

SERVICE PUBLIC DE WALLONIE
DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES
NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT

**RECHERCHE D'INTÉRÊT GÉNÉRAL ET PLURIDISCIPLINAIRE RELATIVE AUX
CHOIX ET AU CALCUL D'INDICATEURS DE FRAGMENTATION DU TERRITOIRE
EN RÉGION WALLONNE**

RAPPORT FINAL

Octobre 2010



1 Table des matières

1	TABLE DES MATIÈRES	1
2	INTRODUCTION	1
3	FRAGMENTATION DU TERRITOIRE	3
1.1.	FRAGMENTATION D'UN TERRITOIRE ET FRAGMENTATION DES HABITATS	4
1.2.	IMPACTS DE LA FRAGMENTATION	6
4	RECHERCHE D'INDICATEURS – APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	10
3.1	INDICES SPATIAUX	10
3.2	ANALYSES COÛTS – DÉPLACEMENTS	18
5	CHOIX DE L'INDICATEUR ET ADAPTATIONS MÉTHODOLOGIQUES	19
5.1	DONNÉES UTILISÉES	19
5.2	ZONE D'ÉTUDE	20
5.3	TRAITEMENTS PRÉLIMINAIRES AU CALCUL SOUS ARCGIS 9.3 [®]	21
5.4	HABITATS D'ESPÈCES ET OBSTACLES CONSIDÉRÉS	21
5.5	TRAITEMENTS DES DONNÉES SOUS PYTHON WIN [®]	24
6	RÉSULTATS ET ANALYSES	25
6.1	REMARQUES GÉNÉRALES	25
6.2	RÉSULTATS	25
6.2.1	<i>Milieus perçus favorable à la nature</i>	<i>25</i>
6.2.2	<i>Milieus de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité</i>	<i>28</i>
6.2.3	<i>Milieus favorables à la biodiversité</i>	<i>30</i>
6.2.4	<i>Résultats complémentaires</i>	<i>32</i>
6.3	ANALYSE DES RÉSULTATS	33
6.3.1	<i>Préambule</i>	<i>33</i>
6.3.1	<i>Analyse</i>	<i>33</i>
7	DISCUSSIONS	37
7.1	PERSPECTIVES	39
8	ANNEXES	43
8.1	ANNEXE 1 : MODÈLE DE SCRIPT UTILISÉ POUR LE CALCUL DE L'INDICATEUR DE LARGEUR DE MAILLE EFFECTIVE	43
8.2	ANNEXE 2 : CARTE DE FRAGMENTATION (LARGEUR DE MAILLE EFFECTIVE) DE LA RÉGION WALLONNE POUR LES MILIEUX PERÇUS FAVORABLE À LA NATURE SELON LA TYPOLOGIE D'OCCUPATION DU SOL DE DEUXIÈME NIVEAU	46
8.3	ANNEXE 3 : CARTE DE FRAGMENTATION (LARGEUR DE MAILLE EFFECTIVE) DE LA RÉGION WALLONNE POUR LES MILIEUX POTENTIELLEMENT FAVORABLE À LA NATURE SELON LA TYPOLOGIE D'OCCUPATION DU SOL DE DEUXIÈME NIVEAU	47

2 Introduction

De nombreux indices font état d'une perte de biodiversité aux échelles mondiale, régionales et locales. L'Etat de l'Environnement Wallon (2008) synthétise des travaux menés en Région wallonne et évalue à 32 % les espèces menacées de disparition¹, plus de 50 % d'entre elles étant en situation défavorable.

Les principales causes, non naturelles, de cette érosion de la biodiversité sont la destruction et la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels², l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et la surexploitation des espèces. Ces causes agissent souvent de manière multifactorielle sur les espèces et les habitats d'espèces.

La fragmentation de l'habitat et ses conséquences pour la biodiversité sont reconnus comme des enjeux majeurs à l'échelle internationale.

L'Agence Européenne pour l'Environnement relayait encore en 2006 que *« les impacts, en termes de fragmentation, du développement des transports et d'autres types d'infrastructures urbaines créent des effets "barrières" qui dégradent les fonctions écologiques des habitats naturels »*. Elle précise notamment que la perte de territoires naturels, agricoles ou le morcellement des massifs forestiers ont des impacts irréversibles sur la biodiversité.

