1.7 – E2.1 – E2.2 – E2.3 – E3.4 – E3.5 – E5.4 – E5.6 – J4.1

3.2 Résultats et visualisation cartographique

L'évolution de l'indice moyen pour chacun des indicateurs est présentée à la Figure 1. On note une augmentation de la capacité de production pour 8 des 9 services écosystémiques évalués ici. Cette augmentation varie entre 17,6% et 71,7%. La seule diminution attendue est celle du service de production de bois (-6,2%).

En regroupant les indicateurs par type de service, on s'attend à terme à une augmentation de la capacité de production des services de type approvisionnement de $5,7 \pm 11,9$ %, des services de régulation de $51,9 \pm 22,3$ % et des indices des services de type culturel de $49,3 \pm 5,5$ % (moyenne \pm erreur type de la moyenne) par rapport à la situation initiale. L'augmentation des services de type approvisionnement est cependant non-significative statistiquement.

Un exemple de visualisation de cette évolution est présenté en annexe. Étant donné que les sites inclus dans le périmètre de projet sont globalement éloignés les uns des autres et dans le but de maximiser la lisibilité, nous nous sommes limités à représenter les changements pour une sélection de sites contigus, reprenant la Fagne de Pansire, la Fagne de la Vecquée et la Fagne James.



Indice moyen par hectare d'habitat restauré

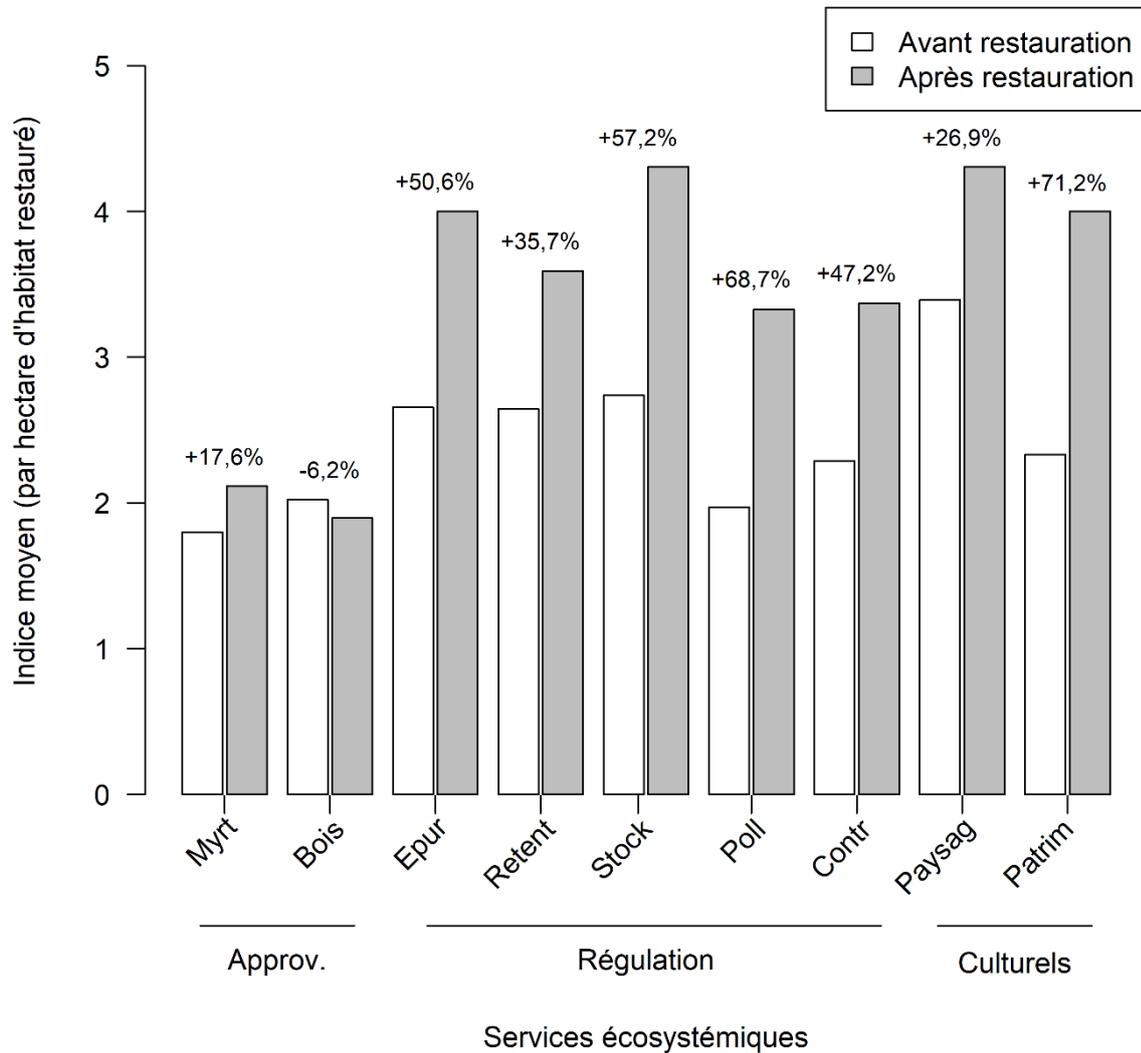


Figure 1: Évolution de l'indice moyen par hectare d'habitat restauré, pour les 9 indicateurs considérés. Le pourcentage rapporté au-dessus de chaque indicateur correspond au changement entre la période de référence et la période après restauration.



4 Discussion et conclusion

Notre analyse cartographique montre qu'on peut s'attendre à une augmentation de la capacité de production de la plupart des services écosystémiques lorsque les habitats restaurés se seront mis en place. Seul un service de type approvisionnement (production de bois) devrait à terme diminuer. Cela n'est pas étonnant dans la mesure où l'un des principaux enjeux du projet LIFE Ardenne liégeoise est la restauration par désenrésinement d'habitats naturels comme les landes et les tourbières qui produisent naturellement peu (voire pas) de bois. Il faut cependant noter que cette diminution est faible, de l'ordre de 6% par rapport à la situation avant restauration écologique. La perte en termes de production de bois liée aux actions de désenrésinement semble donc presque entièrement compensée par le fait que certaines parcelles sont destinées à devenir des forêts naturelles restaurées.

