

Université libre de Bruxelles

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

Faculté des Sciences

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

**La compensation écologique comme mécanisme
pour le maintien de la biodiversité des paysages « ordinaires »
Cas de l'avifaune des espaces agricoles de Wallonie**

Mémoire de Fin d'Études présenté par

Christelle PHILIPPART

en vue de l'obtention du grade académique de

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Finalité Gestion de l'Environnement Ma120ECTS ENVI5G-T

Année Académique : 2012-2013

Directeur : Prof. Marie-Françoise GODART

Résumé

L'objectif de la compensation écologique est « pas de perte nette » de biodiversité. Ce mémoire vise à comprendre dans quelle mesure la compensation écologique peut apporter des réponses aux déclin de la biodiversité en Région wallonne. L'accent est mis sur la biodiversité des paysages « ordinaires » et plus particulièrement la diversité des oiseaux liés aux espaces agricoles.

Il ressort de la littérature que la compensation écologique doit être encadrée par une législation qui définit les principes de bases que sont, pour les principaux : l'équivalence entre les pertes de biodiversité et les gains après compensation ; la hiérarchie qui est de d'abord éviter avant de compenser ; l'additionnalité des mesures. La réglementation doit être accompagnée de méthodes pour calculer l'équivalence écologique entre les pertes et les gains. Celles-ci sont multiples et répondent à des objectifs différents : compenser les dommages aux espèces, aux habitats, aux écosystèmes, aux fonctions écologiques ou encore aux services écosystémiques.

Les causes du déclin des espèces du milieu agricole sont liées en grande partie à la fragmentation des paysages du fait de l'urbanisation et à l'intensification de l'agriculture qui homogénéise le territoire et les espèces. La compensation écologique tel que prévue dans la législation wallonne ne couvre que les impacts dus à l'urbanisation, uniquement pour les projets qui font l'objet d'une étude d'incidences. La législation impose l'obligation de compenser les impacts sur les espèces et habitats protégés. La réglementation permet d'aller plus loin pour couvrir une autre biodiversité, plus ordinaire, mais cela reste à la discrétion des autorités qui délivrent les permis.

L'objet de la partie pratique est de réaliser une évaluation du potentiel de diversité des oiseaux dans les milieux agricoles sur base de modèles de distribution d'espèces. La carte de ce potentiel de biodiversité indique des zones riches d'espèces qui pourraient nécessiter un statut de protection compatible avec la fonction agricole ou des mesures de compensation si des projets s'y implantent. Nous avons aussi réalisé différentes cartes pour représenter le potentiel de groupe d'espèces, par exemple les nicheurs ou les oiseaux des prairies. Elles pourraient être utilisées pour une planification des mesures favorables à la biodiversité que ce soit les mesures de la compensation ou d'autres comme les mesures agri-environnementales. L'intérêt était également de proposer une méthode pour évaluer la compensation, autre que le relevé des espèces sur le terrain, et d'en étudier les avantages et les limites. Le processus de la modélisation qui amène à la carte est lourd à reproduire pour évaluer les pertes sur des projets ponctuels. Par contre, il est possible de simuler de grands projets ou des tendances pour l'avenir si l'urbanisation continue suivant le même rythme.

La législation wallonne n'encadre pas suffisamment le processus et laisse place à l'interprétation. La compensation écologique ne garantit pas le maintien de la biodiversité face aux différentes causes du déclin des espèces et encore moins les pertes de la biodiversité non spécifiquement protégée. Avec l'actualité des projets éoliens, la réflexion sur la compensation est en cours à l'administration wallonne ainsi que dans les associations et certains secteurs économiques. Nous pouvons supposer d'autres développements de la législation et des méthodes dans les années qui viennent. La première phase de la hiérarchie de la compensation, qui est d'éviter les pertes de biodiversité, mérite de faire l'objet de plus de discussions. Les autres pistes pour améliorer la compensation elle-même consisteraient à organiser le suivi écologique des sites, étendre la compensation obligatoire pour couvrir d'autres dommages, intégrer la compensation à l'aménagement du territoire.

Mots clés : compensation écologique, évaluation de la biodiversité, modélisation, biodiversité, agriculture, oiseaux

Remerciements

Mes remerciements vont à Marie-Françoise Godart pour avoir accepté le suivi de ce mémoire et pour sa lecture affûtée qui fut très instructive,

Les membres du jury parce que l'envie de leur fournir un travail pouvant susciter leurs intérêts m'a incité à me dépasser,

L'équipe de Natagora/Aves pour m'avoir lancée sur ce sujet et leur accueil, Jean-Yves Paquet, Joelle Piraux, Antoine Derouaux, ainsi que Olatz Aizpurua pour avoir accepté de partager les données habitats calculées pour sa thèse,

Philippe Goffart, Virginie Hess, Hugues De Pra, Romain Julliard, Jeremy Simar, Joanna Clavel et Sandrine Liègeois qui ont pris un moment pour répondre à mes questions, échanger leurs impressions et ainsi nourrir ma réflexion.

Un tout grand merci à mon « help desk », Moritz Lennert et Jean François, pour m'avoir sorti de bien des embrouilles avec l'informatique. Merci aux amis ornithologues Thierry et Vincent pour leur regard critique. Merci à mes parents et à Bénédicte pour leur relecture finale du document.

Mon père m'a donné le goût des cartes, ma mère m'a montré l'importance de donner un sens à ce que l'on fait et Valérie m'a permis d'avoir un autre regard sur l'agriculture. Ce mémoire est aussi l'illustration de ces échanges. Merci pour votre confiance et votre présence.

Table des matières

Introduction	7
<i>Methodologie du mémoire</i>	8
Chapitre 1. La biodiversité : définition, état des lieux et réglementation de sa protection	11
1. La biodiversité à multiples dimensions	11
2. La biodiversité des milieux agricoles wallon	13
2.1. L'avifaune agricole	14
2.2. Les atteintes à la biodiversité en milieu agricole	15
3. La protection de la biodiversité en Région wallonne	19
3.1. La législation à travers le territoire	19
3.2. Amélioration de la biodiversité dans l'agriculture	21
Conclusion	23
Chapitre 2. Théorie et pratique de la compensation écologique	24
1. Les Principes de la compensation écologique	24
1.1. Le principe d'équivalence	25
1.2. La hiérarchie des mesures.....	25
1.3. Les limites de la compensation ou l'option « ne pas faire ».....	26
1.4. Le principe de l'additionnalité	27
1.5. Les objectifs sur le long-terme	27
1.6. Le principe du pollueur-payeur.....	27
1.7. Le principe d'équité ou d'égalité	27
1.8. Le contexte local et les savoirs	27
1.9. Les principes de participation et de transparence	28
2. Les fondements juridiques de la compensation écologique en Région wallonne	28
2.1. Législations relatives à la protection de la nature	28
2.2. Les législations sur les plans, programmes et projets.....	29
2.3. La législation portant sur la responsabilité environnementale.....	31
3. Différents dispositifs de mise en oeuvre	31
4. La compensation écologique appliquée en Région wallonne	33
4.1. Dérogation à la Loi sur la Conservation de la Nature.....	34
4.2. La liaison Tihange-Strée-N684	35
4.3. Le projet de parc éolien sur la plaine de Boneffe.....	36
5. Retour d'expériences	39
Conclusion	41
Chapitre 3. Les méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique	42
1. Évaluer les pertes ou définir les objectifs	42
1.1. Les surfaces d'habitats	42
1.2. Les espèces	43
1.3. Les fonctions écologiques.....	43
1.4. La dimension temporelle	44
1.5. Prise en compte des incertitudes	45
1.6. Définir le site de substitution.....	46
1.7. Les limites de la compensation	47
2. Les méthodes d'évaluation	47
2.1. Évaluation de la compensation en Région wallonne	47
2.2. Évaluation de l'équivalence par comparaison à une référence	49
2.3. Évaluation de l'équivalence en Suisse	52
2.4. Évaluation de l'état initial des fonctions écologiques et des services écosystémiques.....	54
2.5. Évaluation de l'équivalence sur base de la biodiversité potentielle.....	55
Conclusion	56

Chapitre 4. Cas pratique : cartographie du potentiel de diversité des oiseaux des espaces agricoles wallons	58
1. Méthodologie de la réalisation de la carte.....	58
1.1. Les données d'observations.....	60
1.2. Les espèces sélectionnées.....	60
1.3. Les variables habitats.....	62
1.4. Fonctionnement du modélisateur.....	64
1.5. Les modèles par espèces.....	66
1.6. Le calcul de la carte.....	68
2. Les résultats.....	69
2.1. Carte finale.....	69
2.2. Cartes sur base des préférences de milieu des oiseaux.....	69
2.3. Cartes suivant les saisons.....	71
2.4. Les différences entre oiseaux protégés et menacés.....	74
3. Affiner la carte.....	76
4. Perspectives pour les cartes du potentiel de biodiversité.....	77
5. Perspectives de la méthode.....	79
Conclusion.....	80
Chapitre 5. Pistes d'amélioration de la compensation pour un objectif de zéro perte de biodiversité	81
1. Encadrer les compensations par une méthodologie.....	81
1.1. Définir les objectifs.....	81
1.2. Construire des méthodes de calcul de l'équivalence.....	83
1.3. Contrôle et suivi.....	83
1.4. Assurer les mesures sur le long terme.....	84
1.5. Le secteur de l'agriculture.....	84
2. Les méthodes pour maintenir et augmenter la biodiversité ordinaire.....	85
2.1. Protéger les écosystèmes agricoles.....	85
2.2. Les aménagements spécifiques pour la biodiversité.....	86
2.3. Améliorer les écosystèmes des parcelles.....	87
2.4. Augmenter l'hétérogénéité.....	89
2.5. Cumuler et planifier les actions.....	89
3. Donner les moyens de compenser.....	90
4. Discussion finale.....	92
Conclusion.....	96
Bibliographie.....	98
Annexes	104

Table des figures et annexes

Figure 1 : Variation des populations de 4 espèces d'oiseaux des milieux agricoles en Europe.....	14
Figure 2 : Evolution des principales occupations du sol en Région wallonne	16
Figure 3 : Hiérarchie de la compensation : d'abord éviter, ensuite atténuer et enfin compenser les impacts.	26
Figure 4 : N684 - Liaison Tihange - Strée.	36
Figure 5 : Localisation du projet de parc éolien de la plaine de Boneffe.	38
Figure 6 : Exemple de calcul s'évaluation des biotopes suivant la méthode du Land de Saxe.	50
Figure 7 : Carte des milieux humides évalués dans le cadre de la méthode californienne CRAM.	51
Figure 8 : Tableau de la méthode d'évaluation « module » : détermination des facteurs de qualité pour la valeur initiale.	53
Figure 9 : Illustration de l'évaluation par les fonctions écologiques et les services écosystémiques.	55
Figure 10 : Méthodologie de la construction des cartes du potentiel de biodiversité.....	59
Figure 11 : Liste des espèces qui ont fait l'objet d'un modèle de distribution.....	61
Figure 12 : Cartes des occupations du sol principales en Wallonie utilisées dans les variables : cultures, prairies, forêts et espaces urbanisés.	63
Figure 13 : Liste des variables habitats sélectionnées pour la modélisation	64
Figure 14 : Exemples de carte de probabilité de présence par espèces	66
Figure 15 : Sensibilité du modèle du pipit farlouse, tracé de la courbe de sensibilité, ROC.	67
Figure 16 : Liste des espèces d'oiseaux et les critères de sélection pour le calcul des cartes finales.	70
Figure 17 : Cartes du potentiel de diversité des oiseaux dans le milieu agricole, dans les cultures et dans les prairies.	72
Figure 18 : Cartes du potentiel de biodiversité suivant la période de l'année, pour les espèces nicheuses, pour les espèces qui passent l'hiver en Wallonie et pour celles qui font régulièrement une halte migratoire en Wallonie.	73
Figure 19 : Carte du potentiel de biodiversité calculée au départ des espèces protégées au niveau européen ; Carte sur base des espèces dans la population est menacée en Wallonie ; Carte sur base des espèces ayant un indice de spécialisation supérieur à 1.	75
Figure 20 : Utilisation de la carte pour envisager des espaces des actions de compensation.....	78
Figure 21 : Comparaison entre une approche projet par projet, « réactive », et une approche « proactive ».....	90
Annexe 1 : Mesures agri-environnementales en Wallonie.....	104
Annexe 2 : Schéma de la compensation en Allemagne.....	105
Annexe 3 : Cartes des probabilités de présence par espèces	106
Annexe 4 : Représentation cartographique des variables habitats utilisées dans la modélisation.....	111
Annexe 5 : Visites de terrain	114

INTRODUCTION

Enrayer le déclin de la biodiversité est un des grands enjeux de l'environnement au niveau mondial. Plus de 30 % des espèces de mammifères, oiseaux et amphibiens sont menacés d'extinction (Rockstöm et al, 2009). En Wallonie, un tiers des espèces qui font l'objet d'un suivi est également menacé de disparaître du territoire. Dans les différentes familles, ce sont les espèces les plus spécialisées et les espèces migratrices qui régressent le plus fortement (Cellule EEW, 2010).

Les atteintes à la biodiversité proviennent de multiples facteurs : les milieux naturels sont réduits et fragmentés par l'urbanisation et les infrastructures de transport ; l'intensification des activités agricoles et de la production forestière perturbe les écosystèmes semi-naturels ; les milieux aquatiques sont appauvris du fait de la pollution des eaux et de l'artificialisation des berges ; le changement climatique et les plantes invasives constituent deux pressions supplémentaires sur les espèces au niveau global (AEE, 2010). La perte de la biodiversité est un domaine d'étude complexe, les espèces et les habitats ont des réactions diverses, étalées dans le temps et non linéaires, en fonction des modifications provoquées par les activités humaines.

L'humain n'a pas la même vision de toutes les espèces : certaines sont à protéger, d'autres à éradiquer (Arnould, 2005). Les programmes et les lois sont orientés pour préserver les lieux riches de biodiversité. Il est devenu évident que protéger une partie des espèces dans des sanctuaires de nature n'est pas suffisant pour enrayer leur déclin. L'écologie s'oriente plus vers la restauration de réseaux entre les différents noyaux de biodiversité pour maintenir les populations sur le long terme (Dufrêne, 2004). Le réseau de zones protégées Natura 2000 est l'exemple de cette nouvelle approche à l'échelle européenne.

Tous les habitats ne sont cependant pas protégés et de nombreuses espèces occupent des lieux moins naturels comme les zones urbanisées, le milieu agricole, les carrières ou encore les coupes à blanc en forêt. Cette biodiversité qualifiée d'ordinaire est plus proche de nous et la plus présente dans les régions où le territoire est fortement occupé, comme c'est le cas de la Wallonie. De plus en plus d'actions visent à améliorer les milieux pour plus de diversité biologique. Mais comment protéger cette nature qui côtoie les activités humaines pour éviter qu'elle ne se dégrade davantage ?

L'union européenne et les états qui la composent ont mis en place un ensemble de législations pour évaluer et réparer les impacts. Dans le cadre des études d'incidences pour un projet, les mesures envisagées pour limiter les atteintes à l'environnement, sont hiérarchisées. Il s'agit en premier lieu d'éviter, ensuite de réduire et enfin de compenser les impacts restants. Fevre (2012) définit la compensation comme un moyen de parer à une défaillance dans la recherche de la réduction de l'impact. La compensation écologique est le nom donné au mécanisme lorsque l'objectif est de ne pas perdre de la biodiversité.

Présente depuis des décennies dans quelques pays, la compensation écologique apparaît dans la législation wallonne avec la transposition de la directive européenne « Habitat » pour éviter les pertes dans le réseau Natura 2000. Elle est appliquée en Wallonie depuis quelques années dans le cadre des projets éoliens. La réflexion a volontairement été orientée sur la compensation écologique au-delà de la pratique rendue obligatoire par les réglementations européennes et celle existant dans le cadre des projets éoliens. La compensation écologique devrait permettre le maintien de la nature présente, à travers le territoire, pour elle-même, et en soutien de la biodiversité des aires plus protégées.

Le projet de parc éolien au sein de la Plaine de Boneffe est le point de départ de la réflexion qui a mené à la présente étude. Ce projet éolien pose problème par rapport à son impact sur les oiseaux qui occupent la plaine. Nous pouvons nous demander comment concilier le développement éolien nécessaire en Wallonie pour atteindre les objectifs de réduction des gaz à effet de serre et la protection de la biodiversité ? Sur quels éléments trancher la décision nécessaire ? En imposant la compensation écologique, le gouvernement wallon apporte une réponse, mais cela pose d'autres questions. La première est de savoir si ces mesures sont efficaces pour la biodiversité ou seulement pour quelques espèces.

Les superficies agricoles de Wallonie sont au cœur de multiples enjeux de gestion du territoire, entre la production alimentaire, la production d'énergie et l'urbanisation. L'agriculture d'autrefois a créé des conditions écologiques bénéfiques à la biodiversité. Actuellement, les champs et les prairies constituent des paysages largement répandus, des paysages « ordinaires » où la diversité d'espèces est de plus en plus menacée. La biodiversité ordinaire est la première touchée par le développement de l'urbanisation, même lorsqu'elle est protégée, ce qui est le cas de l'ensemble des espèces d'oiseaux sauvages (Regnery et al., 2013). Face aux impacts de l'urbanisation, la compensation écologique peut-elle protéger cette diversité, avec quelles ambitions et quelles limites ?

La partie pratique de l'étude consiste en la réalisation d'une carte de biodiversité potentielle des oiseaux. Cela répond d'une part à un souhait personnel, dans le cadre du mémoire, d'étudier la question de recherche avec un système d'information géographique. D'autre part, c'est l'occasion de répondre à une demande formulées lors d'une rencontre sur la compensation écologique avec l'association Natagora/Aves où l'équipe a mentionné l'intérêt d'avoir une carte de distribution des oiseaux des milieux agricoles wallons. Dans le cadre de la présente étude sur la compensation, l'objectif est de présenter une technique, complémentaire aux inventaires d'espèces, pour évaluer la biodiversité avant projet et planifier les compensations sur le territoire wallon.

MÉTHODOLOGIE DU MÉMOIRE

Le sujet du mémoire décidé, un premier contact a été pris avec l'association Natagora/Aves et un second avec Philippe Goffart du DEMNA¹ qui s'intéressent à la question des compensations écologiques. Ceci a permis de lancer différentes pistes de recherche dans la littérature grâce aux moteurs de recherche classiques sur internet, le moteur de la bibliothèque de l'ULB et la bibliographie des documents trouvés. C'est surtout ce dernier moyen qui permet de trouver les textes principaux, mais aussi les mots clés en anglais et même en français. Par exemple, les mesures de compensation sont des mesures de remplacement pour les Suisses, de l'offset en anglais et souvent des mitigations aux États-Unis. La bibliographie a été cherchée dès le milieu de l'année 2012 et la mise à jour de la base de données bibliographique de ce mémoire a été essentielle. Plusieurs documents, les plus souvent utilisés, sont sortis fin 2012 et en 2013, en particulier en Wallonie et en France. Plusieurs sujets ont été prospectés pour étudier la question de recherche, en plus de la compensation : l'écologie des populations, le lien entre la biodiversité et l'agriculture, les mesures de préservation des oiseaux liés aux milieux agricoles, la modélisation de la distribution des espèces.

Sur la question centrale qu'est la compensation, le premier travail fut de chercher les principes de ce mécanisme, puis la réglementation en Wallonie et quelques exemples de projets avec compensation, dont une étude plus particulière du parc éolien de la plaine de Boneffe. Ces éléments sont présentés

¹ Le DEMNA est le Département de l'étude du milieu naturel et agricole du Service public de Wallonie

dans le deuxième chapitre avec le soucis de toujours se poser la question de la place de la biodiversité plus ordinaire. L'objectif est de comprendre comment la compensation écologique s'applique en Wallonie actuellement et quelles sont les pistes à suivre pour faire évoluer le mécanisme. Pour limiter le document ainsi que le temps de recherche, et parce que cela demanderait une autre approche, ni les questions financières ni les aspects fonciers liés à la compensation ne seront abordés, bien que ce soit également des questions importantes. En dehors de ces deux derniers points, nous avons tenté d'avoir une vision la plus complète possible de la question, basée principalement sur la littérature.

Le premier chapitre a pour objectif de présenter l'état de la biodiversité en milieu agricole et ce qui la fragilise. Puis s'ensuit une présentation des réglementations de la protection de la biodiversité et celles qui concernent les études d'incidences en dehors du mécanisme de la compensation. Ces éléments permettent de comprendre les spécificités de la compensation qui seront décrites dans le deuxième chapitre. En quoi la compensation est-elle différente des autres moyens, quels sont ses atouts et ses limites, pour protéger la biodiversité ?

Dans le cheminement de l'étude, il manquait un lien entre la théorie de la compensation et la partie pratique du mémoire, qui consiste en la réalisation de la carte de biodiversité potentielle des oiseaux. Ce sont des articles parus fin 2012 qui ont inauguré toute la réflexion sur l'évaluation de la biodiversité. L'objectif de la compensation est d'éviter toute perte nette de biodiversité. Évaluer l'équivalence entre les incidences d'un projet et les gains de la compensation fait partie intégrante de l'application de la compensation et donne sa légitimité pour rendre obligatoire de telles mesures. Quétier (2012) présente la difficulté d'évaluer cette équivalence, donc mesurer la biodiversité présente, celle qui sera impactée et celle qui sera créée par les mesures de compensation. Burylo et Julliard (2012) font suite à la réflexion du premier auteur en présentant deux approches, non encore pratiquées, dont la modélisation de la biodiversité potentielle d'un site. Il est paru nécessaire de se pencher sur ce calcul de l'équivalence tel qu'il est pratiqué, les avantages et les difficultés de différentes méthodologies. Le chapitre 3 est consacré à cette partie de la recherche.

L'intérêt de la construction de la carte du potentiel de biodiversité est double. Il tient dans la démarche autant que dans le résultat. Le premier intérêt est de montrer comment utiliser la biodiversité potentielle pour évaluer l'équivalence. Le second est d'apporter une contribution pour une planification des mesures bénéfiques à la biodiversité des milieux agricoles en Région wallonne. C'est la poursuite de ce second résultat qui a conditionné le choix de la méthode, des données et des variables utilisées, ainsi que l'échelle de travail, c'est-à-dire la Wallonie. Ceci a rendu le travail de modélisation important. La recherche plus conceptuelle du calcul de l'équivalence par une méthode basée sur la biodiversité potentielle ne sera donc que partielle. Elle permettra toutefois d'imaginer des pistes pour aller plus loin. La méthode de modélisation, que nous détaillerons dans le chapitre 4, est largement inspirée de celle mise en œuvre par Aves pour la réalisation de « l'Atlas des oiseaux nicheurs en Wallonie » (Jacob et al., 2010).

Étudier la compensation a amené de nombreuses sous-questions et des pistes de réponse. Les réflexions et les solutions envisageables seront présentées dans le cinquième et dernier chapitre. Ce qui est présenté est issu essentiellement de la littérature et de la maturation personnelle qui y a fait écho durant plusieurs mois. D'où l'importance de confronter les idées avancées à l'avis de personnes qui ont une expérience des réalités wallonnes de la protection de l'environnement. Il est apparu que la compensation écologique est une préoccupation actuelle de plusieurs secteurs en Wallonie. Le Département de la Nature et des forêts se penche sur cette question depuis 2 ans avec l'augmentation des projets éoliens, mais la réflexion de l'administration se poursuit pour l'appliquer dans d'autres cas. Quelques contacts ont été pris pour comprendre où en étaient leurs réflexions sur le sujet.

A côté du travail de l'administration, la fédération Inter-Environnement Wallonie (IEW) a récemment initié une table ronde au sujet de la compensation écologique, où sont invités les associations de protection de l'environnement, des représentants de l'administration, des chercheurs ainsi que le secteur économique avec la Fédération des Énergies renouvelables, la FEDEX pour les entreprises d'extractions ou encore la Fédération wallonne de l'agriculture. L'échange a pu être réalisé avec Virginie Hess de l'IEW qui a initié cette table ronde. Notre conversation a porté essentiellement sur les questions amenées par ces différents interlocuteurs pour les comparer à celles issues de la présente recherche. Les pistes de solutions ont été peu évoquées puisque les deux premières réunions de la plate-forme n'ont pas encore permis de les aborder.

Dans la recherche, il reste un point à éclaircir et c'est par celui-là que le mémoire commencera : c'est la définition de la biodiversité ordinaire et des paysages ordinaires. La « biodiversité ordinaire » dans le titre de départ est devenue la « biodiversité des paysages ordinaires », bien que dans l'esprit de l'auteur du présent document, il s'agit de la même notion. L'objectif est de penser en terme de biodiversité et non en terme d'espèces ou d'habitats.

L'étude de la terminologie de la biodiversité est symptomatique de la conception que l'humain a de la nature. Parcourir la littérature sur la place donnée à la nature ordinaire au travers des définitions de la biodiversité, est apparu comme une bonne entrée en matière pour ce mémoire.

Chapitre 1.

LA BIODIVERSITÉ : DÉFINITION, ÉTAT DES LIEUX ET RÉGLEMENTATION DE SA PROTECTION

Dans ce premier chapitre, nous présenterons l'état des lieux de la biodiversité dans les espaces agricoles wallons et les raisons de son déclin. Ensuite, nous parcourerons la réglementation wallonne qui permet de préserver la biodiversité, en dehors de la compensation. La compensation écologique se base sur des notions réglementaires et des mesures écologiques. Elle ne sera abordée qu'au chapitre suivant, mais les éléments développés ici paraissent nécessaires pour mieux cerner ses spécificités et le cadre de son application.

Pour débiter ce travail, une définition de la biodiversité sous divers angles permettra de préciser le concept de biodiversité des paysages ordinaires. Se pencher sur cette définition relativise les réponses que la compensation pourrait apporter pour arrêter le déclin des espèces. Si atteindre l'objectif « pas de perte nette » dépend des aspects techniques et des connaissances scientifiques, elle est avant tout liée à la conception politique et sociologique de la biodiversité, et plus généralement à la place que l'humain donne à la nature.

1. LA BIODIVERSITÉ À MULTIPLES DIMENSIONS

La conservation de la nature a commencé par mettre les milieux les plus proches des processus naturels sous un statut de protection. Cela s'est élargi ensuite aux espaces particulièrement riches d'une biodiversité issus des interventions humaines sur le paysage comme les landes et les prairies sous pâturage extensif. Pour Doremus (2001), le zonage de la nature a permis de l'éloigner de nos préoccupations et de choisir les moments pour s'en inquiéter. Cette approche de la protection des espèces s'est montrée insuffisante pour éviter le déclin des espèces, les actions pour remettre de la nature sur l'ensemble du territoire ont commencé à être envisagées (Dufrene, 2004).

Godet (2010) présente dans sa publication les multiples définitions de la biodiversité ordinaire. Suivant une première approche, il s'agit de la nature contenue dans les paysages ordinaires, ceux qui forment la matrice à travers le territoire et les espaces tampons entre la nature sauvage et les lieux urbanisés. C'est aussi la biodiversité qui se développe sur base de processus écologiques fortement influencés par les activités humaines. Pour Mougenot (2003), la nature ordinaire est composée d'espèces sauvages et domestiques hébergées dans les espaces où les actions de l'homme modifient fortement les paysages. Gaston et Fuller (cité dans Godet, 2010) ont démontré qu'une perte d'espèces ordinaires peut occasionner plus de dommages aux écosystèmes que celle d'espèces rares. Cette nature fait partie d'un système écologique et rempli des fonctions pour d'autres espèces plus menacées (Vimal et al. 2012).

Une autre présentation de la biodiversité ordinaire porte sur les espèces dans une optique plus écologique : ce sont les espèces courantes, en opposition aux espèces remarquables (Godet, 2010). Avant d'être déclarée comme rare ou menacée, une espèce doit d'abord être connue et étudiée, éveiller de l'intérêt dans la population et de la part des scientifiques, puis enfin du côté des pouvoirs publics. Or les populations de certaines espèces ne sont pas ou peu connues, ce qui n'empêche pas qu'elles soient menacées. Ainsi les espèces contenues dans les sols restent peu étudiées. A titre d'exemple,

l'imposant document que représente le Tableau de Bord de l'État de l'Environnement Wallon n'en fait pas mention ni dans son chapitre sur la biodiversité ni dans celui sur les sols (Cellule EEW, 2010). A une échelle de taille comparable, il est plus facile d'observer les oiseaux que les mustélidés. De même chez les végétaux, les orchidées sont largement suivies en comparaison de beaucoup d'autres plantes aux fleurs plus classiques qui sont elles-mêmes mieux connues que les plantes aux fleurs peu visibles. D'autres espèces subissent également leur mauvaise image, comme les chauves-souris dans le passé. Doremus (2001) décrit l'humain comme un être d'une nature optimiste qui pense que les problèmes se résoudront d'eux-mêmes et n'agit que dans l'urgence, donc pour les espèces déjà menacées. A l'opposé, une espèce en expansion devient banale et perd de son intérêt (Arnould, 2005). Encore faut-il que la menace soit connue.

Depuis le début des années 2000, les politiques intègrent l'ensemble des services que les composantes de la nature rendent à l'homme, c'est la notion de service écosystémique (SE). Par l'étude de ces services, la biodiversité acquiert une valeur de fonction suivant quatre catégories : l'approvisionnement, la régulation environnementale, le support des écosystèmes et les services culturels (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). Un autre terme plus récemment développé est celui de la biodiversité fonctionnelle. Cette notion semble le pendant écologique des services écosystémiques puisqu'elle parle également des fonctions et non plus d'espèces ou d'habitats. Un groupe fonctionnel désigne plusieurs espèces qui ont une place similaire dans la chaîne alimentaire, ils se nourrissent des mêmes éléments comme par exemple les détritivores ou les pollinisateurs, indépendamment du classement taxonomique (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). La diversité fonctionnelle est la variété d'espèces spécialisées, donc occupant une fonction particulière, dans un même écosystème (Filippi-Codaccioni, 2008).

La nouveauté des conceptions de services écosystémiques et de biodiversité fonctionnelle réside dans l'agrégation des multiples dimensions de la nature, y compris leurs interactions (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). La biodiversité ordinaire prend plus d'importance car elle est le fait de nombreuses fonctions au sein des écosystèmes et de services pour l'homme tels que la pollinisation, la gestion des flux hydriques, la régulation des ravageurs dans les cultures... (Bertrand et Vanpeene-Bruhier, 2007). Cette biodiversité ordinaire produit l'essentiel de la biomasse dans les socio-écosystèmes, les régions où l'humain est très présent (Burylo et Julliard, 2012). Pour l'écologue, parler des services que rend la nature, donne des moyens pour la protection d'espèces non emblématiques dans ces milieux anthropisés (Mauz et Granjou, 2010).

Les différents auteurs cités s'accordent sur le fait que la biodiversité ordinaire est celle de tout le monde, celle que l'on côtoie régulièrement. La littérature relative à la définition de la biodiversité ordinaire n'est d'ailleurs pas tellement le fait des écologues. Les géographes, les juristes et les sociologues, entre autres, se sont appropriés le débat et alimentent la réflexion. La nature ordinaire dépend et évolue avec les connaissances et les pratiques des gestionnaires du territoire ; la place qu'on lui laisse ne peut être uniquement l'affaire des spécialistes (Mougenot, 2003).

L'urbanisation affecte essentiellement les espaces de biodiversité ordinaire (Burylo et Julliard, 2012), ceci pourrait être d'autant plus le cas avec la protection de superficies conséquentes suite à la mise en place des réseaux Natura 2000 (com. pers. Virginie Hess, IEW). Ce sont ces constats qui ont orienté la présente étude sur cette part de la biodiversité. L'objectif initial était d'étudier l'intérêt de la compensation pour la protection de la biodiversité ordinaire dans la définition d'espèces communes, non spécifiquement protégées. Dans la pratique, cette approche est difficile à maintenir car l'ensemble de ces espèces est indéfini. Nous développerons plutôt la biodiversité comprise dans les paysages

ordinaires en se focalisant sur le milieu agricole au sein duquel se trouve des espèces communes et d'autres plus rares, voire menacées de disparition.

2. LA BIODIVERSITÉ DES MILIEUX AGRICOLES WALLON

L'activité agricole crée de vastes étendues riches d'une biodiversité particulière (AEE, 2010). L'agriculture occupe près de la moitié des surfaces de la Wallonie (Cellule EEW, 2010). Les paysages se déclinent de diverses manières dans les 10 régions agricoles. L'axe Sambre-Meuse scinde la Wallonie en deux régions biogéographiques, continentale au sud et atlantique au nord. Au sud de cet axe, le Condroz a une occupation du sol variée avec de petits blocs boisés, des pâturages et des cultures. La Haute-Ardenne et l'Ardenne sont occupées avant tout par les forêts de résineux et de feuillus, les parcelles agricoles sont consacrées à l'élevage. La Fagne et la Famenne présentent des paysages bocagers de pâturage en alternance avec des bandes boisées. Les fonds de vallées peuvent être régulièrement inondés, tandis que les buttes sont couvertes par des prairies sèches. Ces espaces sont peu productifs, mais riches en biodiversité. Le Pays de Herve est traditionnellement un espace bocager destiné à la production laitière et de fruits. La Lorraine présente des alternances de forêts et de pâturages qui suivent les variations géologiques. (Ansay, 2006)

Les incitants financiers de la Politique Agricole Commune (PAC) et les pressions économiques sur le secteur agricole ont provoqué des changements dans ces paysages, une partie des pâturages est remplacée par de la production fourragère, tandis que les haies et vergers à hautes tiges ont fortement régressés (Ansay, 2006). Avec l'intensification de l'agriculture, les espaces peu productifs ont été délaissés pour du reboisement ou simplement ont été abandonnés, ce qui provoque un embroussaillage naturel (Jacob et al., 2010).

Au nord de la Wallonie, les cultures sont plus présentes et couvrent l'essentiel du territoire de la région limoneuse de Hesbaye, du Brabant et du Hainaut. Cette région a fait l'objet de nombreux remembrements agricoles pour permettre le développement d'une agriculture intensive. La biodiversité trouve essentiellement place dans les vallées, les anciennes carrières, les bassins de décantations des industries agroalimentaires ou encore sur les terrils et les friches industrielles ; les parcelles d'agriculture intensive accueillent peu de biodiversité (Jacob et al, 2010).

Du point de vue écologique, le milieu agricole est généralement ouvert avec une production végétale importante qui varie au cours de l'année. L'agriculture a toujours dû évoluer pour nourrir les populations. En Europe, avec l'instauration de la PAC, les changements sont devenus plus importants et de moins en moins favorables à la vie dans les parcelles. L'intensification de l'agriculture a provoqué la raréfaction des plantes non productives (Donald et al., 2001). La majorité des messicoles - fleurs liées aux moissons - présentes en 1980 dans les parcelles agricoles sont aujourd'hui en danger critique d'extinction (Saintenoy cité dans Ansay, 2006). Les espèces domestiques ont également perdu de la diversité à l'image de nombreuses variétés d'arbres fruitiers hautes tiges disparues des paysages, si ce n'est dans quelques vergers conservatoires (CRA-W, 2012). En ce qui concerne les espèces de mammifères, Ansay (2006) pointe quelques espèces en régression comme par exemple le lièvre (*Lepus europaeus*), la musaraigne bicolore (*Crocidura leucodon*) et le grand hamster (*Cricetus cricetus*). Trois espèces de chauve-souris sont dans un état critique, le petit rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), le grand rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) et la barbastelle (*Barbastella barbastellus*), tandis que 6 autres sont en danger sur la vingtaine d'espèces observées en Wallonie. Lamotte (dans Ansay, 2006) identifie deux facteurs de ce déclin dans le milieu agricole : la perte des éléments du maillage écologique, comme les haies, et la diminution des proies suite au labour des

pâturages et aux pesticides, y compris les produits vétérinaires. Les insectes sont moins abondants et moins diversifiés. Or, ceux-ci jouent un rôle très important dans l'écosystème en tant que pollinisateur, prédateur d'espèces nuisibles ou simplement comme maillon dans la chaîne alimentaire. La majorité des espèces de papillons des prairies humides et des pelouses calcaires est ainsi menacée de disparition (Ansay, 2006).

2.1. L'AVIFAUNE AGRICOLE

Les milieux ouverts européens étaient à l'origine des zones humides et des landes avec un pâturage extensif. Les activités agricoles et sylvicoles les ont remplacés en grande partie et ont généré de nouveaux habitats plus homogènes dans les associations végétales. Les espèces d'oiseaux associées aux milieux ouverts naturels ont fortement régressé dès le 19^{ème} siècle. Les quelques espèces qui subsistent sont toutes menacées d'extinction comme l'engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus*), le pluvier doré (*Pluvialis apricaria*) et le tétra lyre (*Tetrao tetrix*). Ce dernier, une espèce emblématique des zones humides des Hautes-Fagnes, se maintient, bon an, mal an, à renfort de programmes de restauration des milieux tourbeux et statut de protections spéciales. (Jacob et al, 2010)

Une partie des espèces qui évoluait dans ces milieux ouverts se sont adaptées pour occuper les parcelles de l'agriculture actuelle. C'est le cas de la bergeronnette printanière, *Motacilla flava*, qui trouve dans les plaines agricoles de Hesbaye un habitat de substitution aux prairies humides ardennaises en régression (Jacob et al., 2010). Le hibou des marais (*Asio flammeus*) et le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) par exemple, occupent les deux milieux, les espaces agricoles étant plus fréquentés en hiver. Avec l'intensification de l'agriculture, le milieu agricole a perdu de sa capacité d'accueil pour les espèces spécialistes mais également pour les plus communes (Jacob et al, 2010).

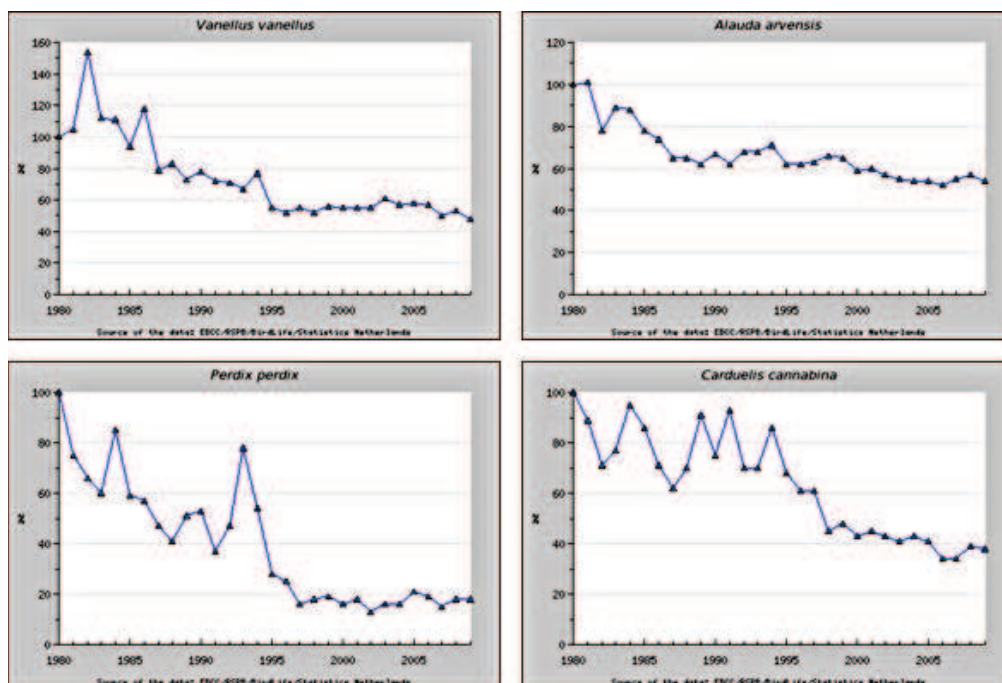


Figure 1 : Variation des populations de 4 espèces d'oiseaux des milieux agricoles en Europe. L'indice 100 est fixé à 1980. De gauche à droite puis de haut en bas, les noms vernaculaires des 4 espèces représentées sont : le vanneau huppé, l'alouette des champs, la perdrix grise et la linotte mélodieuse. Source : European Bird Census Council, 2011

L'Union européenne a depuis longtemps pointé du doigt les pressions subies par les oiseaux, notamment en milieu agricole. Eurostat a construit des indicateurs différents suivant les politiques

pour évaluer l'état de cette biodiversité : le High Nature Value Farmland, le Farmland Bird Population Index et le Farmland Bird Index (Eurostat, sd). Nous pouvons voir dans Figure 1 que les espèces liées aux milieux agricoles ont vu leurs populations diminuer fortement depuis les années 80.

Sur base des indicateurs de suivi des populations, la situation des espèces en Belgique est pointée comme l'une des plus catastrophiques de l'Union européenne (Eurostat, sd). En Wallonie, les oiseaux d'eau et ceux qui se sont adaptés à l'urbanisation ont des populations en progression dans leur ensemble. Par contre, pour la majorité des espèces liées aux paysages façonnés par l'agriculture, la situation continue de se dégrader. Un tiers des nicheurs dans l'agriculture est sur la liste des espèces menacées. Dans l'ensemble, les espèces qui occupent des milieux spécifiques ou qui sont migratrices sont actuellement les plus affectées. (Jacob et al, 2010)

Les grandes plaines agricoles de Wallonie accueillent potentiellement pour nidification 3 espèces de busard, les 3 sont reprises à l'annexe I de la Directive Oiseaux (Paquet et Simar 2010). Le traquet motteux (*Oenanthe oenanthe*) est récemment disparu, tandis que les populations de bruant proyer (*Emberiza calandra*), de perdrix grise (*Perdix perdix*) et de tarier des prés (*Saxicola rubetra*) sont en diminution et occupent des aires de répartition plus restreintes (Jacob et al., 2010). Les champs et prairies sont également primordiaux pour les migrateurs tels que le pluvier doré (*Pluvialis apricaria*), le pluvier guignard (*Eudromias morinellus*) et le vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) qui les fréquentent durant leurs haltes migratoires (Jacob et al., 2010). Les deux premiers sont inscrits à l'annexe I de la Directive oiseaux et le vanneau huppé fait l'objet d'un plan de gestion au niveau européen (Paquet et Simar, 2010).

2.2. LES ATTEINTES À LA BIODIVERSITÉ EN MILIEU AGRICOLE

Le déclin de la biodiversité est dû à plusieurs causes comme le changement climatique, l'invasion d'espèces exotiques, les pollutions, la fragmentation des habitats ou encore l'intensification de l'exploitation des matières premières. La compensation écologique vise à annuler des dommages sur la biodiversité, il faut par conséquent d'abord en identifier les causes. Au niveau des espèces des milieux agricoles, ce sont avant tout les pratiques de l'agriculture qui seraient la raison de leur déclin. Comme pour d'autres milieux, l'urbanisation entraîne la fragmentation des paysages agricoles ; ceci est une deuxième cause majeure des impacts sur les espèces. Actuellement, la compensation en Région wallonne s'adresse uniquement aux dommages dus à l'urbanisation. L'urbanisation et l'intensification de l'agriculture sont les deux causes principales du déclin des espèces liées à l'agriculture, que nous allons développer ci-dessous.

L'urbanisation

L'urbanisation provoque une perte de biodiversité en réduisant les superficies où la nature trouve place et en isolant les sites les uns des autres (Vimal et al., 2012). La perte de superficies naturelles et semi-naturelles et la fragmentation du paysage sont deux éléments qui affectent les métapopulations². La relation entre les superficies qui s'urbanisent et les habitats semi-naturels perdus n'est pas linéaire ; passé un certain seuil de fragmentation, les pertes d'habitats pour les espèces s'amplifient plus nettement (Dufrêne, 2004). L'urbanisation provoque une homogénéisation des espèces et des

² Une métapopulation est un ensemble de populations connectées entre-elles par les individus migrants. Ceux-ci comblent les pertes d'individus au départ de sites sources et ils augmentent la variabilité des gènes ce qui améliore la résistance des populations (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010).

fonctions écologiques, les espèces spécialistes sont remplacées par une diversité moindre d'espèces plus généralistes (Filippi-Codaccioni, 2008).

L'urbanisation en Wallonie couvre 14 % du territoire et continue d'augmenter. La densité de population est importante par rapport à d'autres régions européennes, elle dépasse les 200 habitants par km². L'analyse de l'occupation du sol au travers d'un carroyage de 1 km de côté montre que seulement 1 % des mailles ne contient aucun élément d'urbanisation (Cellule EEW, 2010).

Les habitants et les activités économiques sont la base des recettes fiscales des communes. Celles-ci rivalisent pour se rendre plus attractives les unes que les autres. Les communes rurales ont ainsi tendance à accepter des projets de lotissements, de centre commerciaux et à réaliser des infrastructures de transport ou sportives au détriment des terres agricoles. Cette politique a changé la physionomie de certaines communes rurales et des campagnes wallonnes en général. (Cellule EEW, 2010)

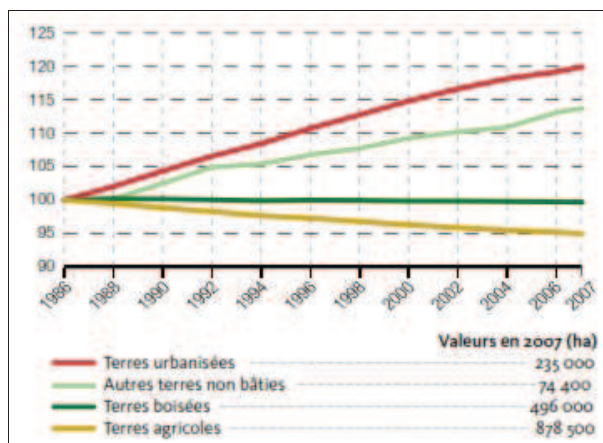


Figure 2 : Evolution des principales occupations du sol en Région wallonne
Base 100 = 1986, SPF Finances, DGSIE dans Cellule EEW, 2010

L'économie est devenue plus tertiaire et les nouveaux espaces pour les commerces occupent rarement les espaces désaffectés par les industries. Les déplacements en voiture individuelle se sont généralisés pour toutes les activités humaines. Le réseau routier couvre 4 % du territoire wallon, soit le double des superficies dans les années 70, et constitue un des plus dense d'Europe (Cellule EEW, 2010). Ce réseau découpe les surfaces de nature et crée des barrières aux déplacements de certaines espèces. Les écologistes considèrent toutefois que les liaisons routières peuvent aussi constituer du maillage écologique pour certains animaux par leurs accotements enherbés ou boisés (Burel et Baudry, 2003).

La Wallonie a perdu durant les deux dernières décennies 5% de surfaces agricoles utiles (SAU), soit plus de 2000 ha par an dû pour l'essentiel à l'urbanisation (Cellule EEW, 2010). Celle-ci s'étend partout et plus fortement encore autour des noyaux urbains du Brabant wallon et le long du sillon Sambre et Meuse, entraînant une fragmentation de ces milieux semi-naturels. Les nouvelles habitations occupent une partie des prés et des vergers proches des exploitations agricoles diminuant l'hétérogénéité des paysages. (CPDT, 2011)

Concurrence dans la sphère environnementale : apparition des éoliennes

Depuis une quinzaine d'années, les éoliennes occupent de plus en plus le paysage. Elles s'installent essentiellement dans les espaces agricoles. A la moitié de 2013, 273 éoliennes étaient installées en Région wallonne pour une puissance de 600 MW. Pour atteindre les objectifs wallons de diminution de gaz à effet de serre, le gouvernement régional envisage de porter la puissance du parc wallon à 3800 GWh à l'horizon 2020, soit plus de 400 nouveaux mâts en moins de 10 ans (Seret, 2013).