La prise de conscience de l'importance de la biodiversité se traduit, en Europe, par un nombre croissant de conventions mais également de directives, telle que la création du réseau Natura 2000 par la directive « Faune – Flore - Habitat » (92/43/CEE). La fragmentation des habitats, notamment au sein de ce vaste réseau écologique européen, menace les efforts de conservation mis en œuvre à travers l'Union européenne. L'Union européenne reconnaît à ce titre l'importance des connexions écologiques entre population d'espèces et taches d'habitat.

En Belgique, au niveau des habitats d'espèces, *« les perturbations majeures sont l'urbanisation croissante, la simplification et l'uniformisation des habitats agricoles et forestiers ou encore l'enrichissement des milieux en nutriments et la recolonisation forestière naturelle des landes, pelouses et prairies maigres »* (TABLEAU DE

¹ En considérant uniquement les espèces ayant fait l'objet d'un suivi.

² Une formation végétale semi-naturelle est une formation ayant besoin, pour se maintenir, d'une activité humaine récurrente.

BORD DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2008). La promotion d'un développement territorial durable est inscrite dans la Déclaration de Politique régionale wallonne (16 juillet 2009) mentionnant l'importance de la prise en compte « *des coûts et de l'impact environnemental, liés à la dispersion de l'habitat, [au sens du bâti], en matière de mobilité, d'énergie, de climat, de biodiversité et de santé* ».

L'importance de la conservation de la biodiversité pour nos sociétés n'est pas l'objet de cette étude. Nous noterons tout de même que « *les liens entre la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes sont difficiles à établir, notamment en raison de la complexité que revêt la notion de biodiversité, qui associe la diversité des espèces, des écosystèmes et des gènes. Néanmoins, la perte de biodiversité actuelle pose la question de la pérennité de ces services, qui serait mise en danger par une baisse de productivité et une moindre capacité à réagir à une perturbation majeure* » (TABLEAU DE BORD DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2008).

En Wallonie, les spécialistes (écologues, biologistes) s'accordent sur l'existence du phénomène de fragmentation des habitats. Cette prise de conscience n'a cependant pas encore fait l'objet d'une quantification ou de mesures. Le CWEDD a d'ailleurs demandé qu'un indicateur soit développé en Région wallonne, souhait également exprimé par les institutions européennes.

Cette étude s'attache en premier lieu à définir clairement le concept de fragmentation pour, ensuite, évaluer, à l'aide d'indicateurs, le phénomène en Région wallonne.

Fragmentation du territoire

La fragmentation du territoire est interprétée différemment selon la discipline qui l'approche, telle que l'urbanisme et l'écologie du paysage par exemple. Au sens de l'écologie, la majorité des définitions de la fragmentation du territoire mélangent les causes et les conséquences du phénomène (JOCHEN et al., 2009). Ces définitions ayant des incidences sur les méthodes d'évaluation de la fragmentation, il est nécessaire de préciser clairement le concept retenu dans cette recherche.

En termes de causes, la fragmentation correspond au terme mieux connu de mitage du territoire.

Le mitage est l'extension non contrôlée des zones bâties dans un espace non construit (JAEGER et al., 2008).

Il fait référence en langue anglaise au terme d'« *urban sprawl* ». Il s'accompagne d'un « *grand nombre d'effets négatifs tant environnementaux, esthétiques et économiques: coûts d'infrastructure élevés, perte d'habitats pour la faune et la flore, structures urbaines monotones* » (ETAT DE L'ENVIRONNEMENT SUISSE, 2009³).

En Suisse, dans le cadre de l'état de l'environnement (2009), le mitage a été évalué en s'appuyant sur trois paramètres: la dispersion des surfaces bâties, la pénétration urbaine, qui tient compte de ces surfaces, et la densité de population et d'emplois (densité d'utilisation). La réunion et la pondération de ces paramètres donne la valeur du mitage⁴ (JOCHEN et al., 2009).

La «dispersion urbaine» indique la manière dont les surfaces construites sont dispersées dans l'espace; elle est faible dans le cas de constructions compactes, et importante dans le cas des zones bâties de manière dispersée et des bâtiments isolés. La pénétration urbaine résulte de la combinaison entre la dispersion et la surface des zones bâties d'une région donnée. Enfin, la densité d'utilisation s'appuie sur le fait qu'« *au plus il y a d'habitants et de places de travail sur une surface construite, au plus le degré d'utilisation de la surface sera élevé* » (SCHWICK C., 2009).