Pour 8 des 9 services considérés, on s'attend à une augmentation de la capacité de production des services à l'échelle du projet, une fois les habitats visés par les travaux de restauration établis. Parmi ces services, on observe néanmoins une variabilité importante : entre 17,6% pour l'indicateur « Myrtilles » et 71,2% pour l'indicateur « Valeur patrimoniale ». Cela s'observe également lorsque l'on regroupe les indicateurs par grandes catégories de services. Aucun changement significatif n'est constaté pour les services de type approvisionnement, tandis que l'indice moyen des services de régulation et culturels augmente de près de 50%. A l'échelle du périmètre de projet, les actions de restauration entreprises ont donc un impact proportionnellement plus important sur ces services par rapport aux services d'approvisionnement fournissant des biens matériels.

Ces résultats suggèrent également qu'à l'échelle du périmètre de projet considéré ici, les objectifs de restauration écologique visant notamment la conservation de la biodiversité sont compatibles avec la production de services écosystémiques dont les populations humaines bénéficient à des degrés divers. Cette situation « gagnant-gagnant » fournit une raison supplémentaire de maintenir les habitats restaurés dans un état de conservation optimal, qui soit favorable tant à une richesse biologique élevée qu'à la bonne production de services écosystémiques.

De manière générale, on s'attend à ce que les principaux bénéficiaires des services soient les communautés locales. Par exemple, la plupart des espèces d'abeilles ont un rayon d'action ne dépassant pas quelques kilomètres (Zurbuchen et al. 2010). Cela implique que l'exportation de ce service à une échelle spatiale plus importante est faible et que les bénéfices de la restauration écologique se traduisent localement. Cependant, l'augmentation attendue de la capacité de stockage du carbone est un bénéfice global ne se limite pas aux émissions de carbone produites localement et s'intègre dans la capacité de stockage du carbone global de la biosphère. De la même manière, le service culturel de valeur paysagère peut aussi bénéficier à des communautés plus éloignées (i.e. niveau national) grâce aux activités touristiques qui attirent des visiteurs des régions limitrophes et qui bénéficient des paysages naturels.