A côté de leur intérêt pour la production d'énergie renouvelable, les éoliennes posent quelques problèmes. Dans le cadre de la biodiversité, elles provoquent des risques de collision sur les populations de chiroptères et sur certaines espèces d'oiseaux en période de reproduction, dont les milans noir (*Milvus migrans*) et royal (*Milvus milvus*); elles constituent aussi des obstacles pour les oiseaux en migration (Peeters et Robert, 2012). D'autres part, les éoliennes sont des éléments imposants qui occupent les lieux les plus dégagés pour optimiser leur rendement. Ces nouvelles installations modifient le caractère ouvert des plaines agricoles, ce qui diminue l'attrait de ces espaces pour certains oiseaux. Suivant des constats belges et allemands, les pluviers guignard (*Charadrius morinellus*) et doré (*Pluvialis apicaria*), espèces hivernantes en Hesbaye, n'occuperaient plus les espaces agricoles après l'implantation d'éoliennes (DNF dans Conseil d'Etat, 2012). Les chemins d'accès aux éoliennes, surtout s'ils sont accessibles aux promeneurs, constituent également un impact en augmentant le dérangement des espèces qui recherchent la tranquillité de l'intérieur des blocs de parcelles (Peeters et Robert, 2012).

L'intensification agricole

Les espèces inféodées aux landes et aux milieux humides qui sont d'anciennes terres de parcours ont vu les habitats se modifier et disparaître avec l'évolution de l'agriculture. En Wallonie, les boisements des parcelles les moins productives ont été significatifs dès le milieu du 19^{ème} siècle suite à la Loi sur le reboisement des incultes et terres vaines. Ces boisements et l'abandon du pastoralisme, qui a laissé place à l'embroussaillage naturel, ont provoqué une diminution de plus de 90 % des landes pour ne couvrir plus que quelques milliers d'hectares au 21^{ème} siècle. (Jacob et al, 2010)

A partir des années 60, la Politique Agricole commune de l'Europe (PAC) a motivé l'intensification des productions. Ceci a entraîné une forte diminution des habitats de bocages également riches en biodiversité. Les vergers hautes tiges ont peu à peu disparu pour ne couvrir plus qu'une centaine d'hectares, soit une perte de 95 % depuis les années 50. L'intensification de l'élevage s'est poursuivie par la suppression de nombreuses prairies permanentes pour y implanter des cultures fourragères. Les régions herbagères ont ainsi vu de nombreuses parcelles devenir des cultures de maïs et un sol nu en hiver qui offre peu de nourriture et de protection aux animaux. L'augmentation de la charge en bétail a aussi entraîné une modification des sols : plus d'éléments fertilisants et plus de tassement entraînant une homogénéisation de la végétation. (Ansary, 2006)

Pour faciliter le travail mécanique, les agriculteurs ont agrandi leurs parcelles, aidés sur certaines portions du territoire par des opérations de remembrement. Dans cette optique, les espaces résiduels n'ont pas d'intérêt à être maintenus. Les campagnes ont ainsi perdu des mares, des arbres isolés, des haies et des kilomètres de bordures herbacées entre les parcelles. Ce sont autant d'éléments de maillage et de petits habitats pour une série d'espèces spécifiques de l'agriculture qui sont en partie des auxiliaires des cultures. Le drainage des parcelles plus humides, riches de biodiversité, a aussi souvent accompagné cette refonte du parcellaire. (Ansary, 2006)

L'intensification de l'agriculture joue un rôle majeur dans le déclin des espèces aviaires (Donald et al., 2001). Rien que l'augmentation des rendements des cultures céréalières à travers l'Europe serait responsable pour un tiers dans le déclin des espèces d'oiseaux (Beton et al., 2003). Au fur et à mesure des changements dans les modes d'exploitation, les espaces agricoles ont perdu de leur hétérogénéité. Selon Benton et al., (2003) cela a lieu à quatre échelles différentes. La PAC a entraîné une homogénéisation de l'agriculture sur l'ensemble du territoire européen puisqu'elle a incité partout à l'augmentation des rendements sur base de réglementations communes. Au deuxième échelon, la spécialisation a diminué la mixité des productions et des méthodes au sein des régions agricoles

interne aux états. Troisièmement, à l'intérieur des exploitations la diminution des rotations et la suppression d'espaces non productifs ont limité la diversité des espèces présentes. Enfin, l'intensification de l'agriculture amène de l'homogénéité à l'intérieur des parcelles par la sélection des semences, l'usage des pesticides et des fertilisants.

L'utilisation de pesticides contamine le milieu et l'ensemble de la chaîne alimentaire du fait de l'accumulation des substances toxiques. L'introduction de molécules chimiques, dans les parcelles et aux abords, limite la diversité en supprimant les adventices, les insectes ravageurs, mais aussi les plantes et animaux qui ne sont pas visés directement. Ceci entraîne une diminution des espèces et en conséquence une diminution des possibilités de se nourrir pour d'autres espèces. L'impact des pesticides sur les oiseaux est démontrée par plusieurs études (Filippi-Codaccioni et al, 2009 ; Winqvist et al., 2011).

Lorsque les ressources sont faibles, peu d'espèces sont capables d'en tirer profit. A l'inverse une augmentation de la fertilisation des sols permet aux espèces généralistes de s'installer et de concurrencer les plus spécialisées qui ne se trouvent plus dans des conditions favorables (Couvét et Teyssèdre-Couvét, 2010). Les engrais chimiques sur les parcelles de prairies, même à faibles doses, homogénéisent les associations végétales (Broyer, 2001). La fertilisation a un double effet antagoniste, elle diminue la richesse spécifique mais elle augmente également l'abondance de certaines espèces, comme le vanneau huppé, en augmentant la capacité de charge du fait d'une production de biomasse accrue (Broyer, 2001). L'utilisation du territoire wallon est intense, y compris pour l'agriculture, les quantités d'intrants sont par conséquent élevées par rapport à la moyenne européenne, mais en diminution ces dernières années aussi bien pour les pesticides que pour les engrais (Ansay, 2006).

Les labours, surtout s'ils sont profonds, ont également une influence sur la diversité dans les parcelles. Les vers de terres en sont les premières victimes, surtout ceux qui occupent la couche du sol proche de la surface. L'homogénéisation entre les différentes couches du sol modifie les propriétés physico-chimiques de celui-ci, dont la stabilité et le degré d'hygrométrie, ceci réduit le nombre de larves d'insectes mais aussi les bactéries et les champignons (Labreuche et al, 2007). Les labours diminuent la diversité des fonctions écologiques des écosystèmes agricoles et la quantité de nourriture pour les oiseaux grands consommateurs de vers de terre. Quelques exploitants wallons pratiquent des techniques culturales simplifiées, donc une diminution de la fréquence du labour et/ou de sa profondeur. Ce serait plutôt pour diminuer les coûts dus aux prix des carburants que par conviction de l'intérêt agronomique et biologique ; le non labour n'est donc généralement pas pratiqué dans la durée (Ansay, 2006).

La perdrix grise, le râle des genêts et le vanneau huppé sont quelques unes des espèces victimes également des machines agricoles sur les parcelles (Jacob et al, 2010). Le vanneau huppé s'installe au début du printemps sur les parcelles nues. Le labour qui prépare la terre pour les semis de céréales est alors fatal à la première nidification du vanneau ; le problème ne sera pas présent sur les sols qui restent nus tard dans la saison comme pour les cultures de maïs (Broyer, 2001). Chez la perdrix et le râle des genêts, les nids et les oisillons sont victimes des activités de fauchage du début de l'été. Le remplacement des cultures de printemps par des cultures d'hiver a avancé le calendrier des fauches qui n'est plus en lien avec le cycle de reproduction des espèces (Jacob et al, 2010). De même, la croissance de la végétation dans les prairies plus fortement amendées permet une fauche plus tôt dans la saison avec une à deux fauches des regains durant l'été. La valeur agronomique des foins est plus élevée au moment de la floraison, avant la montée en graine, ce qui incite à ne pas retarder la fauche. Ce n'est cependant valable que pour les prairies fortement fertilisées. Dans les parcelles qui ont une flore diversifiée, le foin garde sa valeur nutritive plus longtemps (Broyer, 2001).

L'agriculture wallonne et européenne a dû évoluer en 70 ans pour nous nourrir et répondre aux attentes nouvelles de la société. Les changements sont multiples et récents, ce qui rend difficile l'adaptation des espèces. Couvet et Teyssède-Couvet (2010) rappellent que la perte de biodiversité provient des impacts eux-mêmes mais également de leurs nouveautés.

3. LA PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ EN RÉGION WALLONNE

3.1. LA LÉGISLATION À TRAVERS LE TERRITOIRE

La nature et la diversité biologique sont protégées par un ensemble de textes réglementaires. Le texte de base en Région wallonne est la Loi de 1973 sur la Conservation de la Nature (LCN). Cette loi définit les espèces et les habitats protégés ainsi que les différents statuts de protection des espaces en Wallonie. La LCN intègre les transpositions des deux directives européennes sur la conservation des espèces d'oiseaux sauvages (la directive « Oiseaux », 79/409/CEE remplacée par 2009/147/CE) et la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvage (la directive « Habitats », 92/43/CEE). La Belgique a également signé un certain nombre de conventions internationales pour la protection des espèces naturelles : la Convention Ramsar en 71 pour la protection des zones humides ; la Convention de Bonn en 79 concernant les espèces migratrices ; la Convention de Berne en 79 relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe. En 1992, c'est la signature à Rio de la Convention sur la Diversité Biologique. C'est aussi le point de départ d'une série de conférences des parties sur le sujet et la création plus récente de l' « *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* » en 2010. L'IPBES a pour mission de devenir pour la biodiversité l'équivalent de ce que l'IPCC, *Intergovernmental Panel on Climate Change*, est pour la question des changements climatiques (Mauz et Granjou, 2010).

D'autres réglementations comprennent des éléments pour protéger le patrimoine naturel wallon. Au niveau des réglementations transversales, le Code wallon de l'Aménagement du Territoire, de l'Urbanisme, du Patrimoine et de l'Énergie réglemente les affectations du sol. Le Livre 1er du Code de l'environnement transpose, quant à lui, les directives européennes sur les évaluations des impacts en matière de projet (Directive 2011/92/UE), de plan et de programme (Directive 2001/42/CE), ainsi que la responsabilité environnementale (Directive 2004/35/CE). Les matières environnementales sont légiférées également au sein de réglementations sectorielles.

Nous présenterons ici les réglementations concernant la protection des espèces et des habitats ainsi que les aspects favorables à la biodiversité dans la gestion du territoire et dans les activités agricoles. Nous reviendrons sur ces législations et celles qui concernent l'évaluation des impacts dans le chapitre 2 lorsque nous présenterons les fondements de la compensation écologique en Wallonie.

La protection des espèces et des habitats

Les espèces n'ont pas toutes le même degré de protection dans la Loi sur la Conservation de la Nature (LCN). Dans son article 2, § 1^{er}, il est spécifié que « ...sont intégralement protégés tous les oiseaux, normaux ou mutants, vivants, morts ou naturalisés, appartenant à une des espèces vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen ... ». Le § 3 précise cependant que les mesures de protection qui en découlent ne sont pas applicables aux espèces classées dans les gibiers. Pour les autres familles animales et végétales, les espèces reprises aux annexes de la Directive Habitat et de la Convention de Berne, ainsi que les espèces menacées de Wallonie sont intégralement protégées et sont listées dans les annexes de la LCN.

La LCN régleme nte les statuts pour la protection des sites où l'objectif premier est la préservation de la nature. Cela comprend les réserves naturelles, les réserves forestières, les zones humides d'intérêt biologique et les cavités souterraines d'intérêt scientifiques. Les réserves naturelles et les autres sites avec un statut fort de protection couvrent 11000 ha, soit moins de 1 % du territoire wallon (Cellule EEW, 2010).

La protection des habitats en Europe se fait également dans le cadre de l'application de la réglementation Natura 2000 qui mentionne une série d'habitats naturels à protéger pour maintenir des réseaux écologiques dans l'ensemble de l'Europe. L'activité humaine y est présente, le plus souvent forestière ou agricole, mais elle est conditionnée. Le réseau Natura 2000 est une addition des Zones de Protection Spéciale créées dans le cadre de la Directive Oiseaux et des Zones Spéciales de Conservation qui découlent de la Directive Habitat (Dufrêne, 2004). Les États membres doivent définir les sites à protéger et veiller au bon état de conservation des habitats. En Wallonie, 220 000 ha, soit 13 % du territoire, sont couverts par ce statut. Ce sont en majorité des forêts, des prairies pour 16 % et 2 % de parcelles cultivées (Cellule EEW, 2010).

Le rôle de l'aménagement du territoire

L'aménagement du territoire est régi par le Code Wallon de l'Aménagement du Territoire, de l'Urbanisme, du Patrimoine et de l'Énergie (CWATUPE). Les affectations du sol sont fixées par les 23 Plans de secteur qui couvrent l'ensemble du territoire et qui ont valeur réglementaire. Les espaces non urbanisables comptent pour 84 % des superficies, ce sont les zones agricoles, les zones forestières, les zones d'espaces verts et les zones naturelles (Cellule EEW, 2010). L'article 38 du CWATUPE donne la portée des zones naturelles, elles sont « ...destinées au maintien, à la protection et à la régénération de milieux naturels de grande valeur biologique ou abritant des espèces dont la conservation s'impose... ». Pour Dufrêne (2004), les zones naturelles au plan de secteurs ne couvrent pas assez de superficies et ne sont pas toujours bien localisées. Dans le Tableau de Bord de l'Environnement Wallon, il apparaît que 27 % des zones naturelles sont occupées par des équipements publics, des infrastructures de transport ou d'autres éléments urbains qui ne correspondent pas aux objectifs recherchés par cette affectation (Cellule EEW, 2010). Certains sites écologiques, plusieurs milliers d'hectares parmi les plus riches de Wallonie, sont encore en zone urbanisable au plan de secteur et par conséquent menacés de destruction (Born dans Fondation des générations futures, 2011).

Le second élément sur les plans de secteurs à destination spécifique de la biodiversité est l'indication des liaisons écologiques en surimpression des autres affectations. La présence de liaisons écologiques peut restreindre la délivrance de permis d'urbanisation, ceci afin de conserver des espaces favorables aux espèces pour se déplacer entre des biotopes les plus riches (CWATUPE, art. 452/21).

La non urbanisation dans la zone agricole devrait permettre le maintien de la surface agricole utile au bénéfice également des espèces qui la fréquentent. Cependant 9 % des superficies affectées à l'agriculture sont occupées par d'autres fonctions (Cellule EEW, 2010). Il est également possible de demander des dérogations aux plans de secteur. Enfin, ils peuvent être modifiés partiellement pour y inscrire des nouveaux projets liés à l'énergie, aux développements économiques, aux infrastructures de transport... De 1986 à 2007, ces modifications ont permis l'urbanisation de plus de 6000 ha, pour seulement 2250 ha nouveaux en non urbanisables (Cellule EEW, 2010). Born (dans Fondation des générations futures, 2011) constate que durant les deux dernières décennies, les nombreuses modifications de Plans de secteur par la Région wallonne n'ont jamais été motivées par la protection de la biodiversité.

3.2. AMÉLIORATION DE LA BIODIVERSITÉ DANS L'AGRICULTURE

Nous ne décrivons ici que la réglementation favorable à la biodiversité dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC). A côté de la PAC, d'autres actions améliorent la biodiversité dans l'agriculture comme par exemple la mise en place de Plans Communaux de Développement de la Nature ou des actions au sein des parcs naturels. Pour les espaces de biodiversité particulièrement riches, nous pouvons citer les programmes Life³ qui permettent par exemple la restauration des prairies bocagères dans la région Fagne-Famenne et les prairies humides de Lorraine et en Ardenne méridionale (Cellule EEW, 2010).

L'écoconditionnalité

La PAC fonctionne suivant deux piliers, le premier permet de soutenir la rémunération des productions tandis que le second concerne la politique de développement rural. Les subventions octroyées dans le cadre des deux piliers sont soumises à des règles de conditionnalité pour éviter les atteintes à l'environnement (SPW, 2011).

C'est ainsi que depuis 2005, les États Membres ont l'obligation de conserver les superficies totales en prairies permanentes (SPW, 2011). Les exploitants ne peuvent plus retourner les parcelles, considérées comme prairies permanentes par l'administration, pour y mettre des cultures. Cependant le système admet une marge de 5 % et les dérogations restent possibles moyennant compensations. Cette mesure n'empêche donc pas les suppressions de prairies permanentes, si d'autres sont créées par ailleurs (SPW, 2011), ce qui n'offre probablement pas la même qualité écologique.

D'autres mesures concernent la protection des sols en forte pente pour éviter les risques d'érosion ; la mise en place de bande tampon le long des cours d'eau ; l'interdiction de brûlage des pailles et résidus de récolte pour éviter les pertes en matières organiques ; l'entretien minimal des parcelles non exploitées pour éviter les broussailles et les ligneux. Les haies, les arbres, les bords de champs ainsi que les talus et les fossés ne peuvent être détruits, excepté avec l'octroi d'un permis d'urbanisme. A noter que les parcelles sous le statut de protection Natura 2000 ont des contraintes supplémentaires : l'interdiction de drainer, d'épandre des pesticides sur les parcelles et de labourer les prairies. (SPW, 2011)

Les mesures agri-environnementales

En réponse aux problèmes environnementaux du secteur agricole, la réforme de la PAC en 1992 a créé les mesures agri-environnementales (MAE) dans son règlement 2078/92. Les MAE ne sont pas toutes motivées par la protection de la biodiversité mais également par la diminution de l'érosion des parcelles, la protection de la qualité des eaux ou le maintien des paysages. Ce sont des mesures qui bénéficient au bon fonctionnement des écosystèmes dans leur ensemble et remettent de la diversité, elles sont donc également à l'avantage de la biodiversité (Lepart et al., 2007). A côté de la production alimentaire, cette nouvelle approche reconnaît d'autres rôles aux agriculteurs (Godden, 2008).

Les MAE en Wallonie se déclinent en 10 méthodes (Tableau en annexe). La méthode 1 vise à la conservation d'éléments ponctuels et linéaires au sein du parcellaire agricole tels que les haies, les arbres, les bosquets et les mares. Les méthodes 2, 6, 7 et 8 concernent l'élevage. Pour les prairies naturelles (2) et les prairies de haute valeur biologique (8), l'exploitant s'engage notamment à ne pas laisser pâturer ou faucher avant le 15 juin. La méthode 6 motive l'élevage de races locales menacées

³ Le programme Life+ est un outil financier de l'Union européenne pour aider les projets environnementaux et de conservation de la nature. <http://ec.europa.eu/environment/life/>

tandis que la méthode 7 a pour objectif l'augmentation de superficies en pâturage extensif. (SPW, 2012a)

Les mesures 4, 5 et 9 concernent les espaces cultivés. La couverture hivernale (méthode 4) est mise en place pour améliorer la structure du sol, elle est également bénéfique à la vie du sol puisque le couvert le nourrit et limite son érosion. La méthode 5 engage l'exploitant à diminuer la densité de semis de céréales en culture pour diminuer les apports en pesticides. L'objectif de la méthode 9 est d'implanter des couverts intéressants pour la faune et la flore sous forme linéaire en bordure de parcelles et le long des cours d'eau. Ces bandes aménagées se substituent à des portions de parcelles anciennement labourées ou en pourtour de celles-ci. (SPW, 2012a)

Les tournières en culture sous labour et les bandes de prairies extensives en zone d'élevage de la méthode 3, constituent des zones tampons entre les parcelles et des milieux qui demandent à être protégés (SPW, 2012a).

En plus des MAE, il faut mentionner les aides pour l'agriculture biologique également dans le cadre du second pilier. Les exploitants en agriculture biologique n'utilisent pas de pesticides et de fertilisants chimiques et pratiquent généralement des rotations plus longues et des assolements variés sur des parcelles plus petites. Cette différence de pratique diminue une partie des contraintes sur la biodiversité et crée de l'hétérogénéité dans le parcellaire de l'exploitation (Winqvist et al., 2011).

Efficacité et importance des espaces écologiques

En 2009, les superficies wallonnes en prairies à haute valeur biologique, les bandes aménagées des MAE et les parcelles en agriculture biologique dépassaient un peu plus de 5 % des surfaces agricoles. Avec un rythme de progression continue, la surface agricole utile accueillante pour la biodiversité devrait atteindre 20 % en 2040 (Parkinson et al., 2012).

Si les MAE diminuent la vitesse de déclin des espèces agricoles, elles ne semblent pas être suffisantes pour inverser la tendance ni même arrêter les pertes de biodiversité (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010 ; Parkinson et al., 2012). Carey et al (dans Lepart et al., 2007) constatent d'ailleurs que ces mesures sont d'abord appliquées sur des zones déjà propices à la biodiversité, soit qu'elles sont créées pour ces espaces, soit que les agriculteurs les placent sur des espaces agricoles plus extensifs. Les densités importantes d'oiseaux trouvés sur certaines MAE seraient parfois dues à l'état initial des parcelles plus qu'à l'apport de la mesure. Pour Lepart et al. (2007) en plus de l'objectif propre de chacune des MAE, elles remettent de la variété dans le paysage ce qui est bénéfique à la diversité des espèces. Le constat est similaire pour l'agriculture biologique, cependant l'amélioration ne s'étendrait pas au-delà des parcelles elles-mêmes (Aavik et Liira, 2010 ; Winqvist et al., 2011). Ces études montrent que la répétition de mesures favorables à la biodiversité dans le paysage augmente significativement l'intérêt du site pour la biodiversité au contraire d'actions disjointes. Dans ce sens les auteurs cités ici mentionnent la nécessité d'une gestion spatiale des mesures en fonction de la localisation des exploitations et des sites plus naturels.

Les MAE proposées en Wallonie ne sont pas planifiées au niveau du territoire ni sur des portions de territoire comprenant plusieurs exploitations. La méthode 10 permet toutefois d'avoir une réflexion globale à l'échelle de l'exploitation. Pour certaines méthodes MAE, les subventions sont majorées de 20 % si elles sont implantées à proximité des sites Natura 2000 ou d'autres espaces reconnus pour leur biodiversité. (SPW, 2012a).

CONCLUSION

La biodiversité ordinaire est une notion multiple et les actions pour sa préservation également. D'où la nécessité dans le cadre de cette étude de se restreindre à la biodiversité des paysages agricoles, plus particulièrement par le biais de l'avifaune. La description du déclin actuel des espèces montre la nécessité des mesures particulières dans le milieu agricole et quels sont les facteurs sur lesquels il pourrait être pertinent d'agir. Parcourir la réglementation de protection de la nature a permis de voir quelle est la biodiversité protégée et quels en sont les moyens.

La compensation écologique est un autre de ces moyens compris dans la réglementation qui vise au maintien de la biodiversité. La description de ce mécanisme dans le chapitre suivant permettra de voir comment il complète les législations qui ont été présentées et quels sont les dommages compensés.

Chapitre 2.

THÉORIE ET PRATIQUE DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

La compensation vise à éviter les pertes à l'environnement. Le plus souvent, elle est appliquée dans le cadre de nouvelles constructions, d'infrastructures ou d'opérations foncières par la création des gains équivalents. Elle peut être envisagée au bénéfice des populations humaines riveraines du projet qui subissent des nuisances, elles sont alors qualifiées de socio-environnementales (Gobert, 2010). « *La compensation est qualifiée d'écologique lorsque son objectif premier reste d'éviter une « perte nette » de biodiversité (no net loss) en restaurant ou en recréant des écosystèmes dont la composition, la structure et la fonction sont les plus proches possibles de ceux qui ont été endommagés* » (Born et al., 2012, p 141). Le mécanisme de la compensation écologique apparaît dès les années 70 aux États-Unis et en Allemagne, ce n'est que depuis quelques années qu'il est appliqué en Wallonie.

Les mesures pour compenser les pertes de biodiversité peuvent prendre différentes formes : la restauration, la réhabilitation, la création ou la préservation d'un milieu (BBOP, 2009). La **restauration** est la remise en état d'un écosystème pour qu'il retrouve sa trajectoire historique et le cortège d'espèces préexistant (SER, 2004). Les actions tentent de permettre l'autoépuration de l'écosystème, elles peuvent être assez simples et ponctuelles comme la suppression de drain en milieu humide ou plus complexe comme la réintroduction d'espèces anciennement présentes. La **réhabilitation** vise à rétablir le fonctionnement de l'écosystème, ses productions et les services ; tout comme la restauration, elle fonde son action sur l'historique du lieu, mais elle ne tend pas vers une trajectoire écologique précise (SER, 2004). La **création** est la réalisation d'un nouvel espace riche de biodiversité en lieu et place d'une zone occupée précédemment par un autre écosystème moins intéressant (Morandeau et Vilaysack, 2012). La **préservation** permet le maintien dans le temps de la biodiversité d'un site en acquérant la propriété et/ou en lui donnant un statut légal de protection. La préservation sera souvent complémentaire des trois autres modes d'actions (Morandeau et Vilaysack, 2012).

Le mécanisme de la compensation est parfois fortement décrié car il est considéré comme un droit à détruire (Morandeau et Vilaysack, 2012 ; Gobert, 2010). Il nécessite d'être correctement encadré par la réglementation et les pratiques doivent être améliorées (Burylo et Julliard, 2012). Les mesures sur des écosystèmes particulièrement riches en espèces seront difficiles à réaliser et mettront du temps pour atteindre le gain nécessaire. Cela suppose que l'humain puisse recréer de la biodiversité à l'identique, ce qui est impossible pour des écosystèmes complexes (Gobert, 2010).

Ce chapitre vise à présenter les principes qui devraient encadrer toutes applications de la compensation pour atteindre son objectif de « pas de perte nette » ; ensuite à exposer les fondements juridiques de la compensation en Région wallonne ; et enfin à montrer quelques exemples en Wallonie.

1. LES PRINCIPES DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

Le mécanisme de la compensation écologique comprend un certain nombre de principes. Le *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP) est une plateforme d'échange de bonnes pratiques de la compensation écologique gérée par la Forest Trends Association. Il comprend des partenaires issus des cinq continents dont font partie l'International Union for Conservation of Nature, l'United Nations

Environment Programme, des organismes publics d'une quinzaine de pays, des ONG environnementales, des institutions financières et des sociétés professionnelles travaillant dans la compensation (BBOP, 2013). Au regard de la liste des membres, aucun organisme belge ne semble y être représenté. Le BBOP a déterminé une dizaine de principes comme cadre de travail pour établir des mesures compensatoires et en vérifier leurs succès. Ses travaux sont destinés aux gouvernements qui voudraient mettre une législation en place et aux développeurs de projets de compensation (BBOP, 2009). Les principes présentés ci-dessous sont une combinaison de la synthèse du BBOP et des éléments de réflexion apportés par les experts qui ont participé à la rédaction du numéro spécial de 2012 de la revue juridique *Aménagement-environnement* intitulé « la compensation en droit de l'urbanisme et de l'environnement ».

1.1. LE PRINCIPE D'ÉQUIVALENCE

Le principe d'équivalence est également décrit par le principe de proportionnalité dans la législation wallonne (Born et al., 2012) ou encore « *no net loss* » pour le BBOP (BBOP, 2009). La légalité de la compensation est fonction de cette proportionnalité, elle est mesurable dans les deux sens, pas de perte nette, mais également pas de gain net. (Haumont, 2012). Ce principe impose que la perte intermédiaire de biodiversité et les actions compensatoires pour annuler cette perte puissent être évaluées afin de garantir une balance équilibrée.

Le timing de la compensation en découle également. Les actions de la compensation doivent être antérieures et au plus tard concomitantes avec le début des impacts. Dans le cas contraire la perte temporaire devient un dommage qu'il faut également compenser (Born et al., 2012 ; Haumont 2012 ; BBOP, 2009).

L'équivalence comprend également une notion de qualité. La compensation doit apporter un gain similaire en espèces ou en habitats impactés. Un lieu de reproduction sera compensé par la restauration d'un espace offrant la même fonction aux mêmes espèces, un corridor écologique sera remplacé par un corridor écologique. La législation française par exemple écrit clairement que la compensation d'une fonction doit se faire par une fonction, d'un service par un service (Morandau et Vilaysack, 2012). Dans le cadre de Natura 2000, la compensation portera sur le maintien du réseau des différents habitats communautaires protégés. (Evrard et Meur 2012 ; Haumont 2012). L'équivalence justifie aussi que les mesures doivent se réaliser dans le voisinage de l'impact nouveau (BBOP, 2009).

1.2. LA HIÉRARCHIE DES MESURES

La législation sur les études d'incidences environnementales, les mesures envisagées pour limiter les atteintes à l'environnement sont hiérarchisées (Born et al., 2012). Suivant le principe de la hiérarchie des mesures, il s'agit en premier lieu d'éviter, ensuite de réduire et enfin de compenser les impacts qui n'auraient pu être évités ou réduits (Born et al., 2012 ; BBOP, 2009). La politique environnementale de la Région wallonne repose sur le principe d'action préventive qui vise à prévenir un dommage plutôt que d'avoir à le réparer (Code de l'environnement, art. D.1 §2). Les incertitudes du processus de la compensation des systèmes écologiques complexes imposent d'appliquer la hiérarchie des mesures. Pour Quétier et al. (2012), cela nécessite un accompagnement des projets dès leur départ pour éviter un maximum d'impact. La compensation est donc la dernière extrémité et constitue parfois le carrefour ultime des conflits d'intérêts.

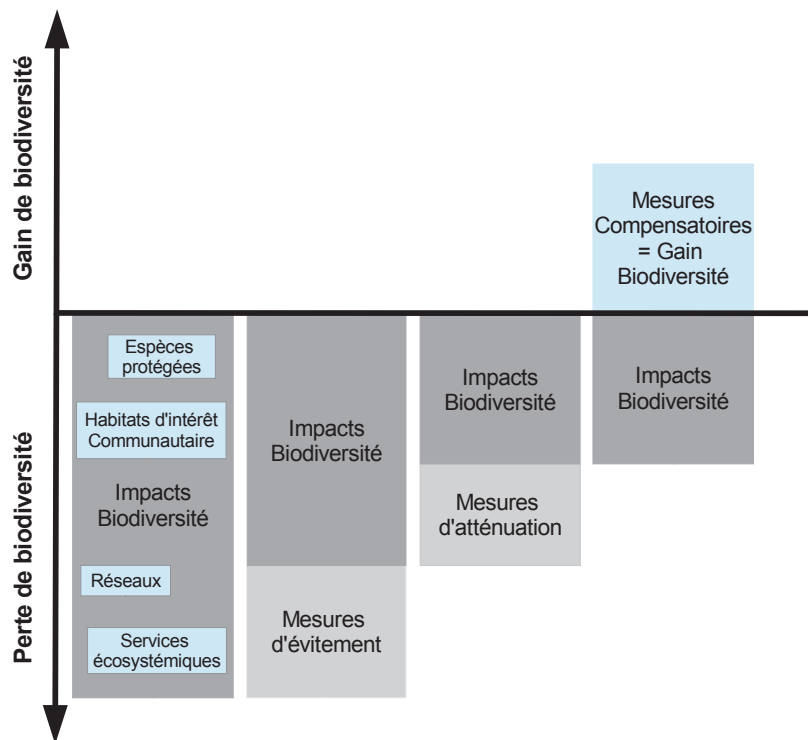


Figure 3 : Hiérarchie de la compensation : d'abord éviter, ensuite atténuer et enfin compenser les impacts.

Inspiré de BBOP 2009 ; Quétier et al, 2012 ; Morandeau et Vilaysack, 2012

Ubbo Mammen (dans Lucéole, 2012) distingue clairement les 3 étapes dans le cadre des projets de parcs éoliens pour annuler les impacts sur les populations de milans noir et royal (*Milvus migrans* et *Milvus milvus*). Les éoliennes ne peuvent pas être implantées à moins de 1000 m d'un site de nidification pour éviter les collisions. Pour réduire les impacts, il préconise de ne pas laisser d'espaces de friches aux pieds des éoliennes et que la période de fauche intervienne après mi-juillet, ceci, pour diminuer au maximum l'attractivité du site pour les oiseaux à la recherche de nourriture. A l'opposé, on renforcera la possibilité de nourriture à proximité de nids répertoriés avec des zones de luzerne fauchées par exemple. Si on constate des pertes d'individus suite à des collisions avec des pales, la compensation devrait alors intervenir de façon à recréer pour les milans, des espaces intéressants éloignés des éoliennes.

1.3. LES LIMITES DE LA COMPENSATION OU L'OPTION « NE PAS FAIRE »

Certaines atteintes à une espèce vulnérable ou à des milieux particulièrement vieux ne sont pas compensables ou du moins pas dans une échelle de temps acceptable et avec un risque acceptable (Goffart, 2012). Les limites peuvent devenir également financières, lorsque le coût des actions de restauration est disproportionné par rapport aux bénéfices apportés par le projet. Dans ces cas, le projet ne doit pas être envisagé. (BBOP, 2009 ; Morandeau et Vilaysack, 2012).

Le principe de précaution du droit voudrait également qu'un projet soit refusé si les connaissances sur les mesures envisagées ne sont pas suffisantes pour assurer qu'il n'y aura pas de perte de biodiversité au final (Born et al., 2012).

1.4. LE PRINCIPE DE L'ADDITIONNALITÉ

Le principe d'additionnalité impose un gain de biodiversité qui n'aurait pas eu lieu en l'absence d'opérations de compensation (Born et al., 2012). La compensation doit être une mesure nouvelle, c'est-à-dire non existante du fait d'une autre législation, elle vient donc en plus d'une mesure de remise en état déjà imposée par un permis d'urbanisme. La remise en état d'une carrière à la fin de son exploitation ne peut donc pas être comptabilisée comme compensation à l'exploitation de nouveaux espaces (Evrard et Meur 2012).

Dans le cas où il s'agit de la préservation d'un site, l'apport de biodiversité est moins évident à démontrer (Morandeau et Vilaysack, 2012). Suivant ce principe, les actions de compensation seront orientées vers de la réhabilitation, de la restauration ou de la création de sites plutôt que sur des mesures uniques de préservation, à moins de démontrer un gain dans le temps si l'espace est voué à une dégradation future en l'absence de protection (Quétier et al., 2012).

1.5. LES OBJECTIFS SUR LE LONG-TERME

Suivant les principes de la compensation, le gain de biodiversité de remplacement doit durer au minimum aussi longtemps que l'impact existe. Le contrôle de la réalisation des mesures et le suivi du site pour s'assurer de leur efficacité dans la durée font partie du processus même de la compensation. Cela inclut également de prévoir la possibilité d'adapter les mesures si elles ne sont pas suffisantes (BBOP, 2009).

1.6. LE PRINCIPE DU POLLUEUR-PAYEUR

Sur la base du principe du droit pollueur-payeur, la charge de la compensation repose sur le promoteur du projet (Haumont, 2012). La charge comprend l'étude d'impact, l'étude de la compensation, la mise en œuvre, la gestion et le suivi ainsi que les adaptations dans la durée. Le promoteur a la responsabilité de l'efficacité des mesures dès le départ et dans la durée (BBOP, 2009).

1.7. LE PRINCIPE D'ÉQUITÉ OU D'ÉGALITÉ

La mise en œuvre des mesures compensatoires ne peut pas entraîner d'inéquité, les droits de chaque partie doivent être respectés. Pour Born et al. (2012), c'est le principe de la limite constitutionnelle. Le problème peut apparaître lorsque le législateur impose des mesures compensatoires sur des terrains appartenant à des tiers. L'étude d'incidence devrait être menée également sur le site de compensation pour évaluer leurs incidences sur d'autres pans de l'environnement affectant les citoyens (Born et al., 2012). Le Conseil d'État n'admet d'ailleurs pas un permis d'urbanisme qui comprend dans les conditions d'octroi qui le complètent des éléments qui laissent un doute sur la réalisation et l'efficacité de ce qui est prévu. De ce fait, les mesures de compensation doivent être comprises dans le permis et évaluées comme l'ensemble du projet dans l'étude d'incidence (Haumont, 2012).

1.8. LE CONTEXTE LOCAL ET LES SAVOIRS

En Europe, la biodiversité est dépendante pour une grande part des actions humaines sur le paysage, c'est particulièrement le cas des espèces occupant les milieux agricoles (Bioret et Chlous Ducharme, 2011). La restauration est donc basée sur des connaissances scientifiques mais aussi sur les traditions, en prenant en compte les pratiques anciennes à la base de certains milieux semi-naturels riches de

biodiversité. Il est plus réaliste de faire fonctionner un écosystème qui a déjà existé et qui a un lien avec la population locale plutôt qu'un nouvel élément dans le paysage (BBOP 2009 ; SER 2004 ; Gobert 2010).

1.9. LES PRINCIPES DE PARTICIPATION ET DE TRANSPARENCE

Tout comme l'acceptation d'un projet doit être soumise à l'enquête publique et à l'avis d'instances consultatives, la compensation doit aussi être envisagée avec les interlocuteurs locaux et les spécialistes des différents secteurs concernés. De plus, les résultats obtenus par les actions de restauration des écosystèmes devraient être accessibles par les citoyens et les associations pour permettre un contrôle et par les écologues pour améliorer les pratiques (BBOP, 2009 ; Kągi, Stalder et Thommen, 2002)

2. LES FONDEMENTS JURIDIQUES DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE EN RÉGION WALLONNE

Depuis les années 70, les États-Unis ont développé la compensation pour préserver les zones humides (*Mitigation banks*) ou pour la conservation des espèces menacées (*Conservation banks*). L'Allemagne pratique la compensation depuis les années 70 également et le principe est inscrit dans la législation française dès 1973, sans qu'il ait été appliqué. Il faudra attendre 2010 dans le cadre de la Conférence des parties à la Convention sur la Diversité Biologique pour que ce mécanisme soit encouragé au niveau international (Morandeau et Vilaysack, 2012).

La compensation écologique fait partie des dix principes de la Stratégie nationale de la Belgique pour la biodiversité. Dans ce document, il est écrit que : « *les autorités publiques devraient prendre toutes les mesures compensatoires nécessaires pour veiller à ce qu'aucune perte nette de biodiversité ne survienne lors de la mise en œuvre ou de l'exécution du plan ou projet.* » (SPF Santé publique, 2006, p 27). Le texte ne précise pas le terme de biodiversité, les réglementations devraient par conséquent couvrir tout type de biodiversité (Born et al., 2012).

Le mécanisme de la compensation trouve sa légitimité en Région wallonne dans plusieurs textes, mais la procédure de mise en place des mesures ne fait actuellement l'objet d'aucun arrêté d'application (Born et al., 2012). La notion de compensation existe dans le CWATUP depuis 1997. L'intégration du mécanisme dans la directive européenne « habitat » (92/43/CEE) et sa transposition en droit wallon donne la première impulsion à de la compensation au bénéfice de la biodiversité. Quelle part de la biodiversité peut être préservée sur base des réglementations wallonnes et quels en sont les principes ? C'est la question à laquelle nous allons tenter de répondre ci-dessous. Le cheminement de cette présentation s'inspire du texte de Born, Dupont et Poncelet (2012) qui ont passé en revue les fondements juridiques de la compensation écologique en Région wallonne.

2.1. LÉGISLATIONS RELATIVES À LA PROTECTION DE LA NATURE

Deux textes d'ampleur internationale parlent de la compensation écologique : la Convention Ramsar de 1971 relative aux zones humides et la Convention de Bonn de 1979 sur les espèces migratrices. Cependant, les recours à ce mécanisme y sont écrits au conditionnel, donc sans obligation d'application et aucun cadre technique n'y est défini. La Convention sur la Diversité Biologique ne fait pas mention de compensation, mais la conférence des parties commence à s'intéresser à ce mécanisme (Born et al., 2012).

Au niveau européen, la directive « habitat » envisage le mécanisme de la compensation dans le cadre du réseau d'habitats protégés Natura 2000. Born *et al.* (2012) classent cette disposition dans les mécanismes obligatoires. Dans le cas d'une demande de dérogation à la protection d'un espace en Natura 2000, celle-ci ne peut être accordée que pour des raisons d'intérêt public majeur, en l'absence d'autre alternative, et à la condition de prendre « *toute mesure compensatoire nécessaire pour assurer que la cohérence globale de Natura 2000 est protégée* » (92/43/CEE, art. 6.4). Ce mécanisme est appliqué en Région wallonne et transposé dans la Loi sur la Conservation de la Nature dans son article 29 § 2. Le premier principe reste le même que celui de la BBOP, présenté plus haut, pas de perte nette. Cette compensation pour le réseau Natura 2000 repose également sur trois sous-principes : l'équivalence écologique, le principe d'additionnalité et le principe de continuité du réseau (Born *et al.*, 2012). De Sandeleer et Born (2004) mentionnent qu'un arrêt du Conseil d'Etat du 30 juillet 2002 donne du poids à ce principe d'additionnalité. La compensation pour une atteinte à un site Natura 2000 ne pourra se réaliser sur des sites déjà proposés et en cours d'examen par la Commission européenne, mais devrait porter sur des sites dégradés abritant les mêmes espèces dans la même zone biogéographique. Ils notent également que la réglementation ne préserve que les habitats et espèces compris dans les annexes de la directive et que tous les habitats menacés n'y sont pas repris.

La directive 2009/147/CE concernant les oiseaux sauvages prévoit le cadre global de la protection des espèces. Dans l'article 3, il est écrit que « *... les États membres prennent toutes les mesures nécessaires pour préserver, maintenir ou rétablir une diversité et une superficie suffisantes d'habitats pour toutes les espèces d'oiseaux visées à l'article 1er.* ». L'obligation couvre « *toutes les espèces d'oiseaux vivants naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen* ».

Les dérogations pour permettre des aménagements qui porteraient atteintes aux habitats peuvent être octroyées. Ce cas est légiféré en Wallonie par la transposition de la directive dans la Loi de la Conservation de la Nature. L'article 5 § 2 et 3 donne les règles pour de possibles dérogations dont la condition première est de ne pas nuire aux conditions favorables de conservation. D'après Born *et al.* (2012), ceci permet d'imposer la réalisation de mesures compensatoires. Haumont (2012) considère que l'article 13 de la directive pourrait également appuyer l'application de mesures compensatoires : « *L'application des mesures prises dans le cadre de la présente directive ne peut conduire à la dégradation de la situation actuelle en ce qui concerne la conservation de toutes les espèces d'oiseaux visées à l'article 1er.* »

2.2. LES LÉGISLATIONS SUR LES PLANS, PROGRAMMES ET PROJETS

La réglementation encadrant l'aménagement du territoire permet également l'application de mesures de compensation, celles-ci peuvent être des compensations écologiques.

Les évaluations des incidences sur les plans et programmes dans le Code de l'environnement doivent comprendre les mesures envisagées « *pour éviter, réduire, et dans la mesure du possible, compenser* » les incidences négatives sur l'environnement (art. D.56). Si le texte mentionne la hiérarchie de la compensation, le rajout de « *et dans la mesure du possible* » n'entraîne cependant pas d'obligation (Born *et al.*, 2012) et ne garantit pas une application du principe de la limite de la compensation, c'est-à-dire ne pas autoriser la réalisation du projet si des impacts subsistent.

La législation wallonne comprend trois autres principes : le principe de précaution selon lequel l'absence de certitude scientifique ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées ; le principe du pollueur-payeur ; et le principe de correction par priorité à la source (Code de l'environnement, art. D.3).

La compensation planologique

La compensation apparaît à l'article 46 du CWATUPE avec le principe d'utilisation parcimonieuse du sol. Il s'agit d'appliquer la compensation planologique lors de la révision des plans de secteur. La compensation planologique consiste à maintenir, sur l'ensemble de la Région wallonne, le ratio entre les surfaces destinées à l'urbanisation et les surfaces non urbanisables (Haumont, 2012). Chaque nouvelle affectation en zone urbanisable au plan de secteur, doit être compensée par la modification équivalente pour la création de zones non urbanisables. L'équivalence de la compensation porte sur le caractère urbanisable et non sur le potentiel écologique des espaces. Le bénéfice pour la biodiversité sera très variable suivant que l'espace « désurbanisé » s'ajoute aux zones forestières, agricoles, de parc ou bien crée des zones naturelles destinées au maintien et à la conservation de milieux naturels et des espèces. La compensation porte sur l'affectation du sol et non pas sur sa nature réelle, ainsi une nouvelle zone agricole en lieu et place d'une zone d'habitat non bâtie peut toutefois être déjà occupée par l'agriculture.

L'article 46 définit un second mode de compensation qui remplace la compensation planologique, c'est la compensation alternative. Elle est « *définie par le gouvernement tant en termes opérationnel, environnemental ou énergétique qu'en termes de mobilité en tenant compte, notamment, de l'impact de la zone destinée à l'urbanisation sur le voisinage* » (Art 46 § 1er 3°).

La compensation planologique par la protection de nouveaux espaces affectés en zone naturelle et la compensation alternative par des actions sur le terrain, pourraient permettre l'application de mesure spécifiquement pour le maintien de la biodiversité (Evrard et Meur, 2012 ; Born et al., 2012). L'article 42 du CWATUPE relatif à l'élaboration et à la révision des plans de secteur précise que l'étude d'incidence doit comprendre également sur ces mesures compensatoires.

Les charges d'urbanisme

Les charges d'urbanisme sont apparues dès 1962 pour ce qui concernait les permis de lotir. Elles sont actuellement réglementées par l'article 128 du CWATUPE. L'objectif était de reporter sur le lotisseur, la charge des travaux et les superficies jugés nécessaires pour les besoins collectifs et viabiliser les différentes parcelles, y compris la réalisation de la voirie. Les usages et les réglementations ont étendus ce mécanisme pour amoindrir les dommages subis par la collectivité et les habitants du voisinage. (van Ypersele, 2012)

Van Ypersele (2012) considère que les aménagements demandés par les communes comme charges d'urbanisme pourraient aussi couvrir les impacts sur la biodiversité. Born et al. (2012) classent également les charges d'urbanisme et les conditions particulières liées aux permis dans les possibilités pour compenser les impacts écologiques d'un projet. Ils citent l'article 136 du CWATUPE qui prévoit les conditions particulières, entre autres pour la préservation de l'environnement, ainsi que l'article 6 du décret de 1999 concernant les permis d'environnement avec des conditions au bénéfice de la biodiversité.

Le Cadre de référence pour l'implantation d'éoliennes en Région wallonne

Le gouvernement de la Région wallonne a approuvé en février 2013 un « Cadre de référence pour l'implantation d'éoliennes en Région wallonne » (Gouvernement wallon, 2013). Ce cadre est accompagné d'une cartographie positive des espaces où les contraintes sont absentes ou pas trop importantes pour les projets de parcs éoliens. La carte a déjà été adaptée en juillet 2013 et l'ensemble sera soumis à enquête publique en septembre 2013 (Seret, 2013). Il n'existe donc pas encore de décret

encadrant la carte et le texte. Le document précédent de 2002 n'avait jamais été adopté, il avait seulement été acté par le gouvernement wallon. Il était cependant régulièrement utilisé par les citoyens lors des recours contre les projets éoliens (com. pers. de Frédéric Rouxhet, CWEDD⁴).

Le cadre développe la façon de réaliser de l'étude d'incidence pour déterminer les impacts sur les espèces ainsi que les mesures nécessaires à prendre pour les éviter. Le gouvernement privilégie les projets neutres sur la biodiversité. L'atténuation et la compensation ne concernent que les espèces et habitats protégés au sens des directives européennes. Le texte précise que les compensations doivent être opérationnelles avant l'implantation des éoliennes et que la demande de permis doit comprendre la description des mesures et le cahier des charges de mise en œuvre. (Gouvernement wallon, 2013)

2.3. LA LÉGISLATION PORTANT SUR LA RESPONSABILITÉ ENVIRONNEMENTALE

La législation sur la responsabilité environnementale prévoit un mécanisme proche de celui de la compensation, basée pour partie sur les mêmes concepts et principes. Les articles 93 à 137 du Code de l'environnement sont détaillés concernant le processus de mise en œuvre de la réparation des dommages, y compris les méthodes d'évaluation et de réparations, les obligations de l'exploitant et des autorités compétentes ainsi que la question des coûts.

Cette législation concerne la réparation en cas de pollutions des sols qui pourraient occasionner un risque pour la santé humaine, de dommages affectant les eaux et de dommages causés aux espèces et habitats naturels protégés (art D.94). Elle s'applique à la réparation après dommages si ceux-ci sont non prévisibles au départ, à la différence de la compensation. L'exploitant n'est pas tenu de couvrir les coûts de réparation s'il peut prouver que les dommages environnementaux ont été réalisés dans le respect d'une autorisation ou d'un permis (art. D.128).