³ Disponible sur <http://www.bafu.admin.ch/umwelt/indikatoren/08611/09514/index.html?lang=fr>

⁴ Selon JAEGER et al. (2009), le mitage est égal à la multiplication de la pénétration urbaine, de la dispersion (pondération) et de la densité d'utilisation (pondération).

Ces indicateurs ne renseignent cependant pas sur la qualité d'un paysage, notamment d'un point de vue écologique ⁵. En effet, ce type d'indicateurs se réfère aux zones urbanisées (conformément à la notion de « mitage »), ce qui signifie que les voies de communication, jouant un rôle de « barrières écologiques », situées à l'extérieur des localités ne sont pas prises en compte (SCHWICK C., 2009). La responsabilité des barrières écologiques dans le processus de fragmentation est envisagée ultérieurement.

En Suisse, avant d'avoir développé des indicateurs relatifs à l'étalement urbain, des recherches ont été menées afin de disposer d'indicateurs liés aux conséquences environnementales du phénomène de mitage.

Notons également que l'écologie, au sens de la discipline scientifique et en particulier l'écologie du paysage, distingue le phénomène de fragmentation de celui de mitage, ce qui confirme la nécessité d'utiliser des indicateurs différents. C'est cette approche, centrée sur les conséquences de la fragmentation sur l'environnement, qui est retenue dans le cadre de la présente étude.

1.1. Fragmentation d'un territoire et fragmentation des habitats

Comme déjà évoqué, une des trois causes de perte de biodiversité est la destruction et la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels. Le terme « habitat » fait référence, dans la suite de l'étude, aux habitats d'espèces.

La perte directe d'habitat renvoie à l'élimination physique d'une surface d'habitat, au sens du biotope, et des populations d'espèces qui y vivent (MAHY, 2003).

De manière générale, la destruction d'habitat est une conséquence de la modification brutale des paramètres environnementaux ou de l'introduction d'éléments exogènes. Une part importante d'éléments responsables de destruction d'habitat est imputable aux activités humaines (COLLINGE, 1996). Par ailleurs, la destruction partielle⁶ d'un habitat peut aboutir à son morcellement et ainsi participer au phénomène de fragmentation augmentant les effets délétères sur le milieu naturel.

La fragmentation des habitats résulte du processus de morcellement d'un habitat continu en différents fragments de surfaces inférieures (COLLINGE, 1996; JONGMAN, 2002) et plus isolés les uns des autres (GENELETI, 2005).

Le processus fait donc référence à la « disparition progressive d'un habitat particulier dans l'espace dominant caractérisé par une certaine uniformité d'occupation du sol et qualifié de matrice (FORMAN et GODRON, 1986) d'un paysage écologique » (DUFRÊNE, 2003).

⁵ Lors de récentes études suisses, JAEGER et al. (2009) ont développés des indicateurs, tels que la proximité et la contagion, approfondissant l'évaluation de l'étalement urbain d'un point de vue urbanistique, c'est-à-dire concentré sur les causes de la fragmentation.

⁶ Quelques facteurs de destruction peuvent être succinctement cités : l'eutrophisation, la perturbation des milieux et la réduction des cycles d'exploitation, qui, ne permettant plus aux milieux de vieillir, généralise des milieux de plus en plus jeunes (Sérusiaux et Gathoye, 1992; Hallet, 1993; CEEW 2004; Dufrêne 2006). Notons également la diminution des zones agricoles extensives, le drainage, l'urbanisation, la déforestation, etc.

Il nous semble utile de définir le paysage tel qu'il est envisagé dans cette étude, différentes disciplines (Géographie, Histoire, Ecologie) interprétant la notion de manière spécifique.

La lecture et l'interprétation de l'objet identifié comme paysage peut se faire selon différents critères d'analyse, en fonction de l'objectif poursuivi et des composantes du paysage auxquelles on s'intéresse. Citons par exemple l'approche historique (lecture du paysage en terme de choix d'implantations conscients ou non), morphologique (lecture du paysage au travers de ses formes) ou encore géologique (lecture du paysage au travers des structures géologiques et lithologiques).

La Convention européenne du paysage (Florence, 2000) définit le paysage en tant que *«partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations»*. Cette définition conjugue deux aspects du paysage : la structure matérielle du territoire et l'image visible du territoire perçue par l'habitant ou le visiteur, reconnaissant le regard perçu et l'importance du cadre de vie.