Le concept de service écosystémique est important pour orienter la gestion des ressources naturelles vers des approches plus durables (Jacobs et al. 2015). Dans ce cadre, l'évaluation et la cartographie de ces services constituent donc des enjeux importants. L'approche préconisée dans ce rapport n'inclut pas de quantification directe et précise de la capacité des habitats à produire les services considérés ou de leur valeur monétaire. En pratique, cette quantification s'avère souvent complexe car les relations entre le fonctionnement des écosystèmes, la



production de services écosystémiques et la dépendance des êtres humains vis-à-vis des ressources naturelles sont elles-mêmes complexes. La méthode privilégiée ici, la sélection d'indicateurs pertinents par rapport aux habitats visés par le projet, l'attribution d'un indice normalisé par type d'habitat sur base de la littérature scientifique et l'analyse cartographique subséquente, est semblable à celle proposée par Burkhard et al. (2009) qui se basent sur l'opinion d'experts pour l'attribution des indices. Si cette méthode présente certains inconvénients (dont les principaux sont compilés et discutés dans Jacobs et al. 2015), elle offre néanmoins une approche simple et facilement transposable à une large gamme de projets. De plus, les résultats obtenus peuvent être facilement communiqué aux communautés bénéficiant des services considérés et aux décideurs (politiques ou autres) responsables de leur gestion. Ces publics étant très souvent divers et avec une connaissance de base différente du concept de service écosystémique, la multiplicité des supports générés par l'analyse (graphes, cartes, ...) permettra de toucher et de sensibiliser les différents acteurs liés à cette thématique.

Bibliographie

- Armbruster, M., Seeger, J. & Feger, K.-H. (2004) Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limitations. *Plant and Soil*, 264 (1-2), pp. 13–24.
- Bansept, A. & Fiquepron, J. (2014) Protéger et valoriser l'eau forestière. Guide pratique national réalisé dans le cadre du programme « EAU + FORT », 164 pp.
- Barral, M.P., Benayas, J.M. R., Meli, P. & Maceira, N.O. (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, pp. 223-231.
- Bettridge, J., Renard, M., Zhao, F., Bown, K. J. & Birtles, R. J. (2013) Distribution of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in *Ixodes ricinus* populations across central Britain. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 13 (3), pp. 139-146.
- Bosansky, M. (2010) Emissions de gaz à effet de serre en Alsace.
- Bodson, D. (2005) Comprendre les perceptions, les usages et les significations de la forêt en 2005. *Forêt Wallonne*, 79, pp. 19–28.
- Bouillon, P.-O. (2014) Restauration de milieux tourbeux : quelle influence pour la grande faune sauvage et pour la chasse ? 37 pp.
- Brainard, J., Lovett, A. & Bateman, I. (2003) Carbon sequestration benefits of woodland. Rapport à la “Forestry Commission”.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. & Windhorst, W. (2009) Landscapes' capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 15 (1), pp. 1-22.
- Christmann, S. (2019) Do we realize the full impact of pollinator loss on other ecosystem services and the challenges for any restoration in terrestrial areas? *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.12950>
- Cubizolle, H., Sacca, C., Tourman, A., Porteret, J. & Thébaud, G. (2004) Les tourbières du haut bassin versant de la Loire (Massif central oriental) : Intérêts paléoenvironnemental et phytocénotique, enjeux socio-économiques. *Norois*, 192 (3), pp. 95–115.
- Dendoncker, P.N. & Raquez, P. (2013) Dossier scientifique sur les services rendus par les écosystèmes en Wallonie, en vue de la préparation du rapport analytique 2012-2013 sur l'état de l'environnement wallon.