Dans la responsabilité environnementale, il est question de la hiérarchie des mesures à l'article D.105. La réparation primaire concerne la remise en état initial. Lorsqu'elle celle-ci s'avère insuffisante, la réparation complémentaire est effectuée. La réparation compensatoire est entreprise pour compenser les pertes intermédiaires subies. La réparation primaire est toujours prioritaire. Pour la détermination des réparations complémentaires et compensatoires, le code privilégie les approches d'une équivalence ressource-ressource ou service-service en qualité et quantité équivalentes aux dommages. En cas d'impossibilité technique d'autres méthodes peuvent être envisagées, y compris l'évaluation monétaire (art. D.107). L'article D.108 énumère les critères de choix dans les options de réparation : meilleure technique disponible, le coût de mise en œuvre, la perspective de réussite, l'incidence de la réparation, les délais et le lien géographique avec le site endommagé.

L'importance de ces dommages s'évalue par rapport à l'état initial qui est estimé avec les meilleures informations disponibles. Le texte précise les éléments permettant de mesurer cet état initial : le nombre d'individus, la densité, l'importance de la zone pour la conservation des espèces, la rareté, la capacité de multiplication de l'espèce, sa capacité de régénération naturelle, ... (art. D.104).

3. DIFFÉRENTS DISPOSITIFS DE MISE EN OEUVRE

Certains pays pratiquent la compensation depuis plusieurs dizaines d'années et ont formalisé les législations pour offrir des solutions différentes pour appliquer les compensations. Dans la législation, la compensation suit le principe du pollueur-payeur, la responsabilité de sa mise en œuvre et de son

⁴ CWEDD : Conseil Wallon de l'Environnement pour le Développement Durable

efficacité est à la charge du maître d'ouvrage. Celui-ci peut-être un entrepreneur privé ou une autorité publique, voire une combinaison des deux. La compensation écologique peut être divisée en trois familles suivant son mode de mise en œuvre : la compensation par projet, les banques de compensation et la compensation financière.

La compensation par projet

La compensation peut se réaliser au cas par cas, c'est la manière la plus courante de procéder. Elle est alors réalisée par le maître d'ouvrage lui-même, accompagné d'experts et d'entrepreneurs en réhabilitation et création de biotope. Le suivi de l'efficacité des mesures reste également de son ressort. Ce système est celui qui permet le mieux de coller aux principes de la compensation sur papier. Dans la réalité, il présente des difficultés d'application (De Muelenaere, 2011 ; Morandeu et Vilaysack, 2012) :

- Les écosystèmes complexes prennent du temps à atteindre le potentiel écologique recherché, le gain de biodiversité peut alors difficilement exister avant le début des projets,
- Le système ne permet pas une vue d'ensemble des pertes et des gains dus au cumul des projets,
- Le coût pour la réalisation et le suivi de petites mesures disséminées est plus élevé que pour un plus gros projet de compensation,
- Il n'est pas évident de trouver des terrains pour de la compensation sans publicité ni intermédiaire.

Les mécanismes de marché

Les mécanismes de marché sont des systèmes qui permettent aux porteurs de projet d'acheter des crédits de biodiversité auprès d'organismes publics ou privés pour compenser les impacts. Ils sont plus connus sous le nom de banque d'habitat, ou banking. Ce système permet de transférer la responsabilité de la compensation du maître d'ouvrage à des professionnels de l'écologie. L'organisme se chargera de la mise en œuvre, mais également du suivi et des éventuelles actions sur l'écosystème si les résultats sur le long terme ne donnent pas les gains attendus (De Muelenaere, 2011). Dans le cas des banques d'habitats, les acteurs créent à l'avance de nouveaux espaces de biodiversité, en prévision d'impacts futurs non définis ; ceci enlève la part d'incertitude sur la réalisation des gains. Ces gains sont alors quantifiés en crédits, le plus souvent en hectare. Les prix des crédits sont fixés par la banque d'habitat ou par l'administration compétente mais peuvent également varier en fonction de l'offre et de la demande (Morandeu et Vilaysack, 2012).

De tels projets permettent de réaliser de la restauration sur des superficies importantes pour la biodiversité avec un meilleur suivi, et à des coûts moindres. Les compensations sont cependant rarement réalisées à proximité de l'endroit impacté ou ne visent pas une biodiversité d'un type similaire. L'Allemagne a un système de compensation par le banking qui a nécessité une réglementation plus flexible (Morandeu et Vilaysack, 2012). Ceci est moins un problème dans le cas de biodiversité ordinaire ou lorsque le site à restaurer est typique de la région.

En France, le premier projet de vente de crédit est en cours. Il s'agit de la restauration de 350 hectares de steppes semi-arides favorables à l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*). Le projet permet de mutualiser les efforts et les coûts pour anticiper une demande de petits projets de compensation dans un espace soumis à une forte urbanisation. L'espace étant écologiquement homogène, les crédits sont directement liés aux hectares. Le prix de l'hectare en 2008 était de 35 000 €, il est fonction des coûts de l'ensemble du projet : la sécurisation foncière par l'achat des terrains, les mesures de restauration,

la gestion écologique et administrative pour une durée minimum de 30 ans. Ce prix inclut également les incertitudes concernant les aspects techniques et financiers du projet. (Morandeau et Vilaysack, 2012)

Cet instrument trouve pleinement sa place dans un système de marché et est à ce titre plébiscité par la Commission européenne (Morandeau et Vilaysack, 2012). Un mécanisme qui répondrait trop bien aux attentes des promoteurs entraîne le risque que la compensation soit préférée à la recherche d'alternatives pour éviter les dommages. La compensation est vue comme un « droit à détruire » s'il devient plus facile d'acheter des crédits, option qui doit rester l'exception de dernier recours, que d'éviter les impacts (Fevre, 2012). Fevre attire notre attention sur l'importance de l'encadrement de ces pratiques par une administration forte qui certifie la valeur en biodiversité des crédits de compensation. L'Allemagne recommande aux pays voulant mettre en place du banking de développer une méthodologie applicable et que le système soit correctement balisé par la législation, avant l'ouverture du système aux opérateurs (Morandeau et Vilaysack, 2012).

La compensation monétaire

Les transferts financiers sont le troisième type de compensation, dans ce cas également, le promoteur se libère de sa responsabilité moyennant une somme d'argent qui ira dans un projet. A la différence des banques d'habitat, les gains de biodiversité ne sont pas réalisés avant les impacts. Les actions de compensation sont soit réalisées sur mesure, soit elles intègrent un réseau de compensation qui pourra ainsi s'agrandir. Pour faciliter la réalisation des projets de compensation, l'Australie a des agences gouvernementales de courtages de la compensation. Cet organisme met en relation les entrepreneurs qui doivent réaliser des compensations et les propriétaires de terrains qui fournissent les crédits (Morandeau et Vilaysack, 2012).

Ce mécanisme est à distinguer des garanties financières qui existent dans certaines législations pour s'assurer que les impacts temporaires seront bien annulés par des mesures de réparation. ; par exemple pour remettre en état suite aux dégâts occasionnés durant la phase de construction des éoliennes ou après exploitation des carrières. Suivant les législations de différents pays, les transferts financiers sont tolérés ou sont acceptés. (Morandeau et Vilaysack, 2012)

La conséquence des compensations par transfert financier, mise en avant par Morandeau et Vilaysack, (2012), est que les promoteurs sont déresponsabilisés des conséquences de leurs projets. Il existe aussi le risque que les sommes nécessaires à la restauration et à la gestion du site sur le long terme soient sous-évaluées. Les auteurs donnent l'exemple du Brésil où ce type de compensation est très utilisé. Cet argent a remplacé une part des financements publics octroyés à la protection de la nature, les compensations ne viennent donc plus en additionnalité d'un système déjà existant.

4. LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE APPLIQUÉE EN RÉGION WALLONNE

Dans la pratique, les mesures de compensation en Région wallonne sont appliquées lors des demandes de dérogation à la Loi sur la Conservation de la Nature. Les compensations font l'objet d'une négociation entre le promoteur du projet et les agents des services provinciaux du Département de la Nature et des Forêts (DNF). Le DNF est garant de l'application de la Loi sur la Conservation de la Nature, sur base de l'étude d'incidence et avec l'expertise du DEMNA. L'accord est ensuite inscrit dans les conditions de délivrance du permis.

Philippe Goffart, scientifique au DEMNA, fait le constat que les études d'incidences sont généralement incomplètes et ne permettent pas d'avoir une connaissance suffisante de l'état initial, tandis que les compensations proposées sont trop limitées et pas toujours en lien avec les impacts. Pour lui, une réglementation plus complète permettrait de mieux orienter les mesures de compensation pour éviter les pertes de biodiversité (Goffart, 2012).

Depuis quelques années, la compensation écologique en Wallonie se développe surtout dans le cadre de l'éolien. Vu l'actualité de ces projets, l'administration a rédigé un document interne pour cadrer la démarche de la compensation et la rendre plus facile et plus homogène. De leur côté, les promoteurs éoliens ont également engagé une démarche de réflexion sur les compensations et leur évaluation, qui est rédigée dans un autre document (Peeters et Robert, 2012). La méthode de l'administration entraîne plus de compensation que la méthode des promoteurs éoliens. Aucun de ces documents n'a actuellement de valeur réglementaire, une méthode qui concilie les deux positions devrait être trouvée dans les mois qui viennent. (com. pers. Sandrine Liégeois, DNF)

4.1. DÉROGATION À LA LOI SUR LA CONSERVATION DE LA NATURE

Les exemples présentés ici sont tirés de la publication de Philippe Goffart sur les compensations en Région wallonne (2012). Les mesures de compensation ont été réalisées dans le cadre de demande de dérogations à la Loi sur la Conservation de la Nature et concernent la création d'habitats pour des espèces protégées, à l'exception du dernier exemple qui vise un site Natura 2000.

Le lézard des murailles

L'étude d'incidence sur le projet d'aménagement d'une ancienne ligne de chemin de fer en RAVeL entre Huy et Havelange a mis en évidence des atteintes potentielles sur une population de lézards des murailles (*Podarcis muralis*). Les mesures de compensation visent l'aménagement du site de l'ancienne gare de Régissa pour améliorer l'accueil de cette espèce ainsi que d'autres reptiles menacés présents dans cette région. Les travaux ont été pris en charge par l'auteur de projet. Ils ont consisté à réaliser des merlons de pierres et de branchages et à créer des surfaces recouvertes de cailloux. Le suivi des résultats sur les populations de lézards est prévu, il sera réalisé par le DEMNA et l'aCREA⁵ de l'Université de Liège.

Le crapaud calamite

Le projet privé d'une plateforme multimodale à Hermalle-sous-Argenteau est réalisé sur une friche abritant une population de crapauds calamites (*Bufo calamita*). Ceux-ci ont besoin de mares temporaires peu profondes et ensoleillées pour la reproduction. De telles mares ainsi que l'installation de couverts favorables comme des tas de pierres et de souches ont été réalisées à l'intérieur du site dans le but d'augmenter la capacité d'accueil pour cette espèce. Dans ce cas, le suivi est organisé par le groupe « Raïne » de l'association Natagora/Aves.

Si le maintien sur le site est actuellement effectif, l'espèce a perdu des espaces de reproduction (Goffart, 2012). Les crapauds ont rapidement colonisé une partie des mares créées, mais il est apparu que plusieurs d'entre elles ne maintiennent pas l'eau sur des périodes suffisamment longues pour être fonctionnelles pour la reproduction du crapaud calamite.

⁵ aCREA – Conseils et Recherches en Ecologie Appliquée - est une unité de recherche du département Biologie, Ecologie et Evolution de l'Université de Liège

La cigogne noire

Dans le cas du parc éolien de Bièvre, la localisation d'une des éoliennes à proximité du milieu forestier était une menace pour la cigogne noire (*Ciconia nigra*). Le DNF a demandé son déplacement ou la mise en œuvre de mesures compensatoires visant à la restauration de fonds de vallées favorables à l'espèce. La société a opté pour cette seconde option. La hiérarchie des mesures qui est d'éviter, puis de réduire et enfin seulement de compenser les dommages résiduels n'a pas été respectée. Les règles d'application du nouveau Cadre de référence pour l'implantation d'éoliennes en Région wallonne reprennent clairement le principe de la hiérarchie des mesures. Un tel choix ne devrait donc plus être proposé à l'avenir tant que l'étude d'incidence n'aura pas analysé les différentes alternatives concernant la localisation du projet du point de vue de la biodiversité (Gouvernement wallon, 2013).

Dérogation au réseau Natura 2000

Philippe Goffart présente un cas de compensation qui est postérieur aux dommages occasionnés à un espace sous protection Natura 2000. La Société publique de Gestion de l'Eau a installé des collecteurs d'eau dans deux sites Natura 2000 dans la région de Virton. Les travaux n'ont pas pris en compte les dommages que cela allait occasionner sur des populations d'espèces protégées, mais aussi que des habitats d'intérêt communautaire dont des aulnaies et des prés de fauche alluviaux sur une superficie de 7 hectares. Les travaux ont été réalisés sans permis et sans la demande d'un avis auprès du DNF. Les mesures compensatoires postérieures ont porté sur l'achat de 12 hectares à réhabiliter en prés de fauche au lieu des 21 hectares proposés par le DNF. Les dommages occasionnés à l'aulnaie ne sont ici pas compensés.

4.2. LA LIAISON TIHANGE-STRÉE-N684

Le permis d'urbanisme pour la réalisation de la liaison routière de 2 x 1 voie entre Tihange et Strée en province de Liège comprend toute une série de mesures pour diminuer les dommages aux espèces. Les informations ci-dessous proviennent de ce permis d'urbanisme (DGO4, 2012). Le projet concerne un tronçon de 8 km, dont 2 km sont déjà réalisés (mais pas encore ouverts à la circulation) dans le cadre d'un permis octroyé en 2004. Le permis de 2004 était déjà accompagné de mesures écologiques qui visaient à implanter un substrat pauvre avec un semis de fleurs.

Suivant l'avis du DNF, les éléments biologiques d'intérêt sont les milieux herbeux en différents endroits le long de la future route, ils sont occupés par une végétation diversifiée dont des fragments de landes à callune. Le DNF note également la présence sur ces différents sites, de reptiles et de batraciens dont la couleuvre à collier (*Natrix natrix*), le lézard vivipare (*Zootoca vivipara*), le crapaud calamite (*Bufo calamita*) et quelques espèces d'oiseaux des milieux ouverts comme la locustelle tachetée (*Locustella naevia*), l'alouette lulu (*Lullula arborea*), la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) et le tarier pâtre (*Saxicola torquatus*). Ces friches et ces talus sont colonisés par une belle diversité de lépidoptères et coléoptères et deux hyménoptères particulièrement rares et protégés par la Loi sur la Conservation de la Nature, il s'agit de la *Melecta Luctuosa* et de l'*Anthophora retusa*.

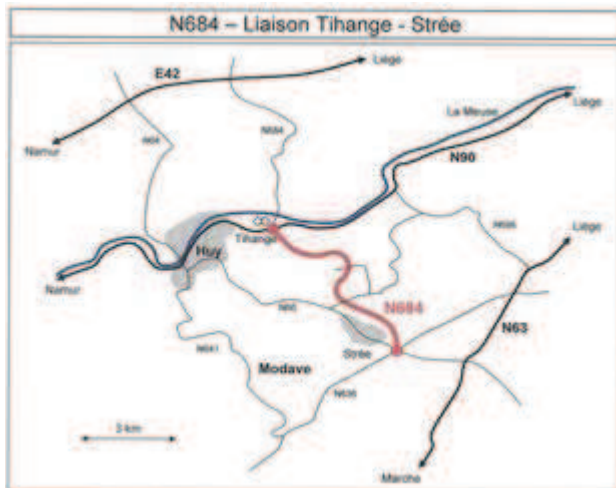


Figure 4 : N684 - Liaison Tihange - Strée.
Source : Autoroute et route de wallonie,
www.routes.wallonie.be > accueil > actualité

Les mesures d'évitement qui accompagnent le permis sont la préservation des milieux herbeux de grand intérêt biologique et des arbres dignes d'intérêt préalablement marqués par le DNF ainsi que la réduction des espaces de remblais sans couche arable pour éviter les apports de plantes invasives.

Les aménagements pour réduire les impacts sur les animaux et végétaux ou pour améliorer l'écologie générale des milieux sont multiples : remise à jour d'une portion de ruisseau ; plantations arbustives d'essences indigènes ; ensemencement avec un mélange de fleurs sauvages et de plantes mellifères sur les talus et

le rond-point ; la réalisation de pertuis pour la petite faune ; la création de mares de faible profondeur favorables au crapaud calamite.

Dans les dégâts prévisibles aux végétaux, un chêne remarquable sera remplacé par la plantation de 3 chênes à haute tige, tandis que la destruction d'une portion de haie sera compensée par une nouvelle plantation sur le triple de la longueur perdue. Le permis prévoit comme mesures de compensation (textuellement écrit sous ce vocable) : la restauration d'une zone humide, la création d'un milieu herbeux en bordure de l'espace forestier, la création d'une mare et la suppression des massifs de renouées du Japon (*Fallopia japonica*). Le document ne précise pas les localisations exactes ni les superficies attendues pour les milieux à créer.

En dehors des travaux d'entretien de la voirie et de ses abords pour des raisons de sécurité, le titulaire du permis a également à sa charge des travaux de gestion écologique : le fauchage des couverts herbacés nouvellement créés, le fauchage des sites de grands intérêts biologiques et la gestion des plantes invasives dans ces zones.

Le permis prévoit également qu'un comité sera chargé du contrôle de la bonne réalisation des mesures et du suivi écologique durant le chantier et sur le long terme, sans préciser la composition de ce comité.

4.3. LE PROJET DE PARC ÉOLIEN SUR LA PLAINE DE BONEFFE

En 2010, la société Air Energy a introduit une demande de permis unique pour un parc éolien de 17 mâts situé dans le nord de la plaine agricole de Boneffe. Cette plaine est considérée favorable pour son potentiel venteux, ceci est confirmé par la carte qui accompagne le Cadre réglementaire pour l'implantation d'éolienne en Région wallonne (Gouvernement wallon, 2013). Cependant, implanter des éoliennes dans cet espace ouvert constitue une menace sur l'avifaune et sur le paysage.

Après un premier refus de permis de la part de l'administration, le permis fut délivré le 29 août 2011 pour un parc de 12 éoliennes. Le Conseil d'État a annulé ce permis dans un arrêt du 16 mai 2012 suite à un recours introduit par des riverains et par les associations de défense de la nature Natagora/Aves. La société d'éoliennes a réintroduit une demande et obtenu un nouveau permis le 25 juillet 2012. Celui-ci est également contesté par les mêmes parties devant le Conseil d'État, qui n'a pas encore rendu son verdict.

La question des impacts sur les populations d'oiseaux et de leur compensation justifie l'avis défavorable du DNF⁶ concernant les 2 permis pour ce projet. C'est également la base d'un des moyens avancés par les parties dans le 1^{er} recours en annulation. L'étude de l'arrêt du Conseil d'État du 16 mai 2012 permet d'illustrer les défis de la protection des espèces spécialistes dans des milieux agricoles ouverts et de l'application des mesures de compensation.

Un espace particulier

La plaine agricole de Boneffe, en Hesbaye, est un des plus grands espaces agricoles ouverts de la région wallonne. Elle s'étend sur plusieurs centaines d'hectares de champs où se pratique une agriculture intensive, avec comme seules voies de communication la traversant, les chemins d'accès au parcellaire agricole. La plaine présente un paysage homogène, vierge d'éléments verticaux, sans arbre, ni pylône, ni autres constructions, bordée par des villages aux habitats groupés. Ceci offre un paysage apaisant avec de longues vues dont la qualité est reconnue, notamment par la Commission royale des Monuments, Sites et Fouilles (Avis de la CRMSF dans Conseil d'Etat, 2012).

La plaine de Boneffe est également reconnue par les ornithologues comme site particulièrement riche en espèces d'oiseaux des openfields (oiseaux des espaces ouverts). Cette plaine héberge par exemple deux couples de busards cendrés (*Circus pygargus*) parmi la petite dizaine de couples présente en Wallonie. Les autres espèces observées sont : les busards Saint-Martin (*Circus cyaneus*) et des roseaux (*Circus aeruginosus*), le bruant proyer (*Emberiza calandra*), le râle des genêts (*Crex crex*), l'alouette des champs (*Alauda Arvensis*), la perdrix grise (*Perdix perdix*), la bergeronnette printanière (*Motacilla flava*), la caille des blés (*Cortunix cortunix*), le vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) ainsi que le pluvier doré (*Pluvialis apricaria*) et le pluvier guignard (*Charadrius morinellus*) durant la migration. Le busard cendré, le râle des genêts et les deux espèces de pluviers sont des espèces Natura 2000, le bruant proyer et la perdrix sont classés sur la liste rouge 2010 des espèces menacées de Wallonie et le vanneau huppé fait l'objet d'un programme spécifique au niveau européen. (avis du DNF dans Conseil d'Etat , 2012)

Le projet, les impacts et les compensations

Pour le DNF, les projets éoliens peuvent affecter les populations d'oiseaux du fait du risque de collision avec les pales et ils constituent une barrière à contourner pour les espèces en migration. Les éoliennes rendent également les sites moins attirants pour les espèces d'openfield par l'effarouchement qu'elles peuvent provoquer. L'étude d'incidence sur l'environnement a relevé la présence de 51 espèces nicheuses, 21 en hivern et 24 en périodes de migration. Elle a conclu à l'absence d'impact significatif sur les espèces, à l'exception de la population du busard cendré « *susceptible de connaître un impact significatif* » du fait de l'effarouchement, et de celle du râle des genêts pour lequel « *l'impact du projet sera important en terme de dérangement pour quelques individus locaux* » (EIE dans Conseil d'Etat, 2012, p14).

Dans son avis, le DNF reconnaît l'effort des mesures de compensation prises par la société promotrice du projet. Celles-ci sont correctement localisées pour permettre une meilleure connexion avec les populations de la plaine agricole voisine, celle de Hannut. La société promotrice du projet a passé des accords avec des propriétaires pour mettre 41 hectares en compensation par le maintien d'un couvert hivernal et la réalisation de bandes enherbées.

⁶ Le DNF, Département de la Nature et de la Forêt, est l'administration compétente en Région wallonne pour les mesures compensatoires, y compris dans les milieux agricoles

Cependant, le DNF a maintenu un avis négatif, un des arguments étant qu'« *Il est probable que l'impact du projet soit fatal à son [la population de busard cendré] maintien malgré les mesures d'atténuations/compensation* » (DNF dans Conseil d'Etat, 2012, p 15). De plus, le projet « *engendrerait des pertes significatives et non compensables en terme de biodiversité* » concernant d'autres espèces que le busard cendré (DNF dans Conseil d'Etat, 2012, p 16). Les observations sur des projets similaires à l'étranger et en Wallonie ont montré que les populations de pluviers ne fréquentaient plus les sites et que les vanneaux étaient sensiblement moins nombreux après la construction d'éoliennes.

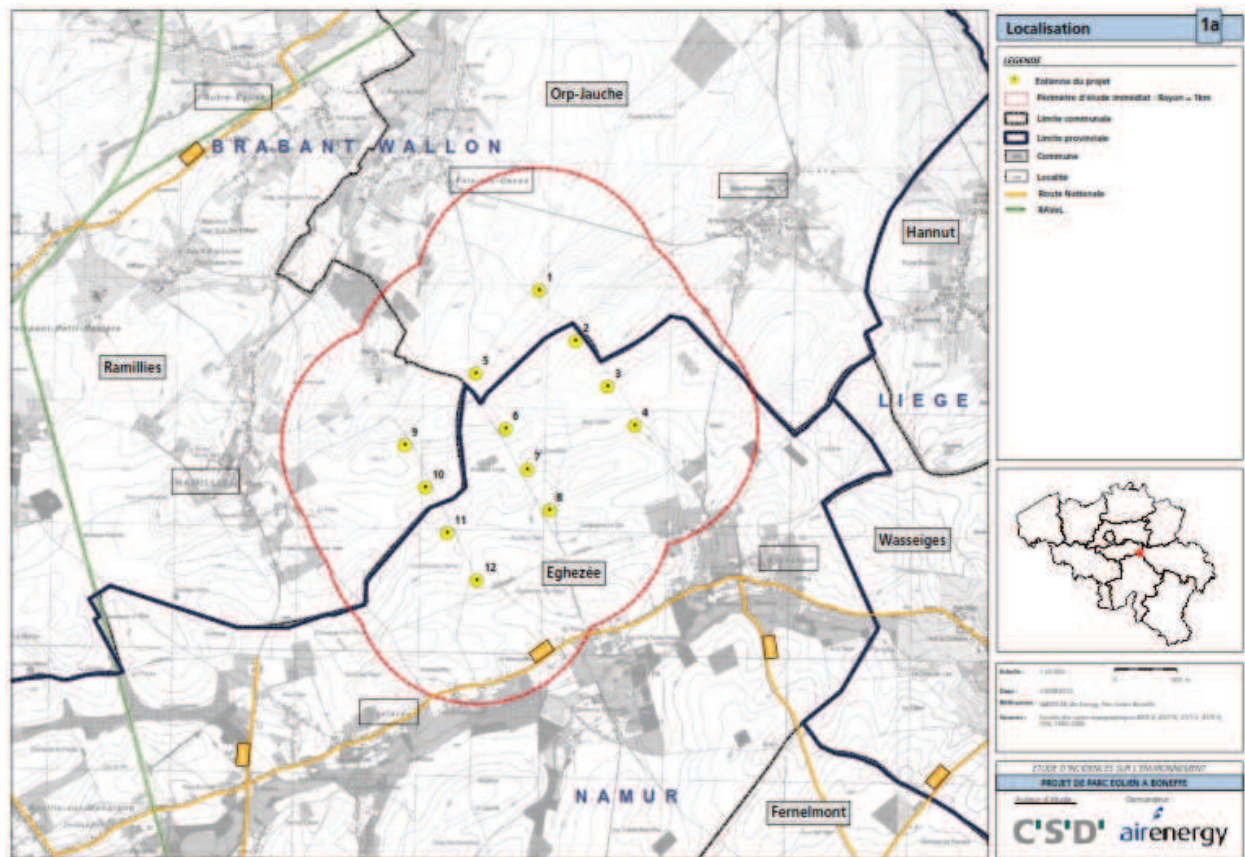


Figure 5 : Localisation du projet de parc éolien de la plaine de Boneffe.
Source : Etude d'incidence, bureau CSD pour le compte de Air Energy.

L'importance des mesures de compensation en adéquation avec les impacts

Le premier permis délivré était assorti de conditions dont la réalisation de mesures compensatoires en faveur du busard cendré et des oiseaux de grandes cultures en général (permis du 29 août 2011 dans Conseil d'État, 2012). Le Conseil d'État⁷ fonde l'annulation de ce permis sur les points suivants :

- Le projet ne comprend aucune compensation pour d'autres espèces que le busard cendré et le permis ne justifie pas de cette absence alors que le DNF signale des pertes significatives sur d'autres espèces.

⁷ Les recours au Conseil d'Etat dans la section contentieux administratif porte sur la procédure et non sur le fond de la question. Essentiellement, les raisons sont ici l'absence de motivation de la part de l'autorité compétente.

- Le manque de motivation de l'acte sur l'absence d'évaluation des alternatives. L'étude d'incidence n'a pas étudié les localisations alternatives au site de Boneffe du point de vue de l'impact sur les oiseaux. De même, l'étude n'a pas pris en compte le risque d'« effet de barrière » lors des migrations du fait de la disposition géométrique des douze éoliennes en un bloc de 3 x 4.
- Le Conseil d'État rappelle la jurisprudence sur les mesures de compensation reprises dans les conditions de délivrance du permis unique. « *Ces mesures devront être effectives au moment du permis (maîtrise foncière des parcelles, contrats avec les agriculteurs ...) ...* » (Conseil d'État, 2012, p 21). Pour le Conseil d'État, les conditions du permis manquent de détails, de plus le DNF doit encore se prononcer sur la disposition des mesures.

Le projet pour la demande du second permis d'urbanisme ne change pas, ni dans la configuration du parc, ni dans les mesures de compensation. L'administration apporte des compléments à la motivation du permis dont voici les principaux (SPW, 2012b) :

- Le DNF n'argumente pas en quoi les atteintes aux populations ne sont pas compensables.
- La superficie et la nature des mesures de compensation sont adéquates et suffisantes, suivant la littérature et les documents du DEMNA, pour améliorer les conditions des populations de busards cendrés mais également des autres espèces nicheuses.
- Les pluviers trouveront d'autres plaines de substitution à la plaine de Boneffe, tandis que le Vanneau huppé n'a pas un statut de protection particulier. Les mesures de compensation ne sont par conséquent pas justifiées.

La localisation précise des 41 hectares sur les 36 parcelles cadastrales avec le type d'ensemencement et l'entretien prévu font partie intégrante du permis.

L'étude du projet de parc éolien de Boneffe et de son parcours juridique montrent l'importance de la proportionnalité entre les dommages et les compensations ; il faut justifier des impacts d'un côté et des compensations de l'autre pour chaque espèce impactée. Les alternatives sont également à prendre en compte suivant tous les points de vue, y compris écologique. Cet exemple illustre la nécessité des arguments scientifiques pour refuser un permis ou baser des mesures de compensation. L'argument de substituer une plaine à une autre, fonctionne éventuellement pour un projet ponctuel de parc éolien, mais pas dans la perspective de l'accroissement important des parcs éoliens tel que prévus par le Gouvernement wallon. Il apparaît également qu'une espèce a plus de chance de faire l'objet de mesures de protection si elle cumule les « titres » de protection.

5. RETOUR D'EXPÉRIENCES

En Région wallonne, il n'existe pas encore d'étude globale sur la mise en place et l'efficacité des mesures de compensation (Goffart, 2012). Dans le cadre d'un stage réalisé chez Natagora, Vanhamme (2012) a étudié la réalisation de ces mesures pour voir si elles correspondaient au permis d'urbanisme. Il apparaît dans ses constatations que plusieurs compensations n'ont pas été réalisées car les promoteurs éoliens ne trouvent pas de terrains pour mettre en œuvre les mesures. La jurisprudence du Conseil d'État impose de prouver la maîtrise foncière pour mettre en œuvre les mesures dès la demande de permis (dans Conseil d'État 16 mai 2012).

D'autres pays pratiquent la compensation depuis plus longtemps. Dans leur rapport sur les compensations dans différents pays, Morandau et Vilaysack (2012) indiquent que le suivi et les contrôles opérés sont très différents suivant les systèmes, mais souvent insuffisant pour garantir une

perte nulle de biodiversité. L'Australie n'atteint pas ses objectifs de conservation des espaces de végétation indigènes à cause des pertes intermédiaires cumulées, les travaux sont autorisés avant la reconstitution de la végétation des écosystèmes. Les autorités californiennes estiment de leur côté qu'un projet sur deux ne répond pas aux objectifs. Aux Pays-Bas, l'étude a été réalisée par la Cours des comptes dans deux provinces pour s'assurer que les mécanismes étaient suffisants pour arrêter la perte de qualité des écosystèmes. Le rapport conclut par la négative, soit que les mesures ne sont réalisées que partiellement, soit pas du tout.

Voici les indications qui ressortent de deux rapports. Le premier concerne une étude réalisée en France sur les dossiers de demande de dérogation pour destruction d'espèces protégées. Le second rapport porte sur une étude de terrain en Allemagne.

France : Analyse des demandes de dérogation pour destruction d'espèces protégées

En France, Regnery et al. (2013) ont étudié les compensations dans les dossiers de demande de dérogation, sans les confronter avec l'existant sur le terrain. L'essentiel des projets proposent des compensations, mais seulement 35 % prennent en compte tous les animaux et plantes protégés présents sur les sites. Les projets qui perturbent un grand nombre d'espèces protégées ont des difficultés à réaliser des compensations pour l'ensemble de celles-ci. Il apparaît également qu'au plus le statut de conservation d'une espèce est critique au plus celle-ci bénéficiera de mesures compensatoires, une espèce « en danger » a trois fois plus de chances de bénéficier de mesures spécifiques que celle sous statut « faiblement menacée ». La prise en compte trop faible des espèces les moins menacées pose question. Pour les auteurs de l'étude, la compensation ne peut poursuivre un objectif durable de zéro perte de biodiversité sans considérer les espèces ordinaires qui sont le support de l'ensemble de la biodiversité.

Les projets à durée indéterminée tels les routes proposent plus de compensation que ceux qui sont pour une durée fixe comme les carrières. Les mesures de réhabilitation des sites après exploitation sont envisagées par les promoteurs comme une dispense de compensation, ce qui est contraire au timing de la compensation. Au total des 85 dossiers analysés, les surfaces prévues pour les gains de biodiversité restent inférieures de plus d'un tiers aux superficies de biodiversité atteintes par les projets. Dans la conception de la compensation, la situation spatiale du site et sa connectivité dans le paysage sont peu pris en compte (39 % des dossiers). Autre constat, la moitié des dossiers n'intègre pas de garantie quant au suivi et à la gestion adaptative des mesures au-delà des 10 premières années.

Allemagne : Étude des résultats de restauration de sites de compensation

La législation allemande impose le mécanisme de la compensation depuis 1976. Une étude de suivi de celle-ci a été réalisée pour évaluer les résultats de la restauration sur 57 sites (Tischew et al. dans Goffart, 2012). Près de la moitié des sites présentaient un manquement dans la mise en œuvre. Les objectifs de la restauration et les actions qui en découlent ont souvent été mal évalués. La mise en œuvre n'a pas été correctement réalisée et trois sites n'ont eut aucune mesure de restauration. Sur la seconde moitié des sites restants, seuls 33 % des surfaces ont atteint les objectifs fixés par les mesures. Les raisons essentielles de ce faible taux seraient liées au manque d'entretien, à un mauvais choix dans la méthode et à une implantation des mesures sur des sols ne permettant pas la restauration souhaitée. L'étude insiste sur une meilleure prise en compte des connaissances et la mise en place d'une procédure administrative de contrôle accompagnée d'un suivi scientifique.

Dalang et Hersperger (2010) tirent la conclusion que des évaluations menées dans d'autres pays vont également dans le sens de la nécessité du suivi sur le long terme et du partage des informations pour améliorer les processus. La Suisse a ainsi créé des banques de données pour partager les observations de terrain et progresser dans les connaissances en écologie.

CONCLUSION

Couvet et Teyssèdre-Couvet (2010) écrivent que la compensation est spécifiquement destinée à la biodiversité ordinaire. Pour ces auteurs, les administrations ne devraient pas délivrer de permis dès lors que l'étude d'incidence a identifié des impacts sur des espaces sensibles et/ou sur des populations d'espèces menacées. Actuellement dans la législation wallonne, les seuls textes qui rendent la compensation obligatoire sont la directive « habitat » et la directive « oiseaux », ainsi que le Cadre de référence pour l'implantation d'éoliennes en Région wallonne lorsqu'il fera l'objet d'un arrêté. En dehors de ces législations, il appartient aux autorités compétentes de les appliquer au bénéfice de la diversité biologique (Born et al., 2012). Toute la biodiversité n'est par conséquent pas couverte par la compensation.

Le cadre législatif protège tous les oiseaux, bien que certains soient très communs. Soit que le groupe taxonomique est élevé dans son ensemble au rang de biodiversité remarquable du fait du fort intérêt porté par les citoyens, soit que la législation se penche ici sur un pan entier de la biodiversité ordinaire. Cependant dans son application en Wallonie comme ailleurs, c'est le plus souvent uniquement pour les espèces menacées que la compensation est envisagée, elle ne vise donc pas à annuler l'ensemble des dommages occasionnés, mais seulement les impacts qui ont des conséquences significatives sur certaines populations. Les questions sont nombreuses dans le chef des parties prenantes à commencer par qu'est-ce qu'un impact significatif sur une population ? Et comment évalue-t-on de cet impact ? La question est en tout cas posée du point de vue juridique par Born (com. pers. Virginie Hess, IEW).

Si une partie de la biodiversité est mieux protégée que l'ordinaire, elle l'est surtout d'un point de vue théorique car la réglementation laisse beaucoup de place à l'interprétation. Une manière de clarifier les débats est de préciser la réglementation. Pour pouvoir l'appliquer, elle doit s'accompagner d'une méthodologie qui permette d'évaluer les impacts et de mesurer les compensations sur des bases communes.

Chapitre 3. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE

Pour montrer qu'un projet n'occasionne pas de perte de biodiversité au final, il est nécessaire de pouvoir calculer aussi bien les pertes liées à la construction et à l'utilisation des aménagements que les gains escomptés par la compensation. Cette seconde évaluation spéculative a pour but de dimensionner le nombre et les superficies de compensations nécessaires pour atteindre un gain au minimum équivalent. Dans le cadre de la compensation, l'équivalence est atteinte si le projet parvient à l'objectif de zéro perte, les gains écologiques sont alors au moins supérieurs aux pertes (Quétier et al. 2012). Cette équivalence écologique est un élément clé du processus de la compensation qui lui donne sa légitimité juridique (Born et al, 2012).

Il n'existe pas de définition unique de l'équivalence écologique car elle doit répondre à la fois à la réglementation et aux impératifs de l'écologie (Quétier et al., 2012). L'équivalence écologique n'est pas qu'une mesure de superficie ou de quantité, elle fait également référence aux caractéristiques qualitatives des éléments impactés et des espaces de compensation. Ce dimensionnement doit également intégrer l'incertitude sur les actions menées pour atteindre les objectifs définis. Pour Philippe Goffart (2012), le jugement d'un expert ne peut être l'unique source de la mesure de l'équivalence, ce travail devrait se baser sur une méthodologie qui objectiverait la démarche.

Dans le présent chapitre, nous présenterons les enjeux que ce calcul recouvre, puis les méthodologies développées pour y répondre en Wallonie et à l'étranger.

1. ÉVALUER LES PERTES OU DÉFINIR LES OBJECTIFS

La nature d'un lieu et les pertes dues à un projet ne peuvent être synthétisées par un ou plusieurs noms d'espèces ou d'habitats. La complexité des écosystèmes impose une évaluation décomposée pour représenter au mieux les associations végétales caractérisants l'habitat et les fonctions écologiques (Quétier et al., 2012). Évaluer les pertes dans ces différentes catégories permet de définir chacun des objectifs à atteindre par les mesures. Les objectifs détermineront les mesures nécessaires et les indicateurs de suivi pour évaluer la bonne réussite des actions (Goffart, 2012). Dans tous les cas, la compensation ne couvre que certains aspects de la biodiversité, le choix de la part de nature qui nécessite la substitution influence la méthode de la mesure de l'équivalence (Dalang et Hersperger, 2010).

1.1. LES SURFACES D'HABITATS

Une méthode simple à envisager est le remplacement des superficies impactées par d'autres superficies riches d'une biodiversité semblable, par exemple 10 hectares de prairie humide par 10 hectares de prairie humide dans un autre lieu. Dans les faits, il est impossible de créer des surfaces, la terre est limitée. Un site de compensation a déjà une biodiversité qui lui est propre, même si de qualité moindre ou en voie de dégradation. Le remplacement en superficie sera par conséquent rarement dans un rapport 1 ha de restauré pour 1 ha de perdu, mais plutôt de 3 pour 1, voire nettement plus si on tient compte des incertitudes concernant les gains pour certains biotopes délicats à restaurer (Dalang et Hersperger, 2010 ; Goffart, 2012).

1.2. LES ESPÈCES

Une approche plus naturaliste consiste à réaliser l'inventaire des espèces d'un site. Cette méthode concerne en priorité les habitats particulièrement riches en espèces protégées ou qui ont des besoins particuliers. Comptabiliser la diversité d'espèces peut être un critère d'évaluation pour certains écosystèmes, comme les prairies sèches. La recherche tentera donc d'être exhaustive du moins pour certains groupes taxonomiques. Cette richesse spécifique peut être accompagnée de facteurs de multiplication en fonction de l'abondance des espèces, de la présence d'espèces menacées ou rares au sein du territoire biogéographique auquel appartient le site (Quétier et al. 2012).

D'autres écosystèmes, comme les roselières, ont une diversité spécifique faible. Dans ce cas, l'étude devra rechercher les espèces rares ou les espèces spécialistes considérées comme indicatrices de la qualité du lieu (Kägi, Stalder et Thommen, 2002 ; Régnery et al, 2013).

1.3. LES FONCTIONS ÉCOLOGIQUES

Les méthodes descriptives des espèces et des habitats ne couvrent pas toute la complexité spatiale et temporelle des écosystèmes, de plus elles peuvent inclure une dimension sociale dépendante de la valeur que l'humain donne aux différentes composantes de la nature (Quétier et al., 2012).

Pour correctement appréhender la dimension spatiale des impacts, la zone d'étude doit être suffisamment étendue et comprendre les espaces de compensations également (Kägi, Stalder, Thommen, 2002). Les pertes occasionnées par un projet doivent être évaluées sur le site mais également sur les espaces voisins. Ces milieux peuvent voir les populations diminuer car la fragmentation des espaces réduit les habitats et isole les populations les unes des autres (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). La tranquillité des sites alentours du projet est également amoindrie du fait d'une nouvelle présence humaine.

Les études en écologie nous apprennent que les espèces ont besoin d'une superficie minimale pour le maintien de la population dans la durée (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). La connexion des biotopes permet l'échange de gènes entre les populations et le déplacement pour le nourrissage. La taille de l'espace minimum pour le maintien d'une population varie suivant les espèces et la qualité de l'espace. Pour de nombreuses espèces, cette taille n'est pas connue, mais au plus un site est isolé, au plus son intégrité et sa tranquillité doivent être préservées (Kägi, Stalder et Thommen, 2002). La question se pose aussi concernant la largeur minimum pour que les corridors soient fonctionnels entre les noyaux de biodiversité ou encore, quelle est la surface minimale nécessaire pour accueillir les oiseaux des openfields lors des haltes migratoires ? Répondre à cette question d'écologie pour les pluviers en migration permettrait de trancher, en partie, le débat concernant le permis pour l'implantation du parc éolien dans la plaine de Boneffe (voir chapitre 2).

Dans une comptabilité de l'équivalence basée sur les espèces ou les habitats, deux espaces de même superficie et avec une composition de végétation semblable ont des poids identiques. Doit-on compenser de la même manière ces deux sites si le premier fait partie d'un ensemble homogène de grande taille et que le second se situe entre des poches de haute diversité. Le propos n'est pas de dire que l'un a plus ou moins de valeur que l'autre, mais dans le cadre d'une compensation fonction-fonction, les objectifs de la compensation ne seront pas les mêmes. Le premier devrait être compensé par un accroissement de la zone centrale tandis que dans le second cas, la compensation viserait à créer une zone de transition. Dans la méthodologie développée en Suisse, un site correctement connecté a un poids supplémentaire (Kägi, Stalder et Thommen, 2002).

Les pertes dues à la fragmentation du paysage sont plus lentes à se produire et agissent sur les métapopulations. Les pertes sont alors plus difficiles à évaluer. Il est aussi difficile de séparer la part de pertes qui vient du projet étudié de celles provoquées par d'autres facteurs.

1.4. LA DIMENSION TEMPORELLE

Établir des mécanismes visant un objectif de zéro perte de biodiversité sans se poser les questions pour comprendre la dynamique temporelle des systèmes écologiques, c'est oublier une partie du problème du déclin de la biodiversité. La législation wallonne spécifie que les évaluations des incidences sur les plans et programmes doivent comprendre les mesures de suivi des impacts afin, si nécessaire, d'envisager des actions correctrices (Code de l'environnement, art. D56, 9°).

Au cours de l'année

Lorsque les mesures sont basées sur les observations, elles ne peuvent compenser que ce qu'il est possible d'observer dans un espace de temps donné (Burylo et Julliard, 2012). Les espèces potentielles d'un site ne sont pas présentes en permanence ni au cours des saisons, ni au cours des années. La recherche visera à définir les différentes fonctions écologiques offertes par le site au cours de l'année pour les différentes espèces : reproduction, nourriture, repos, connexion entre les espaces (Quétier et al., 2012). Chaque fonction devrait être reprise dans les objectifs de la compensation, la mesure pouvant être commune, sur une espace commun, ou réalisée par des actions séparées.

La dette d'extinction et le crédit de colonisation

La biodiversité constitue un ensemble dynamique qui évolue avec un décalage parfois important par rapport aux modifications du paysage. La dette d'extinction comprend les populations d'espèces pour lesquelles les conditions ont évolué défavorablement mais qui se maintiennent encore sur le site (Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). Vellend et al. ont démontré que les populations de certaines espèces forestières pouvaient survivre plusieurs dizaines d'années après que soient intervenus les changements amenant une diminution et une fragmentation des forêts (dans Couvét et Teyssède-Couvét, 2010). Le crédit de colonisation fait référence aux espèces qui devraient occuper un site suivant les conditions écologiques présentes, mais qui en sont encore absentes.

La compensation écologique doit déterminer l'état initial de la biodiversité pour prévoir l'ampleur des pertes. L'état zéro d'un écosystème est une notion plus conceptuelle que pragmatique. Les pertes futures pourraient venir d'actions passées qui n'ont pas encore eu d'effets visibles sur les populations. Tandis que d'autres sites peuvent avoir un potentiel de biodiversité non encore visible. Dans le cas de la plaine de Boneffe, l'impact sur les busards cendrés est faible. Le risque mentionné par les scientifiques est que d'autres couples n'occupent pas cet espace à l'avenir alors qu'il est potentiellement intéressant et que la population est en croissance en Wallonie. L'impact est significatif pour la population future, plus que pour la population présente. Quel état initial doit être considéré dans ce cas, la réalité du moment ou le potentiel futur ? S'il semble justifiable en théorie d'inclure les populations futures pour éviter les pertes nettes de biodiversité, dans la pratique, imposer des compensations pour des populations non encore existantes est plus difficile à argumenter.

Sur le site de compensation, les gains prévus doivent être là avant le début des impacts, or le potentiel écologique ne se réalise qu'avec l'évolution du milieu au cours du temps, plus ou moins long suivant le type d'écosystème (Goffart, 2012). Le calcul de l'équivalence doit-il comptabiliser la valeur du site de compensation au moment de l'impact ou le potentiel futur de l'écosystème à maturité ?

La dimension temporelle joue doublement si elle n'est pas incluse dans l'évaluation de l'équivalence : sur l'état initial et sur les compensations. Dans l'étude française sur les demandes de dérogation pour des atteintes aux espèces protégées, Regnery et al. (2013) constatent que la dimension temporelle est rarement envisagée que ce soit dans l'évaluation des pertes comme dans celle des gains.

1.5. PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES

L'estimation des impacts d'une part et des capacités à restaurer un milieu d'autre part est empreinte d'incertitudes. L'évaluation de l'équivalence entre les pertes et les gains est limitée aux connaissances scientifiques du moment, sur l'écologie en général et sur le lieu impacté en particulier (Fevre, 2012).