Dans cette étude, nous adoptons une approche écologique du paysage. Au sens de l'écologie du paysage,

le paysage écologique, en termes de fonctions écologiques, est défini comme un niveau d'organisation des systèmes écologiques, une portion de territoire hétérogène composée d'un ensemble d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace (FORMAN et GORDON, 1986) et existe indépendamment de la perception (BUREL et BAUDRY, 1999).

Cette définition, communément admise en écologie du paysage, précise que le paysage écologique, ou écopaysage, existe indépendamment de la perception.

La fragmentation, à l'origine, est un phénomène naturel dû à des perturbations ou à des phénomènes étendus – incendies, inondations, etc. La répartition géographique de certains taxons est d'ailleurs la conséquence de barrières écologiques naturelles telles que les chaînes montagneuses ou certains grands fleuves. Le phénomène a cependant été accentué par le développement et la croissance de la population humaine ainsi que par l'utilisation du sol et les pressions anthropiques (COLLINGE, 1996).

A l'échelle européenne, BEKKER *et al.* (2003) attribuent la fragmentation aux modifications d'occupation du sol et principalement aux effets barrières causés à la fois par la construction et les réseaux linéaires d'infrastructures de transport (augmentation de la longueur et de la densité des réseaux de transport). Bien que la part des zones rurales, en Wallonie, reste globalement élevée (86 % de terres agricoles, boisées, vaines et vagues), l'urbanisation diffuse et les infrastructures de transport contribuent à la fragmentation du territoire. Ces causes sont amplifiées par la disparition de certains habitats, la régression des modes d'exploitations agricoles extensifs, la régression des modes d'exploitations sylvicoles intensifs (taillis) et par la modification de la matrice non urbanisée (TABLEAU DE BORD DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2008). En effet, au sein des zones non urbanisées, l'intensification des pratiques agricoles et sylvicoles représente un facteur supplémentaire ayant une incidence sur l'état de conservation des espèces (SDER, 1999).

1.2. Impacts de la fragmentation

Les impacts du phénomène de fragmentation sur la biodiversité sont ici évoqués par le biais des relations qui existent entre les paysages et la diversité biologique. L'écologie du paysage est largement basée sur le fait que les structures environnementales influencent fortement les processus écologiques. Les habitats d'espèces sont spatialement structurés, à diverses échelles, et cette mosaïque interagit avec la perception des organismes et leur comportement.

La fragmentation des habitats est en partie le résultat de processus anthropiques étendus et a des implications sur les espèces au niveau des paysages écologiques.

Les motifs paysagers, liés à l'hétérogénéité du paysage et aux processus écologiques dynamiques, résultent de l'interaction de divers facteurs : l'hétérogénéité du substrat géologique et des formes du relief, les différents types de sol qui en dérivent ainsi que la végétation subséquente qui s'y est développée. Diverses perturbations naturelles déjà évoquées sont également responsables des motifs paysagers en créant également de l'hétérogénéité, les activités humaines ayant également façonné la mosaïque actuelle du paysage (FAO, 2009).

L'écopaysage peut être représenté et structuré spatialement selon trois grands types d'unités élémentaires (éléments spatiaux structurants), que sont les taches d'habitats, les corridors et la matrice environnante (BUREL et BAUDRY, 1999).

La matrice est l'élément englobant, dominant au sein du paysage écologique, sans pour autant que cet élément soit indifférencié (« homogène »).

Les taches d'habitat sont des éléments non linéaires différents de la matrice, déterminés par leur taille, leur forme et leur nature. L'ensemble de ces taches constitue la mosaïque paysagère au sens écologique du terme.

De manière pragmatique et pour simplifier la terminologie, les taches d'habitat prises en considération dans le cadre de cette étude correspondent à des blocs continus d'habitats naturels.

Le phénomène de fragmentation conduit généralement à la diminution de la surface de l'habitat et à l'augmentation de l'isolement des taches (fragments dans un paysage fragmenté) lorsque l'effet mécanique de disparition d'habitat n'a pas engendré la disparition d'espèces.

L'augmentation de la distance entre fragments ou îlots d'habitats diminue la connectivité écologique entre différents fragments. Les conséquences sont multiples (COLLINGE, 1996) et peuvent être séparées en deux types d'impacts sur les populations d'espèces : démographiques (à court terme) et génétiques (à plus long terme).