- Denning, K.R. & Foster, B.L. (2018) Flower visitor communities are similar on remnant and reconstructed tallgrass prairies despite forb community differences. *Restoration Ecology*, 26 (4), pp. 751-759.
- Ehrmann, S., Liira, J., Gärtner, S., Hansen, K., Brunet, J., Cousins, S. A., ... & Diekmann, M. (2017) Environmental drivers of *Ixodes ricinus* abundance in forest fragments of rural European landscapes. *BMC Ecology*, 17 (1), pp. 31.
- Ehrmann, S., Ruyts, S.C., Scherer-Lorenzen, M., Bauhus, J., Brunet, J., Cousins, S.A., ... & Diekmann, M. (2018) Habitat properties are key drivers of *Borrelia burgdorferi* (sl.) prevalence in *Ixodes ricinus* populations of deciduous forest fragments. *Parasites & Vectors*, 11 (1), pp. 23.
- Fiedler, A.K., Landis, D.A. & Arduser, M. (2012) Rapid shift in pollinator communities following invasive species removal. *Restoration Ecology*, 20 (5), pp. 593-602.
- Fiquepron, J., Picard, O., & Toppan, E. (2012) Des forêts pour l'eau potable : la forêt protège votre eau. *Forêt Privée Française*, 4.
- Forup, M.L. & Memmott, J. (2005) The restoration of plant–pollinator interactions in hay meadows. *Restoration Ecology*, 13 (2), pp. 265-274.
- Forup, M.L., Henson, K.S., Craze, P.G. & Memmott, J. (2008) The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45 (3), pp. 742-752.
- Francez, A.-J. (2000) La dynamique du carbone dans les tourbières à *Sphagnum*, de la sphaigne à l'effet de serre. *L'Année Biologique*, 39 (4), pp. 205–270.
- Frankard, P. (2006) Les potentialités d'accueil de la vie sauvage en milieux humides et aquatiques : les milieux tourbeux. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois, Gembloux, 11 pp.
- Gagkas, Z., Heal, K., Stuart, N. & Nisbet, T.R. (2006) Forests and Water Guidelines: broadleaf woodlands and the protection of freshwaters in acid-sensitive catchments. *BHS 9th National Hydrology Symposium*, pp. 53–58.
- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J. & Vaissière, B.E. (2009) Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological economics*, 68 (3), pp. 810-821.
- Gilbert, L., Maffey, G.L., Ramsay, S.L., & Hester, A.J. (2012) The effect of deer management on the abundance of *Ixodes ricinus* in Scotland. *Ecological Applications*, 22 (2), pp. 658-667.
- Gilbert, L. (2016) How landscapes shape Lyme borreliosis risk. In: Ecology and prevention of Lyme borreliosis (ed. Braks, M.A.H., van Wieren, S.E., Takken, W. & Sprong, H.). Wageningen Academic Publishers, Wageningen, Pays-Bas, pp. 161-171.
- Hargreaves, K.J., Milne, R. & Cannell, M.G.R. (2003) Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry*, 76 (3), pp. 299–317.
- Hegg, C., Jeisy, M. & Waldner, P. (2006) La forêt et l'eau potable : Une étude bibliographique. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), Birmensdorf, Suisse, 62 pp.
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R.S. & Van Ierland, E.C. (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57 (2), pp. 209-228.



- Hein, L. (2011) Economic benefits generated by protected areas: The case of the Hoge Veluwe Forest, the Netherlands. *Ecology and Society*, 16 (2), pp. 13.
- Höper, H., Augustin, J., Cagampan, J.P., Drösler, M., Lundin, L., Moors, E., ... Wilson, D. (2008) Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. In: Peatlands and climate change (ed. Strack, M.). International Peat Society, Jyväskylä, Finland, pp. 182-210.
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J. & Schneiders, A. (2015). 'The Matrix Reloaded': a review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, pp. 21-30.
- James, M.C., Bowman, A.S., Forbes, K.J., Lewis, F., McLeod, J.E. & Gilbert, L. (2013) Environmental determinants of *Ixodes ricinus* ticks and the incidence of *Borrelia burgdorferi* sensu lato, the agent of Lyme borreliosis, in Scotland. *Parasitology*, 140 (2), pp. 237-246.
- Jandl, R., Vesterdal, L., Olsson, M., Bens, O., Badeck, F. & Rock, J. (2007) Carbon sequestration and forest management. *CAB Reviews*, 2 (17), pp. 1-16.
- Laurent, C. & Lecomte, H. (2007) Les services environnementaux et sociaux rendus par la forêt. In : Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007, pp. 196-201.
- Laitat, É., Perrin, D., Sheridan, M., Lebègue, C. & Pissart, G. (2004). EFOBEL un modèle de calcul de la séquestration du carbone par les forêts, selon les termes des Accords de Marrakech et les engagements de rapportage de la Belgique au protocole de Kyoto. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 8(1), pp. 27-40.
- Lindsay, R. (2010) Peatbogs and carbon: a critical synthesis to inform policy development in oceanic peat bog conservation and restoration in the context of climate change. University of East London, Environmental Research Group.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC, USA.
- Millins, C., Gilbert, L., Johnson, P., James, M., Kilbride, E., Birtles, R. & Biek, R. (2016) Heterogeneity in the abundance and distribution of *Ixodes ricinus* and *Borrelia burgdorferi* (sensu lato) in Scotland: implications for risk prediction. *Parasites & vectors*, 9 (1), pp. 595.
- Millins, C., Gilbert, L., Medlock, J., Hansford, K., Thompson, D.B., & Biek, R. (2017) Effects of conservation management of landscapes and vertebrate communities on Lyme borreliosis risk in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372 (1722), pp. 20160123.
- Muller, F. (2009) Zones humides, récréation et valorisation touristique. *Zones Humides Infos*, 66, pp. 8–9.
- Murray, T.E., Fitzpatrick, U., Byrne, A., Fealy, R., Brown, M.J. & Paxton, R.J. (2012) Local-scale factors structure wild bee communities in protected areas. *Journal of Applied Ecology*, 49 (5), pp. 998-1008.
- Ostle, N.J., Levy, P.E., Evans, C.D. & Smith, P. (2009) UK land use and soil carbon sequestration. *Land Use Policy*, 26 (S1), pp. S274–S283.
- Peh, K.S.-H., Balmford, A., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A., Thomas, D.H.L., Walpole, M. & Birch, J.C. (2014) *TESSA: Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment*.
- Plunus, J., Loute, M., Mackels, D. & Dumoulin, V. (2013) Restauration des landes et tourbières du Plateau des Hautes Fagnes. LIFE06 NAT/B/000091 – Rapport final.
- Price, J., Evans, C., Evans, M., Allott, T. & Shuttleworth, E. (2016) Peatland restoration and hydrology. In: Peatland restoration and ecosystem services (ed. Bonn, A., Allott, T.,



- Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 77–94.
- Renou-Wilson, F., Bolger, T., Bullock, C., Convery, F., Curry, J., Ward, S., ... Müller, C. (2013) BOGLAND: Sustainable Management of Peatlands in Ireland. STRIVE Environmental Protection Agency Programme 2007-2013.
 - Rotherham, I.D. (2008) Flooding, Water and the Landscape. *Journal of Practical Ecology and Conservation*, 7, pp. 128-137.
 - Simonin, M. (2009) Le marais de Saône : allier patrimoine, récréation et eau potable. *Zones Humides Infos*, 66, pp. 7-8.
 - Standaert, S. & De Claevel, B. (2011) Etude de l'impact socio-économique de la conservation et restauration de la nature dans les Hautes Fagnes. Rapport final de l'étude pour la commission de gestion du Parc Naturel Hautes-Fagnes-Eifel, 86 pp.
 - Thomas, H. & Nisbet, T. R. (2007) An assessment of the impact of floodplain woodland on flood flows. *Water and Environment Journal*, 21 (2), pp. 114–126.
 - Tonietto, R.K. & Larkin, D.J. (2018) Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2), pp. 582-590.
 - Vallet, P., Meredieu, C., Seynave, I., Bélouard, T. & Dhôte, J.F. (2009) Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. *Forest Ecology and Management*, 257 (4), pp. 1314–1323.
 - Van Wesemael, B. (2006) La séquestration et les émissions de gaz à effet de serre provenant des écosystèmes terrestres en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Département de Géographie, Université catholique de Louvain. Louvain-la-Neuve, 18 pp.
 - Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D. & Gundersen, P. (2013) Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, pp. 4-18.
 - Vogiatzakis, I.N., Stirpe, M.T., Rickebusch, S., Metzger, M.J., Xu, G., Rounsevell, M.D. A., ... Potts, S.G. (2015) Rapid assessment of historic, current and future habitat quality for biodiversity around UK Natura 2000 sites. *Environmental conservation*, 42 (1), pp. 31-40.
 - Vourc'h, G., Abrial, D., Bord, S., Jacquot, M., Masségli, S., Poux, V., ... & Chapuis, J.L. (2016) Mapping human risk of infection with *Borrelia burgdorferi* sensu lato, the agent of Lyme borreliosis, in a periurban forest in France. *Ticks and tick-borne diseases*, 7 (5), pp. 644-652.
 - Wastiaux, C. (2008) Les tourbières sont-elles des éponges régularisant l'écoulement ? *Bulletin de La Société Géographique de Liège*, 50, pp. 57–66.
 - Westrich, P. (1996) Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *Linnean Society Symposium Series*, 18, pp. 1-16.
 - Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., ... Kögel-Knabner, I. (2013) Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) - Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 295, pp. 162–172.
 - Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S. & Dorn, S. (2010) Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143 (3), pp. 669-676.



Annexes

Les figures présentées aux pages suivantes montrent les changements dans la capacité de production des services écosystémiques pour les sites de la Fagne de Pansire, Fagne de la Vecquée et Fagne James. Pour chaque indicateur, le volet supérieur représente la situation avant restauration ; le volet inférieur la situation après restauration. Chaque entité colorée correspond à une parcelle sur laquelle au moins une action de restauration écologique a été entreprise. Le fond de carte correspond aux « Orthophotos » du territoire wallon disponible pour l'année 2018.