Le BBOP (2012) décrit sept éléments d'incertitude à prendre en compte en plus du calcul de l'équivalence, au risque de ne pas atteindre l'objectif « pas de pertes nettes » :

- Il est scientifiquement impossible d'entreprendre un calcul exhaustif des pertes. Les indicateurs permettent de simplifier l'évaluation, mais ne prennent en compte qu'une part de la biodiversité (Quétier et al., 2012).
- Tous les écosystèmes ne peuvent être créés : cela demande trop de temps pour certains écosystèmes, des moyens financiers trop importants ou encore cela dépasse les compétences scientifiques actuelles.
- Deux sites n'hébergeront jamais exactement le même pool d'espèces. Une étude suisse portant sur le taux de remplacement en prairies maigres a ainsi montré qu'il fallait inventorier en moyenne trois prairies sèches pour retrouver 60 % des espèces de la prairie de même type (Dalang et Hersperger, 2010). Il faudra par conséquent un rapport minimum de 1 à 3 pour compenser 60 % des espèces entre deux prairies sèches de même type. Le rapport augmente si on veut atteindre un objectif supérieur ou s'il ne s'agit pas du même type de végétation. Ces inventaires portent sur des parcelles âgées et non sur des espaces récemment restaurés, ce qui supposerait d'augmenter encore le taux de remplacement pour tenir compte du temps et de l'incertitude plus grande (Goffart, 2012).
- La compensation ne peut couvrir que ce qui a été observé et étudié. Les manques de données sur les sites et les connaissances scientifiques sur les écosystèmes sont deux limites à notre capacité à éviter les pertes.
- Les incertitudes concernent aussi le fonctionnement futur d'un écosystème, les synergies positives ou nuisibles avec d'autres éléments écologiques tels que les maladies, le déséquilibre dans la chaîne alimentaire, l'adaptation des espèces au réchauffement climatique...
- La mise en œuvre des mesures peut connaître des aléas. L'incertitude est encore plus importante sur le maintien des moyens de la compensation dans la durée : la volonté politique, la législation, le contrôle, la prolongation des moyens financiers, le lien entre le foncier et la compensation...
- Les délais nécessaires pour atteindre l'objectif de la compensation sont liés à de nombreux facteurs écologiques.

Pour tenir compte de l'écart entre ce qui est évalué et la réalité, il est possible d'appliquer un facteur de risque aux superficies. Cette pondération, appelée *risk-factor*, peut être comprise comme de la compensation intermédiaire. Les banques de compensation ont l'avantage de réduire l'incertitude sur la compensation puisque les gains sont réalisés avant les impacts (Regnery et al, 2013). Le BBOP (2012) relève trois types de pondération qui sont appliqués aux calculs de superficies :

- Le premier type de pondération couvre le risque d'écart entre le résultat et les objectifs. Dans ce cas, au plus un écosystème est complexe et difficile à reproduire de façon semblable au plus le coefficient de correction sera important.
- Le deuxième tient compte de l'écart de temps pour que les gains du nouvel écosystème couvrent les pertes. L'*Unified Mitigation Assessment Method* de Floride a ainsi introduit un facteur de 1, pour des prairies humides, à 3 pour la création de forêt feuillues, à appliquer en fonction du temps nécessaire pour réaliser l'écosystème (Quétier et al, 2012).
- Le troisième moyen vise à garantir une conservation minimum au niveau régional en fonction du risque acceptable. Par exemple les forêts d'une région peuvent être impactées avec compensation jusqu'à 30 % de leur superficie, mais il devra toujours rester un minimum de 70 % existant au départ ou un minimum de 100 ha d'un seul tenant.

Atteindre l'objectif de « pas de perte nette » oblige un suivi des mesures dans la durée pour les ajuster (Quétier et al, 2012). Le projet de compensation devrait comprendre, à l'avance, la part de risque acceptable en définissant des marges de valeurs pour les indicateurs de suivi et les moyens de l'adaptation lorsque les résultats s'écartent des objectifs (Regnery et al, 2013). Ce suivi permet en plus un retour sur les expériences qui enrichit les connaissances en écologie de la restauration et diminue la part de l'incertitude dans les évaluations futures (Sutula et al., 2006).

1.6. DÉFINIR LE SITE DE SUBSTITUTION

Un même projet pouvant avoir des impacts sur différentes fonctions écologiques, dans cette logique, la compensation sera une compilation de mesure de compensation (De Muelenaere, 2011). C'est l'étude des pertes qui doit définir les objectifs à atteindre par le projet de compensation.

La biodiversité est multiple. Les aménagements ne peuvent être favorables à toute la biodiversité ; un aménagement favorable à une espèce peut être défavorable à d'autres. Le site de substitution a déjà une biodiversité, il faut s'assurer que le devenir qu'on veut lui donner n'impactera pas une autre biodiversité. C'est surtout le cas dans les compensations par la création d'écosystème.

Sur base de la mesure de la perte de biodiversité de départ, il est possible de calculer le nombre d'unité de biodiversité à créer, la superficie nécessaire et les objectifs à réaliser par la compensation pour atteindre l'équivalence entre les pertes et les gains. C'est au départ de la description du site de compensation qu'on pourra s'assurer du potentiel de restauration, mais également mesurer le gain de l'ensemble de mesures (Quétier et al., 2012). La latitude, l'altitude, le climat, la pédologie, l'hydrologie sont les éléments qui vont donner le cadre géographique possible de la compensation. Connaître le passé d'un lieu permet de mieux imaginer ce que les gestionnaires pourront espérer comme biodiversité. Le site permettra-t-il d'atteindre les objectifs fixés de par sa structure mais aussi par les graines encore contenues dans le sol ? Pour Regnery et al., un projet de compensation doit « *intégrer les trajectoires écologiques dans le raisonnement de l'équivalence écologique.* » (Regnery et al., 2013, p 6).

Une étude sur les compensations réalisée en Allemagne arrive au constat que plusieurs échecs sont dus au manque de définition des objectifs, à des sols inappropriés ou à une mauvaise application des méthodes de restauration (Tischew et al. dans Goffart, 2012).

Les étapes permettant de définir les objectifs doivent étudier la localisation du lieu, le contexte spatial de la zone impactée et de la zone de compensation (Goffart, 2012). Pour le BBOP (2012), les écosystèmes isolés ne devraient pas être pris en considération comme lieux pour de la compensation.

Dans le cas où on vise la substitution d'un corridor, la compensation se réalise par la plantation d'un couvert adéquat en longueur suivant un cours d'eau ou en bordure de parcelle. A l'inverse, pour le remplacement d'un espace occupé en période de reproduction, les aménagements occuperont des parcelles de forme condensées pour éviter les dérangements en bordure de parcelle (Kägi, Stalder et Thommen, 2002).

1.7. LES LIMITES DE LA COMPENSATION

Les législations sur la conservation de la nature permettent des dérogations pour détruire des espèces protégées sous condition que ce soit au motif d'un intérêt général. Born et al. (2012) estiment que ces motifs devraient être mieux définis par la législation wallonne pour diminuer les risques sur la biodiversité.

La complexité de l'écologie ne permet pas de garantir que l'application de mécanisme évitera la perte de biodiversité. Avec une législation obligeant la compensation en cas de dérogation, il faut avant spécifier des limites au-delà desquelles la nature n'est pas compensable. Deux éléments devraient conduire à un refus de dérogation :

- Le premier est le manque de solution de compensation concernant un habitat, une espèce ou une fonction. Tous les écosystèmes ne peuvent pas être compensés, c'est principalement le cas pour ceux qui sont âgés ; les atteintes dans ces cas doivent absolument être évitées (Kägi, Stalder et Thommen, 2002). En Suisse, la réglementation énumère les habitats qui ne peuvent faire l'objet de dégradation car ils sont non compensables: des biotopes précis, tous les écosystèmes qui ont plus de 200 ans et les corridors d'importance nationale (Morandau et Vilaysack, 2012)
- Le second argument est qu'une trop grande incertitude ne permet pas d'assurer qu'il n'y aura pas de perte nette. En Belgique, le Conseil d'État a arrêté à plusieurs reprises qu'un permis ne pouvait pas être octroyé avec des mesures de compensation peu précises dans ses moyens, qu'ils soient fonciers, écologiques ou autres (Born et al, 2012 ; Conseil d'État, 16 mai 2012). Suivant le système suisse, la création d'un écosystème qui met plus de 50 ans pour être fonctionnel ne peut être pris en compte comme mesure de compensation (Kägi, Stalder et Thommen, 2002).

2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION

Cette seconde partie de chapitre illustrera la théorie de l'évaluation de l'équivalence qui vient d'être présentée. Nous commencerons par décrire ce qui existe en Région wallonne et nous compléterons ensuite le propos en présentant des méthodes proposées à l'étranger.

2.1. ÉVALUATION DE LA COMPENSATION EN RÉGION WALLONNE

Il n'existe pas de méthode officielle en Région wallonne pour l'évaluation de la biodiversité dans le cadre des compensations. La seule réglementation qui s'en approche est relative à la responsabilité environnementale dans le Code de l'environnement.

A côté de la réglementation, deux méthodes concernent l'évaluation des compensations dans le cadre des projets éoliens : la méthode du DNF qui est présentée ci-après (Simar et al., 2012) et la méthode des promoteurs éoliens (Peeters et Robert, 2012). Elles ont des différences entre-elles concernant la définition des impacts à compenser et la taille des mesures pour les compenser. Le cadre de référence pour l'implantation des éoliennes reprend pour partie les éléments du document du DNF, mais pas ce

qui concerne la mesure des différentes compensations (Gouvernement wallon, 2013). Sans méthode officielle ou commune, les mesures de compensation sont actuellement décidées lors des négociations entre les promoteurs et le DNF (com. pers. Sandrine Liègeois, DNF).

Dans la législation relative à la responsabilité environnementale

Les articles du Code de l'environnement concernant la responsabilité environnementale précisent les éléments à prendre en compte dans l'évaluation dommages causés aux espèces et aux habitats (art. D.104). Cela s'applique à des dommages antérieurs qu'il faut réparer. En dehors de cet aspect les notions sont proches de la compensation. Le texte précise que les atteintes à l'état initial sont mesurables par un ensemble d'indicateurs : le nombre d'espèces, la densité ou la surface couverte ; le rôle des individus ou de la zone pour des objectifs de conservation, la rareté au niveau local, régional ou communautaire ; la viabilité et la capacité de régénération naturelle en un temps limité. Pour déterminer les réparations complémentaires et compensatoires, le code privilégie les approches d'une équivalence ressource-ressource ou service-service de qualité et quantité équivalentes à ceux endommagés. En cas d'impossibilité, la législation régionale permet d'envisager d'autres méthodes, y compris l'évaluation monétaire (art D.107).

Méthodologie du DNF utilisée dans le cadre des parcs éoliens

En dehors de la législation, la méthodologie du document de Simar et al. (2012) propose des recommandations pour évaluer les impacts et les mesures de compensation nécessaires dans le cadre des parcs éoliens. Les différents impacts envisagés sont :

- directs : arrachage de haies
- indirects : fréquentation humaine sur les chemins d'accès
- permanents : risque de collision, destruction d'habitats
- temporaires, liés à la périodes de chantier

Le document précise surtout les impacts permanents et la compensation nécessaire concernant les populations d'oiseaux et de chiroptères. Ceci se prête bien au cas des éoliennes qui n'occupent pas beaucoup d'espace mais occasionne des impacts sur des espèces qui sont bien définie par la littérature. Le texte fait une large place à la revue de la littérature sur les impacts des éoliennes sur les différentes espèces pour justifier des compensations.

La méthode en elle-même précise les modalités de l'étude de terrain pour obtenir une connaissance suffisante de l'état initial du site. Celle-ci est reprise, avec quelques différences, dans le cadre de référence pour l'implantation des éoliennes (Gouvernement wallon, 2013). Il s'agit pour le bureau qui réalise l'étude d'incidences de fournir les informations suffisantes sur la biodiversité potentiellement affectée afin que l'administration puisse donner un avis motivé sur le projet. Le rayon d'étude proposé est de 1,5 km autour de chaque pied d'éolienne. Précédemment les observations se limitaient le plus souvent sur un rayon de 500 m.

Le relevé à réaliser concerne les oiseaux et les chiroptères. Pour ce qui concerne les oiseaux, les observations durent le temps d'une année entière, de façon à couvrir les oiseaux nicheurs, les hivernants et les migrateurs. L'ornithologue pratique par points d'écoute, c'est-à-dire qu'il note toutes les espèces observées ou entendues durant un court laps de temps en un endroit. Les points d'écoute sont multipliés afin de couvrir l'ensemble de la zone d'étude et réaliser dans les premières heures après le levé du soleil. Pour les oiseaux nicheurs, l'ornithologue fait une série de points d'écoute en

journée et également en soirée pour les nocturnes. Afin d'évaluer la présence des rapaces, il est recommandé de réaliser les observations durant une demi-journée sur un à trois postes fixes suivant la configuration du parc. Ces différentes séances sont renouvelées pour avoir un minimum de trois passages au cours de la saison de nidification ; trois pour répertorier les hivernants, puis trois passages spécifiquement pour les migrateurs en halte. Les flux de migration au dessus du site sont répertoriés durant un minimum de cinq séances, dans des conditions météorologiques adéquates aux migrations (Gouvernement wallon, 2013).

La méthode aborde ensuite le type de compensation en fonction des espèces impactées avec un cahier des charges précis pour chacune d'elle. La méthode de compensation prend en compte une quinzaine d'espèces. Elle concerne pour le moment les grandes plaines et les sites à proximité des forêts, il est prévu qu'elle soit complétée pour les espèces des milieux agricoles plus variés. La méthode est basée sur 3 enjeux et comprend des limites à la compensation. Suivant les espèces concernées, la fonction du milieu pour ces espèces et la régularité des individus, les enjeux seront plus faibles, moyen à fort ou majeurs. Dans certains cas, le DNF remet un avis négatif sur la demande de permis : si l'implantation impacte un terrain de chasse ou de nidification, une halte migratoire importante pour plusieurs espèces ou un corridor important de migration. (Simar et al., 2012)

Pour les enjeux majeurs, le DNF prévoit de l'atténuation et des compensations. Les enjeux moyens à fort doivent être atténués et les compensations sont possibles s'il reste des impacts résiduels. Les enjeux faibles sont uniquement l'objet d'un suivi post-implantation. La compensation est de 1 ha pour les enjeux moyens à fort, à 3 ha en cas d'enjeux majeurs, par éoliennes. L'atténuation vise en priorité à retreindre les accès aux éoliennes et à travailler la configuration du parc pour les sites impactant des espèces des openfields. Les mesures de compensation pour les oiseaux des plaines sont le maintien d'un couvert nourricier en hiver ; des bandes enherbées permanentes ; l'aménagement des chemins d'accès aux éoliennes ; des zones tampons le long des cours d'eau d'une largeur supérieure aux 6 mètres rendus obligatoire par l'écoconditionnalité dans le cadre des aides de la PAC ; des haies avec une banquette enherbée ; des mesures spécifiques pour la nidification du vanneau huppé. Le document prévoit également plusieurs compensations possibles spécifiquement pour le milan royal. Les mesures de compensation viennent en complément des MAE pour que ces espaces favorables à la biodiversité couvrent de 5 à 10 % du parcellaire. Ce pourcentage est estimé suffisant pour avoir un impact positif sur les différentes espèces d'oiseaux. (Simar et al., 2012)

2.2. ÉVALUATION DE L'ÉQUIVALENCE PAR COMPARAISON À UNE RÉFÉRENCE

A côté de l'évaluation des pertes et des gains d'habitat spécifiquement pour une ou plusieurs espèces, plusieurs pays ont développé des systèmes d'évaluation des écosystèmes, sans inventaire systématique des espèces occupant le site (Quétier et al., 2012). Dans les méthodes par comparaison, c'est le fonctionnement de l'écosystème comparé à un écosystème de référence qui donne la valeur d'un site. Cette manière de procéder n'est pas exclusive. En effet, l'approche par la diversité spécifique et celle par la valeur de l'écosystème sont complémentaires et poursuivent d'autres objectifs de compensation.

L'approche par comparaison permet de rendre l'évaluation plus accessible à des techniciens sans connaissance naturaliste approfondie. Elle repose aussi bien sur des visites de terrain que sur des bases de données. Dans ces méthodes, un des objectifs est de raccourcir le temps d'étude sur le terrain puisqu'elles ne demandent pas d'étude des espèces. Étudier les écosystèmes semble adapté pour évaluer le potentiel de biodiversité ordinaire. Sur base d'une méthodologie bien développée,

l'évaluation des écosystèmes est également utilisée pour des habitats plus riches de biodiversité comme les zones humides par exemple.

La procédure d'évaluation des biotopes, Allemagne

L'Allemagne a plus de trente années d'expérience dans la compensation écologique. Les études ont permis le développement de nombreuses méthodes, plus de 40, pour dimensionner les mesures de compensation (Darbi et Tausch, 2010). Pour les écosystèmes complexes ou lorsque les données sont incomplètes, l'évaluation se réalise sur base d'une expertise qualitative en complément d'un inventaire d'espèces (Darbi et Tausch, 2010).

Chaque Land allemand a une liste de valeurs pour chaque biotope de son territoire. Le calcul de la valeur perdue est la différence entre la valeur avant et celle après impacts. De même pour le gain de la compensation qui est la différence entre la valeur du biotope avant et celle après la restauration (Morandeu et Vilaysack, 2012).

La cotation des différents milieux prend en compte des éléments biotiques, abiotiques, la rareté des espèces et leur fonction écologique dans le paysage (Morandeu et Vilaysack, 2012). L'évaluation du biotope peut être additionnée d'une valeur de service comme par exemple la valeur esthétique du lieu (Darbi et Tausch, 2010).

La valeur de chaque biotope inclut aussi l'incertitude qu'il existe d'en créer un nouveau similaire. Par exemple, une prairie extensive aura une valeur de 10, alors que celle à créer ne vaudra que 9. Pour des milieux plus complexes l'écart augmente entre la valeur de l'écosystème perdu et celle du même écosystème reconstruit. (Morandeu et Vilaysack, 2012)

IMPACT	Biotope type before impact		Holiday resort
	Biotope value before impact	vb_1	5
	Biotope type after impact		Business park
	Biotope value after impact	va_1	1
	Difference between values	$vd_1 = vb_1 - va_1$	4
	Functions of special relevance		Impaired aesthetic function
	Function value	vf_1	loss: -1
COMPENSATION	Function affected area	aa_1	5 ha
	Area size	a_1	50 ha
	Resulting value loss	$v_2 = vd_1 * a_1 + vf_1 * aa_1$	195
	Biotope type before compensation		Railroad system
	Biotope value before compensation	vb_2	2
	Biotope type after compensation:		Nearly natural spruce forest
	Biotope value after compensation	va_2	30
BALANCE	Difference between values	$vd_2 = va_2 - vb_2$	28
	Functions of special relevance		Removal of electricity pylon
	Function value	vf_2	(gain: +) 1
	Function affected area	aa_2	5 ha
	Area size	a_2	6,8 ha
	Resulting value gain	$v = vf_2 * aa_2 + a_2 * vd_2$	195
	BALANCE:		Value loss impact = value gain offset

Figure 6 : Exemple de calcul s'évaluation des biotopes suivant la méthode du Land de Saxe.
Source : Ministère de l'environnement et de l'agriculture de Saxe dans Darbi et Tausch, 2010

Le tableau de la Figure 6 est un exemple de calcul des pertes et des gains d'un projet de développement d'une activité économique sur 50 hectares, suivant la méthode d'évaluation des biotopes du Land de Saxe. La perte de valeur est de 4 unités par hectare au niveau du biotope. La méthode considère également des valeurs de fonction et de service. Le projet évalué dans l'exemple apporte une valeur esthétique sur 5 hectares. La compensation vise ici à rétablir une zone forestière sur d'ancien terrain du chemin de fer et l'enlèvement d'un pylône électrique. On peut constater que le site du projet n'avait pas un biotope de très haute valeur au départ. Par contre, le gain de la compensation à

l'hectare est important ce qui permet des aménagements sur une superficie plus petite que celle occupée par le projet, 7 hectares de compensation pour 50 hectares de projet.

La méthode d'évaluation des biotopes donne une valeur à tous les milieux y compris ceux qui ont une faible biodiversité. Elle semble assez rapide et facile à appliquer. Le travail en amont est important pour construire les tables de valeur des biotopes et des fonctions. Cela nécessite une évaluation et une mise à jour régulière, basée sur l'expérience.

Les méthodes d'évaluation rapide : CRAM, Californie

Dans le cadre de la compensation des zones humides, l'État de Californie a développé une méthode d'évaluation rapide, la CRAM - *California Rapid Assessment Method*. La description qui vient se base sur le guide de Sutula et al. (2006) qui décrit cette expérience californienne. Comme pour la méthode allemande, l'évaluation demande peu de présence sur le terrain et est facile à utiliser. Quelques jours de formation sont suffisants aux opérateurs pour l'apprendre.

La construction de la méthode a quant à elle demandé un travail conséquent en amont avec une équipe d'experts scientifiques et de partenaires issus du local. L'étude préliminaire a identifié quatre critères qui influencent la valeur d'un site. Ces quatre critères ont ensuite été vérifiés sur 118 zones humides pour s'assurer de leur pertinence et de la rapidité de l'évaluation sur le terrain. La troisième phase vise à calibrer les valeurs à l'intérieur des quatre indicateurs. Cette calibration fait l'objet de mise à jour régulière. Les quatre indicateurs sont :

- Le site dans le paysage : L'importance du réseau dans lequel se trouve l'habitat et la présence d'espaces tampons avec les milieux anthropisés
- L'hydrologie : L'origine de l'approvisionnement en eau du site et son importance au cours des saisons
- La structure : la topographie et la structure des différents types de végétation
- Les éléments biologiques : l'importance de la matière organique présente, le nombre de strates et d'espèces par strates...

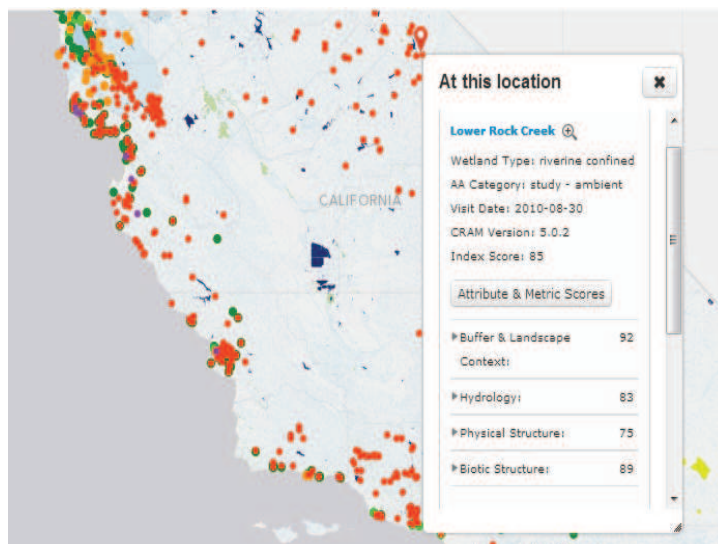


Figure 7 : Carte des milieux humides évalués dans le cadre de la méthode californienne CRAM. Les points représentent les écosystèmes évalués avec pour chacun les informations suivantes : la date de visite, le numéro de la mise à jour de la méthode, et le score obtenu pour les quatre critères. Source : Impression écran du site californien ecoatlas, www.ecoatlas.org

L'analyse par les coût de restauration, Allemagne

L'évaluation financière d'un projet de compensation est parfois utilisée comme méthode de calcul de l'équivalence lorsque la réglementation accepte un *trading-off* concernant la fonction, c'est-à-dire remplacer une perte d'un habitat par un autre riche d'une autre biodiversité.

En Allemagne, les compensations doivent permettre un gain de même type et géographiquement proche. Lorsque ça concerne la biodiversité ordinaire, des adaptations sont permises sur la localisation ou sur le type de biodiversité (Morandau et Vilaysack, 2012).

Le principe du calcul repose sur le coût de réalisation d'un écosystème. Dans l'exemple présenté par Morandau et Vilaysack (2012), un projet détruit 10 hectares de prairies semi-arides qui sont remplacés par la création d'un verger. Le document ne précise pas les raisons qui justifient ce *trading-off* sur le type de biodiversité. L'évaluation détermine le coût fictif de la reconstitution de 10 hectares de prairie semi-aride sur une ancienne terre agricole ainsi que la gestion de cette espace dans le temps. La perte de biodiversité des 10 hectares de prairie se fera par la création d'une autre biodiversité sur une superficie de verger pour un coût identique à celui de la réalisation de la prairie semi-aride.

Dans ce cas l'équivalence est économique et non plus écologique puisqu'il ne s'agit déjà pas de la même biodiversité. Cette pratique est peu appréciée car elle s'écarte des principes de base de la compensation et fait craindre également de ne pas prendre en compte suffisamment l'obligation d'éviter la perte de biodiversité (Morandau et Vilaysack, 2012).

2.3. ÉVALUATION DE L'ÉQUIVALENCE EN SUISSE

En Suisse, les termes de « mesure de compensation écologique » désignent des actions dans les zones agricoles pour en améliorer la biodiversité du fait du cumul de petites atteintes dans ces milieux. Dans le cadre des projets de construction, les impacts à la valeur naturelle et paysagère sont compensés par les « mesures de remplacement ». La limite entre les mesures de remplacement et les mesures de compensation reste floue, elles sont d'ailleurs basées sur les mêmes fondements dans la législation suisse. (Kägi, Stalder et Thommen, 2002)

Les méthodes d'évaluations doivent s'adapter aux caractéristiques du lieu et aux objectifs à atteindre. Les méthodes économiques sont également acceptées, telles que l'évaluation monétaire des biotopes, l'analyse coût/bénéfice, la préférence marquée des citoyens... Les informations écologiques de Suisse sont centralisées dans des banques de données (Morandau et Vilaysack, 2012). Cette mise en commun facilite le travail de remplacement en améliorant les calculs de pertes et de gains aussi bien que l'efficacité des méthodes de restauration.

Les informations qui suivent sont inspirées, sauf indication contraire, du guide de l'Office fédéral de l'environnement sorti en 2002 (Kägi, Stalder et Thommen, 2002). Il décrit les éléments à prendre en compte pour définir l'étendue de l'étude d'évaluation et propose une méthode.

La zone d'étude des impacts doit inclure le site du projet et les espaces des atteintes directes et indirectes au moment de la construction ou lors de l'exploitation. Elle doit également inclure surfaces de remplacement lorsqu'elles sont prévues.

Les impacts futurs doivent être également pris en compte dans les calculs, certains projets peuvent se révéler des chevaux de Troie ouvrant la voie à une modification du paysage en plusieurs étapes. L'étude devra mettre à jour les projets susceptibles de venir se greffer sur le premier. C'est souvent le cas lorsqu'il y a une valorisation du foncier par la construction d'une voie de communication. Dans ce

sens, une des conséquences indirectes de l'implantation d'éoliennes dans le paysage agricoles est la création d'accès à l'intérieur du parcellaire pour d'autres activités que l'entretien des éoliennes. Voici un second exemple relatif à la biodiversité agricole affectée par la création d'une autoroute. L'infrastructure de communication coupe le parcellaire agricole qui peut nécessiter par la suite de réaliser un remembrement agricole. Celui-ci est considéré comme négatif pour les espèces, tout comme les autres actions qui augmentent l'intensification de l'exploitation des paysages agricoles (Le Roux et al, 2008). L'autoroute crée de cette façon des impacts en cascade, directs et indirects.

La perte de fonction s'évalue et doit se remplacer, indépendamment de la présence d'espèces protégées. Le remplacement par un biotope isolé sera plus important que s'il est correctement connecté à d'autres biotopes de même type. La législation suisse considère qu'il est impossible de remplacer un corridor d'importance nationale, un projet ne peut par conséquent pas y porter atteinte (Morandeu et Vilysack, 2012).

La méthode d'évaluation « module »

La méthode d'évaluation « module » est une manière d'évaluer les pertes et les gains de biodiversité parmi d'autres méthodes suisses. Le site à étudier est découpé en différentes zones d'études qui ont une composition et une structure végétale homogènes. Ceci se fait à l'aide d'un système d'information géographique qui permet de mesurer chaque superficie. Les indicateurs sont choisis suivant le type de milieu pour en évaluer la qualité. Une qualité moyenne est égale à 1, un état jugé bon aura une pondération entre 1 et 2 et une mauvaise qualité sera inférieure à 1.

N°	Critère	Explication de la variable	QF = 0.1	0.5	0.7	0.8	0.9	1	1.1	1.3	1.5	2
1	Age du biotope	Age effectif du biotope en années		0-5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-50	50-100	100-150	150-200
2	Qualité des environs	Proportion relative des surfaces proches de l'état naturel dans un rayon de 50 m autour du secteur		moins de 5%, secteur très isolé	5-10%	10-20 %	20-30%	30-40%	40-50%	50-60%	60-70%	plus de 70%, biotope bien mis en réseau
3	Fonction de mise en réseau	Fonction de relais ou de corridor faunistique						pas de fonction		fonction d'importance locale		fonction d'importance régionale
4	Dynamique naturelle							très réduite			légèrement réduite	dynamique naturelle non réduite
5	Degré de naturalité	... par comparaison avec d'autres biotopes du même type		très éloigné de l'état naturel	fortes atteintes anthropiques			faibles atteintes		pas d'atteintes		
6	Qualité de la gamme d'espèces	... par comparaison avec d'autres surfaces du même type	que espèces banales					diversité spécifique moyenne				diversité spécifique très typique et précieuse
7	Espèces exigeantes	Présence d'espèces rares à exigences écologiques complexes						aucune	1	2	3	plus de 3
...	autres critères											

Figure 8 : Tableau de la méthode d'évaluation « module » : détermination des facteurs de qualité pour la valeur initiale.

Source : Kägi, Stalder et Thommen, 2002.

L'ensemble de la zone d'étude à l'état initial obtient un nombre de point équivalent à la somme de chaque surface multipliée par les valeurs de tous les indicateurs. Pour rappel, elle comprend aussi bien les espaces qui vont subir des pertes que ceux qui apporteront les gains des mesures de remplacement. Le calcul est reproduit pour évaluer les impacts supposés et les mesures d'atténuation durant la construction, puis une troisième fois pour les impacts et les mesures de compensation de la phase d'exploitation. Le nombre de points dans les trois temps du projet doit être proche, sinon il est nécessaire d'adapter les compensations.

Les critères pour déterminer la valeur de la zone d'étude avant impact sont : l'âge du biotope, la qualité des surfaces voisines, l'importance de la fonction de connectivité, la dynamique naturelle⁸, le degré d'artificialisation, la qualité de la diversité spécifique en comparaison de milieu similaire, le nombre d'espèces rares ou ayant des besoins écologiques complexes. Suivant le type de milieu, le système permet de rajouter d'autres indicateurs. A noter que les milieux âgés de plus de 200 ans ne peuvent pas être atteints par des nuisances. La compensation du biotope évalué par cette méthode doit se faire en plus de mesures spécifiques pour les espèces particulières.

La Figure 8 montre les différents critères appliqués par la méthode d'évaluation par les modules. Les indicateurs ont pour la majorité des valeurs comprises entre 0,5 à 2. Tous les milieux sont considérés dans le calcul, y compris ceux qui ne comprennent que des espèces banales. Dans ce cas, la pondération est seulement de 0,1. Un tel coefficient entraîne une évaluation très faible de la zone de départ et donc une compensation faible également. Cela a-t-il encore un sens de réaliser une compensation sur de petites superficies non connectées mais justifiées par la méthode de calcul ? C'est l'accumulation de projets d'aménagement sur des espaces comprenant des espèces « banales » qui entraîne la perte de la biodiversité de l'ensemble. Comme pour tout indicateur, il est important de les définir précisément sinon un biotope pourrait être considéré comme banal pour un évaluateur ou dans la moyenne de la biodiversité par un autre avec dans ce cas un facteur de 1 à 10 de différence pour la compensation. Bioret et Chlous Ducharme (2011) s'interrogent sur l'objectivité des méthodes basées sur la comparaison car les résultats varient fortement avec le poids donné à l'écart entre le biotope à évaluer et des biotopes de référence.

2.4. ÉVALUATION DE L'ÉTAT INITIAL DES FONCTIONS ÉCOLOGIQUES ET DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

La méthode d'évaluation présentée maintenant reprend les réflexions proposées par Burylo et Julliard (2012). Le droit français prend en compte la valeur écologique de l'écosystème plutôt que la valeur intrinsèque des individus et se base sur une équivalence d'habitat (Fevre, 2012). Les auteurs proposent donc de construire une méthode d'évaluation d'un site sur base de ses fonctions écologiques et des services écosystémiques (SE).

Pour les auteurs, calculer la valeur écologique d'un espace sur base de ses processus écologiques (production et décomposition de la matière organique, transfert de nutriments, synergies entre les espèces...) et de ce qu'il offre comme services serait bénéfique à la biodiversité ordinaire.

La notion de service écologique a l'avantage de permettre une communication plus facile autour de la biodiversité puisqu'elle fait référence aux bénéfices que l'homme retire de la nature. Son évaluation est plus compréhensible pour tous les interlocuteurs. Elle a le double intérêt de sensibiliser à l'importance de compenser les dommages et d'aider pour arbitrer des conflits d'intérêts (Burylo et Julliard, 2012). Les SE connaissent de nombreuses recherches sur leurs évaluations économiques. Ici, il s'agit d'une évaluation écologique dans l'objectif de remplacer le service détruit dans un autre site qui offre les mêmes qualités aux mêmes usagers, qu'ils soient humains ou non.

En milieu agricole par exemple, cette approche permet d'intégrer la valeur agronomique de la terre dans le calcul de la compensation tout comme celle de la fonction de pollinisation de la biodiversité.

⁸ La dynamique naturelle tient compte du fait que l'eau est contrainte ou non, par drainage ou irrigation des parcelles ainsi que par l'artificialisation des rives et du fond des cours d'eau.

La méthode peut s'utiliser pour évaluer un milieu aussi bien qu'une espèce. L'évaluation des fonctions et services suit 3 étapes ; les deux premières donnent une valeur absolue, la troisième apporte un poids relatif :

- décrire chaque service et leur qualité
- estimer la dynamique de ces services pour voir s'ils sont menacés
- définir les utilisateurs

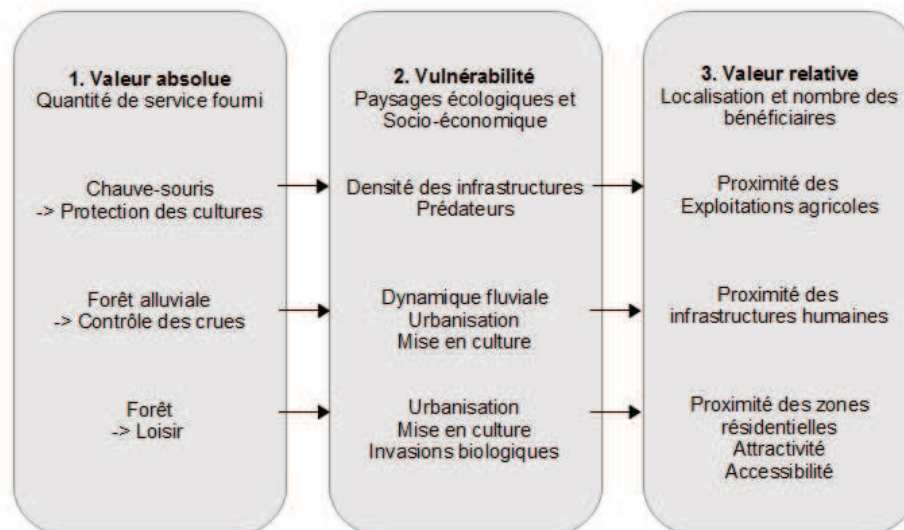


Figure 9 : Illustration de l'évaluation par les fonctions écologiques et les services écosystémiques. Source : Mélanie Burylo et Romain Julliart, dans Regard 36, 2012.

Nous n'avons pas trouvé d'application de compensation et de méthode d'évaluation sur base des fonctions écologiques et des SE. Les recherches de la littérature sur le sujet sont orientées vers l'évaluation économique des services, sans objectif de compensation. La vision économique présente aussi un intérêt, mais uniquement dans la première étape de la hiérarchie de la compensation, c'est-à-dire éviter le dommage. Pour Gobert (2010), l'analyse financière met des chiffres sur les impacts et leur donne du poids et de la visibilité, mais elle ne devrait pas être utilisée pour négocier le nombre et la superficie des compensations. La nature peut ainsi obtenir une valeur à prendre en compte dans l'analyse coût-bénéfice que le projet apporte à la collectivité.

Burylo et Julliart mettent également en avant les limites de la mesure de l'équivalence pour les services. A côté des incertitudes liées aux connaissances scientifiques, il s'agit surtout d'une limite éthique car on considère ici la valeur écologique d'usage au lieu d'une valeur écologique de la nature pour la nature. Ils amènent également la question de savoir sur quelle base donner la priorité à l'un ou l'autre service en cas de conflit d'usage entre les bénéficiaires.

2.5. ÉVALUATION DE L'ÉQUIVALENCE SUR BASE DE LA BIODIVERSITÉ POTENTIELLE

Les études de terrain prennent du temps et sont encore trop souvent incomplètes (Regnery et al., 2013). Les espèces ne sont pas toutes facilement observables ou elles ne sont pas présentes à toutes les saisons ou toutes les années. Burylo et Julliart (2012) proposent d'évaluer un site en étudiant son potentiel de biodiversité. La biodiversité potentielle comprend les espèces au sein du pool local d'espèces qui peuvent être présentes en un lieu, suivant les caractéristiques propres de cet espace, qu'elles soient observées, présentes ou non (Pärtel et al., 2011).

La mesure de l'équivalence permet de dire quelles espèces peuvent être présentes et avec quelle probabilité en comparant avec d'autres sites (Burylo et Julliard, 2012). Ce travail peut être envisagé par une expertise du site ou par la modélisation de la distribution des espèces (Marmion et al. 2009). Les auteurs pointent plusieurs avantages de cette pratique :

- Compenser les espèces observées et celles qui ne sont pas visibles. La biodiversité ordinaire pourrait bénéficier de la présence potentielle, mais non observées, d'espèces protégées
- Raccourcir le temps d'observation sur le terrain
- Estimer la colonisation future d'un site suivant plusieurs méthodes de gestion
- Anticiper les changements globaux, notamment le réchauffement climatique.
- Évaluer les effets cumulés de différentes politiques d'aménagements du territoire
- Envisager des scénarios de restauration coordonnés

Les études sur la biodiversité potentielle permettent de déterminer l' « *échelle territoriale pertinente* » pour chaque projet, en fonction de son contexte spatial, en comprenant les effets cumulés et non pas de façon arbitraire (Burylo et Julliard, 2012). La question peut par exemple se poser sur la pertinence d'une distance fixe autour de chaque mât d'éolienne. La zone d'étude reste-t-elle pertinente quelque soit leur nombre, la disposition de l'ensemble des éoliennes du parc, la distance avec les parcs voisins et la géographie du lieux ?

Des cartes de biodiversité potentielle accessibles aux promoteurs permettraient de prendre en compte cette information dès le départ lorsqu'il cherche un site pour l'implantation du projet. De telles informations avec une législation forte serait le premier pas pour éviter les dommages. De telles études devraient également accompagner les réflexions sur la place de la biodiversité dans l'aménagement du territoire pour viser un objectif de « pas de perte nette » sur l'ensemble d'une région. Sa cartographie est un élément également nécessaires pour envisager la planification de la compensation (Regnery et al., 2013 ; com. pers. Virginie Hess, IEW).

Si la réglementation accepte l'évaluation de l'équivalence sur la diversité potentielle, elle doit définir les limites de son application et sa place aux côtés des observations de terrain. La modélisation et les observations de terrain sont deux approches complémentaires. Si le modèle montre des possibilités de présence d'une espèce non visible sur le terrain, elle n'est jamais qu'une représentation de la réalité et, à ce titre un modèle restera toujours incomplet. Elle est dépendante de la quantité et de la qualité de la collecte d'information venant du terrain et de sa mise à jour. Inversement, une carte de biodiversité potentielle peut éclairer l'observateur sur des recherches particulières à mener sur un site et pour organiser le suivi dans la durée. Elle peut aussi donner un état de départ dans le cas où l'étude ne pourrait être complète ou que la réparation intervient après les dommages.

CONCLUSION

Tout comme il existe différentes définitions de la biodiversité, il est possible d'aborder l'évaluation par différentes approches. Les pays qui pratiquent la compensation depuis plus longtemps ont de nombreuses méthodes en fonction de l'administration responsable, du type de milieu et/ou de l'objectif de compensation. Il semble que plus la méthode permet une étude facile et rapide sur le terrain, plus elle demande du temps pour la construire, en calibrer les indicateurs et la tester. Un second constat est que ces méthodes sont régulièrement mises à jour en fonction du suivi du terrain et de l'évolution des connaissances en écologie.

Dans le chapitre qui vient ensuite, nous développerons une carte du potentiel de biodiversité des oiseaux spécialistes des espaces agricoles. Ceci illustrera l'évaluation d'un état initial par la méthode de la biodiversité potentielle. Le travail est réalisé sur l'ensemble de la Wallonie car aucune carte portant sur les oiseaux des milieux agricoles n'existe à cette échelle. Cette carte pourra être utile dans une réflexion future de planification de mesures de compensation dans le milieu agricole suite aux implantations futures d'éoliennes ou pour compenser d'autres projets.

Chapitre 4.

CAS PRATIQUE : CARTOGRAPHIE DU POTENTIEL DE DIVERSITÉ DES OISEAUX DES ESPACES AGRICOLES WALLONS

La compensation écologique oblige à envisager des méthodes pour évaluer la biodiversité avant l'impact des constructions. Le cas pratique consiste à évaluer la diversité potentielle des oiseaux des écosystèmes agricoles wallons qui peut être considérée comme l'état zéro, avant projet, de la diversité des oiseaux dans une version 2013.

Ce travail a pour objectif de produire une carte pour identifier les zones agricoles les plus favorables. Ces zones seraient celles où il est préférable d'éviter les projets dommageables à la biodiversité ou pour lesquelles des mesures seront nécessaires pour compenser les impacts. Les différentes sous-cartes montrent le potentiel pour des groupes d'oiseaux plus restreint : les oiseaux occupants les cultures, les oiseaux des prairies, les nicheurs, les migrants, les hivernants ainsi que les oiseaux protégés et menacés. Ces cartes devraient aider à planifier les mesures de compensation avec d'autres actions favorables à la biodiversité vers des objectifs écologiques plus précis.

L'intérêt du présent travail est aussi dans la démarche elle-même. Nous réfléchissons à la possibilité de reproduire la démarche pour simuler des impacts futurs et simuler les gains des mesures de compensation pour évaluer l'équivalence.

Des cartes sur les « oiseaux des milieux agricoles » n'existent pas encore en Région wallonne, ce qui a guidé le choix de réaliser ce travail. Les oiseaux sont de bons indicateurs puisqu'ils occupent tous les milieux agricoles et il est facile d'obtenir des données les concernant.

La méthodologie qui suit présente les étapes de la réalisation et les choix qui ont été posés pour parvenir à cette cartographie. Le travail a été réalisé avec les logiciels MS-Office Access et Excel pour travailler la base de données des observations d'oiseaux ; le modélisateur MaxENT pour calculer les probabilités de présence des espèces (Phillips et al, 2004) ; le système d'information géographique Grass pour le traitement des données géographiques (Grass Development team, 2011) ; l'interface de statistique R, essentiellement pour la mise en page des cartes (The R Foundation for Statistical Computing).

1. MÉTHODOLOGIE DE LA RÉALISATION DE LA CARTE

La carte de potentiel de biodiversité d'oiseaux dans le milieu agricole est calculée au départ de modèles de distribution de différentes espèces d'oiseaux occupant les milieux agricoles. Les modèles de distribution donnent une probabilité de présence d'une espèce sur un site en fonction d'une combinaison de variables décrivant ce site.

Le schéma de la figure 10 illustre les différentes étapes de transformation des données des observations de terrain jusqu'à la carte finale. Le travail se scinde en plusieurs étapes :

- Obtenir les données d'observation
- Sélectionner les oiseaux considérés comme typique des milieux agricoles
- Choisir un modélisateur et décider des paramètres
- Sélectionner les variables pour décrire le milieu

- Réaliser un modèle pour chaque espèce
- Intégrer les modèles par espèce dans la carte finale

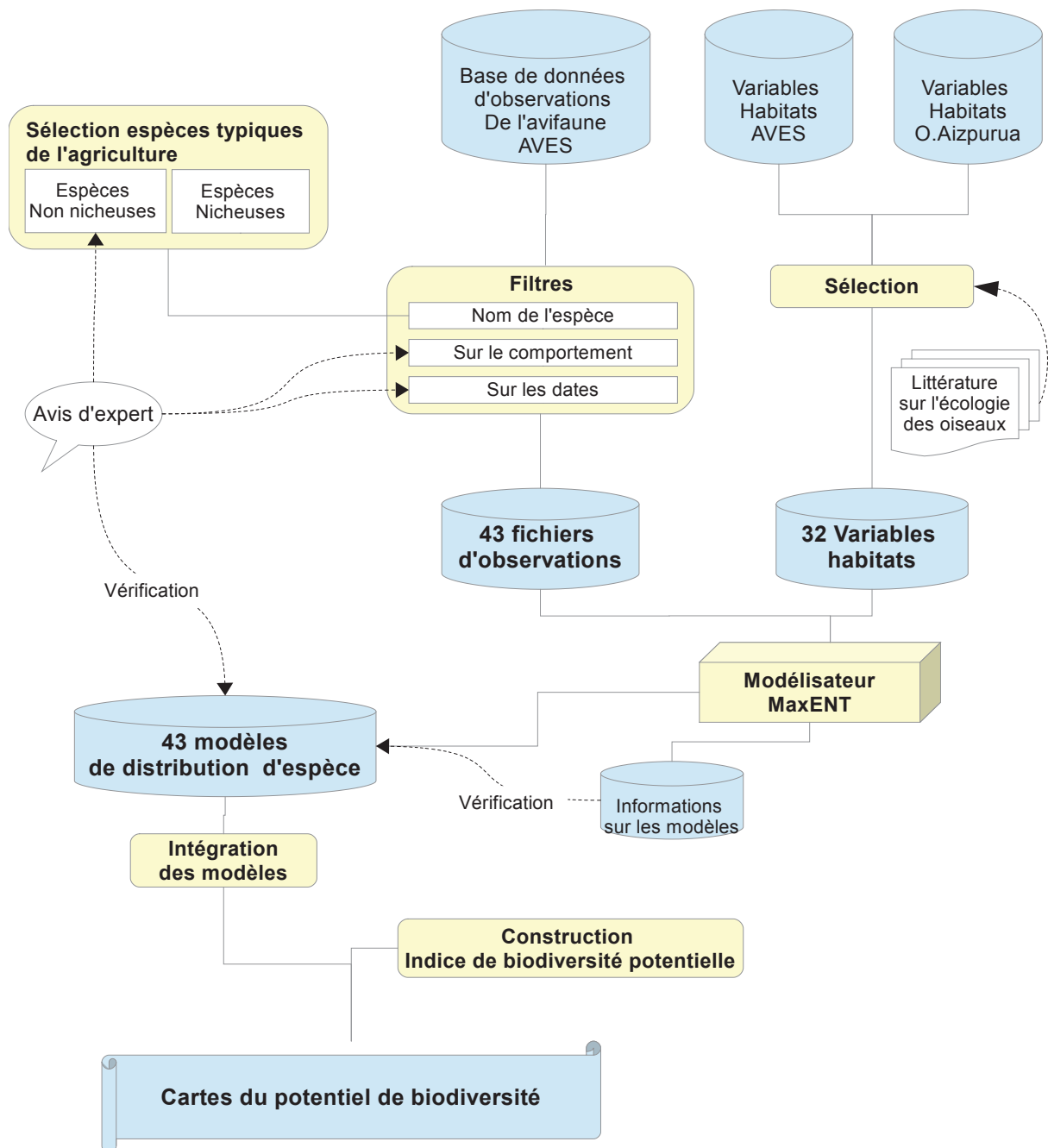


Figure 10 : Méthodologie de la construction des cartes du potentiel de biodiversité

La carte portera sur l'ensemble de la Région wallonne avec une résolution de 1 km². La résolution est identique à celle de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al, 2010) et proche d'autres études concernant les oiseaux : des mailles de 1 km de côté pour une étude de Filippi-Codaccioni en Seine et Marne (2008), 500 m pour Herrado et al. en Catalogne (2010) et 2 km pour Devictor et al. sur l'ensemble de la France (2007). Cette résolution permettra une vue d'ensemble de la diversité des oiseaux à l'échelle de la Région wallonne tout en évaluant l'influence des éléments principaux du

paysage. C'est également un choix pratique, les variables habitats sont déjà construites à cette échelle et elles sont suffisamment légères pour être facilement manipulables.