Les **conséquences démographiques** sont liées au manque d'habitat et/ou de nourriture confinant les espèces dans des espaces restreints et limitant leur expansion. Selon les espèces considérées, la viabilité des populations est mise en péril sous une taille critique (valeur seuil de viabilité des populations) des

fragments d'habitats. La détermination de ces valeurs nécessite cependant de tenir compte de l'écologie des espèces envisagées.

Notons tout de même que la structure spatiale (surface et connectivité) d'une tache d'habitat peut être mise en relation avec la richesse spécifique des communautés végétales au sein de cette tache. La réponse des végétaux à la fragmentation des habitats pourrait par ailleurs ne pas être immédiate. Ainsi, une « dette d'extinction » pourrait exister. En effet, lorsqu'une tache d'habitat voit sa surface ou sa connectivité diminuer, la réponse observée en termes de richesse spécifique en son sein ne serait pas nécessairement instantanée (HANSKI et OVASKAINEN, 2002). La différence entre la situation observée actuellement, témoin de la structure spatiale passée, et la situation future, résultat de la structure spatiale actuelle, représente la dette d'extinction. Les conséquences réelles de la fragmentation du territoire, telles qu'observées à l'heure actuelle, pourraient donc dans certains cas être sous-évaluées..

Les **conséquences génétiques** proviennent de l'isolement de populations au sein d'une métapopulation. L'isolement génétique, qui empêche le renouvellement génétique au sein des populations, provoque des phénomènes de dérives génétiques et peuvent, à plus long terme, entraîner le déclin des populations.

Les espèces ne sont néanmoins pas forcément vouées à disparaître au sein d'un habitat fragmenté s'il existe des connexions entre différents fragments de l'habitat et que les capacités de dispersion des espèces sont supérieures aux distances qui séparent les populations. Les différentes populations, constituant alors une métapopulation⁷ (BUREL et BAUDRY, 1999), échangent des individus et du patrimoine génétique.

Il est donc important que certains éléments puissent constituer des corridors écologiques.

Les corridors écologiques sont des éléments paysagers linéaires permettant la dispersion des espèces animales et végétales entre deux habitats au sein de la matrice (CLERGEAU et DÉSIRÉ, 1999).

La qualité des corridors est déterminée par la capacité des espèces à les utiliser pour se déplacer d'une tache à une autre (ALLISON *et al.*, 1996). On parlera également d'éléments de maillage écologique.

Selon DELESCAILLE (1995), le maillage écologique est constitué d'éléments linéaires et ponctuels pouvant assurer, de par leur densité et leur continuité, des habitats refuges ou de zones-relais favorables aux déplacements des individus.

Les principales fonctions d'un corridor peuvent être de quatre ordres : constituer un habitat pour certaines espèces (1), faciliter les déplacements (2) (CLERGÉ et DÉSIRÉ, 1999), constituer une barrière pour d'autres (3) (PAILLAT et BUTET, 1994 In CLERGEAU et DÉSIRÉ, 1999) ou produire des effets environnementaux sur la

⁷ La métapopulation est un ensemble d'individus de la même espèce séparés spatialement. Certaines taches d'habitat peuvent être colonisées par des populations locales alors que d'autres populations s'éteignent, la métapopulation dans son ensemble persistant indéfiniment (COLLINGE, 1996).

matrice (4) (ALLISON *et al.*, 1996). Ce sont par exemple des cours d'eau, des haies, des talus de route, des mesures agro-environnementales linéaires, etc. (DELESCAILLE, 1993).

Barrières écologiques

Dans le cadre de cette recherche, il a été choisi de discuter la fragmentation sous l'angle des barrières écologiques. En effet, les éléments de liaisons écologiques, définis pour des espèces particulières, ne sont donc pas utilisés de la même manière par des grands mammifères, des rongeurs ou des insectes. Les corridors constituent des éléments structuraux dont la fonctionnalité écologique dépend des capacités de dispersion des espèces considérées.

UEZU *et al.* (2005) distinguent d'ailleurs deux types de connectivité :

- la connectivité **structurelle**, qui est une mesure de la présence de liens physiques entre les taches d'habitats à l'échelle du paysage
- la connectivité **fonctionnelle**, qui est une mesure visant à mieux représenter les processus écologiques : elle dépend de l'espèce, mais également de nombreuses caractéristiques du paysage, notamment de la nature de la matrice (perméabilité, degré d'hostilité). Par exemple, dans un contexte paysager agricole, la connectivité n'est pas la même pour un chevreuil, un oiseau ou un petit coléoptère.

Cependant, une synthèse plus récente (FISCHER & LINDERMAYER, 2007) critique cette dichotomie et propose trois types de connectivité :

- la connectivité des habitats, qui est toujours relative à une espèce donnée (et se rapproche en cela de la connectivité fonctionnelle),
- la connectivité du paysage, qui correspond à la perception humaine de la connectivité d'un paysage donné (et se rapproche de la connectivité structurelle),
- la connectivité écologique, qui est la continuité des processus écologiques à différentes échelles.

Cependant, toute tentative de mesure de la connectivité introduit des choix intrinsèquement liés aux objectifs des auteurs et aux possibilités offertes par les données disponibles.

Dans le cas de cette étude, la fonctionnalité étant impossible à considérer compte tenu des ressources disponibles et du calendrier de réalisation de cette étude, il sera donc question de la dimension structurelle, et moins fonctionnelle, du concept de barrière écologique au cours de cette recherche. Les différents types de barrières écologiques pris en compte dans cette recherche seront détaillés ultérieurement.

Notons tout de même que les barrières/obstacles peuvent être matériels (infrastructures de transport, zones urbanisées, agriculture intensive, etc.) ou non matériels (bruit, pollutions atmosphériques, sonores, lumineuses, thermiques, etc.).

Certains impacts liés aux infrastructures de transport peuvent être évoqués tels que des changements de comportement (MAZEROLLE *et al.*, 2005), la réduction des capacités de dispersion (FORMAN et ALEXANDER, 1998) et de recolonisation de taches d'habitats, la création d'obstacles au transfert de gènes (EPPS *et al.*,

2005; RILEY et al., 2006). Les infrastructures de transport peuvent également altérer les conditions microclimatiques, hydrologiques de certaines zones et augmenter les risques de pollutions (BEKKER et al., 2003).



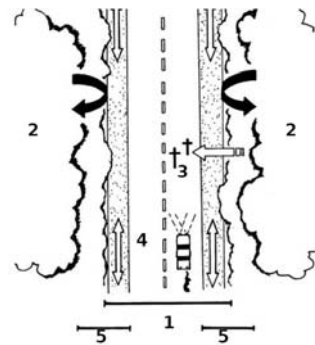
Figure 1 : Image aérienne des zones tourbeuses du plateau des Tailles (Houffalize) fragmenté par des infrastructures routières dont l'autoroute E25 visible au centre de l'image

Source : Google map 2009

Ces impacts sont liés à la présence même de l'infrastructure (GENELETTI, 2005). L'utilisation de ces infrastructures (trafic) peut ensuite avoir comme conséquences de la mortalité directe (BEKKER et al., 2003) et avoir des effets perturbants tels que le bruit (REIJNEN et FOPPEN, 1995).

La fragmentation des habitats engendrée par le développement d'infrastructures de transport et la perte d'espèces indigènes, peut également faciliter la dispersion d'espèces exotiques invasives (le long d'accotement de routes par exemple), qui constitue la troisième cause d'érosion de la biodiversité (TROCMÉ et al., 2003).

Outre les impacts écologiques de la fragmentation des habitats naturels, des impacts sociologiques sont parfois évoqués : diminution de grandes étendues de loisirs, zones de délasserement et paysages de plus en plus morcelés, infrastructures de transport portant atteinte à des paysages de « récréation », augmentation des nuisances liées au bruit, etc. (In JAEGER et al., 2008).



1. Perte d'habitat pour la faune et la flore ;
2. Effets de barrière ;
3. Mortalité animale : collisions entre véhicules et faune ;
4. Perturbations et pollution ;
5. Fonctions écologiques des accotements (abords des infrastructures).

Figure 2 : Représentation schématique des impacts écologiques liés aux infrastructures de transport

Source : ESRI France

3 Recherche d'indicateurs – approche méthodologique

Divers indices de configuration spatiale des habitats naturels et semi-naturels ont été développés afin de quantifier la fragmentation d'un territoire. Ces mesures souffrent cependant de la confusion née de la grande variété d'indices. Le développement des Systèmes d'Informations Géographiques (GIS) ont permis un foisonnement de mesures. Cependant, la distinction entre ce qui peut être représenté et mesuré et les structures écologiquement pertinentes à prendre en compte sont parfois confuses (GUSTAFSON, 1998 In Fragstat).