1.1. LES DONNÉES D'OBSERVATIONS

Le modèle de distribution d'espèce nécessite en entrée des données de présence d'oiseaux. Elles sont issues de la base de données ornithologiques de l'association Natagora/Aves. Cette base de données rassemble les observations récoltées lors de différentes actions de monitoring organisées par l'association (suivi des populations d'oiseaux communs, les oiseaux d'eaux, suivi des populations d'espèces rares...), ainsi que les observations encodées par « tout un chacun » sur les sites internet *observations.be* et *trektellen.nl*. Le premier site reprend les observations sur l'ensemble de la Belgique que les particuliers veulent bien communiquer, le second est un site dédié aux observations des flux de migrations.

Les données sont donc issues de visites sur le terrain non formalisées. L'approvisionnement de la base de données dépend de l'envie ou de la possibilité des ornithologues de fréquenter tels lieux plutôt qu'un autre. Etant donné la quantité d'encodage, les erreurs ponctuelles sont suffisamment diluées dans les informations correctes pour ne pas avoir d'incidence dans les résultats des modèles. De plus, les encodages sont vérifiés, ce qui évite les erreurs importantes, notamment pour les espèces les plus rares. Les observations sont guidées par des motivations communes chez les ornithologues : voir des espèces en grand nombre et les moins courantes possibles. Les informations concernant les sites riches d'espèces ou les espèces rares, sont très complètes. A l'inverse, d'autres espaces ne sont jamais parcourus par aucun ornithologue et les observations d'espèces courantes ne sont pas toujours inscrites dans la base de données. Ces écarts de quantité entre les données constituent un biais qui pourrait influencer les résultats calculés par le modélisateur. Si ces données ne sont pas exemptes de défauts, elles sont surtout une source d'information unique et impossible à produire autrement.

La sélection comprend les données des années 2009 à 2012, ce qui représente plus de 200 000 observations pour la quarantaine d'espèces sélectionnées (voir figure 11). Le site internet *observations.be* est de plus en plus alimenté, en particulier depuis l'évolution du site durant l'année 2008. Ceci explique le choix de se limiter aux 4 années postérieures à 2008.

La base de données contient plusieurs informations pour chaque observation dont : la date de l'observation, le sexe et l'âge de l'oiseau, le nombre d'individus observés, les coordonnées géographiques de l'observation, la précision de la localisation ou encore le comportement de l'oiseau au moment de l'observation.

1.2. LES ESPÈCES SÉLECTIONNÉES

L'objectif est de travailler sur les espèces qui ont un lien très marqué avec l'espace agricole. Ce sont les plus dépendantes de la qualité du milieu et plus sensibles aux changements qui y ont lieu (voir chapitre 1). La littérature nous montre en effet que les populations d'espèces spécialisées sont les plus menacées (Couvét et Teyssèdre-Couvét, 2010 ; Filippi-Codaccioni, 2008).

Pour les oiseaux nicheurs, la sélection comprend les espèces présentant une corrélation positive avec les superficies de prairies, de champs ou des deux éléments. Ces corrélations ont pu être calculée grâce aux informations collectées pour la réalisation de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al., 2010). De cette liste, les espèces qui avaient également une corrélation positive avec les forêts et les espaces urbanisés ont été retirées. Les corrélations ont été calculées sur les échantillons

d'observations réalisés pour l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al., 2010). Cette méthode de sélection a montré quelques limites : les oiseaux avec peu d'observations ne sont pas apparus dans la liste finale ; le busard cendré et le râle des blés, typiques des milieux agricoles, ont été donc ajoutés.

Pour les oiseaux qui ne sont pas nicheurs, il n'existe pas de données formalisées liant observations et caractéristiques de l'habitat pour un calcul de corrélation. La sélection a donc été réalisée sur base de l'avis d'expert de Jean-Yves Paquet⁹ de chez Natagora/Aves.

Pour chaque espèce sélectionnée, des filtres ont été appliqués pour restreindre les observations à celles qui rendent compte le mieux du lien avec le milieu agricole. Le choix des filtres est également basé sur l'avis de Jean-Yves Paquet. Pour l'ensemble des espèces, les données d'individus qui avaient un comportement noté « en vol » ont été supprimés dans la base de données. Ceci permet d'éviter les informations parasites d'individus qui sont en déplacement pour ne garder que celles qui témoignent d'une occupation réelle du lieu de l'observation. Il faut préciser que pour la majorité des observations, les comportements ne sont pas toujours encodés par les observateurs, ce filtre n'est donc que partiel.

Nom français	Nom scientifique	Filtre sur les mois	Nom français	Nom scientifique	Filtre sur les mois
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	4 - 6	Grande Aigrette	<i>Casmerodius albus</i>	
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>		Grive litorne (2 cartes)	<i>Turdus pilaris</i>	4 - 6 10 - 2
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>		Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	9 - 2
Bruant jaune	<i>Emberiza citrinella</i>	4 - 6	Hibou des marais	<i>Asio flammeus</i>	
Bruant proyer (2 cartes)	<i>Miliaria calandra</i>	4 - 6 9 - 2	Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>		Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	4 - 6
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>		Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	3 - 7
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	10 - 3	Moineau friquet	<i>Passer montanus</i>	4 - 6
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	10 - 3	Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>	4 - 7
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	4 - 7	Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>	
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	4 - 6	Pie-grièche grise	<i>Lanius excubitor</i>	10 - 2
Chevêche d'Athéna	<i>Athene noctua</i>	3 - 5	Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	4 - 6
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	4 - 6	Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	
Cygne chanteur	<i>Cygnus cygnus</i>		Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i>	
Cygne de Bewick	<i>Cygnus columbianus</i>		Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>	
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	4 - 7	Pluvier guignard	<i>Charadrius morinellus</i>	
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>		Râle des genêts	<i>Crex crex</i>	
Fauvette babillarde	<i>Sylvia curruca</i>	5 - 6	Tarier des prés	<i>Saxicola rubetra</i>	8 - 10
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	4 - 6	Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>		Vanneau huppé (2 cartes)	<i>Vanellus vanellus</i>	4 - 5 10 - 2

Figure 11 : Liste des espèces qui ont fait l'objet d'un modèle de distribution

Un filtre sur les dates d'observation est appliqué pour certaines espèces, les chiffres représentent les numéros des mois : 10 - 3 veut dire que nous prenons les observations de octobre à mars inclus. Lorsque le tableau n'indique rien, aucun filtre n'est appliqué.

Un second filtre a été appliqué concernant la date des observations. Certaines espèces n'occupent pas le même lieu toute l'année. Dans les espaces agricoles, une majorité d'oiseaux sont d'ailleurs

⁹ Jean-Yves Paquet est ornithologue, directeur du Département Études de l'association Natagora.

migrateurs. Le héron cendré (*Ardea cinerea*) par exemple, est lié aux plans d'eau et a besoin de grands arbres en période de reproduction, mais il fréquente les prairies pour se nourrir durant l'hiver. Les données de toute l'année risqueraient de disperser les résultats du modèle. Pour cette espèce, ce sont les observations de l'automne et de l'hiver qui peuvent informer le mieux sur la qualité du biotope agricole. Trois espèces sont présentes toute l'année en Wallonie, mais dans des aires supposées différentes entre la période de reproduction et l'hiver. Il s'agit du bruant proyer, de la grive litorne et du vanneau huppé. Pour ces trois espèces, deux modèles distincts ont été réalisés.

La sélection finale comprend 40 espèces (voir figure 11), avec généralement plus de 300 observations par espèce. Pour quatre espèces, les données sont moins nombreuses : une centaine pour la bergeronnette printanière (*Motacilla flava*) et le pipit rousseline (*Anthus campestris*) et un peu plus de 200 pour le bruant proyer en période hivernale et pour le hibou des marais.

La liste reprend les espèces plus spécialistes du milieu agricole et qui ont une présence régulière en Wallonie. Elle exclut des espèces plus en marge du milieu agricole ou qui l'occupent en partie, ou des espèces présentes de manière ponctuelle en Wallonie. Cette sélection pourrait probablement être discutée et donner lieu à d'autres choix. Il en est de même pour les périodes choisies. Notre choix répond à l'objectif de réaliser une carte des espèces occupant le milieu agricole, et non de faire des cartes par espèce.

1.3. LES VARIABLES HABITATS

Les variables habitats sont différentes couches d'information qui caractérisent l'environnement de chaque maille de 1 km². Dans le cadre de ce travail, il a été possible de bénéficier des variables calculées par l'association Aves lors de la réalisation des cartes de l'Atlas des oiseaux nicheurs (Jacob et al., 2010). Elles sont complétées par une autre série de variables calculées par Olatz Aizpurua du Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann du Luxembourg¹⁰. Dans les deux cas, la résolution de l'information est le km. Les couches qui donnent une information redondante ou non pertinente pour les espèces des milieux agricoles (par exemple le type d'essence forestière) ont été supprimées. Au total, les modèles ont été réalisés avec 32 variables habitats (voir figure 13). Les variables sont nombreuses car les espèces sont nombreuses et ont des besoins différents. De plus, il est difficile de savoir quelles sont les variables qui peuvent le plus influencer les différents modèles.

Les variables principales sélectionnées pour ce travail sont l'importance des 'superficies cultivées' et les 'superficies de prairies' (voir figure 12). Le milieu agricole est décrit par d'autres indicateurs qui détaillent les superficies de différentes cultures pour chaque maille d'1 km²: 'céréales d'hiver', 'céréales de printemps', 'maïs', 'colza', 'cultures fourragères', 'cultures sarclées'.

Nous connaissons l'importance des bords de champs pour les oiseaux, notamment pour se nourrir, et des superficies intérieures, pour la tranquillité et la reproduction (cas des busards et du vanneau huppé) : une couche d'information donne la 'superficie moyenne des parcelles' et une seconde la 'longueur bordures de parcelle', toujours calculées par mailles. Ces couches ont été calculées grâce à la base de données de Système Intégré de Gestion et de Contrôle (SIGEC)¹¹.

¹⁰ Olatz Aizpurua est doctorante et participe au projet MOBIMO sous la direction de Nicolas Titeux. Ce projet réalise des modèles prédictifs de distribution de la biodiversité pour le Luxembourg, la Catalogne et la Wallonie.

¹¹ Le SIGEC est géré par le Département des Aides de la DGO3 du Service Public de Wallonie

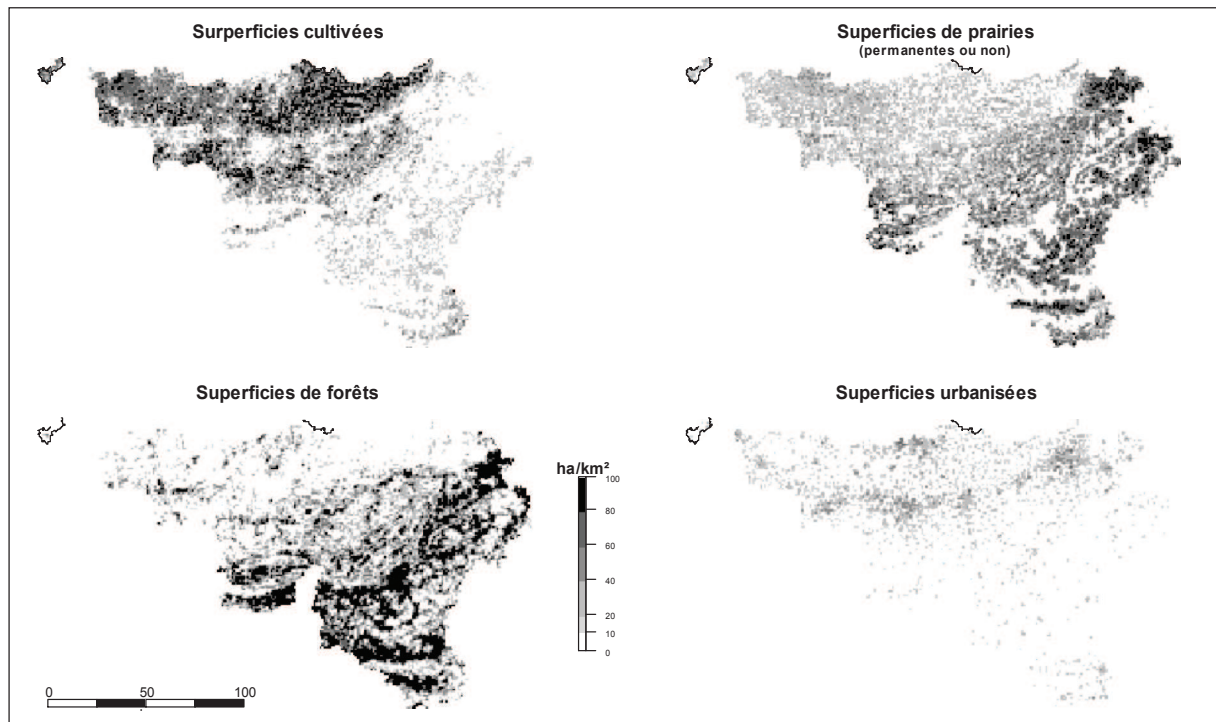


Figure 12 : Cartes des occupations du sol principales en Wallonie utilisées dans les variables : cultures, prairies, forêts et espaces urbanisés.

Une variable sur le couvert en ‘prairies permanentes’ et une autre pour les ‘zones semi-naturels’ complètent les informations sur les espaces ouverts non cultivés. La variable sur les ‘zones semi-naturels’ est construite sur la typologie de la Carte d’Occupation du Sol de Wallonie (COSW) de la DGARNE, elle comprend les milieux issus de l’agropastoralisme qui ne sont plus exploités par l’agriculture, ainsi que d’anciennes friches industrielles. Sur base également de la COSW, Aves a calculé un indicateur de la ‘diversité d’habitats’ qui reprend le nombre d’habitats différents allant du naturel à l’urbain, sur chaque maille.

Cinq variables concernent les éléments arborés dans le paysage : les ‘vergers’, les ‘structures végétales linéaire’, les ‘structures végétales ponctuels’, les ‘lisières forestières’ et l’occupation par la ‘forêt’ elle-même, sur base de la COSW également. Ces éléments seront favorables à certaines espèces plutôt bocagères et défavorables pour les oiseaux d’openfield.

Quatre couches d’information représentent la part d’élément humain dans les mailles : ‘la superficie urbanisée’, ‘la densité de population’, ‘la longueur du réseau routier’ et ‘la longueur des rues et des chemins’.

Les dernières variables sont les données géographiques du milieu : ‘l’altitude moyenne’ de la maille, ‘le type de sol’, ‘l’indice d’humidité’, ‘les réseaux hydrologiques’, ‘la température’ et ‘les précipitations’ moyennes sur l’année. Les coordonnées géographiques sont également incluses dans le modèle. Les deux variables de coordonnées permettent au modélisateur d’inclure la distance dans les lois de probabilité qu’il construit. Que ce soit la distance à la mer qui a son importance pour certains oiseaux en migration ou la distance avec les observations d’individus.

	Variables habitats	Unité	Source
1	Superficies cultivées	ha/km ²	Aves
2	Superficies de prairies	ha/km ²	Aves
3	Zones semi-naturelles (tourbières, terrils, landes...)	ha/km ²	Aves
4	Prairies permanentes	ha/km ²	O. Aizpurua
5	Céréales de printemps	ha/km ²	O. Aizpurua
6	Céréales d'hiver	ha/km ²	O. Aizpurua
7	Colza	ha/km ²	O. Aizpurua
8	Cultures fourragères	ha/km ²	O. Aizpurua
9	Cultures horticoles	ha/km ²	O. Aizpurua
10	Maïs	ha/km ²	O. Aizpurua
11	Cultures sarclées	ha/km ²	O. Aizpurua
12	Vergers	ha/km ²	O. Aizpurua
13	Longueur des bordures des parcelles	Longueur (m/km ²)	O. Aizpurua
14	Superficie moyenne des parcelles	ha/km ²	O. Aizpurua
15	Diversité d'habitats (suivant les classes de la COSW)	nb d'habitats	Aves
16	Structures végétales linéaires	Longueur (m/km ²)	O. Aizpurua
17	Structures végétales ponctuelles	Nombre/km ²	O. Aizpurua
18	Lisières forestières	Longueur (m/km ²)	Aves
19	Forêts	ha/km ²	Aves
20	Urbanisation	ha/km ²	Aves
21	Densité de population (moyenne de l'entité)	nb habitants / km ²	Aves
22	Distance avec l'espace urbanisé le plus proche	distance (m)	O. Aizpurua
23	Longueur des rues et des chemins	Longueur (m/km ²)	Aves
24	Longueur du réseau routier	Longueur (m/km ²)	Aves
25	Réseaux hydrologiques	Longueur (m/km ²)	Aves
26	Altitude moyenne	m	O. Aizpurua
27	Précipitations totales annuelles	mm	Aves
28	Température moyenne annuelle	°C x10	Aves
29	Indice topographique d'humidité	TMI = (flux d'accumulation+1)/(pente+1)	O. Aizpurua
30	Type pédologique (variable catégorielle)	-	Aves
31	Coordonnée lambert X	m	Aves
32	Coordonnée lambert Y	m	Aves

Figure 13 : Liste des variables habitats sélectionnées pour la modélisation Calculé par l'association Aves et par Olatz Aizpurua. Source : Carte d'occupation des sols de Wallonie, DGARNE

1.4. FONCTIONNEMENT DU MODÉLISATEUR

Les modèles de distribution permettent de construire des cartes de densité de probabilité par espèce sur un espace décrit par des variables. L'outil pour construire les modèles est la méthode statistique nommée « maximum entropie » dans l'application informatique de modélisation MaxENT (Philips et al, sd). Cette méthode est notamment utilisée par l'association Aves/Natagora dans le cadre de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al., 2010). Elle est utilisée en écologie des populations, par exemple dans les études sur l'évolution des aires de répartition d'espèces suite aux changements globaux comme le changement climatique. Le modèle maximum entropie présente des capacités de prédiction statistiquement aussi élevées que d'autres modèles plus courants comme les arbres de régressions (Elith et al, 2011). L'application MaxENT exploite des informations de présence, et non

pas de présence-absence comme dans la majorité des autres modélisateurs. Cette spécificité se prête bien à nos informations, basées sur des observations qui ne sont pas issues de recherches systématiques.

Le modèle du maximum entropie utilise une loi Bayésienne, c'est-à-dire qu'il tire des lois de probabilité au départ d'événements répétés et des paramètres qui y sont liés (Elith et al, 2011). Mathématiquement, on étudie la probabilité de [présence oiseau] si [variables habitats].

Le modèle travaille d'abord à l'envers, en modélisant la probabilité de [variables habitats] si [présence oiseau]. Une fois les lois de probabilité définies dans ce sens au départ d'un échantillon d'observation, le modèle peut donner les probabilités pour les présences d'oiseaux. Par exemple, le modélisateur calcule les lois de probabilité des variables prairies, urbanisation et type de sol lorsque l'alouette des champs est observée. Le calcul est ensuite inversé et appliqué sur chaque maille du territoire pour donner une valeur de probabilité de présence de l'alouette.

Pour ce calcul, MaxENT construit une combinaison linéaire de diverses fonctions de forme, dont il détermine les coefficients optimaux. L'application MaxENT peut modéliser des distributions complexes, car le calcul exploite des fonctions non linéaires (fonctions dites de forme), telles que des produits, des exponentielles, des seuils ou des combinaisons de variables.

La solution consiste à :

- Modéliser les variables habitats, d'une part sur le territoire complet $f(Z)$ et, d'autre part, dans le sous-ensemble où l'événement [présence oiseau] est observé, $f_1(Z)$.
- De là, déduire les corrélations entre variables d'habitats et les présences.
- Et enfin, généraliser ces lois pour représenter sur une carte la distribution de la probabilité de présence de l'événement.

De nombreuses fonctions peuvent être modélisées pour expliquer la probabilité des variables habitats aux lieux des observations, $f_1(Z)$. MaxENT calcule alors les probabilités des différentes variables sur l'ensemble du territoire, $f(Z)$. Au sein des différentes fonctions, MaxENT prendra la fonction $f_1(Z)$ la plus proche de celle qui explique les variables sur le territoire $f(Z)$. MaxENT privilégie la solution qui contient l'entropie la plus importante. L'entropie en statistique est la part d'incertitude des lois de probabilité, la part des informations qui ne peuvent être expliquées par les contraintes. Lorsque le modèle ne peut plus tirer d'enseignements structurés des données, les informations restantes relèvent alors de l'aléatoire. En appliquant la théorie du maximum entropie, le modèle garde la fonction qui n'interprète pas excessivement les informations et rejette celles qui utilisent le bruit dans les données (les erreurs), ou le manque de données, pour construire de l'information non existante. (Elith et al., 2011)

Les observations d'espèces sont fournies au logiciel sous forme de fichiers épurés (.csv) comprenant le nom de l'espèce et les coordonnées géographiques de l'observation. Les variables habitats sont fournies par des fichiers séparés donnant la valeur de l'habitat pour chaque maille de 1 km². Les données sont fournies au logiciel sous forme de fichier matriciel géoréférencé, ou raster dans le langage des systèmes d'informations géographiques (SIG), sous le format ascii développé par Esri. Les variables peuvent être continues ou catégorielles, il est alors nécessaire de le préciser au logiciel.

MaxENT fournit l'information sous un format matriciel avec pour chaque maille une valeur de probabilité de présence de l'espèce comprise entre 0 et 1 (Elith et al., 2011). L'information est visualisable au moyen d'un SIG sous forme de carte. L'application génère également un rapport de calcul avec des indicateurs de validité. Dans notre travail, chaque modèle réalisé pour une espèce est la

moyenne de 8 itérations. Le programme répète le calcul sur 8 échantillons de données d'observations. Une part aléatoire de 20% de l'échantillon est à chaque fois utilisée pour évaluer la validité du modèle.

1.5. LES MODÈLES PAR ESPÈCES

Les modèles ont été calculés sur base du même ensemble de 32 variables habitats pour obtenir une carte de distribution pour chaque espèce (deux pour la grive litorne, le bruant proyer et le vanneau huppé). Nous présentons à la figure 14 quelques cartes pour des espèces des milieux agricoles qui ont des répartitions différentes. Les autres cartes espèces réalisées dans le cadre de ce mémoire se trouvent en annexe.

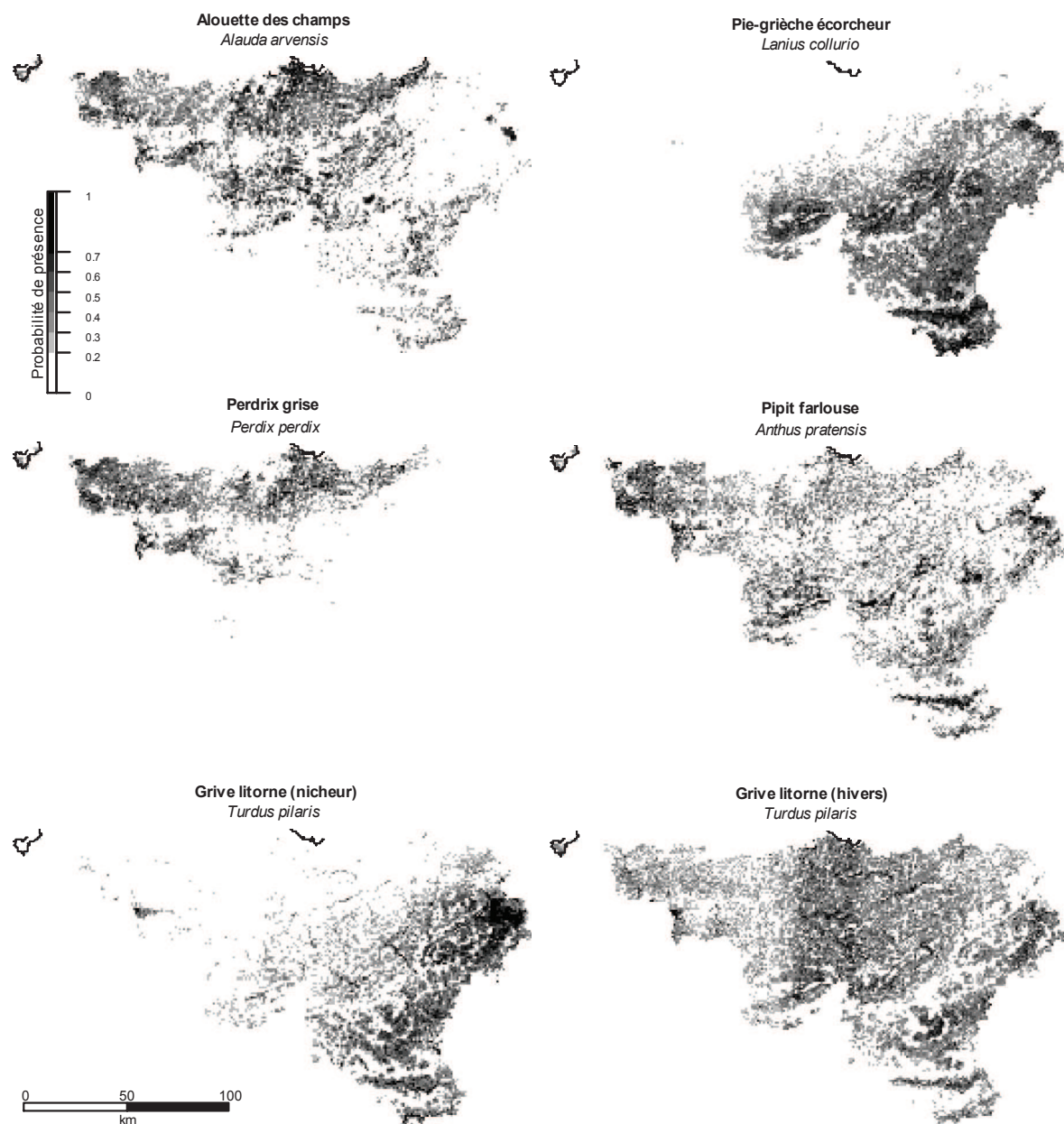


Figure 14 : Exemples de carte de probabilité de présence par espèces
Les cartes représentent la probabilité de présence de l'espèce entre 0 pour signifier l'absence de l'espèce et 1 pour une probabilité de présence maximale.

Qualité des modèles

En plus du fichier matriciel, le logiciel donne une analyse de la qualité des résultats mesurée avec les 20 % de l'échantillon isolé pour le contrôle. MaxENT trace une courbe statistique qui représente la sensibilité du modèle, appelée ROC (*Receiver Operating Characteristic*). L'aire sous cette courbe (*Area Under the Curve*, AUC) chiffre la qualité du modèle (voir figure 15). Au plus le modèle sera performant au plus la courbe s'écartera des prédictions aléatoires, représentée par la bissectrice sur le graphique, et l'AUC se rapprochera de 1. Les 43 modèles réalisés présentent une qualité statistiquement bonne, l'AUC le plus faible est de 0,72 et la moyenne est de 0,90.

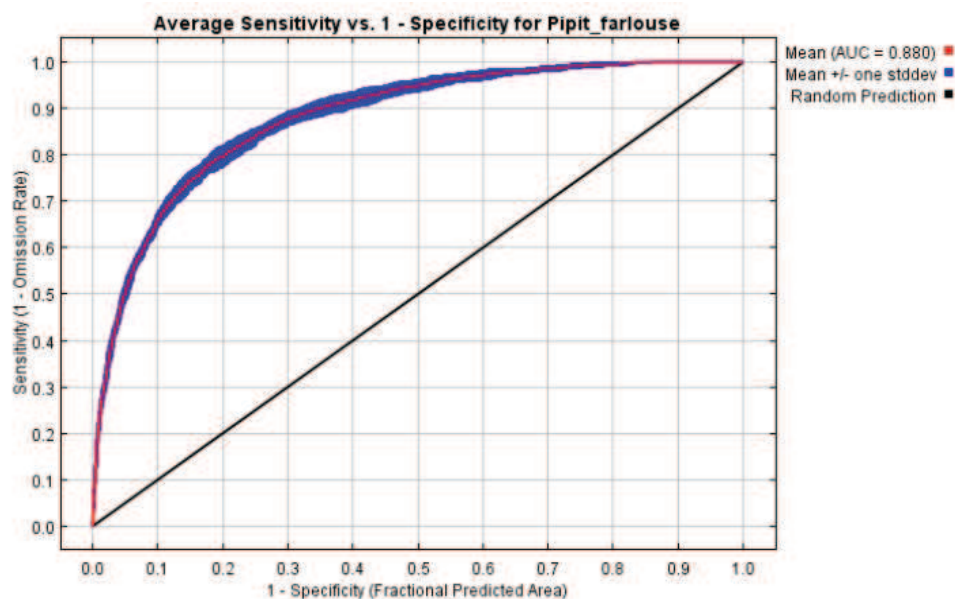


Figure 15 : Sensibilité du modèle du pipit farlouse, tracé de la courbe de sensibilité, ROC. La valeur sous la courbe (AUC) donne une appréciation de la qualité du modèle.

Qualité des modèles par rapport à la réalité

Une seconde analyse des résultats est réalisée hors logiciel pour s'assurer de la validité des cartes par rapport à la réalité du terrain. Pour les oiseaux nicheurs, les cartes obtenues par la modélisation ont été comparées avec les cartes de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al., 2010). L'ensemble des cartes a été également visionné par trois ornithologues¹². Il ressort de cette analyse qu'une majorité de cartes montrent globalement les mêmes tendances que la réalité. Il apparaît également que travailler au départ de données d'observations dont les informations récoltées de manière non systématiques contient des limites.

Pour les espèces courantes, les probabilités de présence sont sous-estimées, c'est le cas pour la bergeronnette grise et encore plus pour la corneille noire. Elles ne sont sans doute pas systématiquement indiquées par les observateurs lors de leurs sorties. La question se posait de garder ces deux espèces courantes dans la sélection avant même la modélisation. Toutefois, elles correspondaient à nos critères de sélection des espèces nicheuses c'est-à-dire une corrélation avec le milieu agricole et pas de corrélation avec les zones urbanisées et forestières. Le bruant jaune et la buse variable sont sous-estimées dans la moitié sud de la Wallonie, aux endroits où ces espèces sont les plus fréquentes.

¹² Les ornithologues qui ont vérifié les cartes sont Antoine Derouaux qui travaille chez Aves, Vincent Bulteau qui est conseiller environnement de Beauvechain et Thierry Debaere de l'Association pour la Découverte de la Nature.

A l'inverse, certaines cartes peuvent sembler surestimées, comme celle du bruant proyer en hiver. Pour de telles espèces reprises sur la liste des espèces menacées, l'essentiel des observations est mentionnée dans la base de données car elles font l'objet de recherches spécifiques par les ornithologues. Le modélisateur a donc dans ces cas une information plus complète. Il faut aussi rappeler que le modèle donne une information de probabilité de présence et non d'abondance de l'espèce.

La bergeronnette printanière est très fortement sous-estimée, mais cela relève d'une erreur lors de la sélection dans la base de données, seule l'espèce *Moticilla flava* a été incluse dans les observations et pas la sous espèce wallonne *Moticilla flava flava*. La sélection ne reprenait qu'une centaine d'observation pour cette espèce, c'est peut-être la cause des probabilités sous estimées pour cette espèce.

Quelques espèces présentent une probabilité supérieure le long d'un axe nord sud qui descend de Bruxelles vers la région de Couvin. Cela semble dû à une combinaison de facteurs car aucune cause unique n'a pu être trouvée, ni dans la répartition des observations ni dans les variables habitats. Il s'agit de la bergeronnette grise, la fauvette grisette, l'hirondelle rustique, les fauvettes babillardes et grisettes.

1.6. LE CALCUL DE LA CARTE

La carte du potentiel de biodiversité des oiseaux dans les espaces agricoles est calculée à partir des modèles de distribution par espèce. Pour réaliser cette carte, les valeurs de probabilité des 40 modèles ont été additionnées. Les valeurs des mailles ont donc un maximum de 40. Cependant aucun modèle ne présente de probabilité de présence maximale de 1. Les probabilités de présence maximales pour les différents modèles varient entre 0,81 et 0,95 avec une moyenne de 0,88.

A noter que pour les 3 espèces qui ont des modèles de distribution différents suivant la période de l'année, et donc deux cartes. Les informations ont été fusionnées pour ne pas les comptabiliser deux fois dans la carte finale. Il s'agit du vanneau huppé, du bruant proyer et de la grive litorne. La valeur des mailles de la carte de synthèse correspond au meilleur des deux probabilités de présence entre la période de nidification et celle de l'hiver.

Pour illustrer la biodiversité potentielle de chaque maille d'1 km², il était utile d'avoir un indice indépendant du nombre de modèles utilisés pour construire la carte. La valeur des mailles est divisée par le nombre de modèles constituant la carte, ici 40, pour ramener l'indice à une valeur entre 0 et 1. Ensuite l'histogramme des valeurs est étiré pour que le maximum de 1 soit théoriquement atteignable. Pour cela les valeurs sont divisées par la moyenne des probabilités maximales de chaque modèle, soit 0,88.

Sur une maille, une valeur minimum de 0 signifie qu'aucune espèce n'a de probabilité de présence supérieure à 0. Une valeur maximale de 1 signifierait que les 40 espèces ont la probabilité de présence maximale sur la même maille. C'est un cas de figure théorique, car les espèces n'occupent pas toutes les mêmes milieux.

2. LES RÉSULTATS

2.1. CARTE FINALE

La carte finale (voir figure 17) présente le potentiel de diversité des espèces d'oiseaux liés au milieu agricole. Elle ne présente pas de fort contraste, puisque tous les oiseaux liés à l'agriculture n'occupent pas le même type de milieu agricole. Pour cette carte, l'indice maximum est de 0,58. Les zones les plus intéressantes sont l'ouest du Hainaut, la région limoneuse entre les autoroutes Namur-Bruxelles et Liège-Bruxelles et les régions agricoles de Fagne-Famenne.

Quelques visites de terrain ont été réalisées dans la région limoneuse dans des zones qui présentaient un potentiel élevé sur la carte. Ceci a permis d'avoir un contact avec la réalité du parcellaire agricole et de l'avifaune qui s'y trouve pour ne pas rester dans une approche uniquement théorique de la question. Un compte-rendu succinct de ces visites se trouve en annexe.

Certains sites présentent de fortes probabilités de présence, nous pouvons considérer que ces probabilités sont proches du potentiel maximum de ces lieux. Dans les sites les plus fréquentés par les ornithologues, les espèces qui s'y trouvent ont de grandes chances d'être indiquées dans la base de données et le modélisateur en a connaissance. C'est le cas pour la région des marais d'Harchies et pour la plaine de Boneffe. Il est également plus évident de voir les oiseaux dans les espaces ouverts. A l'inverse les milieux agricoles plus enclavés seront probablement moins bien estimés. Mais ce constat est supposé, car il n'est pas évident de savoir si cela joue un rôle.

L'indice de biodiversité potentielle de la région herbagère du plateau de Herve est peu élevé en comparaison de l'importance de l'agriculture visible sur la carte d'occupation du sol, affichée pour comparaison à la figure 17.

Lors de la comparaison des cartes avec celle de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob et al., 2010), nous avons pu constater de plus faibles présences pour le Pays de Herve, en particulier pour la caille des blés, bruant jaune et le chardonneret élégant, et dans une moindre mesure pour le vanneau huppé et la linotte mélodieuse. Lors d'un contact avec Pierette Niessen de chez Natagora qui connaît bien cette région, elle a affirmé ne pas trouver de déficit de biodiversité pour d'autres taxons que les oiseaux (ceux-ci ne sont pas son domaine de compétence). Par contre, elle souligne le peu d'informations qu'elle trouve pour cette région sur le site de collecte de données *observations.be*. A sa connaissance également, Aves a eu des difficultés à recruter des volontaires dans cette région pour les campagnes d'observation de l'Atlas des oiseaux nicheurs. Le défaut d'espèces pour le Pays de Herve pourrait être le symptôme d'un manque d'observateurs plutôt que le reflet de la réalité du terrain.

2.2. CARTES SUR BASE DES PRÉFÉRENCES DE MILIEU DES OISEAUX

D'autres cartes ont été construites pour identifier les sites potentiellement les plus intéressants pour les oiseaux qui fréquentent essentiellement les cultures et pour ceux des prairies (voir figure 17). L'indice est toujours calculé suivant la même méthode mais la somme des probabilités n'est plus divisée par 40 mais par le nombre de modèles utilisé dans le calcul de ces cartes.

Pour la carte des oiseaux qui occupent essentiellement les cultures (voir le tableau de la Figure 16), l'indice maximum des mailles est peu élevé, soit 0,62. L'aire de distribution suit l'occupation du sol de type cultures visibles à la figure 17, mais elle paraît plus restreinte.

Nom français	Nom scientifique	Cultures	Prairies	AnnexeXI	LR2010	SSI
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	N			NT	0,92
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	N	N			0,63
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	N				1,63
Bruant jaune	<i>Emberiza citrinella</i>	N	N			0,46
Bruant proyer (2 cartes)	<i>Miliaria calandra</i>	N H			EN	1,05
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	N M	N M	oui	EN	1,43
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	N	N	oui	EN	2,31
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	H M	H M	oui	EN	1,45
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	H M	H M			0,6
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	N				1,34
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>		N			0,62
Chevêche d'Athéna	<i>Athene noctua</i>	N	N		NT	
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	N	N			0,19
Cygne chanteur	<i>Cygnus cygnus</i>	H		oui		
Cygne de Bewick	<i>Cygnus columbianus</i>	H		oui		
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	N	N			0,67
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	H M		oui		
Fauvette babillarde	<i>Sylvia curruca</i>		N			0,99
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	N	N			0,55
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	M				
Grande Aigrette	<i>Casmerodius albus</i>		H M	oui		
Grive litorne (2 cartes)	<i>Turdus pilaris</i>		N H		NT	0,99
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>		H M			
Hibou des marais	<i>Asio flammeus</i>	H M	H M	oui		
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	N	N			0,99
Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	N	N		NT	0,56
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>		N H M	oui	VU	1,51
Moineau friquet	<i>Passer montanus</i>	N			NT	0,93
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>	N			VU	1,11
Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>		N	oui		0,88
Pie-grièche grise	<i>Lanius excubitor</i>		H	oui	VU	
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>		N		VU	1,25
Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	M		oui		1,42
Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i>		H M			
Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>	H M		oui		
Pluvier guignard	<i>Charadrius morinellus</i>	H M		oui		
Râle des genêts	<i>Crex crex</i>	N	N	oui	CR	
Tarier des prés	<i>Saxicola rubetra</i>	M	M	oui	CR	1,03
Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	M	M	oui		1,25
Vanneau huppé (2 cartes)	<i>Vanellus vanellus</i>	N H M	N H M			2,07

Figure 16 : Liste des espèces d'oiseaux et les critères de sélection pour le calcul des cartes finales. Le tableau renseigne pour chaque espèce sa présence dans les cultures et/ou dans les prairies et pour quelle fonction (N : nidification ; M : halte migration ; H : période hivernale) ; la présence de l'espèce à l'annexe XI de la LCN ; le statut sur la liste rouge des espèces menacées LR2010 (CR = en danger critique, EN = en danger, VU = vulnérable, NT = à la limite d'être menacé) ; la valeur dans l'indice de spécialisation des espèces (SSI).

Sources : avis d'expert de Jean-Yves Paquet pour les colonnes cultures et prairies ; communication de Aves pour les colonnes LR2010 et AnnexeXI ; Joanne Clavel, post-doctorante au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris pour l'Indice SSI.

L'objectif des modèles est de calculer une distribution d'espèce et non pas de fournir des indications pour expliquer pourquoi une espèce se trouve à un endroit défini. MaxENT donne cependant, dans les rapports accompagnant les modèles, quelques éléments qui permettent une interprétation. Cette interprétation doit être faite avec beaucoup de précaution car les variables habitats sont fortement corrélées entre elles. Suivant ces rapports, 11 espèces sont potentiellement présentes (probabilité > 0,5) à partir d'un minimum de superficie cultivée de 70% par maille. Ceci est en accord avec les résultats de recherche de Filippi-Codaccioni (2008) qui prouvent que les oiseaux spécialistes des cultures n'occupent pas les lieux où l'urbanisation est présente, et sont influencés même par de faibles superficies urbanisées.

Le profil de la carte des oiseaux des prairies est très différent, la carte montre plus de contraste avec un indice maximum de 0,85 et une aire de répartition étendue (voir figure 17). Les zones dominantes sont l'axe Fagne – Famenne et la vallée de la Semois en Lorraine. Le site des marais d'Harchie et la vallée de la Haine montrent un potentiel important pour les espèces des prairies. Pour cette carte, seulement 10 espèces sont prises en compte dont le héron cendré et la grande aigrette qui se nourrissent dans les prairies en hiver. Ces deux espèces sont sans doute pour une bonne part dans cet indice élevé. Les vallées de la Sambre et de la Meuse apparaissent également avec un indice plus élevé. Dans la sélection des données, les observations d'oiseaux dont le comportement indiquait qu'ils étaient en vol ont systématiquement été retirées. Cependant, les comportements des oiseaux ne sont pas toujours encodés, et on peut supposer que des observations d'oiseaux en vol au dessus des cours d'eau influencent l'indice également.

2.3. CARTES SUIVANT LES SAISONS

La distribution des espèces suivant les périodes de l'année est également une approche qu'il ne faut pas négliger pour une vue d'ensemble de la protection de la biodiversité. Pour certaines espèces, le manque de nourriture lors de l'hiver serait plus dommageable à la population que celle au printemps lors de la nidification (Benton et al., 2003). La Région wallonne a une responsabilité pour la protection des espèces nicheuses mais également pour les espèces qui séjournent durant l'hiver ou stationnent quelques jours lors des haltes migratoires. La directive Habitat stipule d'ailleurs que les États Membres sont invités à étudier l'écologie des espèces migratrices tout au long de l'année.

La répartition des espèces pour réaliser les cartes secondaires se fait sur base des paramètres de la Figure 16. Les lettres N, H et M présentes dans les colonnes « Cultures » et « Prairies » indiquent si l'espèce occupe ce milieu et à quelle période : nidification, halte hivernale ou halte migratoire.

Nous pouvons constater quelques différences entre les 3 cartes (voir Figure 18) qui font état du potentiel de biodiversité durant ces trois périodes clés de l'année. Les espèces nicheuses et hivernantes sont potentiellement présentes de façon homogène. Pour les espèces nicheuses, les plaines agricoles au nord de la Wallonie ainsi que l'axe Fagne-Famenne sont des lieux à préserver. La carte des hivernants présente peu de lieux avec de fort potentiel de biodiversité. La carte des espèces qui font une halte migratoire en Wallonie est plus contrastée, avec une valeur maximale d'indice de 0,79. La carte confirme que les plaines agricoles de Hesbaye sont des espaces essentiels pour certains oiseaux migrateurs.

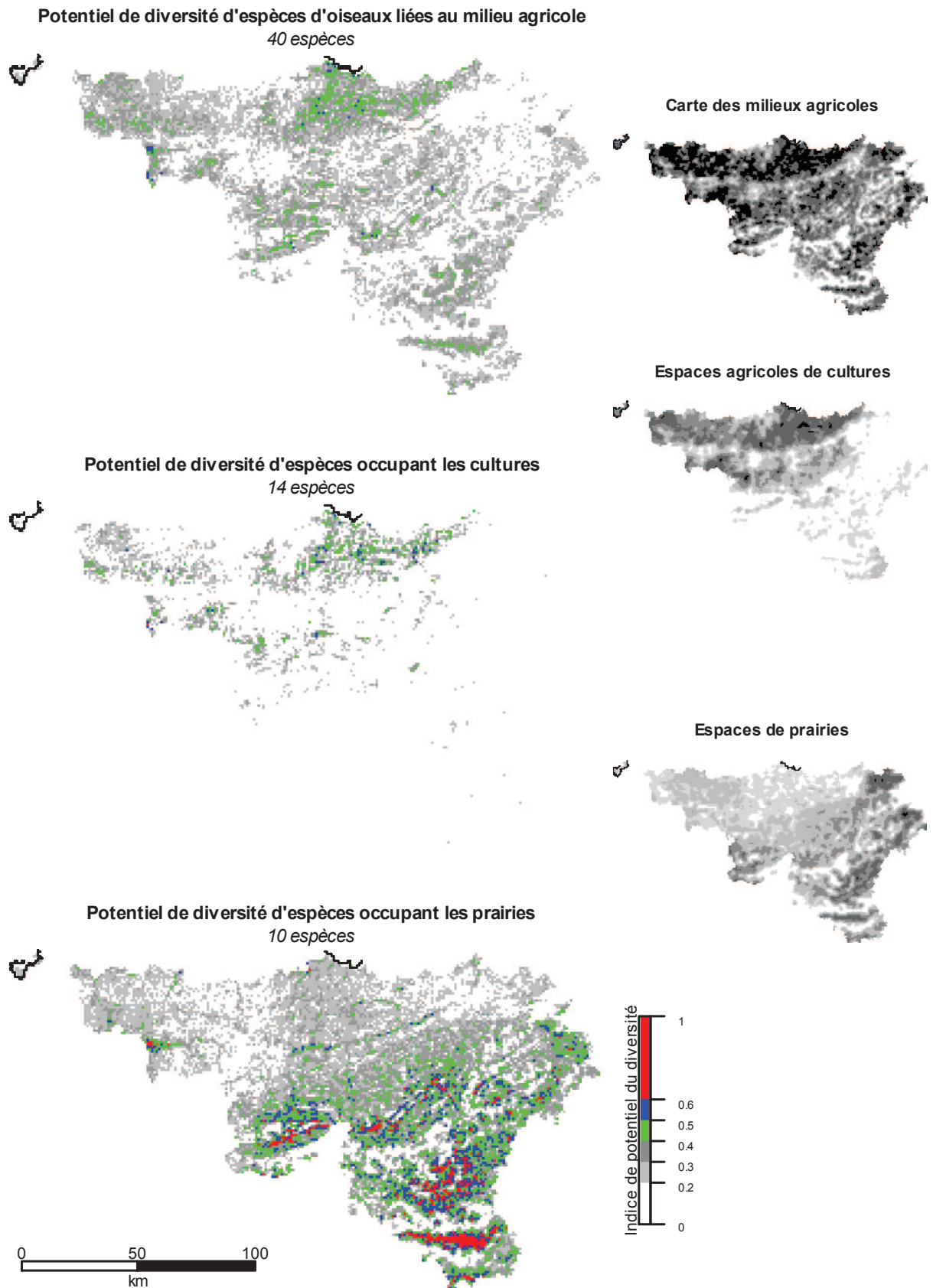


Figure 17 : Cartes du potentiel de diversité des oiseaux dans le milieu agricole, dans les cultures et dans les prairies.
A droite, trois cartes d'occupation du sol (Calcul d'Aves, Source : COSW)

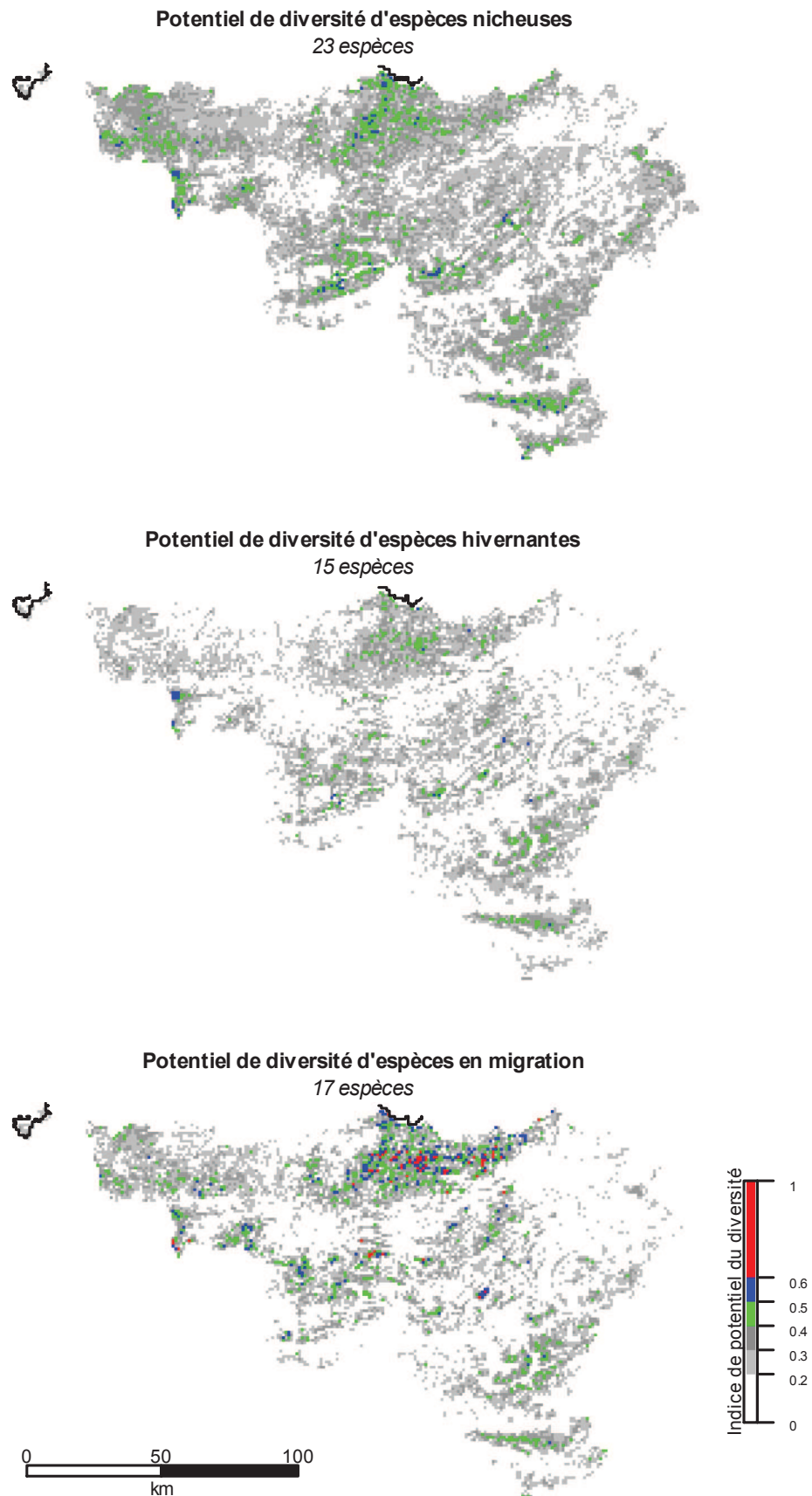


Figure 18 : Cartes du potentiel de biodiversité suivant la période de l'année, pour les espèces nicheuses, pour les espèces qui passent l'hiver en Wallonie et pour celles qui font régulièrement une halte migratoire en Wallonie.

2.4. LES DIFFÉRENCES ENTRE OISEAUX PROTÉGÉS ET MENACÉS

Lors du chapitre 2 qui décrivait la compensation écologique, nous avons vu l'importance pour une espèce d'être protégée par la réglementation, voire par plusieurs réglementations. Le niveau de menace de la population joue également un rôle dans le choix de réaliser ou non, des compensations, que ce soit en Wallonie ou à l'étranger. Il paraissait donc intéressant de comparer la répartition des oiseaux protégés dans le cadre de la Loi sur la Conservation de la Nature (LCN) avec la répartition des oiseaux menacés. La Figure 16 donne les informations pour chaque espèce, qui déterminent les modèles utilisés pour la construction des 3 cartes de la Figure 19.

La première carte concerne les espèces reprises à l'annexe XI de la LCN. Ce sont les espèces d'intérêt communautaire et celles de l'annexe de la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Ces espèces sont protégées au niveau européen. L'intérêt des espèces protégées dans le cadre des compensations est de fournir un parapluie de protection juridique à un espace.

Une deuxième carte reprend les 15 espèces reprises dans la liste rouge de 2010 des espèces menacées en Wallonie (Jacob et al., 2010). La classification comprend 5 catégories suivant des critères de l'UICN : 'en danger critique', 'en danger', 'vulnérable', 'à la limite d'être menacé' et 'non menacé'. Parmi les 15 espèces de notre sélection présente sur la liste rouge, 8 espèces ne sont pas reprises dans l'annexe XI : il s'agit de l'alouette des champs, la chevêche d'Athéna, la grive litorne, la linotte mélodieuse et le moineau friquet dans la catégorie 'à la limite d'être menacé'. Les populations de la perdrix grise et du pipit farlouse sont considérées comme 'vulnérables' et la population de bruant proyer est 'en danger'.

Dans le premier chapitre, il apparaissait que les espèces les plus spécialistes sont les plus menacées à terme, notamment par l'urbanisation. Pour cette raison, une carte de ces espèces est intéressante. Le *Species Specialization Index* (SSI) est un indice qui donne une valeur en fonction de la préférence de l'espèce pour un certain nombre d'habitats (Julliard et al. dans Couvet et Teyssèdre-Couvet, 2010). Au plus la préférence est marquée sur un faible nombre d'habitat, au plus l'indice sera élevé. Le SSI est connu pour une centaine d'oiseaux¹³, la valeur n'est pas connue pour tous les oiseaux sélectionnés pour cette étude (voir Figure 16). L'indice varie entre 0,19 et 2,31. Les espèces pour cette carte sont celles qui présentent des indices supérieurs à 1, cette limite est choisie arbitrairement.

A la comparaison des 3 cartes, nous pouvons voir que les espèces protégées occupent potentiellement moins de mailles que sur les deux cartes d'espèces menacées, qu'elles soient sur la liste rouge car déjà menacées ou potentiellement menacées car spécialiste d'un milieu (pour la moitié, il s'agit des mêmes espèces). L'ouest du Hainaut présente par exemple un bon potentiel pour les espèces menacées mais pas pour les espèces protégées. Le risque serait alors de ne pas compenser suffisamment les impacts dans ces zones alors qu'elles sont occupées par des espèces menacées.

La carte avec les espèces qui ont un SSI élevé est très contrastée, ce qui va dans la logique des travaux de Julliard et al. (dans Couvet et Teyssèdre-Couvet, 2010). Ils ont en effet pu démontrer que les espèces spécialistes côtoient les autres espèces ayant un même niveau de spécialisation. Ceci est également le cas avec le SSI des espèces dans les autres taxons. Suivant ce constat, nous pourrions considérer qu'il est important de s'intéresser aux oiseaux avec un SSI élevé car ce sont des espèces parapluie pour d'autres espèces spécialistes et donc menacées également. Cet indicateur permet de réaliser une carte des communautés des espèces qui sont menacées si le paysage se modifie.

¹³ Les valeurs ont été obtenues auprès de Joanne Clavel qui a utilisé le SSI dans le cadre de ses recherches sur les différences dans les réactions des espèces spécialistes et généralistes face aux changements globaux.

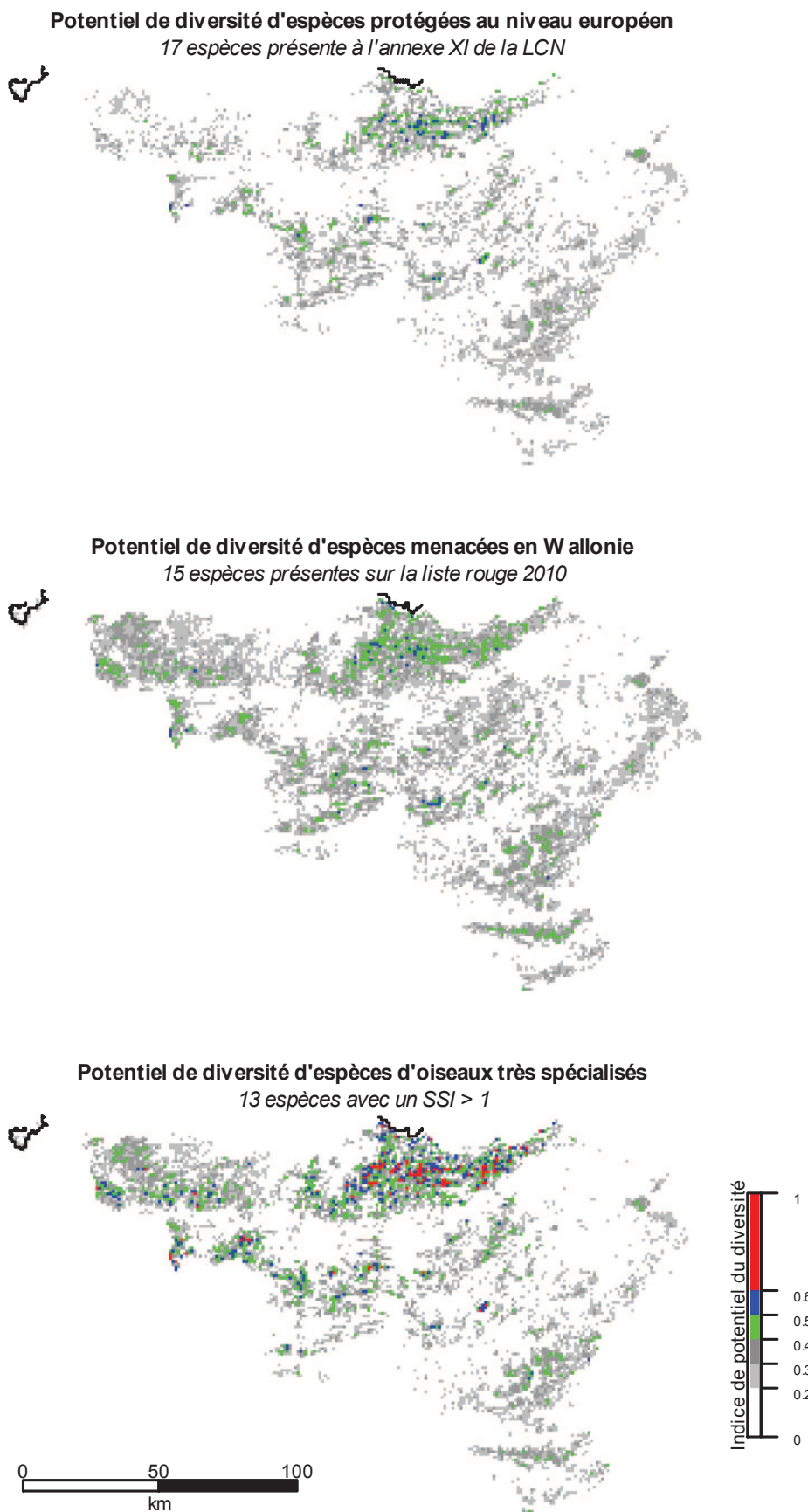


Figure 19 : Carte du potentiel de biodiversité calculée au départ des espèces protégées au niveau européen ; Carte sur base des espèces dans la population est menacée en Wallonie ; Carte sur base des espèces ayant un indice de spécialisation supérieur à 1.

3. AFFINER LA CARTE

Les cartes présentent des résultats suffisamment proches des observations de terrain pour être utilisables. Il faut garder à l'esprit que le modélisateur donne une probabilité de présence et non une abondance, cela peut entraîner des erreurs sur l'interprétation des cartes. De plus, il donne une probabilité qui est le reflet d'une combinaison de facteurs à un instant donné. Les populations d'espèces évoluent avec le temps, de façon particulièrement rapide pour certaines espèces comme la perdrix grise ou le bruant proyer (Simar et al., 2012). Le modèle peut donner des probabilités proches de la réalité du moment, tout comme il peut fournir une probabilité future ou dépassée par rapport à la situation actuelle qui serait le reflet de la dette d'extinction ou du crédit de colonisation (voir chapitre 3). Il reste bien sûr possible d'améliorer ou compléter l'information qu'elles fournissent. Voici quelques pistes de réflexion sur la méthode utilisée, ainsi que les perspectives pour l'utilisation des cartes ou pour étendre la méthode à d'autres recherches.

Deux éléments ont compliqué le travail. Le premier est que le processus qui amène à la carte est assez long car les étapes dépendent les unes des autres et les données de départ sont nombreuses. Étant donné le nombre d'espèces et de variables habitats utilisées, il est difficile de tester d'autres combinaisons à l'avance pour voir si les choix faits sont les meilleurs. Lors de la première tentative, un problème de géoréférencement de certaines variables s'est posé. Il n'a été détecté que lors de l'intégration des 'cartes espèces' pour construire la carte finale. La procédure a donc été réalisée une seconde fois, ce qui a allongé la durée du travail et limité d'autant plus les possibilités de l'adapter.

Le second élément est qu'il n'est pas facile de déterminer les espèces et les filtres sur les observations, ni de limiter le nombre de variables. L'objectif est d'obtenir une carte concernant la capacité du milieu agricole à accueillir les espèces qui dépendent le plus de la qualité de ce biotope. Pour les espèces les plus typiques des zones cultivées qui ne sont là qu'une partie de l'année, le choix des espèces et des filtres est assez évident. C'est plus complexe pour les espèces qui occupent des milieux plus variés et des milieux différents en fonction des saisons. Une manière de résoudre ce problème aurait été d'éviter le filtre sur les dates et d'affiner le choix des observations à partir des comportements de l'oiseau (ces comportements peuvent indiquer s'ils sont nicheurs ou s'ils sont encore dans leur période hivernale ou en migration). Les comportements ne sont pas toujours encodés par les observateurs. Pour certaines espèces, il est possible que le nombre d'observations devienne alors trop limité pour réaliser une modélisation. Enfin, pour les variables, il n'est pas facile de trouver des critères communs aux différentes espèces, d'où leur nombre important.

Comme amélioration possible, travailler sur des zones de la Wallonie plus restreintes et plus homogènes pourrait faciliter le choix des espèces et des variables. Cela permettrait également de mieux interpréter les résultats. Dans ce cas travailler à une résolution inférieure serait aussi envisageable, à condition de recalculer l'ensemble des variables.

Concernant l'origine des informations de présence des espèces, il apparaît que la base de données utilisée contient des biais qui semblent influencer les résultats. Déterminer les biais des observations est un constat intéressant en soi. Des visites de terrain sur les zones qui n'ont pas le potentiel attendu en comparaison de l'importance du milieu agricole de ces zones pourraient confirmer ou non le potentiel prédit par les modèles. La question se pose pour le Pays de Herve où pour d'autres espaces plus petits qui sont essentiellement agricoles et qui ont un potentiel de diversité faible. Si les biais sont confirmés et évalués, il est alors possible d'en corriger les effets pour améliorer les cartes.

Les variables

Le modèle est basé sur des données locales à l'échelle du km². Trois variables donnent au modélisateur des informations de distance. Ce sont les deux couches de coordonnées géographiques et la variable sur la 'distance aux éléments d'urbanisation'. Cette approche donne des résultats pour les oiseaux qui ont un faible territoire, sans doute meilleur que pour des espèces occupants un grand territoire comme les rapaces ou les oiseaux d'openfield.

Une manière d'affiner les résultats serait d'introduire une information sur le voisinage du carré concernant les éléments éviter par les espèces (forêt, urbanisation) et surtout les espaces qui les attirent. Ceci permettrait également de mieux traiter des espèces qui occupent des territoires forestiers pour nidifier et des espaces ouverts pour chasser, comme le milan royal ou la cigogne noire.

A la visualisation des rapports qui accompagnent les modèles, la variable qui renseigne sur l'hétérogénéité des habitats est corrélée avec la présence de plusieurs espèces liées aux prairies. Par contre les types de cultures, qui sont dans des variables séparées, interviennent peu. La variabilité des cultures est peut-être plus importante que chaque culture séparément. De ce fait, créer une variable reprenant le nombre de cultures différentes sur un même carré, pourrait donner une information pertinente au modèle tout en réduisant le nombre de couches d'informations.

Les mesures agri-environnementales ne sont pas incluses dans les informations. Il serait utile de les intégrer au sein de couches d'informations qui reprendraient d'autres éléments de même type : les mesures de compensation ; les arbres, les haies et les mares existants indépendamment du système des MAE ; les actions des PCDN dans les parcelles agricoles...

En général, il est intéressant de réduire le nombre de variables pour mieux interpréter les variations dans le potentiel de biodiversité et également pour faire des simulations. Une possibilité est d'avoir des variables qui font état de la fonction du milieu (par exemple couvert hivernal ou présence d'une strate arborée) plutôt que le type de végétation. Mais c'est un travail vaste étant donné la difficulté de classer les informations dans des fonctions et ensuite d'en déterminer les plus pertinentes.

4. PERSPECTIVES POUR LES CARTES DU POTENTIEL DE BIODIVERSITÉ

Les cartes construites apportent des informations intéressantes dans le cadre de la compensation et dans l'objectif plus large de maintenir et améliorer la biodiversité des oiseaux dans l'espace agricole wallon.

Donner les moyens d'éviter les dommages

Les cartes permettent d'identifier les espaces riches d'une biodiversité menacée au niveau européen. L'enquête publique sur le Cadre éolien du Gouvernement wallon est prévue pour septembre 2013. La carte pourrait compléter les arguments pour protéger certains sites pour les oiseaux.

Les compensations dans le cadre des implantations d'éoliennes se sont généralisées en Région wallonne. Les réflexions en cours à l'administration laissent penser qu'elles devraient s'étendre à l'avenir à d'autres projets (com. pers. Sandrine Liégeois, DNF). Dans le même temps que l'augmentation des contraintes, il serait bénéfique de fournir aux promoteurs les informations nécessaires pour intégrer la dimension environnementale au plus tôt dans le choix des sites de leur projet. Ouvrir l'accès à de telles cartes permettrait d'envisager les atteintes d'une construction pour un promoteur au tout début du projet, bien avant de le développer. C'est une première manière d'éviter les impacts sur la biodiversité.

Protéger les espaces

La préservation d'une zone menacée peut être envisagée dans les mesures de compensation. La carte permet d'identifier les mailles au sein desquelles il pourrait être utile de protéger des zones plus précises.

Apporter de l'information pour les études de terrain

Les études de terrain, lors des études d'incidences environnementales d'un projet, sont la base de la compensation. Elles devraient être réalisées suivant un protocole qui assure de couvrir un maximum d'espèces sur l'ensemble de l'année comme celui décrit par Simar et al. (2012).

Les cartes peuvent orienter les études de terrain vers des recherches plus spécifiques et les compléter, mais sans s'y substituer. Dans les cas où la procédure de base n'aurait pas permis de réaliser les observations pour les espèces supposées présentes, les cartes peuvent attirer l'attention pour que des relevés supplémentaires de terrain soient menés.

Planifier les compensations

Le choix des surfaces de compensation visera à reconnecter les populations ou à agrandir des zones principales pour tendre vers une efficacité écologique, et également financière. Les cartes construites ici pourraient compléter d'autres outils de l'aménagement du territoire pour envisager un plan d'ensemble pour des compensations structurées lors d'implantation d'infrastructures. C'est notamment le cas pour la planification des centaines d'hectares de compensation qui devraient accompagner les 400 éoliennes à venir sur le territoire wallon.

Le site présenté à la Figure 20 est tiré de la carte reprenant toutes les espèces. C'est une des zones les plus étendues présentant un indice de potentiel de biodiversité élevé. La grande zone à droite fait une vingtaine de km². Dans le cas présent, les impacts sur la grande zone doivent être évités. Les compensations pour annuler des impacts dans la région peuvent porter sur la préservation de cet espace et sur des mesures sur le terrain pour consolider le potentiel de ces mailles. Elles peuvent aussi se situer au pourtour, pour augmenter les zones plus faibles et reconnecter les espaces de biodiversité riches mais plus petits.

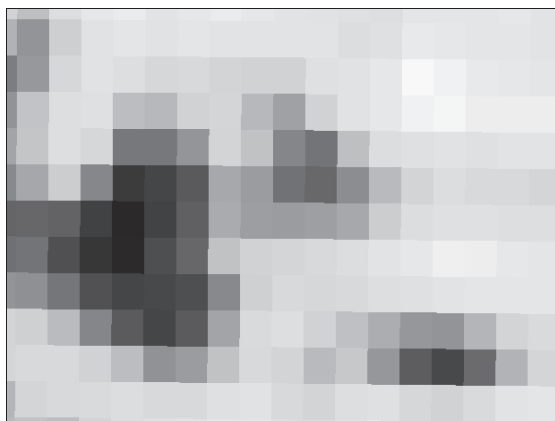


Figure 20 : Utilisation de la carte pour envisager des espaces des actions de compensation. Zoom sur la carte finale, 1 pixel représente 1 km².

En localisant la zone représentée par la Figure 20 sur un fond de plan, il se trouve que le site choisi comme exemple recouvre la plaine de Boneffe dont il était question au chapitre 2. Dans la réalité, la petite zone du bas est séparée des autres par le village de Wasseiges et la vallée de la Mehaigne qui est assez arborée. L'espace entre la grande zone et la petite en haut est occupé par les cultures. Des

mesures en faveur de la biodiversité, dans le cadre de compensation ou autre, pourraient y prendre préférentiellement place. La carte peut dans ce cas orienter l'étude de terrain qui s'assurera de la qualité du milieu pour réaliser les compensations.

Les limites de la représentation de la biodiversité potentielle

Les modèles ne remplacent pas le travail de terrain des écologues et naturalistes, mais ils se complètent. Les modèles sont alimentés par les informations de terrain. Les modèles donnent une information partielle de la réalité. Il est difficile d'envisager la part d'information qui manque. Alors que pour les visites de terrain, si les observations ont été trop peu nombreuses en hiver, on sait que l'information est incomplète pour cette période.

Les outils de modélisation informent uniquement sur les espèces que l'on choisit et en fonction des variables qu'on lui donne. A l'inverse, sur le terrain, nous pouvons voir des espèces que l'on ne cherchait pas dans ces milieux. Les représentations graphiques peuvent aussi contenir une part d'information orientée : nous avons pu voir lors de la comparaison des différentes sous-cartes, que le choix des espèces qu'elles contiennent influence les objectifs de compensation. Enfin, les modèles ne renseignent pas sur l'abondance des espèces qui est un critère important pour envisager des compensations.

Les méthodes qui visent une appréhension rapide de la biodiversité du terrain demande un travail conséquent en amont et un suivi pour les adapter. C'est le cas de la méthode Californienne présentée au chapitre 3, tout comme pour des modèles de distribution potentielle d'espèce. Les cartes peuvent donner des informations utiles dès maintenant, elles devront cependant évoluer avec la pratique de leur utilisation.

5. PERSPECTIVES DE LA MÉTHODE

Évaluer la biodiversité avec les moyens de la modélisation permet d'obtenir des résultats sur de grandes superficies au départ de peu de données en comparaison de ce que nécessiterait les observations sur le terrain.

Évaluer la biodiversité potentielle

Les négociations sur la compensation portent sur les espèces qui ont été vue. Il faut donc évidemment une étude qui couvre l'ensemble de l'année. Une année n'est pas l'autre, cela dépend du potentiel du lieu, mais aussi de la démographie de l'espèce qui varie suivant les années (Broyer, 2001). Dans son étude, Broyer note également que les espèces n'occupent pas toujours le lieu optimum, mais parfois d'autres biotopes si la concurrence est importante ou si les prédateurs sont fortement présents. Le calcul de la biodiversité potentielle vise à déterminer les lieux avec de fortes probabilités pour les espèces potentiellement présentes, qu'elles soient présentes ou non, qu'elles soient observées ou non, c'est la *dark diversity* définie par Pärtel (2010).

Simuler

S'il est possible de modéliser l'état zéro d'un lieu, il est envisageable de modéliser les effets des l'impact et ceux de la compensation.

Les modèles permettent de simuler l'impact sur la biodiversité, des modifications dans le paysage. Le processus utilisé dans cette étude n'est cependant pas très souple. Il semble difficile de le reproduire

pour évaluer des projets ponctuels. Par contre, cela devient réaliste de l'utiliser pour des modifications importantes, ce qui peut être le cas pour : de gros projet, une modification d'un plan de secteur ou pour une accumulation de petits changements dans la durée comme par exemple l'urbanisation sur les 10 années à venir. Ceci nécessiterait tout de même un gros travail sur les variables. Il faut les modifier pour qu'elles intègrent les changements à simuler. Il faut aussi simplifier le modèle en diminuant le nombre de variable pour qu'il soit plus sensible à celles qui contiennent les modifications.

Pour intégrer le déplacement des espèces ou l'accumulation d'éléments négatifs et positifs pour la biodiversité, il faut alors utiliser des variables plus spatiales qui indiquent ce que la plus petite unité de l'espace étudié (maille d'1 km² dans notre cas) contient mais également si l'élément est présent dans les espaces voisins.

Si les modèles permettent de calculer les pertes, ils peuvent également calculer les gains potentiels des aménagements de compensation imaginés, à condition qu'elles couvrent de suffisamment grandes superficies.

En calculant l'état initial, l'état avec les impacts puis une troisième fois l'état avec les compensations, la technique pourrait répondre au besoin de calculer l'équivalence.

CONCLUSION

Les études de terrain prennent du temps et elles ne permettent de compenser que ce qui a été observé. Utiliser la modélisation de distribution d'espèces pour évaluer la qualité des écosystèmes peut apporter des informations complémentaires sur de grandes superficies. De telles cartes sont cependant complexes à réaliser et demandent à être validée et améliorée dans la durée.

Les représentations cartographiques permettraient d'intégrer la biodiversité aux côtés d'autres outils dans les réflexions sur l'aménagement du territoire. Les cartes permettent de prendre en compte l'état actuel de la diversité des oiseaux tandis que la méthode est reproductible pour simuler différents choix pour le futur. Les perspectives pour approfondir ce type de travail sont diverses, mais elles sont toutes soumises aux difficultés importantes des études qui portent sur le vivant.

Chapitre 5.

PISTES D'AMÉLIORATION DE LA COMPENSATION POUR UN OBJECTIF DE ZÉRO PERTE DE BIODIVERSITÉ

Ce cinquième et dernier chapitre reprend les pistes existantes ou nouvelles pour que la compensation puisse mieux contribuer à la biodiversité dans les paysages agricoles. Nous verrons d'abord comment améliorer la méthodologie pour mieux encadrer les compensations. Ensuite nous donnerons un aperçu des façons d'augmenter la biodiversité dans les espaces agricoles. Et enfin, les moyens pour faciliter la création de mesure de compensation seront abordés. Les pistes sont orientées vers la biodiversité des paysages ordinaires.

Question préliminaire

Pour commencer cette discussion, il nous paraît essentiel d'évaluer les zones concernées, notamment en superficie. En effet, quelle pourrait être l'importance de la compensation favorable à la biodiversité en Région wallonne ?

Pour la question des éoliennes, si les compensations sont appliquées dans les proportions de la méthode du DNF, soit 0 à 3 ha par éolienne (Simar et al., 2012), cela pourrait concerner un millier d'hectares sur 10 ans.

Pour atteindre les objectifs de stopper le déclin de la biodiversité en Région wallonne, une des actions est d'étendre la compensation à tous les types d'urbanisation. Un calcul avec la même urbanisation que ces 20 dernières années mènerait à une perte d'espaces agricoles au profit des constructions de 2 % du parcellaire, soit 20 000 ha en 10 ans (Cellule EEW, 2010). Les dégâts sur la biodiversité ne sont pas les mêmes que dans le cadre de l'éolien, le rapport de superficies pour compenser les impacts sera donc différent et difficile à évaluer.

Pour Ouvrard et Néouze (2013), la compensation peut être considérée comme une « double peine » pour les agriculteurs. En effet, ils perdent des terres une première fois du fait des aménagements et une seconde fois au bénéfice de la compensation. Cette affirmation ne peut s'appliquer actuellement en Région wallonne étant donné les faibles superficies dont il est question actuellement. Toutefois, inclure l'essentiel de l'urbanisation dans la compensation impliquerait de plus nombreuses superficies. La question se posera alors de savoir jusqu'où le milieu agricole peut accepter les compensations ou quelles sont les alternatives.

1. ENCADRER LES COMPENSATIONS PAR UNE MÉTHODOLOGIE

Nous avons vu l'importance de la méthodologie pour encadrer le mécanisme de la compensation et en assurer la réalisation. Nous allons développer quelques réflexions sur les éléments issus des chapitres 2 et 3, qui sont à prendre en compte dans une optique d'améliorer la biodiversité ordinaire.

1.1. DÉFINIR LES OBJECTIFS

Quel que soit le système de protection imposé par les pouvoirs publics, il repose sur les connaissances de la biodiversité existante sur le terrain, afin d'avoir un état de référence complet. C'est au départ de

cet état que les objectifs seront définis. Pour construire un espace d'accueil de la faune et de la flore, il faut caractériser ce qu'on souhaite obtenir comme écosystème fonctionnel.

Les mesures de compensation doivent renforcer les spécificités de la région agricole pour éviter l'uniformisation des conditions d'accueil sur l'ensemble de la Région wallonne. Par exemple, le système suisse motive à améliorer la qualité de biotopes fréquents, même s'ils sont ordinaires, plutôt que d'en créer d'autres considérés comme plus riches mais qui n'ont pas leur place dans le paysage (Kägi, Stalder et Thommen, 2002).

Les objectifs de compensation peuvent être définis sur différentes bases. La valeur d'un écosystème dépend des espèces qu'il accueille, des fonctions écologiques qu'il rend pour les espèces (nourriture, reproduction, déplacement, couloir de migration...) et de ses services utiles aux humains (importance dans les flux hydrologique, puits de carbone, qualité de production agricole, esthétique...). Idéalement, la compensation couvrira donc plusieurs objectifs. Les espèces menacées devraient être compensées spécifiquement. En parallèle, des actions devraient couvrir les capacités pour la biodiversité dans son ensemble. Les espèces peuvent aussi être vues comme des espèces parapluie pour toute une composante de l'écosystème.

Les limites

Définir les limites de ce qui ne peut pas être compensé devrait être la première étape de la méthode. Dans le chapitre 3, plusieurs éléments qui peuvent constituer des limites ont été présentés : les impacts sur certaines espèces ou habitats protégés, les biotopes difficiles à reconstituer, les couloirs principaux des déplacements des espèces.

Les limites peuvent aussi se définir comme des valeurs à ne pas dépasser au sein de différents territoires. Les seuils pourraient par exemple limiter l'augmentation des superficies urbanisées sur une zone ou limiter les superficies impactées au sein d'un ensemble semi-naturel homogène. Enfin, les limites peuvent prendre en compte les incertitudes liées à l'écologie : au-delà de certains seuils, les impacts se cumulent et il devient difficile de garantir qu'il sera encore possible de les compenser.

Les lieux de la compensation

Tous les milieux ne sont pas adéquats pour des mesures de compensation. Les premières contraintes sont écologiques. Les mesures doivent se réaliser sur des espaces de biodiversité qui ont un potentiel d'amélioration. Ce potentiel tient à la nature du lieu, à son histoire et à sa localisation, à proximité d'espaces plus riches qui contiennent des espèces pouvant le coloniser.

Dans un territoire fortement exploité comme la région wallonne, il est sans doute opportun de définir des lieux qui ne peuvent pas être utilisés pour de la compensation, pour anticiper l'implantation future d'activités économiques à proximité comme les carrières ou les éoliennes.

Les mesures pour la biodiversité doivent être proches les unes des autres pour réaliser un maillage réellement bénéfique aux espèces. Dans cette optique, la méthode doit envisager de définir des règles d'implantation des mesures, voire planifier des espaces de compensations dans le territoire. Les communes allemandes ont ainsi des espaces réservés pour les compensations futures (Morandau et Vilaysack, 2012).

1.2. CONSTRUIRE DES MÉTHODES DE CALCUL DE L'ÉQUIVALENCE

Tout comme il n'existe pas un seul objectif pour couvrir l'ensemble de la biodiversité, il n'existe pas une seule méthode de calcul de l'équivalence. Sutula et al. (2006) ont repris dans un guide les étapes qu'ils ont suivies pour construire la méthode californienne CRAM utilisée pour l'évaluation des zones humides (voir chapitre 3). En voici les étapes, qui ont été adaptée à notre étude :

- Rassembler une d'équipe de scientifiques et d'acteurs locaux
- Définir les moyens d'action attendus : créer un biotope, assurer la préservation, définir les partenaires possibles, construire un système pour partager l'information
- Définir les objectifs de l'évaluation : les zones humides, les espèces, tous les milieux y compris urbains, les services écosystémiques...
- Définir la géographie sur laquelle doit porter la méthode : toute la région wallonne, une région agricole, une commune...
- S'informer de ce qui se fait ailleurs
- Définir et évaluer les milieux de référence, les indicateurs et leur calibration
- Préciser les concepts et identifier les zones d'ombre du système. Une méthode ne peut pas être exhaustive, il est important d'en définir les limites.

Le calcul devrait prendre en compte les impacts sur les milieux voisins du projet, c'est-à-dire la dimension spatiale. La taille du voisinage peut varier selon la biodiversité et la nature du projet. La méthode de calcul doit définir comment évaluer la taille du site à étudier. De même, la dimension temporelle, donc l'évolution des impacts dans le temps, doit aussi faire partie de la méthode. Enfin, elle doit définir les incertitudes et comment ils sont intégrés au calcul de l'équivalence.

Quelle que soit la méthode, elle doit pouvoir évoluer avec le retour d'information qui vient du suivi des mesures. Construire la méthode, c'est aussi envisager comment elle va pouvoir évoluer.

1.3. CONTRÔLE ET SUIVI

La compensation écologique a une obligation de résultat dès les impacts et durant la durée du projet. Le contrôle de l'application des mesures et le suivi du résultat est inhérent à la compensation, c'est la garantie d'atteindre les objectifs et de les maintenir dans la durée (Regnery et al., 2013).

Le contrôle

En Région wallonne, si l'administration a les connaissances suffisantes pour encadrer les projets de compensation, elle semble ne pas avoir les moyens humains pour y consacrer le temps nécessaire (Vanhamme ; com. pers. Philippe Goffart, DEMNA). Le contrôle de la réalisation des mesures sur le terrain et le suivi de leur efficacité devraient être mieux organisés à l'avenir. Dans cet objectif, une base de données géographique des mesures de compensation est à l'étude actuellement au DNF (com. pers Sandrine Liègeois, DNF). L'obligation de déclarer l'effectivité des aménagements avant le début des travaux pourrait être exigé comme premier contrôle administratif.

Le suivi écologique

En Région wallonne, l'administration semble prendre à sa charge le suivi écologique des mesures avec l'aide dans certain cas d'associations qui œuvrent dans le domaine de la nature. Vanhamme (2012) indique dans son rapport de stage que le DNF approuverait la mise en place de comités d'accompagnement, sur base volontaire, pour chaque compensation.

Suivant le principe du pollueur-payeur, la charge de ce suivi devrait pourtant être de la responsabilité du porteur de projet.

Transparence et échange d'informations

La localisation des compensations dans une base de données géographiques accessibles permettrait un contrôle des surfaces de la part des citoyens et des associations de défense de la nature. Celles-ci jouent un rôle de contrôle dans plusieurs pays dont l'Allemagne, les Pays-Bas et la Suisse. Les ONG environnementales suisses réalisent un contrôle dont l'efficacité est reconnue et elles ont un droit de recours auprès des tribunaux. Aux Pays-Bas, l'influence des associations est parfois suffisante pour initier des compensations volontaires. (Morandau et Vilaysack, 2012)

Il ressort des expériences allemande et suisse que la réalisation de la compensation sur le terrain demande une amélioration des connaissances scientifiques (Morandau et Vilaysack, 2012). Dans ce but, une plateforme d'échange entre les professionnels qui réalisent les compensations et le suivi écologique serait un atout pour une meilleure conception des projets de compensation (Bioret et Chlous Ducharme, 2011).

1.4. ASSURER LES MESURES SUR LE LONG TERME

Avec l'augmentation possible des superficies en compensation, elles devront être connues pour être prises en compte dans les études d'incidences. Peut-on accepter qu'un espace de nature réalisé pour compenser une perte soit lui-même affecté dans l'avenir ? L'évaluation de la perte pour évaluer la compensation résultante deviendrait complexe. Il nous semble que cela devrait constituer une limite à la compensation. Une surimpression au plan de secteur serait un idéal. L'inscription de ces espaces au sein d'une base de données cartographiques librement consultables constituerait une première solution.

Les mesures de compensation doivent durer au minimum aussi longtemps que le projet est en place. Pour les éoliennes, on peut supposer qu'il est possible de conserver les mesures durant 20 à 25 ans. Pour couvrir des dommages pour des projets à durée indéterminée, il faut envisager un statut pour les espaces de compensation qui garantissent leur maintien indépendamment du changement de propriétaire ou d'exploitant. Les Etats-Unis ont un système de servitude spécialement pour les compensations. Des réserves foncières affectées à de la compensation future, comme en Allemagne, sont une autre solution. (Morandau et Vilaysack, 2012)

Ces aspects renforcent l'utilité d'une planification de la compensation en Wallonie, notamment lors des modifications aux plans de secteurs.

1.5. LE SECTEUR DE L'AGRICULTURE

A côté des porteurs de projets et des administrations, la compensation écologique intéresse d'autres acteurs. Les agriculteurs ont une longue expérience de la gestion de certains milieux, ils devraient être les premiers gestionnaires de la compensation dans les espaces agricoles. Il semble pourtant qu'il soit difficile de trouver des parcelles et des agriculteurs prêts à réaliser des compensations (Vanhamme, 2012). Plus de communication avec le secteur agricole, voire une législation adaptée, pourrait lever les freins principaux.

Si la législation demande une équité dans les mesures prises, il n'est pas forcément illogique d'imposer à un agriculteur que les mesures de compensation soient réalisées sur son terrain, moyennant dédommagements économiques. Ceci pourrait être obligatoire dans le cas où la

localisation est justifiée d'un point de vue écologique et que l'agriculteur n'a pas déjà réalisé sur base volontaire des mesures au bénéfice de la biodiversité comme certaines MAE. Il faudrait aussi que les superficies pour compensation soient raisonnables en comparaison de la superficie totale de l'exploitation.

La Suisse a créé des compensations dans l'espace agricole du fait que les atteintes à la biodiversité s'y cumulent et deviennent importantes. Les agriculteurs sont obligés de mettre en place ces mesures pour la biodiversité sur minimum 7 % des superficies. Ici, c'est le pouvoir public qui subventionne ces compensations. (Kägi, Stalder et Thommen, 2002).

2. LES MÉTHODES POUR MAINTENIR ET AUGMENTER LA BIODIVERSITÉ ORDINAIRE

Parler de la biodiversité ordinaire et envisager des actions pour celle-ci n'est pas simple. Il est toujours nécessaire de définir l'espèce, l'association écologique à protéger ou les services écosystémiques que nous voulons améliorer. Les éléments biologiques de la nature n'ont pas les mêmes besoins pour se développer et les dommages sont multiples, ce qui est favorable à une espèce sera défavorable à une autre. Les réponses pour améliorer le milieu sont par conséquent nombreuses également. La gestion écologique du territoire est une question de choix tout comme l'aménagement du territoire. Accroître la biodiversité ordinaire dans l'agriculture peut suivre cinq pistes qui se complètent :

- Protéger les écosystèmes agricoles
- Réaliser des mesures pour les espèces parapluies
- Améliorer les écosystèmes des parcelles
- Augmenter l'hétérogénéité au sein des exploitations et des parcelles
- Cumuler et planifier les actions

Nous tenterons de voir pour chacune comment elle peut être appliquée au bénéfice de la biodiversité ordinaire et si elle peut être l'objet d'une mesure pour de la compensation.

2.1. PROTÉGER LES ÉCOSYSTÈMES AGRICOLES

Un statut de protection pour les espaces agricoles

Les politiques de protection des espèces visent à la création et à la préservation des réseaux écologiques, ceci est une réponse aux atteintes provoquées par la fragmentation (Vimal et al., 2012). L'écosystème agricole est fragmenté, et même de plus en plus. La compensation écologique pourrait donc viser à protéger les zones centrales de diversité agricole, y compris la diversité des paysages de l'agriculture intensive puisque leurs caractéristiques satisfont aux besoins certaines espèces.

Les habitats riches de biodiversité sont de mieux en mieux protégés notamment dans le cadre des directives Oiseaux et Habitats. En Région wallonne, peu d'écosystèmes agricoles sont protégés et ce sont principalement des prairies au sud du sillon Sambre et Meuse (Cellule EEW, 2010). Les espaces agricoles sont pourtant les premiers affectés par l'urbanisation qui cause une dégradation de la richesse spécifique (Filippi-Codaccioni, 2008). Nous avons vu lors du deuxième chapitre que la préservation d'espace rencontre rarement le principe d'additionnalité. Au vu des risques de dégradations futures des milieux agricoles, notamment dans les communes bordant les grands axes routiers, envisager des compensations qui protègent les superficies paraît tout de même répondre à ce principe.

Il semblerait opportun de réfléchir à un statut de protection des milieux agricoles pour les préserver de toute forme d'urbanisation, d'exploitation autre qu'agricole ou de remembrement futur et incluant des améliorations des pratiques agricoles pour la biodiversité. Le cahier des charges de ce type de statut doit permettre l'exploitation agricole. La définition du statut et l'importance des contraintes d'exploitation devrait être discuté avec le secteur agricole, de même que le montant des indemnités prises en charge par les promoteurs comme « crédit de biodiversité » pour de la compensation.

Conserver une activité agricole

Un problème pour la biodiversité des milieux agricoles, qui risque de s'amplifier à l'avenir, nous semble être la perte des exploitations elles-mêmes. En Wallonie, le nombre d'exploitants diminue de plus de 3 % par an et seulement 10 % des exploitants ont moins de 40 ans (Boikete, 2012). Les exploitations s'agrandissent, les superficies agricoles continuent donc d'être exploitées, mais plus de la même manière. C'est le cas par exemple des prairies pâturées autour des villages. Avec la disparition des fermes, les villages n'ont plus tous des troupeaux pour occuper les pâturages. Les prairies sont alors fauchées pour nourrir le troupeau du village voisin, voire sont semées de maïs. La biodiversité agricole est d'abord liée au maintien de l'activité agricole.

Il est difficile de voir dans ce cas le rôle des mesures de compensation directement pour la biodiversité. Par contre, la compensation planologique lors des modifications des plans de secteurs devrait veiller à conserver des entités productives de superficie suffisante dans les villages et à ce qu'elles soient correctement placées par rapport aux exploitations pour y conserver la possibilité du pâturage.

2.2. LES AMÉNAGEMENTS SPÉCIFIQUES POUR LA BIODIVERSITÉ

Actuellement, la compensation en Région wallonne vise essentiellement les espèces. Les mesures de compensation en milieux agricoles sont proches des MAE, mais peuvent inclure d'autres actions également.

Prairies

Le maintien, voire la création, de prairies pâturées en extensif sans apport d'engrais extérieur est une mesure bénéfique à la biodiversité des oiseaux mais aussi des végétaux et des insectes. La compensation peut dans ces cas compléter des réseaux existants de pâturage extensifs gérés au sein d'exploitations agricoles.

Les vergers hautes tiges sont d'autres biotopes intéressants pour la diversité de nombreux insectes et oiseaux comme par exemple le pic épeiche (*Dendrocopos major*), le pic vert (*Picus viridis*) ou la chouette athena (*Athene noctua*).

Protection des nids

Les oiseaux nichant dans les parcelles ont des risques importants de perte de reproduction avec le passage des engins agricoles. Afin d'éviter les destructions de nids, une solution pour certaines espèces est de repérer et marquer leur emplacement. C'est souvent pratiqué pour les différentes espèces de busards, la Suisse fait de même pour les nids de vanneau huppé (Conservation des oiseaux : vanneau huppé). Le fauchage tardif est une autre mesure efficace, pour la perdrix grise et le rôle des genêts (Noël et al., 2004).

Pour éviter la destruction des oisillons capables de quitter leur nid, il faut adapter le parcours des engins lors du fauchage. C'est souvent dans les dernières lignes de fauche que sont tués le plus d'oisillons. Le fauchage devrait être centrifuge pour permettre aux jeunes de sortir de la parcelle fauchée en fuyant les machines. Il est préconisé également de réduire la vitesse lors des dernières bandes tout comme de laisser comme couvert de protection une zone non fauchée en bord de parcelle, si la végétation des parcelles voisines n'est pas maintenue. (Noël et al., 2004)

Maintenir un couvert toute l'année

Pour les oiseaux, il faut maintenir un couvert tout au long de l'année sur une partie des parcelles. Ce couvert sert de nourriture pour certaines espèces comme la perdrix et constitue un milieu pour les protéger.

Les bandes enherbées ou de céréales sur pied sont utiles comme couvert de protection à la condition de couvrir des superficies suffisantes. Sinon, les individus sont concentrés aux mêmes endroits et y sont victimes de prédateurs qui peuvent faire autant de dégâts que les engins agricoles (Noël et al., 2004). Pour ces espaces au printemps, il est aussi possible d'entourer de clôture électriques les nids et les espaces où les jeunes vont se nourrir (Conservation des oiseaux : vanneau huppé).

Si les superficies sont importantes, les gains de biodiversité s'étendent au delà des parcelles concernées. Ainsi, aux environs de Hoegaarden, l'action *Graan voor gorzen* (du grains pour les bruants) de l'association flamande Natuurpunt permet un accroissement des populations de bruant proyer et de bruant jaune au-delà des parcelles, jusque dans les communes wallonnes limitrophes (com. pers. Vincent Bulteau, Conseiller environnement à Beauvechain).

Les éléments des bords de cultures

Les espèces qui occupent les milieux en marges des espaces de production (haies, bord de cultures, lisières forestières étagées...) sont favorisées par une largeur importante de ces éléments. Les haies permettent d'augmenter le nombre de plantes en milieu agricole tandis que les bords de champs, les fossés et les talus larges avec une végétation basse accueilleront un autre cortège de végétation et d'animaux. (Aavik et Liira, 2010)

Rétablir les dynamiques naturelles

Les mesures de remplacement des impacts par la remise en état des cours d'eau en milieu agricole sont privilégiées dans les compensations suisses. Les ruisseaux qui étaient canalisés en sous-sol sont remis à la surface avec un espace où le cours d'eau peut s'étendre de 5 mètres minimum de part et d'autres en période de crue. Les cours d'eau constituent à nouveau « l'épine dorsale naturelle du réseau écologique » (Kägi, Stalder et Thommen, 2002, p 32).

2.3. AMÉLIORER LES ÉCOSYSTÈMES DES PARCELLES

Dans les causes du déclin de la biodiversité, il est établi que les composantes chimiques et mécaniques de l'agriculture intensives sont nuisibles à la biodiversité. La diminution de ces deux contraintes sur la nature pourrait-elle être une compensation envisageable pour un gain de biodiversité dans l'espace agricole ?

Dans le cadre de la compensation, il faut pouvoir assurer les gains de biodiversité et les évaluer dans des temps courts (com. pers. Jérémy Simar, DEMNA). Pour Jean-Yves Paquet (com. pers., Natagora/Aves), il n'est pas démontré que les pratiques culturales plus écologiques soient bénéfiques

pour les oiseaux. Pour ces raisons, les compensations en Région wallonne se réalisent plus généralement sur des espaces retirés de l'exploitation agricole, mais ce sont des compensations qui visent des espèces en particulier. L'agriculture biologique et les pratiques culturales simplifiées pourraient-elle être plus envisageables pour de la biodiversité ordinaire ?

L'agriculture biologique

En Région wallonne, l'agriculture biologique couvre 5 % des superficies agricoles, essentiellement des prairies (CPDT, 2011). L'agriculture biologique basée sur plus de matière organique dans les sols et des rotations plus longues permet plus de diversité dans les parcelles (Aavik et Liira, 2010).

L'intérêt est essentiellement pour les espèces qui occupent les parcelles. Pour les espèces des bords de parcelles, l'effet est plus grand en augmentant la largeur des bords qu'en adaptant les pratiques pour cultiver en agriculture biologique (Aavik et Liira, 2010). Winqvist et al. (2011) ont montré que l'agriculture biologique améliore la diversité végétale et celles des oiseaux, quand elle prend place dans un paysage agricole varié, mais que cela aurait peu d'effet dans un paysage plus homogène d'agriculture intensive. L'étude de Filippi-Codaccioni (2008) montre quant à elle un résultat positif de cette pratique sur les espèces les plus spécialisées.