Comme cela a été évoqué, les méthodologies de recherches s'appuient sur des définitions mélangeant parfois les causes et conséquences du phénomène (JOCHEN *et al.*, 2009). Par conséquent, les résultats des nombreuses recherches ne peuvent facilement être comparés augmentant les difficultés d'interprétation.

Dans la présente étude, les indices les plus utilisés ont été confrontés en mettant en évidence leurs avantages et inconvénients respectifs afin d'aboutir à la sélection d'un indice pertinent et adapté au contexte régional de la zone d'étude. Notons que les indices de composition –tel que la richesse spécifique) en termes d'abondance et de diversité de chaque types de tache au sein d'un paysage n'ont pas été envisagés dans cette étude.

Il est possible de classer les méthodes d'analyses de fragmentation en deux grandes catégories :

- les indices spatiaux
- les analyses coûts de déplacement – déplacement des individus

3.1 Indices spatiaux

Les indices spatiaux sont des indices concentrés sur la configuration spatiale (structure paysagère) des taches d'habitat. Ils sont calculés pour les taches elles-mêmes ou à l'échelle du paysage écologique.

Des centaines d'indices ayant été développés, il serait impossible de les envisager tous séparément. Parmi les indicateurs existants, il a été choisi de ne présenter que ceux dont le calcul est rendu possible en mode vectoriel (représentation en termes de polygones) n'imposant pas le travail en mode raster (représentation en format image). En effet, ce dernier mode de calcul implique une perte d'information importante qui risquerait de surévaluer la fragmentation des habitats en région wallonne.

Les mesures de structure spatiale des taches d'habitats se réfèrent à des mesures de positionnement des taches ou des mesures de caractéristiques des taches (superficie, etc.). Ces indices de configuration peuvent être synthétisés à l'échelle du paysage en calculant la moyenne, la médiane, l'écart-type et le coefficient de variation de chaque caractéristique des taches. En d'autres mots, si le paysage représente un ensemble de taches, il est possible de caractériser le paysage en synthétisant les mesures relatives aux taches.

- Les mesures de distribution de taille et densité des taches

Les indices repris dans cette catégorie traitent du nombre et de la taille des taches ainsi que le nombre de bordures (lisières) qu'elles engendrent. L'indice le plus pertinent au sens de l'écologie est la taille des taches étant donné la corrélation entre la richesse spécifique d'une tache d'habitat particulier avec sa taille. De plus, les espèces ont un seuil de viabilité propre à chaque espèce.

- o *Le nombre de taches au sein d'un paysage :*

Cet indicateur, très intuitif, ne tient pas compte de la superficie totale des taches et du paysage et doit être assimilé à un indicateur de composition et moins de structure spatiale.

- o *La densité de taches :*

Cette densité représente le quotient du nombre de taches dans un paysage et de la superficie totale du paysage.

- o *La longueur de bordure et densité de bordure :*

L'indicateur représente le nombre ou la densité de « lisières » pour un type d'habitat déterminé dans un paysage et présente une mesure de l'hétérogénéité du paysage. Il est largement admis que cet indice doit être interprété pour des espèces cibles étant donné l'importance des effets de lisières sur les espèces. L'indice permet, entre autre, de mettre en évidence la diminution de surface des espaces intérieurs des habitats au sein des taches.

D'autres indicateurs permettent de mesurer les contrastes entre un type d'habitat déterminé et la matrice adjacente. Les différences de micro-climat entre deux habitats peuvent influencer les processus écologiques et les déplacements d'individus entre deux populations (FORMAN et GODRON, 1986). Les résultats sont cependant très peu intuitifs.

- o *La moyenne des surfaces des taches :*

Cette moyenne ne prend pas en compte le nombre de taches, une moyenne de 10 hectares pouvant correspondre à 1 ou 100 taches. Cette différence a des incidences sur les processus écologiques. Notons également que cet indicateur est très peu sensible aux faibles variations de taille des taches.

- o *La médiane des superficies de taches d'habitat dans un paysage.*

- o *Le rang des superficies de taches :*

Ce rang équivaut à la différence de superficie de la plus grande tache et de la plus petite tache d'un paysage.

- o *L'écart-type des superficies des taches :*

Cet écart-type mesure la dispersion des données de surface par la racine carrée de la variance (moyenne arithmétique des carrés des écarts à la moyenne). Cet indicateur

permet difficilement d'interpréter et de comparer les résultats étant donné que le paramètre dépend de la surface moyenne des taches. Deux paysages de moyennes différentes (10 et 100 hectares par exemple) pourraient avoir la même valeur d'écart-type. Dans ce cas, l'interprétation de la structure spatiale des deux paysages est cependant très différente.