Ce type d'agriculture n'a pas que des avantages, tout dépend de la mécanisation qu'elle nécessite. En plantes sarclées, le passage des machines peut y être plus répétitif, ce qui peut détruire des nids et les jeunes oiseaux. (Burnel et Bulteau dans Jacob et al, 2010)

Technique culturale simplifiée

D'autres pratiques connues pour influencer positivement la biodiversité sont les techniques culturales simplifiées avec abandon du labour ou labour superficiel. Pour Labreuche et al. (2007), les cultures sans labour favorisent la diversité fonctionnelle plus que la diversité spécifique. Quelques études aux Etats-Unis et en Angleterre ont pu montrer une présence d'oiseaux plus importante dans des parcelles gérées sans labour (Labreuche et al, 2007). Filippi-Codaccioni (2008) a observé que cette pratique bénéficiait aux espèces généralistes et aux insectivores. Les espèces granivores augmenteraient si la pratique de non labour continuait dans le temps.

Nous n'avons trouvé aucune évocation de compensation qui vise à remettre de la biodiversité en modifiant les pratiques agricoles. Bien que souvent évoquée, la compensation pour la biodiversité ordinaire n'est pas développée dans la littérature et semble peu appliquée. Une équipe de l'Inra (Le Roux et al., 2008) a collationné les différentes recherches concernant l'agriculture et la biodiversité. Les études sur les atteintes semblent plus décisives dans leur conclusion que celles qui portent sur la réhabilitation des écosystèmes agricoles pour une meilleure biodiversité. Ces dernières sont moins nombreuses, elles portent sur des cas très précis et les conclusions sont parfois contradictoires. Ces pratiques ne sont pas utilisables pour un objectif d'espèces. Elles pourraient mieux convenir pour couvrir des objectifs de fonctions écologiques et services écosystémiques concernant le sol par exemple. Ceci à la condition que les études futures amènent des arguments pour assurer des gains de biodiversité et les conditions de ces gains.

Pour les techniques culturales simplifiées, les gains de biodiversité s'amélioreraient avec la durée de la pratique (Filippi-Codaccioni, 2008, Labreuche et al., 2007). Etant donné que la compensation impose des contrats de gestion sur des superficies définies pour de longues périodes, elle pourrait être un bon

cadre pour envisager des changements de pratiques au bénéfice de la biodiversité. La réflexion mérite d'être poursuivie et alimentée par les études futures.

2.4. AUGMENTER L'HÉTÉROGÉNÉITÉ

Pour accroître la diversité ordinaire, les actions devraient tendre à augmenter l'hétérogénéité des milieux agricoles. Dans le premier chapitre, nous avons présenté les quatre échelles d'hétérogénéité définies par Benton et al (2003) : au niveau des pays, des régions agricoles, à l'intérieur des exploitations et dans les parcelles. La compensation écologique n'a aucune action sur les deux premières échelles mais elle doit s'y inscrire. Les mesures pour la biodiversité dans le cadre de la compensation permettent d'augmenter l'hétérogénéité à l'intérieur des parcelles et des exploitations tout en conservant l'homogénéité des paysages au niveau de la région agricole. Toutes les mesures ne sont donc pas efficaces partout. C'est principalement le cas pour les arbres. Ils sont utiles à la biodiversité au sein des parcelles ou sur leur pourtour dans les régions bocagères. Par contre, en Hesbaye, leur place utile sera aux abords des villages et dans les vallées humides.

Dans le cas des milieux agricoles, une même parcelle peut remplir des fonctions différentes suivant le calendrier des cultures : nourriture, protection du nid, repos. Un ensemble de parcelles doit pouvoir fournir aux espèces, à tout moment de l'année, des espaces d'accueil suffisants pour permettre la reproduction et le maintien des populations au cours du temps. Il est donc opportun de travailler à la restauration des milieux agricoles par zones en veillant à ce que les actions y remettent de la diversité.

Les mesures de compensation devraient permettre d'augmenter l'hétérogénéité du paysage en y apportant la ou les composantes qui lui manquent le plus et qui sont utiles aux espèces qui l'occupent.

2.5. CUMULER ET PLANIFIER LES ACTIONS

Nous avons vu dans le premier chapitre l'intérêt pour la biodiversité de planifier les MAE pour en cumuler les effets. De la même manière, coordonner des aménagements réalisés pour la compensation devrait permettre des gains de biodiversité plus importants et plus résilients. C'est dans l'accumulation des mesures que les espèces trouveront des conditions favorables (Simar et al., 2012 ; Winqvist et al., 2011).

Le système de compensation suisse se rapproche des mesures agri-environnementales, mais les agriculteurs ont l'obligation de mettre des superficies en compensation. Une mesure plus récente et volontaire, vise à mettre les surfaces de compensation en réseaux avec les surfaces d'autres exploitations. (Kägi, Stalder et Thommen, 2002)

Dans le cadre de la politique régionale en matière d'éolienne, il est essentiel de planifier les compensations pour éviter de rendre attractives des parcelles pour les espèces qui risquent des collisions (Lucéole, 2012). La compensation écologique aurait sa place dans les documents de développement territoriaux au niveau de la région et des communes (Régnerly et al. 2013).

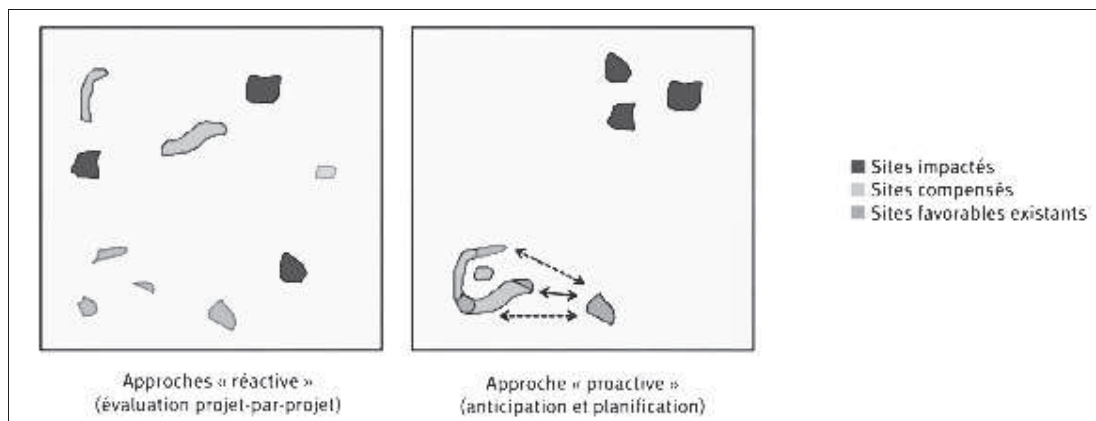


Figure 21 : Comparaison entre une approche projet par projet, « réactive », et une approche « proactive ».

Cette dernière inclut l'anticipation et la dimension spatiale des pertes et des gains dans les réflexions sur l'aménagement du territoire. Source : Regnery et al, 2013.

3. DONNER LES MOYENS DE COMPENSER

Pour les promoteurs de projets, les compensations sont une contrainte. Devoir trouver des terrains et des gestionnaires pour compenser puis réaliser le suivi des mesures ne fait pas partie de leur métier. Regrouper géographiquement les compensations permettrait au moins d'en faciliter le suivi (Morandeu et Vilaysack, 2012). Cumuler les compensations aux MAE ou les additionner à des programmes de réhabilitation existants (comme le programme Life) permettrait de gagner en efficacité.

Une première possibilité pour y parvenir est de planifier les compensations dans l'aménagement du territoire en prévoyant à l'avance des superficies à cette fin, mais encore faudra-t-il trouver les gestionnaires sur le terrain. L'autre possibilité est d'ouvrir le marché de la compensation au secteur privé qui prendrait la responsabilité de créer les gains de biodiversité vendus sous forme de crédits de compensation, ce qui est généralement appelé le banking. Le moyen imaginé peut aussi se trouver à l'intersection de ces deux systèmes avec un banking public par exemple. Pour la compensation des projets éoliens, il semblerait que la Région wallonne envisage un système qui s'en rapproche (com. pers. Virginie Hess, IEW).

Banking

La mise en place d'un système privé demande certaines précautions, la première étant qu'il doit être correctement encadré par la réglementation, en prévoyant un contrôle de l'administration avant de donner des autorisations aux opérateurs (Morandeu et Vilaysack, 2012). Pour plusieurs auteurs, le banking risque de déresponsabiliser les promoteurs (Gobert, 2010 ; Morandeu et Vilaysack, 2012). Il doit donc être accompagné d'une législation contraignante pour que les projets les plus problématiques soient toujours évités et que le développement du projet prenne en compte d'abord les alternatives et les possibilités d'atténuer les dommages. La compensation ne doit pas être un choix mais la dernière option pour les impacts résiduels (Fevre, 2012).

Les avantages du banking sont de faciliter la réalisation des compensations. Ouvrir le marché aux acteurs privés compte un autre avantage. Le secteur privé vise généralement la croissance. Il pourrait donc amener de nouveaux objectifs à compenser, au-delà des espèces protégées, et promouvoir la compensation volontaire. Nous prenons comme exemple les questions des rejets de CO₂, où les

mêmes acteurs proposent à côté de la compensation obligatoire, des audits et de la compensation volontaire.

La compensation peut se faire sur base volontaire dans une optique de responsabilité sociétale du projet ou sous la pression d'associations comme aux Pays-Bas (Morandau et Vilaysack, 2012). Cela ne semble pas être développé en Région wallonne. La question est ici d'intégrer les externalités en matière de biodiversité dans d'autres secteurs économiques que les éoliennes, les grands projets ou l'agriculture. Ceci vise plus particulièrement la biodiversité ordinaire au travers d'objectifs de compensation sur les services écosystémiques par exemple.

Système de courtage

Les compensations pour les espèces et les services écologiques des paysages ordinaires devraient d'abord passer par ceux qui gèrent traditionnellement ces espaces. Les agriculteurs ont les moyens et un savoir-faire pour gérer les milieux et ils ont les terres. Un système qui permettrait aux agriculteurs de créer des crédits de compensation à l'avance éviterait un transfert de propriété des parcelles vers les bureaux de banking. L'ensemble pourrait être encadré par un système de courtage qui aurait la charge d'évaluer les crédits et de mettre en relation les vendeurs et les acheteurs de ces crédits. Ce système existe en Australie pour d'autres milieux avec un courtage géré par le public (Morandau et Vilaysack, 2012).

Les gains de biodiversité pourraient être réalisés par les moyens classiques proches des MAE ou en adaptant les pratiques de production : diminution ou arrêt d'épandage de pesticides, variation des cultures, parcelles de plus petite taille, création de vergers, restauration de pâturage, pâturage extensif, fauchage plus tardif, techniques sans labour, rotation avec mise en jachère, ... Les crédits liés aux gains de biodiversité sont ici réalisés à l'avance. Au plus la biodiversité résultante est importante, au plus le producteur peut vendre de crédit. La vente des crédits complète le revenu venant des productions. Les incertitudes évoquées plus haut pour l'utilisation de pratique agricole comme moyen de compensation ne sont donc plus un problème.

Une telle approche a l'avantage de laisser les terres agricoles aux mains des agriculteurs, mais aussi de leur laisser le choix de la façon de cultiver et d'améliorer la biodiversité. Ceci s'adresse à la biodiversité en général et non à des objectifs de compensation pour des espèces en particulier.

Evaluer et éviter dès le départ

Pour éviter les dommages à la biodiversité, il faut d'abord en avoir connaissance. L'ensemble de la littérature sur la compensation fait référence au principe de la hiérarchie. Cependant les premières étapes, éviter et atténuer, nous semblent insuffisamment discutées dans la littérature. Il est essentiel que l'accompagnement des projets se fasse le plus en amont possible (Quétier, 2012). Les cartes de potentiel de diversité permettraient de donner une information dès l'étude préliminaire du projet. Une autre possibilité est d'avoir une méthode d'évaluation simple et rapide pour déterminer les impacts principaux et voir si le site est un choix acceptable du point de vue de la biodiversité. L'étude d'incidence arrive tard pour éviter les dommages, sauf en cas de refus du projet, ce qui est non souhaitable pour le promoteur. Quand à la compensation, elle peut difficilement être mise en œuvre et répondre aux objectifs déterminés avant le début des travaux si elle n'est pas concrètement envisagée plus tôt.

4. DISCUSSION FINALE

L'objectif de l'étude était de comprendre les opportunités et les limites de la compensation écologique pour préserver la biodiversité des paysages ordinaires. Le mécanisme a été décrit et nous en avons fait ressortir les aspects qu'il est important de ne pas négliger pour atteindre l'objectif de « pas de perte nette ». Ces aspects sont : l'encadrement par une législation claire et contraignante ; une méthode pour appliquer la législation ; l'importance de définir des limites pour des biotopes qu'il n'est pas possible de compenser ; le contrôle et le suivi des mesures ; l'échange avec les différentes parties prenantes (promoteurs, créateurs de compensation, gestionnaires du territoire et écologues).

Aussi bien le sujet de la compensation écologique que celui de l'application de l'écologie pour évaluer et créer de la biodiversité font l'objet de littérature récente. Il suffit de voir le nombre de textes publiés ces trois dernières années dans la bibliographie pour en réaliser l'actualité. Cela reflète sans doute la volonté de dégager des solutions contre le déclin de la biodiversité.

Le sujet de recherche est né de l'actualité des projets éoliens en Wallonie. Pourquoi demande-t-on des compensations pour des projets qui sont déjà plus positifs pour l'environnement que bien d'autres ? Pourquoi empêcherait-on un parc éolien pour « quelques » oiseaux, alors que la nature est contrainte de partout par des impacts nombreux et variés ? La réponse serait qu'il faut bien commencer les compensations quelque part. Les éoliennes causent des dommages à un pan très limité de la biodiversité, quelques espèces d'oiseaux et les chauves-souris, dont des espèces menacées et protégées. Les impacts, puis les solutions, sont relativement faciles à définir dans le cadre des projets éoliens. La compensation dans ce cas est aussi correctement appuyée par la législation et l'urgence d'intervenir pour ces espèces, ce qui rend les négociations possibles avec les promoteurs. Cette matière fait l'objet de beaucoup de réflexions en Wallonie, notamment au Département de la Nature et des Forêts qui a la responsabilité du respect de la Loi sur la Conservation de la Nature en Wallonie. Nous pouvons raisonnablement penser que la méthode et la législation sur la compensation devraient se développer davantage. L'Europe a commandé quelques études sur ce sujet et pourrait également forcer le pas sur ces questions dans les années à venir.

La réflexion s'est centrée plus particulièrement sur la compensation écologique appliquée en Région wallonne. Il en ressort que les compensations peuvent être demandées sur base de plusieurs réglementations, mais elles ne sont obligatoires que dans peu de cas. En l'absence d'un cadre réglementaire plus complet, les actions peuvent tout de même être proposées suivant la volonté des administrations en charge de l'octroi des permis. La réglementation n'est pas très précise et laisse donc la place à l'interprétation. Actuellement, les mesures de compensation sont l'objet d'une négociation entre l'administration et les promoteurs de projet. Nous pouvons aussi constater que les mesures pour la biodiversité dépendent aussi des capacités scientifiques à prouver les impacts.

Etudier la compensation pour la biodiversité ordinaire peut sembler prématuré puisque la compensation pour les habitats et espèces protégés demande encore des améliorations. Pour les éléments protégés, les impacts autorisés devraient être rares. De plus en plus d'espèces non protégées deviennent menacées, alors que cette biodiversité constitue l'essentiel de la vie dans nos régions densément occupées par l'homme. Ce mémoire ouvre la réflexion sur une compensation qui s'adresserait en priorité à la biodiversité non protégée.

Dans la théorie, pour assurer un objectif de « pas de perte nette » de biodiversité aux actions de la compensation, le mécanisme est encadré de principes, à commencer par l'équivalence entre les pertes et les gains. Dans la pratique, il faut construire des méthodes qui permettront de mesurer au mieux une nature multiple, en évolution et en mouvement. Compenser au bénéfice de la biodiversité ordinaire

permet de mesurer autrement qu'en faisant des inventaires d'espèces. C'est d'abord étudier la qualité de l'écosystème et les fonctions qu'il peut remplir. La compensation écologique remplace les pertes de biodiversité suivant des objectifs. Plus la méthode de mesure prend en compte de composantes de biodiversité, plus nombreux seront les impacts compensés. Cependant il sera plus difficile de remplacer « à l'identique » une biodiversité moins bien définie. Avoir un maximum de vie dans les écosystèmes ne peut pas être le seul objectif pour éviter le déclin de la diversité des espèces. Protéger la biodiversité dans son ensemble n'est pas que viser une abondance d'espèces généralistes, mais aussi tendre vers une diversité des communautés d'espèces spécialistes.

La carte du potentiel de biodiversité

La partie pratique consistait à réaliser une carte du potentiel de diversité des oiseaux dans les milieux agricoles. La question sous-jacente était de voir ce que l'étude du potentiel de biodiversité pouvait apporter comme information dans le cadre de la compensation écologique. Pour l'essentiel de la discussion sur les résultats, la méthode et les perspectives, nous renvoyons le lecteur au chapitre 4.

Etudier le mécanisme de la compensation et en même temps réaliser une carte pour illustrer une partie du propos, peut être considéré comme une recherche assez vaste, parfois trop pour rester concentré sur l'objet de la recherche. Toutefois les deux aspects de la recherche se complètent bien, notamment pour faire écho à l'actualité du sujet en Wallonie. Bien que cela ne fasse pas partie à proprement parler de notre sujet, les projets éoliens sont le point de départ des réflexions actuelles sur la compensation en Région wallonne. La partie théorique amène dès maintenant des éléments dans la réflexion sur les compensations écologiques, tandis que les cartes peuvent être utilisées pour l'étude de projets concrets, notamment éoliens.

L'intérêt premier de telles cartes est de pouvoir les comparer avec d'autres représentations graphiques du territoire. Il apparaît justifié pour certaines zones agricoles d'en limiter l'urbanisation et d'améliorer leur qualité biologique, afin de conserver leur potentiel pour les oiseaux spécialistes de ces milieux agricoles. Une comparaison avec les zones urbanisables et non encore urbanisées serait intéressante pour affiner le niveau de menace qui pèse sur la biodiversité. La comparaison avec le réseau écologique de la Région wallonne révélerait si les zones identifiées comme importantes sont prises en compte et suffisamment protégées.

D'autres projets de recherche, réalisés ou à venir, présentent une vision globale de la biodiversité sur le territoire wallon, relatif à d'autres taxons ou concernant le potentiel des services écosystémiques des milieux. Il serait intéressant de comparer les résultats et les méthodes des différentes études pour améliorer les connaissances de l'écologie des milieux anthropisés. Ces différents supports peuvent surtout servir pour une prise en compte plus globale de la biodiversité dans l'aménagement du territoire au travers de plusieurs actions, dont la compensation. De nombreux auteurs et personnes rencontrés marquent l'importance de structurer les espaces pour réaliser les compensations, idéalement au sein de la planification de l'aménagement du territoire.

La carte est construite sur des modèles par espèces avec des variables concernant essentiellement le type d'occupation du sol. C'est l'option sélectionnée pour la durée limitée de ce mémoire. Cette approche par espèces répond partiellement à notre volonté de prendre la biodiversité de manière plus globale. Sur base des enseignements de cette carte et de la littérature sur l'écologie, il semble possible de construire la carte autrement, sans passer par des modèles par espèces. Les variables devraient alors informer sur les fonctions écologiques et leur variabilité dans le paysage, plutôt que sur les types d'occupations du sol. Pour les données de présences, les espèces devraient être remplacées par des communautés d'espèces spécifiques d'un milieu, comprenant des oiseaux mais aussi d'autres taxons.

La carte obtenue serait plus proche d'une représentation de la qualité biologique des milieux que du potentiel de ce milieu pour plusieurs espèces. Les résultats seraient également plus faciles à interpréter et la méthode plus flexible car, au lieu de modéliser quarante espèces pour construire une carte de diversité, on exploiterait directement un modèle unique par communauté d'espèce.

Objectif : enrayer le déclin des espèces

Toutes les pertes de biodiversité ne sont pas mesurables, et il est difficile d'attribuer les impacts à une cause unique et identifiable. Même avec une législation étendue, la compensation ne peut pas couvrir toutes les pertes de biodiversité. Enfin, déplacer la biodiversité « un peu plus loin » ne fonctionne pas longtemps dans un espace limité. Le sujet de la compensation et en particulier le calcul de l'équivalence sont passionnants, mais donnent parfois l'impression de construire beaucoup d'artifices pour résoudre les problèmes du déclin des espèces.

Si la littérature de la compensation insiste sur l'importance de la hiérarchie des mesures, elle étudie cependant peu les deux premières phases qui consistent à éviter et atténuer les dommages. Éviter les impacts, c'est déjà limiter les emprises au sol. Il est également opportun de réfléchir davantage sur la manière de construire avec zéro impact sur la biodiversité en rénovant les lieux précédemment urbanisés et en étudiant les volumes et les matériaux pour qu'ils soient plus compatibles avec la nature. L'essentiel de la solution idéale est sans doute à trouver d'abord dans une littérature qui parle de sobriété.

La compensation de la biodiversité n'est qu'une petite partie de la solution. L'intérêt n'est pas seulement dans les mesures qui remplacent la biodiversité perdue, mais avant tout dans les outils que le mécanisme de la compensation écologique permet de développer. Une législation relative à la compensation des pertes de biodiversité encadrerait mieux les actions humaines qui impactent la nature. Avec l'obligation de compenser, le système de mesure des impacts doit se développer et il devient alors possible d'en prendre mieux conscience.

Les effets rebonds

Comme toutes les pratiques qui visent à corriger les impacts des actions humaines, la compensation écologique compte certains effets rebonds possibles. Les éléments ci-dessous viennent en partie de l'échange avec Virginie Hess, sur base de ses réflexions au sein de l'IEW et de sa connaissance d'autres secteurs.

Le but premier à rechercher par la compensation est de diminuer l'intérêt de construire sur une parcelle riche de biodiversité. Le corollaire est qu'il devient contraire aux intérêts des propriétaires de maintenir une biodiversité intéressante au risque de contraindre les activités futures sur leur terrain. L'exemple des carrières est illustratif. Si l'exploitation détruit une certaine biodiversité, elle crée également les conditions pour l'implantation d'autres espèces : hibou grand duc, faucon pèlerin, orchidées, lézards et batraciens... Le problème est économique si ces espèces empêchent les activités d'exploitation futures ou qu'elles imposent de lourdes compensations, alors même que c'est l'exploitation qui a permis leur implantation. Un mécanisme de compensation, qui ne tiendrait pas compte du gain de l'activité, mais uniquement des pertes, pourrait amener ce secteur à s'assurer que la biodiversité ne s'implante pas sur toutes les portions qui pourraient être exploitées à l'avenir.

Avec la compensation écologique, plus un site est éloigné de la nature, moins il sera protégé. Le risque est d'accentuer la présence de projets dans les espaces non protégés, pour ne pas y avoir les contraintes de la compensation. D'une part, la pression sur les milieux non protégés devient plus grande et d'autre

part, le report des projets en périphérie des sites riches isolerait les populations à l'intérieur de ces zones protégées.

La compensation écologique avec objectif de recréer de la biodiversité pourrait être un moyen d'amélioration de la biologie des sites plus pauvres. Cependant, les théories de l'écologie nous apprennent qu'il est plus efficace de concentrer les actions pour remettre de la nature où elle est déjà présente. Donc, plus un milieu est éloigné de l'état naturel, moins il a de chance d'être amélioré. La compensation risque donc d'augmenter les inégalités de la qualité de la nature dans le paysage. Ceci peut aussi entraîner une inégalité entre les citoyens à bénéficier d'un environnement agréable, en accroissant la demande de projets sur les lieux déjà faibles en espaces verts et en augmentant les mesures de création de nature là où elle est déjà bien présente.

CONCLUSION

En Région wallonne, la compensation écologique ne couvre que les espèces et les habitats protégés. Nous avons évoqué le fait que la concrétisation des mesures sur le terrain et plus encore le suivi de leur efficacité ne sont pas assurés. La réglementation devrait donner le poids nécessaire pour rendre obligatoire les compensations et augmenter les contraintes à construire dans certains cas. Une méthode doit aussi accompagner la réglementation, et y intégrer les connaissances scientifiques qui permettent l'application des mesures. La législation et la méthode sont les bases qui permettront les décisions sur les permis de construire et les compensations qui devraient les accompagner. Le mécanisme appliqué en Wallonie est récent et devra encore se développer au niveau législatif et dans son application.

La littérature sur la compensation mentionne la biodiversité ordinaire mais cela reste encore au stade des bonnes intentions. Quelques pistes sont cependant développées en Allemagne et en Suisse, notamment sur les compensations en ville et dans le milieu agricole. Du point de vue théorique, la compensation ne remplace que ce qui est détruit par le projet. Cela suppose que les menaces sur les espèces soient le fait des actions précises et qu'elles soient identifiables. La compensation écologique trouve son origine dans la protection des milieux et des espèces dans des régions du monde où la vie sauvage a encore de grands espaces. Or, la Wallonie est densément peuplée, obligeant la nature à occuper les mêmes lieux que l'humain, et les impacts sont de plus en plus globaux. Raisons pour lesquelles, les mécanismes devraient davantage s'adapter à la biodiversité des paysages ordinaires.

Ce mécanisme seul ne peut résoudre le problème de la biodiversité, mais constitue une étape dans la réflexion sur les atteintes à la biodiversité. Cette réflexion doit commencer par « comment éviter les dommages ? ». La compensation écologique peut aider à concilier les projets et la nature, en imposant d'abord des limites aux implantations de projet et en améliorant les connaissances en écologie. Une plateforme d'échange de bonnes pratiques est un avantage mis en avant par les pays plus expérimentés pour améliorer ces connaissances.

La recherche de techniques pour mesurer la diversité biologique permet de prendre conscience de ce qui est présent et de ce que l'on détruit. Les méthodes d'évaluation de l'équivalence donnent une valeur à la biodiversité autrement que par une étude économique. Elles définissent différents objectifs pour couvrir une biodiversité à multiples facettes : un sol qui vit, un espace de reproduction pour des espèces protégées, un habitat particulier, l'élément d'un réseau pour d'autres espèces, une aire de nourrissage en hiver... Ce mécanisme sort l'écologie des espaces naturelles et du monde scientifique et oblige de nombreux secteurs à s'y intéresser et à communiquer autour de la biodiversité.

La construction de la carte dans la partie pratique permet de voir les zones les plus intéressantes pour la diversité des oiseaux. Travailler sur la biodiversité potentielle permet d'envisager de compenser des pertes pour d'autres espèces que celles qui ont été observées. Elle complète les informations des visites de terrain. La modélisation donne un résultat pour l'ensemble de la Wallonie, qui peut aider à prendre en compte la biodiversité dans les choix futurs d'aménagement. La méthode utilisée donne des possibilités de simuler des évolutions de biodiversité dans le temps, suivant différents scénarios. Cependant, ce travail est lourd si la procédure ne diminue pas le nombre d'informations de départ.

Un travail de réflexion sur la manière d'éviter les dommages est essentiel pour protéger la biodiversité sur le long terme. Il trouve en partie sa source dans le développement du mécanisme de la compensation. Les méthodes de compensation définissent les projets à éviter lorsqu'il n'est pas

possible de remplacer la biodiversité perdue. Cela semble le seul moyen actuellement utilisé dans les différentes méthodes pour éviter les impacts. La législation reste encore faible pour créer les contraintes suffisantes et changer l'emprise de nos activités sur le territoire. Intégrer les sites riches de biodiversité et les sites de compensation dans la planification de l'aménagement du territoire est un moyen avancé par la littérature et plusieurs interlocuteurs.

Enfin, les évaluations de la biodiversité sont trop techniques et coûteuses pour qu'elles soient réalisées en dehors des études d'incidence. Ces études arrivent tard pour que d'autres alternatives soient réellement étudiées. Des cartes de biodiversité plus précises ou des méthodes plus rapides pourraient éviter d'envisager certains projets d'urbanisme.

Au vu des retours intéressés et intéressants face au sujet développé dans ce mémoire, nous pouvons croire dans une compensation écologique plus efficace en Wallonie et espérer que le travail se poursuive activement pour l'orienter vers la protection de la nature dans toute sa globalité.

BIBLIOGRAPHIE

- AAVIK, Tsipe et Jaan LIIRA. 2010. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 135, p. 178-186
- AEE. 2010. *L'environnement en Europe : Etat et perspectives 2010. Synthèse*. Copenhague, Agence européenne pour l'environnement.
- ANSAY, Françoise. 2006. *Les potentialités d'accueil de la vie sauvage : les milieux agricoles*. Document scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Faune et biotope. 82 p
- ARNOULD, Paul. 2005. « Biodiversité : quelles histoire ? ». Dans *Les Biodiversités. Objets, théories, pratiques*. Coordonné par P. Marty, F-D Vivien, J. Lepart, R. Larrère. Paris : CNRS Editions, p. 67-80
- BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme. 2012. *Ressource Paper : No Net Loss and Loss-Gain Calculation in Biodiversity Offsets*. Washington DC : BBOP, 27 p
- BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme. 2009. *Biodiversity Offset Implementation Handbook*. BBOP. Washington D.C : BBOP, 98 p
- BBOP - Business and Biodiversity Offsets Programme. 2013. *BBOP Advisory Group Membership*. En ligne : < bbop.forest-trends.org/pages/about_bbop >. Consulté le 20 juillet 2013
- BENTON, Tim, Juliet VICKERY et Jeremy WILSON. 2003. « Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? ». *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 18, n° 4, p. 182-188.
- BERTRAND, Nathalie et Sylvie VANPEENE-BRUHIER. 2007. « Les paysages périurbains montagnards à la croisée des regards des sciences écologiques et des sciences socio-économiques ». *Revue de géographie alpine*, 95-4/2007, p. 57-68
- BIORET, Frédéric et Frédérique CHLOUS DUCHARME. 2011. « Evaluer la dégradation en écologie de la restauration, une question d'échelles de références et de perception ». *Sciences Eaux et Territoires* n°5, p 3-5
- BOIKETE, Philippe. 2012. *Etat de la question. L'agriculture belge, bilan et perspective*. Bruxelles, Institut Emile Vandervelde, 11 p.
- BORN, Charles-Hubert, Valérie Dupont et Charles Poncelet. 2012. « La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaire ? ». *Aménagement-Environnement*, n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 140-166. Epreuve avant publication
- BROYER, Joël. 2001. « Plaidoyer pour une politique européenne en faveur des écosystèmes prairiaux ». *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, n°43. En ligne : < www7.inra.fr/dpenv/broyec43.htm >. Consulté le 1^{er} avril 2013.
- BUREL, François et Jacques BAUDRY. 2003. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, Tec et Doc. 4ème tirage. 359 p.
- BURYLO, Mélanie et Romain JULLIARD. 2012. « Regard critique sur la compensation écologique : Prendre en compte toutes les composantes de la biodiversité dans les mesures compensatoires ». *Regard* n°36, septembre 2012. En ligne : < www.sfeecologie.org/regards >. Consulté le 28 janvier 2013
- Cellule EEW, SPW-DGARNE-DEMNA-DEE. 2010. *Tableau de bord de l'environnement wallon 2010*. Coordonné par Vincent Brahy. Jambes. 232 p
- Code wallon de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, du patrimoine et de l'énergie. Région wallonne.

Code de l'environnement, dispositions communes et générales. Version coordonnée - livre 1er. Région wallonne.

Commission européenne. 2000. *Gérer les sites Natura 2000 - Les dispositions de l'article 6 de la directive «habitats» (92/43/CEE)*. Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes. 69 p

Conseil d'Etat, section du contentieux administratif. Arrêt du 16 mai 2012. Gatot, de ghellinck, Puttemans, Lontie, Raquet, Van Innis, Nicolas, D'Huart, Vanderperren, asbl Natagora, asbl Société d'études ornithologique Aves, contre la Région wallonne. A.202.557/XIII-6068

« Conservation des oiseaux : vanneau huppé ». Page internet, en ligne < www.vogelwarte.ch/conservation-des-oiseaux-vanneau-huppe.html >. Consulté le 1er avril 2013.

Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau. 2 février 1971. Ramsar, Iran.

Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage. 23 juin 1979. Bonn, Allemagne.

Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. 19 septembre 1979. Berne, Suisse.

Convention sur la Diversité Biologique. 5 juin 1992. Rio, Brésil

COUVET, Denis et Anne TEYSSÈDRE-COUVET. 2010. *Ecologie et biodiversité*. Paris : Belin, 336 p.

CPDT. 2011. *Diagnostic territorial de la Wallonie*. Coordonné par V. CAWOY, E. DROEVEN, M. GARNDJEAN. Namur, Service Public de Wallonie, 287 p.

CRA-W, Centre wallon de Recherches agronomiques. 2012. « Création d'un réseau multilocal de vergers conservatoires des ressources génétiques d'arbres fruitiers de nos régions ». Gembloux. Page internet, en ligne : < www.cra.wallonie.be/fr/19/les-projets/181 >. Consulté le 18 juillet 2013.

DALANG, Thomas et Anna M. HERSPERGER. 2010. « How much compensation do we need ? Replacement ratio estimates for Swiss dry grassland biotopes ». *Biological Conservation*, vol. 143, no 8, p. 1876-1884

DARBI, Marianne et Christian TAUSCH. 2010. « Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation ». *Occasional paper contributed to BBOP*, 14 p. En ligne : <www.forest-trends.org/documents/files/doc_2404.pdf>. Consulté le 20 mai 2012

DE MUELENAERE, Lucas. 2011. « Les permis échangeables, une alternative crédible aux politiques command-and-control de conservation de la biodiversité ? ». Mémoire de fin d'étude présenté en vue de l'obtention du grade académique de master en science et gestion de l'environnement. IGEAT, Université Libre de Bruxelles, 94 p

DEVICTOR, Vincent, Romain JULLIARD, Denis COUVET, Alexandre LEE et Frédéric JIGUET. 2007. « Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities ». *Conservation Biology*, vol. 21, no. 3, p. 741-751

Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvage.

Directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement.

Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux.

Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages. Version codifiée.

Directive 2011/92/UE du Parlement européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement. Version codifiée.

DONALD P. F., R. E. GREEN et M. F. HEATH. 2001. « Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations ». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1462), p. 25-29

DOREMUS, Holly. 2001. « Biodiversity and the challenge of saving the ordinary ». *38 Idaho L. Rev.*, p. 325-354. En ligne : < scholarship.law.berkeley.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1892&context=facpubs >. Consulté le 10 mai 2013.

DUFRENE, Marc. 2004. *Réseau écologique et structure écologique principale : concepts – structure - stratégie d'élaboration*. Note de travail DGARNE/CRNFB/OFFH, version 10. En ligne : < biodiversite.wallonie.be/fr/dufrene-m-2004-reseau-ecologique-et-structure-ecologique-principale-concepts-structure-strategie-d-elaboration-note-de-t.html?IDD=167776605&IDC=3046 >. Consulté le 17 juillet 2013.

DGO4, SPW. 2012. Décision d'octroi du permis d'urbanisme du 3 août 2012 : Liaison Tihange-Strée sections 2 et 3 de la N684 et achèvement de la section 1 de la N684. 40 p.

European Bird Census Council. 2011. « Trends of common birds in Europe, 2011 update ». En ligne < www.ebcc.info/trends2011.html >. Consulté sur internet le 4 avril 2013.

Eurostat. En ligne : < epp.eurostat.ec.europa.eu > Indicateurs structurels > Indicateurs > Environnement > et < Indicateurs agroenvironnementaux > Présentation des indicateurs > Etat des ressources naturelles >. Consulté le 3 novembre 2011

Elith, Jane, Steven J. Phillips, Trevor Hastie, Miroslav Dudík, Yung En Chee, Colin J. Yates. 2011. « A statistical explanation of MaxEnt for ecologists ». *Diversity and Distributions*, 17, p. 43-57

EVARD, F. et A. MEUR. 2012. « Le mécanisme de la compensation dans le cadre de l'aménagement du territoire en Région wallonne ». *Aménagement-Environnement*, n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 174-188. Epreuve avant publication

FEVRE Mélodie. 2012. « Services écologiques et compensation environnementale : perspectives et limites d'une nouvelle synergie dans le champ du droit ». *Aménagement-Environnement* n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 197-206. Epreuve avant publication

FILIPPI-CODACCIONI, Ondine. 2008. « Impact des pratiques agricoles et de l'urbanisation sur les communautés d'oiseaux agricoles ». Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie, Paris, 179 p

Fondation pour les Générations Futures. 2011. « La biodiversité en Wallonie : après Natura 2000, l'heure H ». Synthèse de la thèse de doctorat de Charles-Hubert BORN « L'intégration de la biodiversité dans les plans d'aménagement du territoire. Essai sur la contribution de la planification spatiale à la mise en place d'un réseau écologique ». 5 p. En ligne < www.fgf.be/UserFiles/File/2011-12-08_hera_dta_synthese_these_born.pdf >. Consulté le 17 avril 2013

GOBERT, Julie. 2010. « Ethique environnementale, remédiation écologique et compensations territoriales : entre antinomie et correspondances ». *VertigO*, vol. 10/1, 13 p

GODDEN, Bernard. 2008. *Agriculture, forêts et environnement*. Support de cours, Bruxelles, ULB, PUB, 6ème édition, tirage 2011-2012. 133 p

GODET, Laurent. 2010. « La nature « ordinaire » dans le monde occidental ». *L'espace géographique*, 4, p. 295-308

GOFFART, Philippe. 2012. « La compensation écologique en Wallonie : de la théorie à la pratique ». *Aménagement-Environnement* n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 167-173. Epreuve avant publication

Gouvernement wallon. 2013. Cadre de référence pour l'implantation d'éoliennes en Région wallonne. Approuvé le 21 février 2013, 44 p

GRASS Development Team. 2011. GRASS GIS : *Geographic Resources Analysis Support System*. Version 6.4.2. Logiciel de système d'information géographique. Projet de Open Source Geospatial Foundation.

HAUMONT, Francis. 2012. « La compensation en droit de l'urbanisme et de l'environnement – Introduction ». *Aménagement-Environnement*, n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 130-139. Avant publication.

HERRADO, Sergi, Lluís BRONTONS, Santi GUALLAR, Javier QUESADA. 2010. Assessing regional variation in conservation value using fine-grained bird atlases. *Biodiversity and Conservation*, vol. 19, no 3, p. 867-881.

JACOB, Jean-Paul, Christophe DEHEM, André BURNEL, Jean-Louis DAMBIERMONT, Marc FASOL, Thierry KINET, Denis VAN DER ELST et Jean-Yves PAQUET. 2010. *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux : Aves et Région wallonne, Série Faune - Flore – Habitats, n°5, 524 p

KÄGI, Bruno, Andreas STALDER, Markus THOMMEN. 2002. *Reconstitution et remplacement en protection de la nature et du paysage*. Berne : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Guide de l'environnement No 11

LABREUCHE, J., C. Le SOUDER, P. CASTILLON, J.F. OUVRY, B. REAL, J.C. GERMON, S. de TOURDONNET. 2007. *Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans labour (TCSL) en France*. France, ADEME, 390 p

LECONTE, Daniel. 2001 « Biodiversité et réversibilité de la friche ». Dans *Agriculture et biodiversité des plantes*. Sous la dir. De S. LE PERCHE, P. GUY, A. FRAVAL. Dossier de l'environnement de l'INRA, n° 21, p 151-162

LE ROUX, Xavier, Robert BARBAULT, Jacques BAUDRY, Françoise BUREL, Isabelle DOUSSAN, Eric GARNIER, Félix HERZOG, Sandra LAVOREL, Robert LIFRAN, Jean ROGER-ESTRADE, Jean-Pierre SARTHOU, Michel TROMMETTER. 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Paris, Inra, synthèse du rapport d'expertise. 113 p. En ligne : < institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Agriculture-et-biodiversite# >. Consulté le 10 juillet 2013

LEPART, Jacques, Pascal MARTY et Julien TERRAUBE. 2007. « Les mesures agri-environnementales et la biodiversité : quel bilan ? ». Dans *Conservation de la biodiversité et politique agricole commune de l'Union européenne*. Sous la dir. I. DOUSSAN et J. DUBOIS. Paris, La documentation française, p. 151-176

Loi sur la conservation de la Nature du 12 juillet 1973. Modifiée par décret du gouvernement wallon, version coordonnée officielle. En ligne < environnement.wallonie.be/legis/consnat/cons001.htm >.

Lucéole. 2012. « Coexistence Milan royal et Parc éolien, pour une compréhension ouverte d'un problème complexe ». Actes du séminaire citoyen Lucéole, 14 janvier 2012, Tintigny. 47 p., en ligne. < www.luceole.be/coexistencemilan.pdf >. Consulté le 13 mars 2013

MARMION, Mathieu, Miia PARVIAINEN, Miska LUOTO, Risto K. HEIKKINEN et Wilfried THULLER. 2009. « Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling ». *Diversity and distributions*, 15, p. 59-69

MAUZ, Isabelle et Céline GRANJOU. 2010. « La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours ». *Revue SET*, 2010, n°3, p. 10-13. En ligne : < www.set-revue.fr/la-construction-de-la-biodiversite-comme-probleme-politique-et-scientifique-premiers-resultats-d-une/texte >. Consulté le 23 juin 2013

MORANDEAU, Delphine et Delphine VILAYSACK. 2012. *La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger – Etude de parangonnage*. Commissariat général au Développement Durable, Etude et document, Paris, n° 68. 132 p

MOUGENOT, Catherine. 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*. Paris : Edition MSH, INRA, 230 p

NOËL, Franck, Bernard DECEUNINCK, Gilles MOURGAUD et Joël BROYER. 2004. *Plan national de restauration du rôle des genêts*. France, Rochefort, Ligue pour la Protection des Oiseaux, 63 p. En ligne :

< www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/PNA_Rale_des_genets_2005-2009.pdf >. Consulté le 13 avril 2013.

Observations.be, Natagora/aves. Site d'encodage d'observations naturalistes. En ligne www.observations.be

OUVRARD, Nicole et Bruno NÉOUZ. 2013. « La compensation écologique, une double peine pour l'agriculture ». *Réussir grandes cultures* n° 265, p. 78-80

PAQUET, Jean-Yves, (Aves-Natagora) et Jérémy SIMAR (DEMNA), avec la collaboration de A. WEISERBS, A. DEROUAUX et J-P. JACOB. 2010. *Note explicative concernant la fourniture de couches SIG sur les zones sensibles pour l'avifaune concernant l'implantation d'éoliennes*. Note du 24 juillet 2010. Non publié

PARKINSON, Denis, Claude DOPAGNE, Eric MELIN et Emmanuël SÉRUSIAUX. 2012. Biodiversité et aménagement du territoire : vers une stratégie territoriale de conservation de la nature en Wallonie ? CPDT n°31, notes de recherche. 25 p

PÄRTEL, Meelis, Robert SZAVA-KOVATS et Martin ZOBEL. 2011. « Dark diversity: shedding light on absent species ». *Trends in Ecology and Evolution*, mars 2011, vol. 26, n° 3, p. 124-128

PEETERS, Alain et Henri ROBERT. 2012. Objectivation des mesures à prendre en faveur de la biodiversité dans le cadre du développement de projets éoliens en Wallonie. RHEA. En ligne < www.rhea-environment.org/reports >. Consulté le 25 juin 2013

PHILLIPS, S., M. DUDIK et R. SCHAPIRE. s.d. *MaxEnt, Version 3.3*. Logiciel de modélisation de distribution d'espèces. Avec le support de AT&T Labs-Research, Princeton University, et de Center for Biodiversity and Conservation, American Museum of Natural History.

QUÉTIER, Fabien, Brice QUENOUILLE, Eugénie SCHWOERTZIG, Stéphanie GAUCHERAND, Sandra LAVOREL et Philippe THIÉVENT. 2012. « Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels ». *Sciences Eaux et Territoires*, hors série 2012, p. 1-7

Règlement (CEE) n° 2078/92 du Conseil, du 30 juin 1992, concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel

REGNERY, Baptiste, Christian KERBIRIOU, Romain JULLIARD, Jean-Christophe VANDEVELDE, Isabelle LE VIOL, Mélanie BURYLO et Denis COUVET. 2013. « Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al. ». *Conservation Letters*. doi: 10.1111/conl.12027

ROCKSTRÖM, Johan, Will STEFFEN, Kevin NOONE, Åsa PERSSON, F. Stuart CHAPIN, Eric F. LAMBIN, Timothy M. LENTON, Marten SCHEFFER, Carl FOLKE, Hans Joachim SCHELLNHUBER, Björn NYKVIST, Cynthia A. DE Wit, Terry HUGHES, Sander VAN DER LEEUW, Henning RODHE, Sverker SÖRLIN, Peter K. SNYDER, Robert COSTANZA, Uno SVEDIN, Malin FALKENMARK, Louise KARLBERG, Robert W. CORELL, Victoria J. FABRY, James HANSEN, Brian WALKER, Diana LIVERMAN, Katherine RICHARDSON, Paul CRUTZEN, Jonathan A. FOLEY. 2009. « A safe operating space for humanity ». *Nature*, vol. 461/24 september 2009, p. 472-475

SANDELEER, Nicolas de et Charles-Hubert BORN. 2004. *Droit international et communautaire de la biodiversité*. Paris, Dalloz, 780 p


SER, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International. www.ser.org & Tucson. Traduit par : C. Fontaine et J. Aronson. Montpellier, CEFE/CNRS, 15 p

SERET, Pascale. 2013. « Nouvelle carte éolienne : zoomez sur toutes les zones ». *Vers l'Avenir* du 25 juillet 2013. En ligne : < www.lavenir.net/article/detail.aspx?articleid=DMF20130725_00339722 >. Consulté le 28 juillet 2013.

SIMAR, Jérémy, Thierry KERVYN, Sandrine LAMOTTE, Sandrine LIÉGEOIS, Jean-Philippe BIZOUX. 2012. *Projets éoliens. Note de référence pour la prise en compte de la biodiversité*. SPW, DG03, DEMNA, 134 p

- SPF Santé publique, de la Sécurité de la chaîne alimentaire et de l'Environnement. DG Environnement. 2006. *Stratégie nationale de la Belgique pour la Biodiversité 2006-2016*. Bruxelles. 106 p
- SPW, DGARNE, Département des Aides. 2011. Notice explicative de la déclaration de superficie et demande d'aides 201. 2ème volet. Aperçu des législations – conditionnalité – contrôles. Namur, SPW, 66 p
- SPW. DGARNE. Département des Aides. Direction des surfaces agricoles. 2012a. *Les subventions agri-environnementales : Vade Mecum*. Namur, SPW, 44 p
- SPW, Ministre de l'Environnement, de l'Aménagement du territoire et de la Mobilité. 2012b. Permis du 1^{er} août 2012 délivré à Air Energy sa. Namur, 77 p.
- SUTULA, Martha A., Eric D. STEIN, Joshua N. COLLINS, A. Elizabeth FETSCHER et Ross CLARK. 2006. « A practical guide for the development of a wetland assessment method : the california experience ». *Journal of the American Water Resources Association*, février 2006, p. 157-175
- The R Foundation for Statistical Computing. *R version 2.15.2 (2012-10-26)*. En ligne : <cran.r-project.org >
- Trektellen. 2012. Migration counts & ringing records in The Netherlands. in cooperation with Sovon Vogelonderzoek Nederland. En ligne www.trektellen.nl
- VANHAMME, Julie. 2012. Rapport de stage pour l'association Natagora concernant le bilan des mesures de compensations pour la faune et la flore de 10 parcs éoliens en Région wallonne. Master en environnement, IGEAT, ULB. Non publié
- VIMAL, Ruppert, Raphael MATHEVET et John D. THOMPSON. 2012. « The changing landscape of ecological networks ». *Journal for Nature Conservation*, 20, p. 49-55.
- WINQVIST, C., J. BENGTTSSON, T. AAVIK, F. BERENDSE, L.W. CLEMENT, S. EGGERS, C. FISCHER, A. FLOHRE, F. GEIGER, J. LIIRA, T. PÄRT, C. THIES, T. TSCHARNTKE, W.W. WEISSER and R. BOMMARCO. 2011. « Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe ». *Journal of Applied Ecology*, 48, p. 570–579.
- YPERSELE Joël van. 2012. « Les charges d'urbanisme « compensatoires » : limites et évolutions récentes ». *Aménagement-Environnement* n° spécial. Waterloo : Kluwer, p. 189-196. Avant publication

Annexe 1 : Mesures agri-environnementales en Wallonie

	Arrêté du Gouvernement wallon du 24 avril 2008 relatif à l'octroi de subventions agro-environnementales	Principes de base > Engagement > bonne pratique > Démarche à caractère volontaire sur 5 ans > Accessible à tous les producteurs > Lors de cumuls autorisés, le montant des aides est non plafonné > Formulaire lié à la déclaration de superficie > Plus value de 20% sur les méthodes de base 1 à 3 si mises en oeuvre en zone SEP (∞) > Accès aux méthodes ciblées (8 à 10) uniquement moyennant avis conforme > Avis conforme remis par les Services ext. de la DGARNE-D.61 sur base d'un rapport technique élaboré par un conseiller : porte sur la pertinence de la méthode par rapport à la situation environnementale de la parcelle ou de l'exploitation
	Synthèse technique Version du 8 mai 2009 L'arrêté publié au M.B. le 17 juin 2008 reste la référence légale	

	Intitulé	n°	Cahier des charges partiel	€/an	Plus value	
					Cdt. d'accès	€/an
Méthodes de base	Éléments du réseau écologique & du paysage	Haies & bandes boisées	1.a > Feuillus indigènes, sauf rangées monospécifiques de peupliers > Fertilisants et phytos (*) interdits > Pas de taille du 15/04 au 01/07	50 €/ 200 m	Zone SEP	60 €/ 200 m
		Arbres, arbustes ou buissons isolés, arbres fruitiers à haute tige & bosquets (Δ)	1.b > Feuillus indigènes > Fertilisants et phytos (*) interdits > Pas de taille du 15/04 au 01/07	25 €/ 10 élt.		30 €/ 10 élt.
		Mares	1.c > Etendue d'eau dormante de minimum 10 m ² du 01/11 au 31/05 > Epandage et pulvérisation interdits à moins de 10 m des berges > Clôture si pâturage, avec accès au bétail limité à l'abreuvement (maximum 25 % du périmètre de la mare accessible)	50 €/ mare		60 €/ mare
	Bordures herbues extensives	Prairie naturelle	2 > Prairie Permanente, code 61 ou 613 – minimum 10 ares > Aucune intervention du 01/01 au 15/06 > Fertilisation : uniquement organique, entre le 15/06 et le 31/07 > Concentrés, fourrages et phytos (*) interdits > Exploitation soit par fauche entre le 15/06 et le 30/09 avec 5% zone refuge et éventuel pâturage du regain à partir du 01/08 soit par pâturage entre le 15/06 et le 31/12	200 €/ ha	Zone SEP	240 €/ ha
			Tourmière enherbée en bordure de culture	3.a > Culture sous labour – minimum 200 m de long en tronçons de 20 m > 12 m de large en tout point ; méthodes 3.a + 9 = max. 9% de la superficie sous labour > Pas le long de prairies – sauf si présence d'une haie > Mélange diversifié – étêtage 12 semaines après le semis autorisé > Fertilisants, phytos (*), dépôts et pâturage interdits > Si fauche : seulement entre 15/07 et 15/09, zone refuge de 2 m et récolte obligatoire	21,6 €/ 20 m de longueur soit 900€/ ha	Zone SEP
		Bande de prairie extensive	3.b > Prairie permanente (hors méthodes 2 & 8) – min. 100 m de long en tronçons de 20 m > 12 m de large en tout point ; maximum 9% de la superficie sous prairies > Le long de cours d'eau, plan d'eau, réserve naturelle et Z.H.L.B. > Fertilisants, phytos (*), dépôts, fourrages et concentrés interdits > Si Exploitation : par fauche ou par pâturage entre le 01/07 et le 15/09 > Si fauche : zone refuge de 2m, récolte obligatoire du fourrage, pâturage éventuel à partir du 01/08 > Accès du bétail au cours d'eau limité aux zones d'abreuvement			

	Intitulé	n°	Cahier des charges partiel	€/an	Plus value	
					Cdt. d'accès	€/an
Méthodes de base	Couverture hivernale du sol	4 > Implantation spécifique avant le 15/09 – minimum 10 ares > Destruction après le 1er janvier, pas de pâturage autorisé, > 0 % de légumineuses > Fertilisation minérale azotée interdite > Si récolte précédente après le 01/09, implantation de seigle ou triticale avant le 01/11 et destruction entre le 01/03 et le 15/05	100 €/ ha	Sans objet		
	Culture extensive de céréales	5 > Orge brassicole à 2 rangs ou seigle - minimum 10 ares > + en zone défavorisée (épeautre, méteil et mélanges céréales-légumineuses) > Non cumulable avec les aides à l'agriculture biologique	100 €/ ha			
	Animaux de races locales menacées	6 > Race locale menacée de disparition (O) > Inscription au Livre généalogique > > 2 ans pour bovins et chevaux ; > 6 mois pour ovins	120 €/bovin 200 €/équid 30 €/ovins			
	Faible charge en bétail	7 > Charge : 0,6 – 1,4 UGB/ha prairie (). Si ≤ 0,6, alors prime réduite > Calcul de la charge = Nombre UGB/(ha prairie permanente + ha prairie temporaire) > ha primés = ha prairie permanente > Production des prairies valorisée uniquement par animaux de la ferme > Epandage de matières organiques limité aux déjections des animaux de la ferme. > Possibilité d'utiliser d'autres engrais de ferme jusqu'à concurrence de LS ≤ 0,6 si pas d'utilisation d'azote minéral	100 €/ ha de prairie permanente (61, 613)			

	Intitulé	n°	Cahier des charges partiel	€/an	Condition d'accès
Méthodes ciblées	Prairie de haute valeur biologique	8 > Prairie permanente, code 61 ou 613 - minimum 10 ares > Aucune intervention du 01/01 au .../07 ou autres modalités de gestion > Fertilisation, phytos (*), concentrés et fourrages interdits > Si fauche : 10 % zone refuge	450 €/ ha	Rapport technique par conseiller ↓ Avis conforme	
	Bandes de parcelles aménagées	9 > Culture sous labour – minimum 20 m de long en tronçons de 20 m > Méthodes 3.a + 9 = maximum 9% de la superficie sous labour > 3 à 21 m de large – largeur standard : 12 m > Conditions d'exploitation variables en fonction du type de bande > Fertilisants, amendements, phytos (*) et dépôts interdits	30 €/ 20 m de longueur soit 1250 €/ ha	Rapport technique par conseiller ↓ Avis conforme	
	Plan d'action agro-environnemental	10 > Diagnostic environnemental de l'exploitation et des pratiques > Objectifs à court, moyen et long terme > Liste des actions et calendrier d'exécution	20.X – 5.Y + 0,05.Z (V)	Rapport technique par conseiller ↓ Avis conforme	

(*) Seuls sont autorisés les traitements localisés contre les chardons, rumex et orties

(∞) SEP = « Structure Ecologique Principale » définie par la Direction de la Nature et de l'Eau du Département de l'Etude du Milieu naturel et Agricole du Service Public de Wallonie

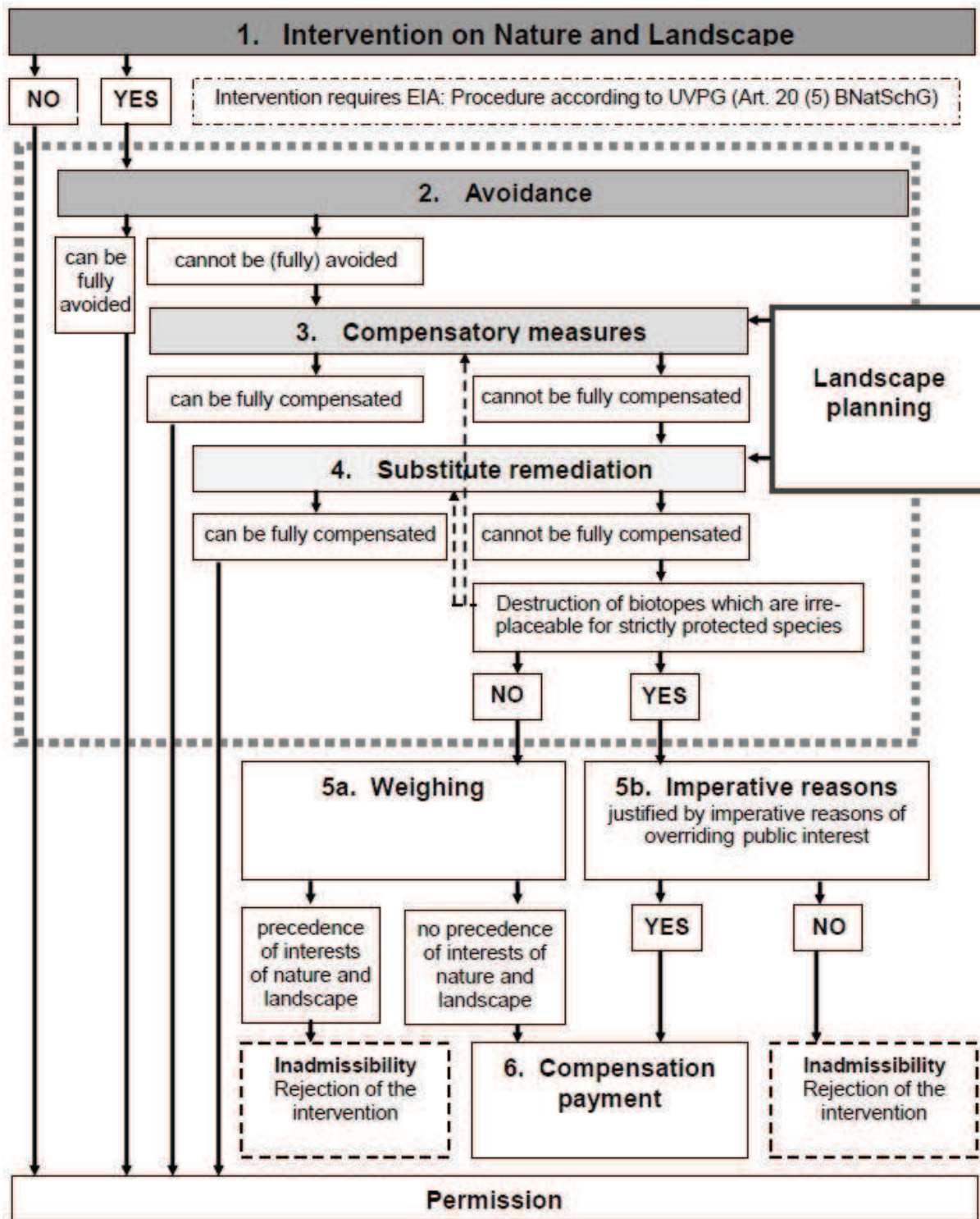
(Δ) Arbres, arbustes, buissons et bosquets : hauteur > 1,5 m, superficie < 4 ares et distance entre éléments > 10 m - Arbres fruitiers à haute tige : situés en prairie permanente

(O) Bovins : Blanc Bleu Mixte - Moutons : laitier belge, Entre-Sambre-et-Meuse, ardennais tacheté, ardennais roux & mergelland - Chevaux : trait ardennais & trait belge

() Calcul de la charge : ovins & caprins = 0,15 UGB ; équins > 6 mois = 1 UGB ; bovins de 0 à 6 mois = 0,4 UGB ; bovins de 6 mois à 2 ans = 0,6 UGB ; bovins > 2 ans = 1 UGB

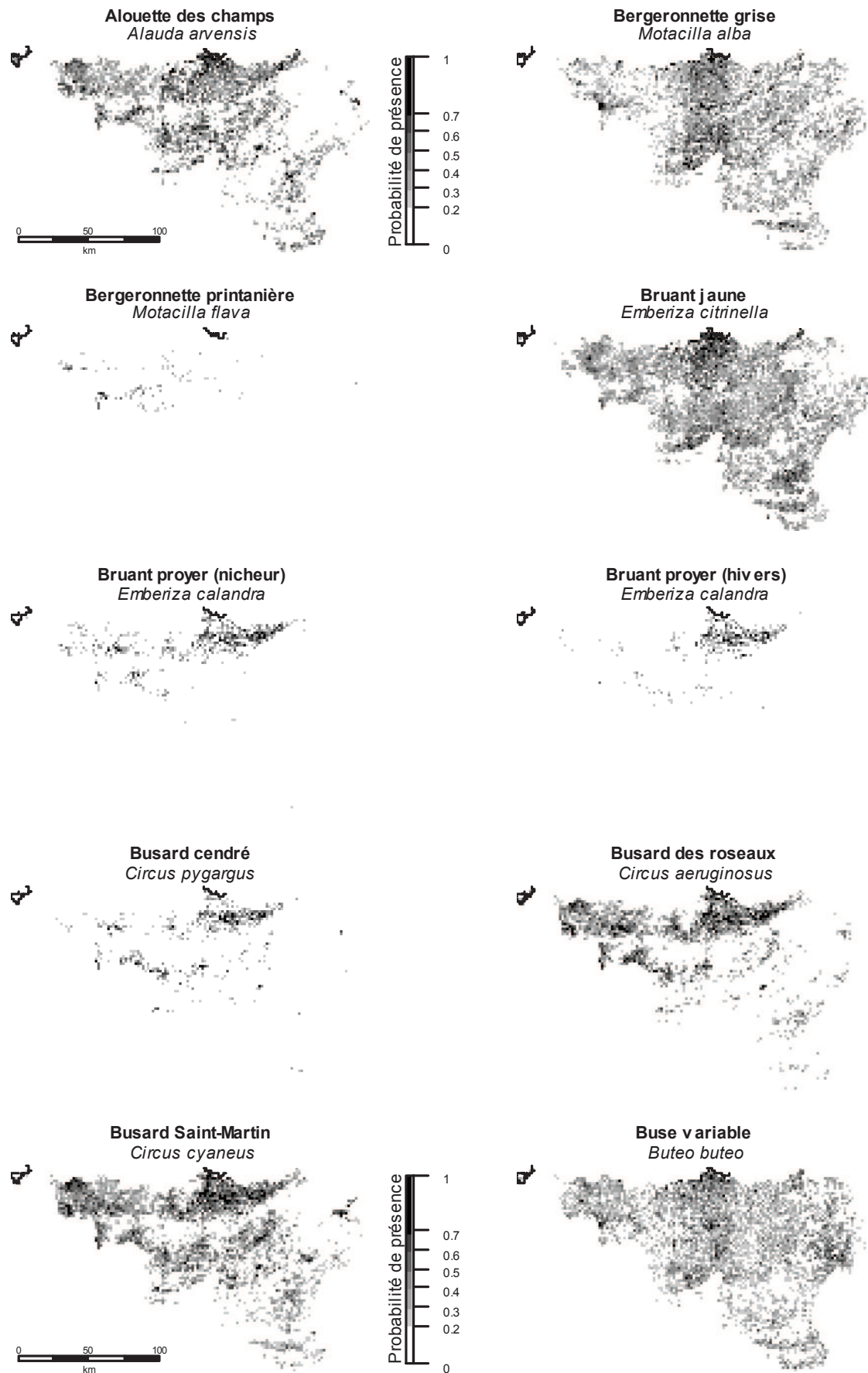
(V) X = ha de 0 à 40 ; Y = ha de 40 à 200 ; Z = montant annuel total des MAE 1 à 9 – Maximum 3000 €/ an

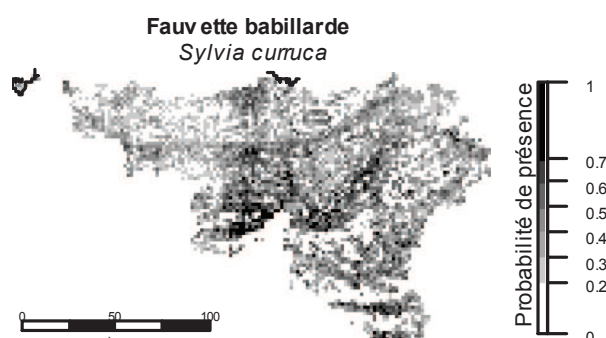
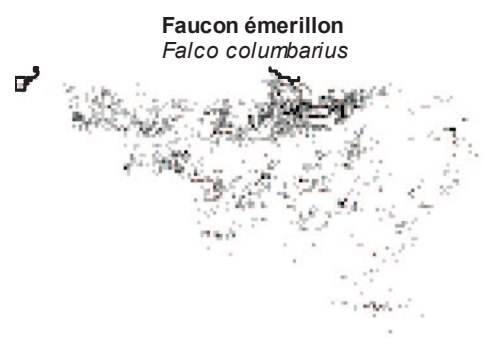
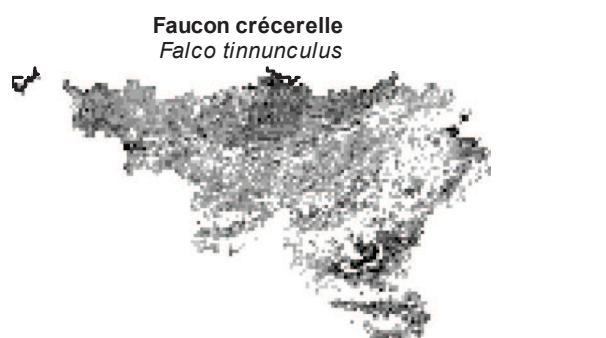
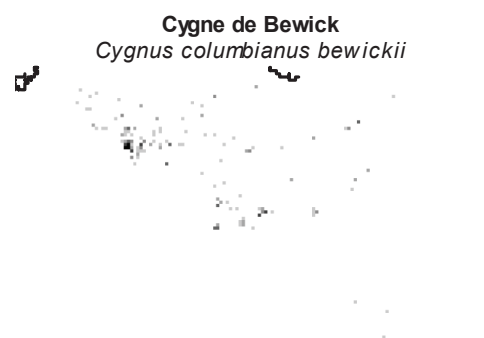
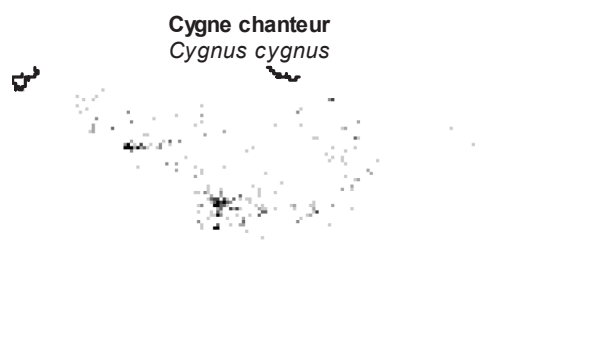
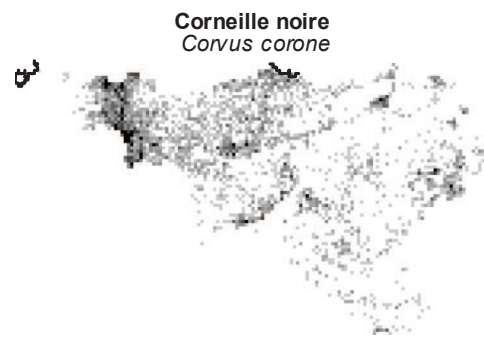
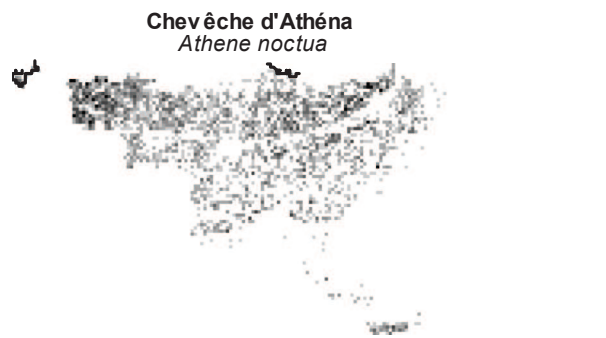
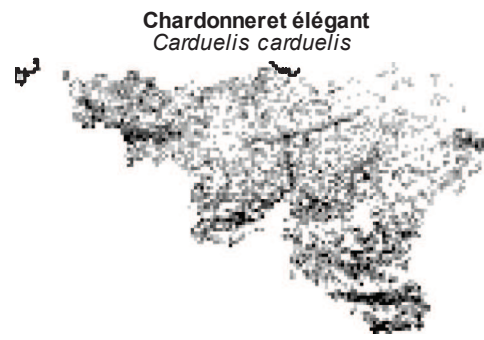
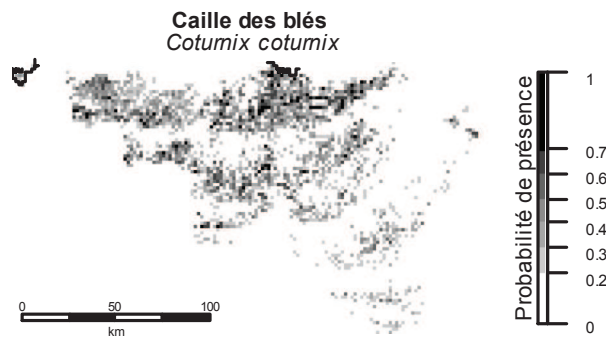
Annexe 2 : Schéma de la compensation en Allemagne

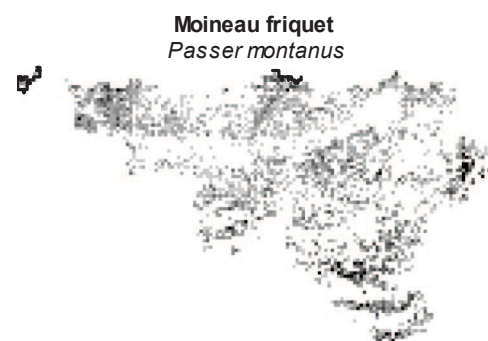
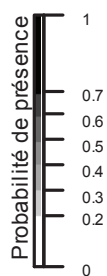
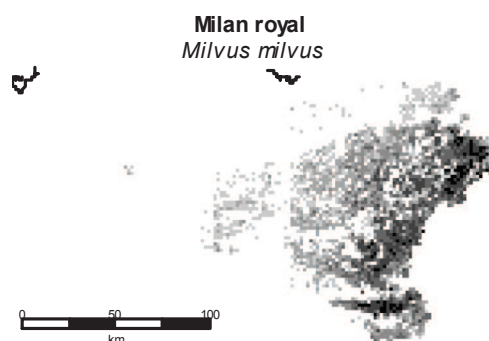
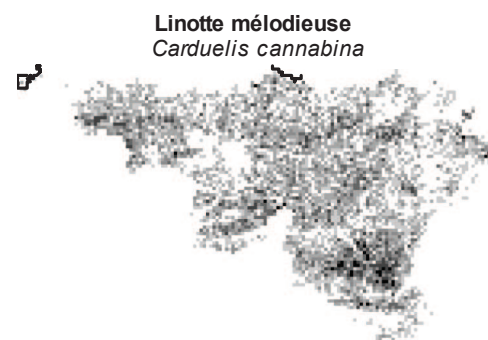
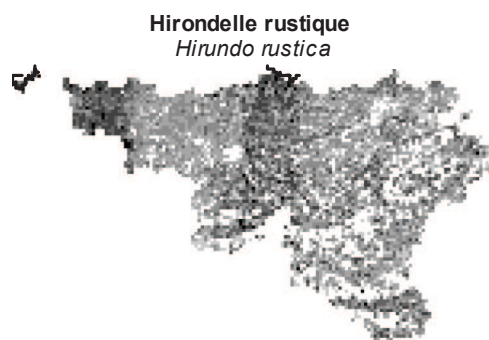
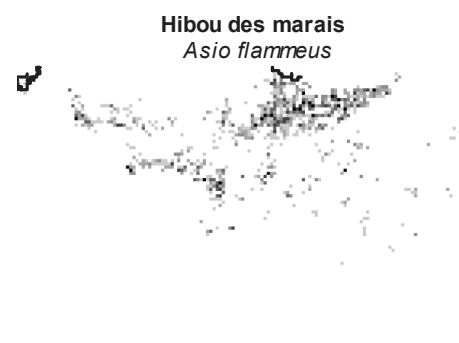
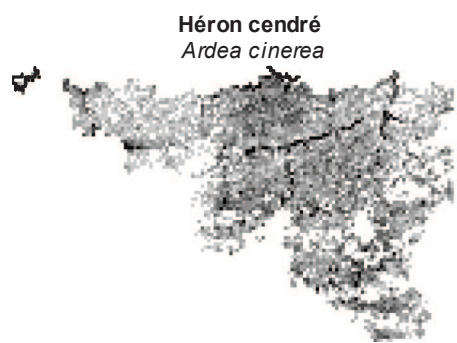
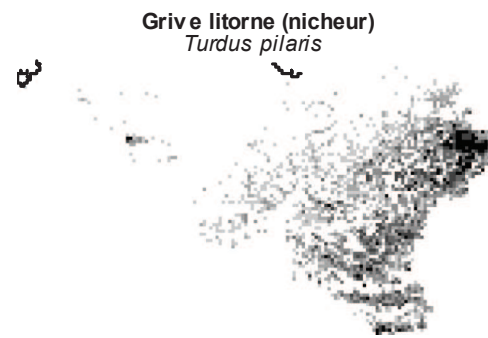
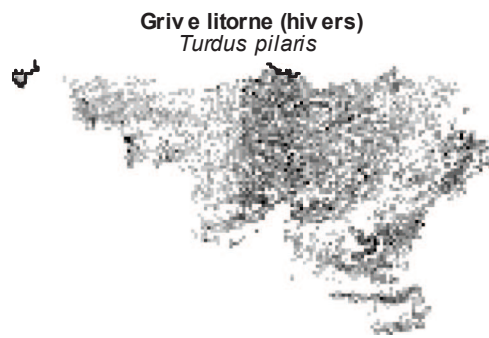
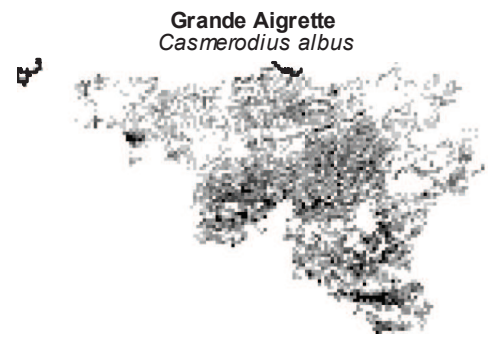
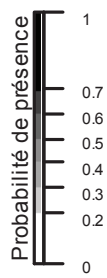
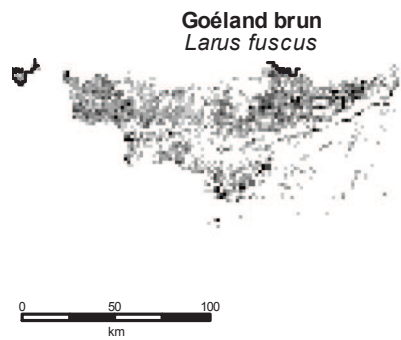


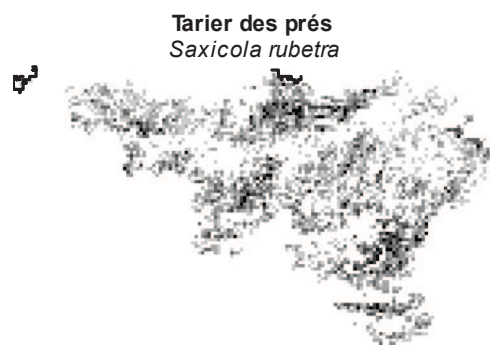
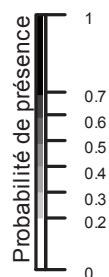
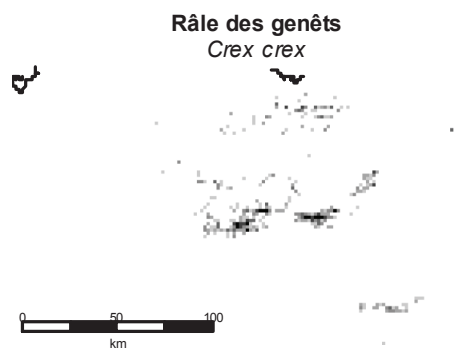
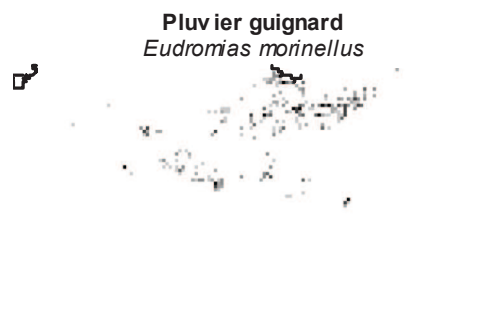
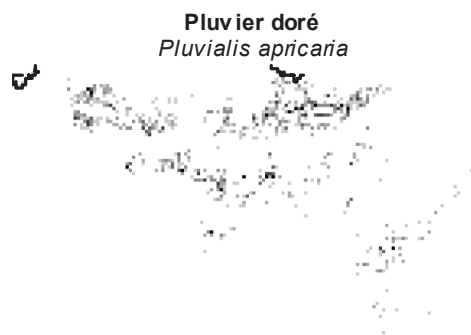
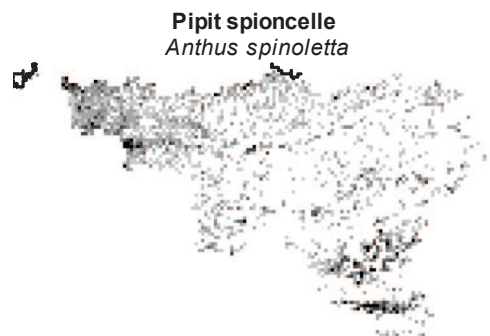
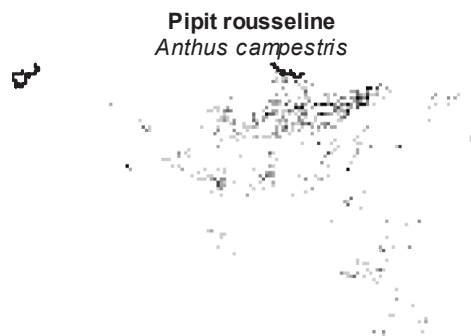
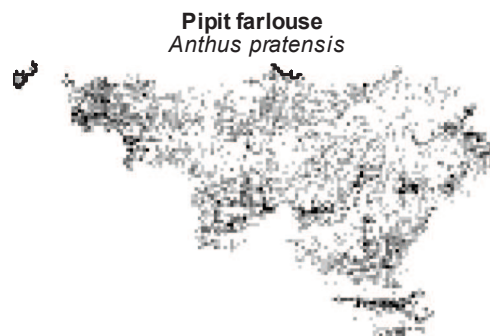
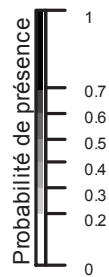
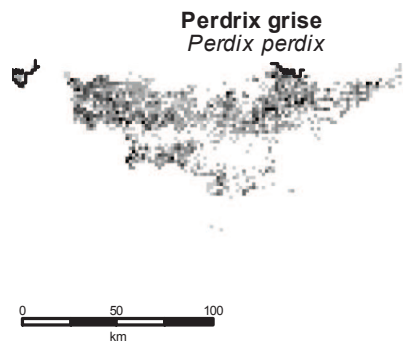
Source : Darbi et al. 2009; modifié d'après Köppel et al., 2004 et Bundesamt für Naturschutz 2007, dans DARBI ET TAUSCH, 2010. « Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation ». En ligne : <www.forest-trends.org/documents/files/doc_2404.pdf>

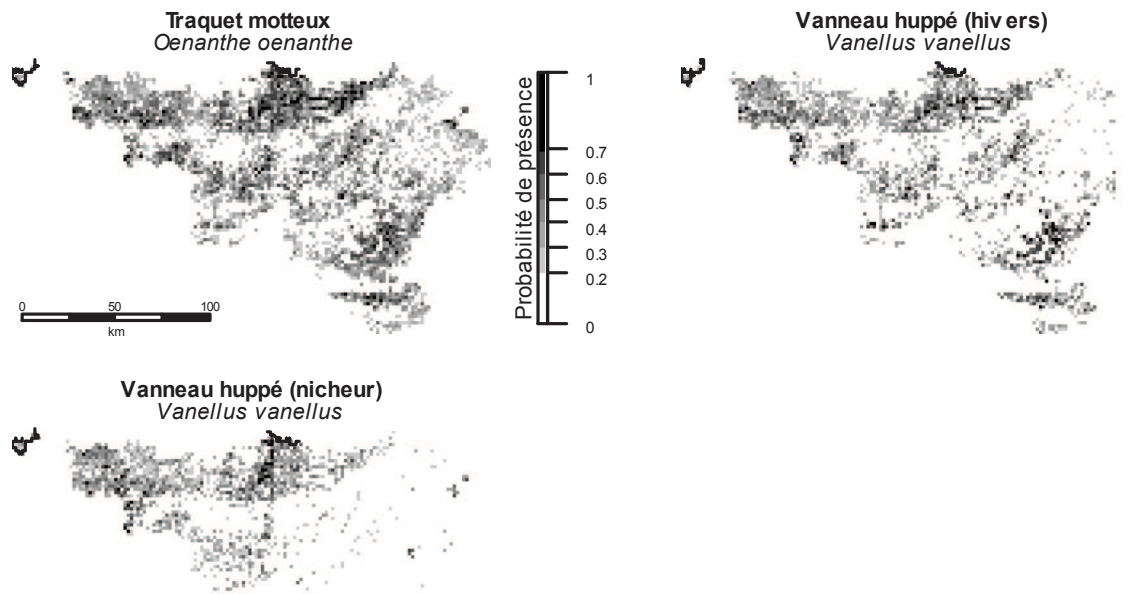
Annexe 3 : Cartes des probabilités de présence par espèces







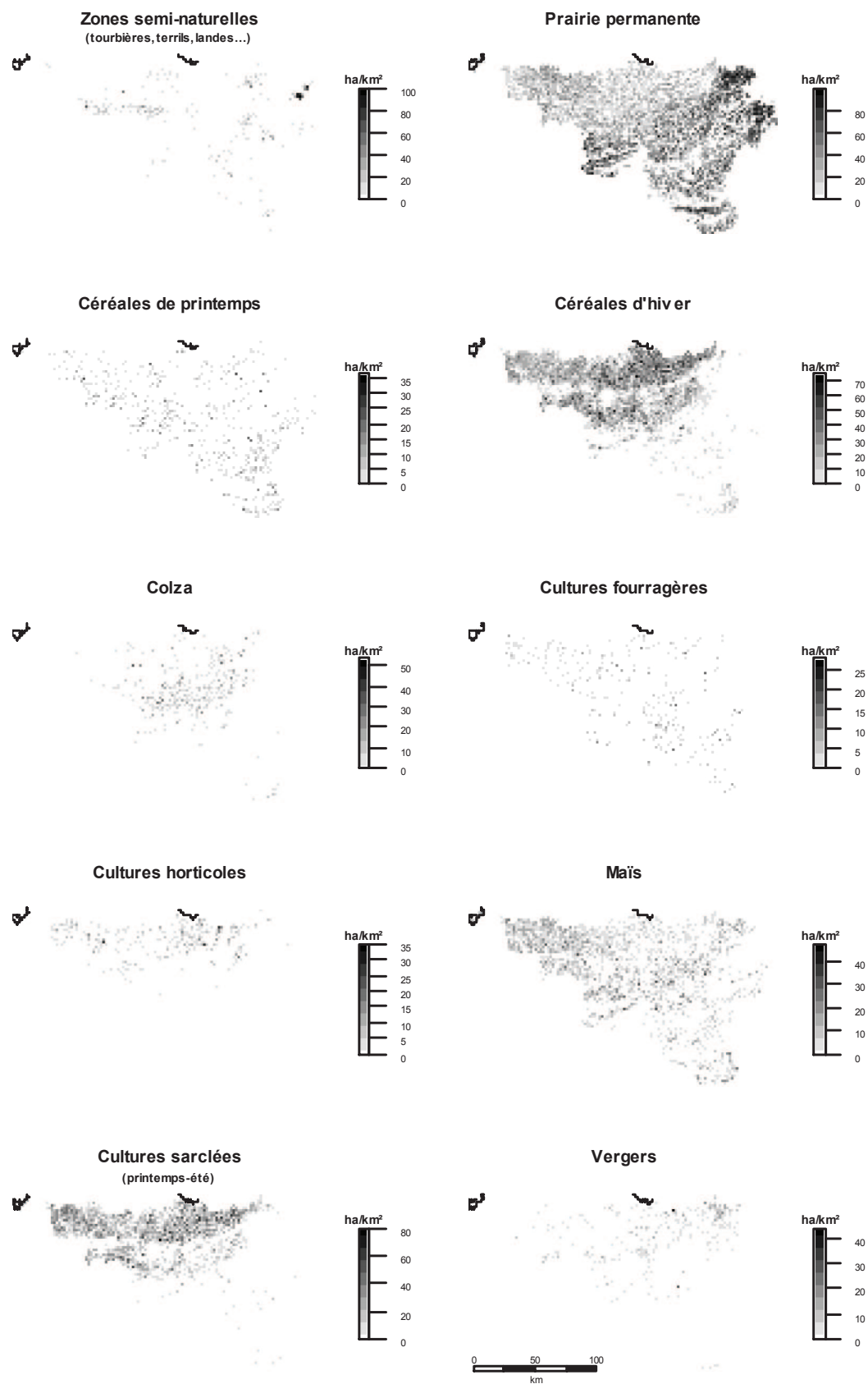


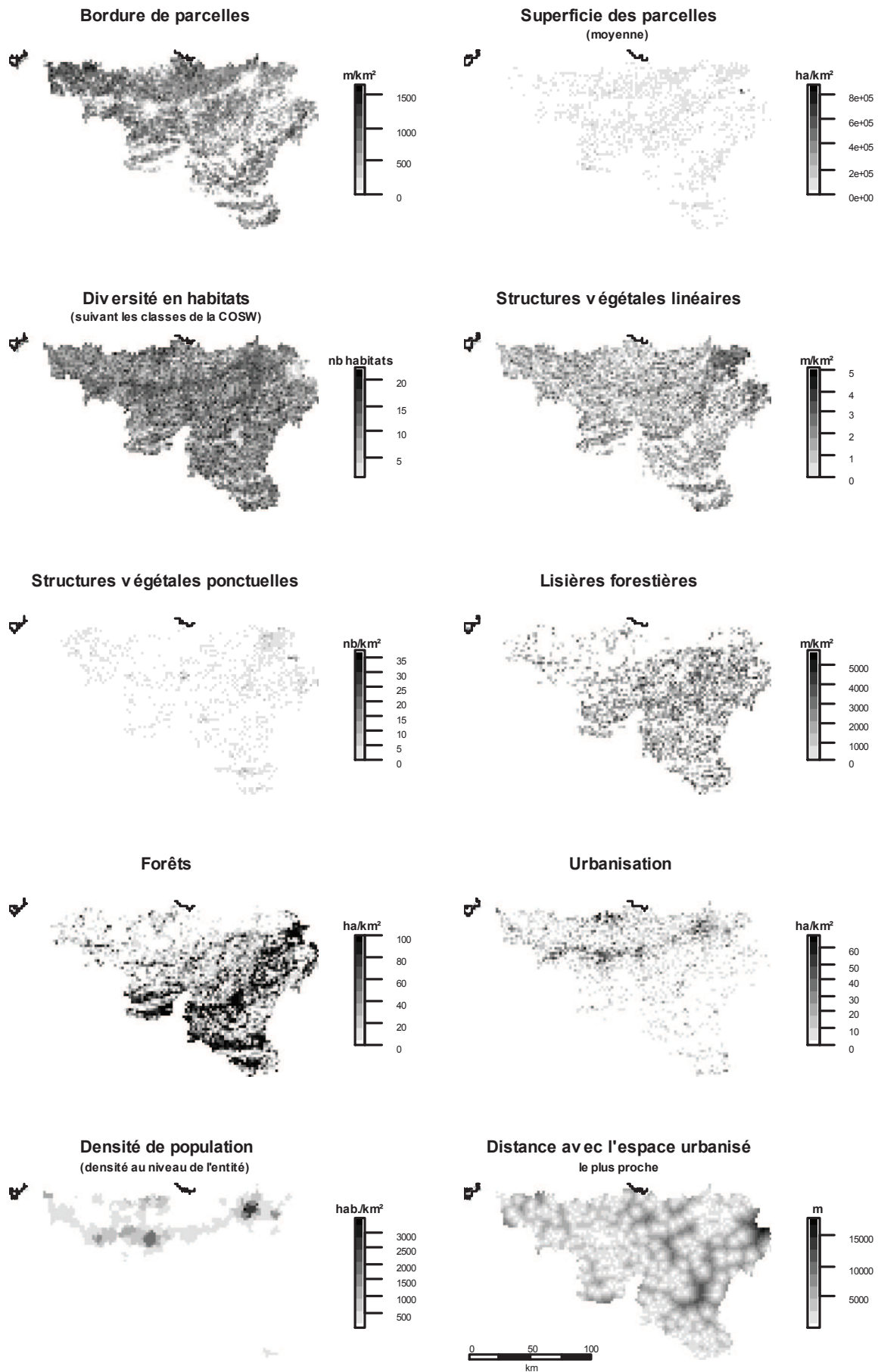


Les cartes par espèces et les cartes du potentiel de biodiversité présentées au chapitre 4, sont disponibles sur demande sous le format ascii

Annexe 4 : Représentation cartographique des variables habitats utilisées dans la modélisation

(Hors superficies cultivées et superficie en prairies, déjà présenté au chapitre 4)





Longueur des rues et chemins



Réseau routier



Réseaux hydrologiques
(canaux compris)



Altitude moyenne



Précipitation totale annuelle



Température moyenne annuelle



Indice topographique d'humidité
TMI = (flux d'accumulation + 1) / (pente + 1)



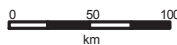
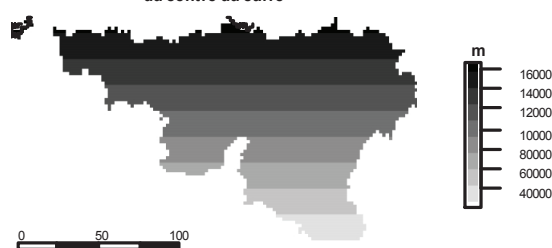
Type pédologique
(variable catégorielle)



Coordonnée lambert X
du centre du carré



Coordonnée lambert Y
du centre du carré



Annexe 5 : Visites de terrain

Des visites de terrain ont été effectuées en différents endroits qui avaient des potentiels de biodiversité des oiseaux élevés. Aucune méthode n'encadre cette partie du travail et les observations n'ont pas toujours été effectuées aux heures de la matinée les plus propices pour voir des oiseaux. L'intérêt était d'avoir un contact avec la réalité du terrain, observer quelques espèces et comprendre les structures du paysage. Pour des questions de temps, les endroits sont tous en Hesbaye.

Plaine de Boneffe, début mars

Début mars, la première visite de terrain a eut lieu dans des conditions hivernales qui étaient encore loin d'annoncer le printemps très tardif de cette année 2013. Les cartes n'étaient pas encore finalisées, le choix s'est donc porté sur la plaine agricole de Boneffe connue des ornithologues. Cet espace est assez vallonné sur les pourtours, les grandes étendues de champs sont entrecoupées de petites routes et de chemins. Les parcelles ont un couvert herbacé ou sont encore nus. Au-delà des champs, nous pouvons voir quelques villages ainsi que de petits boisements.

La faible visibilité due aux conditions hivernales a tout de même permis de voir quelques perdrix grises, dans une prairie temporaire, une grande aigrette cherchant de la nourriture sur le même type de végétation, un héron cendré chassant dans l'herbe d'un verger basses tiges ainsi qu'une silhouette de busard en rase-mottes au dessus des champs.

Beauvechain, début avril

Après le premier calcul des cartes, deux visites ont été réalisées dans la commune de Beauvechain dans des mailles qui présentent un fort indice de biodiversité aviaire. La première de ces deux sorties a eut lieu le 7 avril premier jour chaud du printemps. L'espace visité est vallonnés, presque exclusivement agricole, avec une majorité de cultures, dont de nombreuses parcelles de sols encore nus. La plaine est entrecoupée de petites routes, quelques prairies permanentes entourent d'imposants bâtiments de ferme isolés dans le paysage. Cette journée ne fut pas riche en observations, si les lièvres sont visibles, il n'en est rien des oiseaux des milieux agricoles excepté quelques corneilles noires et des vanneaux huppés qui parquent. Trois jours plus tard, sur le même lieu, le printemps a visiblement démarré. Les vanneaux ont été observés dans plusieurs parcelles. Un individu occupé à nidifier est dérangé par les corneilles puis par un busard. Les alouettes ont commencé à chanter en plusieurs endroits, mais une seule s'est élevée pour parader dans les airs hors du couvert végétal. Un bruant jaune perché sur un arbre et une buse planant haut au dessus de la plaine ont aussi été observés.

Roloux, commune de Fexhe-le-Haut-Clocher, le 24 avril

Les parcelles visitées se trouvent aux abords du village de Roloux à quelques kilomètres à l'arrière de l'aéroport de Bierset. Quelques maisons neuves ont étendus le village mais pas en grands nombres du côté des parcelles qui nous intéressent. Les premières parcelles après les maisons sont des prairies et des vergers hautes tiges. Viennent ensuite des parcelles rectangulaires, de grandes tailles avec de faibles bordures du côté de la petite route. Elles sont visiblement issues d'un remembrement. Ces sont des cultures de céréales qui approchent des 20 cm de haut et de plantes sarclées qui sortent à peine. La visite de terrain a eut lieu au milieu de l'après-midi, de ce fait peu d'espèces ont été aperçues : les alouettes sont présentes sur toutes les parcelles, de nombreuses bergeronnettes printanières, des hirondelles rustiques et une buse au loin.

Chastre, le 9 juin

Les parcelles visitées se trouvent au sud-ouest de Chastre. Le chemin parcouru longe des prairies pâturées, avec à l'arrière en contrebas, d'autres prairies et de petits boisements où coule l'Orne. Le héron cendré y passer à plusieurs reprises. De l'autre côté du chemin, ce sont des parcelles de culture de céréales et de plantes sarclées. Des arbres isolés ont été plantés dans les prairies par le PCDN de Chastre. Dans ce cadre également, une haie d'arbres et d'arbrisseau est installée sur 200 m, depuis déjà quelques années vu la taille de certains arbres. La haie comprend plus d'une quinzaine d'essences différentes et héberge de nombreux passereaux entendus, mais non identifiés. Les espèces vues sont : alouette des champs, faisan, pie bavarde, corneille noire, pigeon ramier, étourneau sansonnet, bergeronnette printanière, hirondelle rustique, vanneau huppé et buse variable.

Gentignes, le 9 juin

Les parcelles à l'ouest du village de Gentignes (Nord-ouest de Gembloux) sont des grandes cultures entourées au loin par des boisements. Le parcellaire est plus vallonné, ici également la configuration fait penser à un remembrement. Les espèces observées sont : bergeronnette printanière, martinet noir, alouette des champs, pigeon colombin, buse variable, fauvette babillarde, corneille noire et vanneau huppé.

Incourt, le 9 juin

Le paysage est vallonné, varié avec des arbres, des haies et des bosquets. Les chemins de terre sont encaissés entre les parcelles de culture et de prairies. Les bords de parcelles sont plus larges qu'aux autres stations. Nous avons pu observer : le pigeon colombin, le pigeon ramier, le choucas des tours, l'étourneau sansonnet, la mésange charbonnière, le bruant jaune, la buse variable, le verdier d'Europe, l'alouette des champs, le faisan, la corneille noire, le vanneau huppé ainsi qu'un lièvre.