- Complexité de forme des taches (Fragstat)

Les formes des taches d'habitat permettent d'évaluer l'importance de l'effet lisière pour des habitats particuliers au sein d'un paysage écologique. Ces indicateurs ne permettent cependant pas d'évaluer la fragmentation des habitats.

- o *Moyenne, médiane, rang et écart-type de la distribution des quotients entre le périmètre et la superficie des taches d'un paysage.*

Ces indices varient en fonction de la taille des taches ce qui entraîne une possible erreur d'interprétation. Ainsi, pour une même forme de tache, une augmentation de superficie entraîne une diminution de l'indice.

- o *Index de forme* qui mesure la complexité de forme des taches par rapport à une forme standard, soit un carré de même surface que la tache considérée.

- Mesures d'isolation et de proximité (GUSTAFON et PARKER, 1992)

Ces mesures traitent du contexte spatio-temporel des taches d'habitat et moins de la structure spatiale des taches dans le paysage. Ces mesures sont basées sur différents paramètres :

- o *L'indice de proximité :*

Cet indicateur représente, pour les taches d'habitat dont les limites sont comprises dans un certain rayon autour d'une tache déterminée, la somme des quotients entre la taille d'une tache et le carré de la distance qui la sépare de la tache initiale. La valeur de l'indice augmente avec la proximité entre la tache considérée et la tache initiale.

La principale limite à l'utilisation de cet indice est liée à l'existence de nombreux facteurs responsables de l'isolation, telles que les diverses barrières écologiques, qui ne sont pas prises en considération. De plus, cet indice est calculé sur base d'un cercle de rayon déterminé. Cette échelle de travail, fortement liée aux espèces, correspond donc à une réalité écologique parmi d'autres.

- o *La distance euclidienne séparant deux taches d'habitats voisines :*

Le même trou entre deux taches d'habitat peut en effet représenter des réalités écologiques très différentes. L'interprétation de l'indicateur est rendue difficile étant donné que la mesure est spatiale et non fonctionnelle. Notons également que le calcul de cet indicateur est beaucoup plus facile en mode raster.

La figure 3 représente la difficulté d'interprétation en considérant une distance euclidienne sans prendre en compte la dimension écologique de la distance séparant deux taches d'habitat.

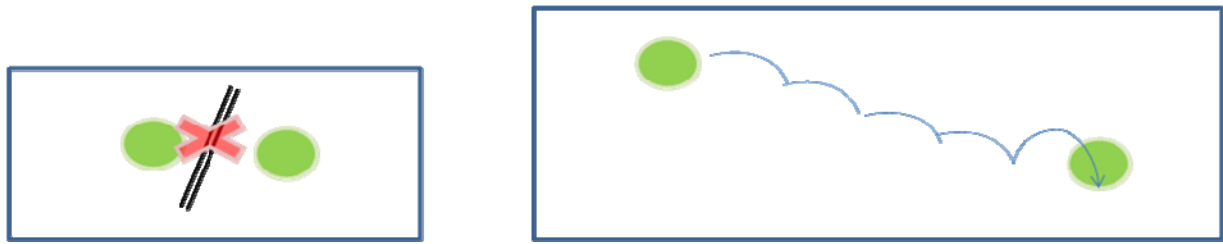


Figure 3 : Représentation schématique de deux taches d'habitats physiquement proches et écologiquement éloignées (à gauche) et de deux taches d'habitat (à droite) physiquement éloignées et écologiquement plus proches que les précédentes.

- Indice de division (JAEGER, 2000)

Cet indice représente la probabilité que deux points choisis au hasard ne soient pas situés dans la même tache. Cet indice exprime le degré de division du paysage en termes de probabilité comprise entre 0 et 1.

- Connectivité

La connectivité se réfère à la facilité ou la difficulté d'un paysage à permettre les flux écologiques. Cet indice s'écarte de la structure spatiale et tend à prendre en compte la fonctionnalité écologique au sein d'un paysage. Les indices de connectivité sont basés sur les valeurs de périmètres et de surfaces de chaque tache. Les limites relatives à ces mesures ont déjà été exprimées. Ces indices ont de plus l'inconvénient d'être très peu intuitifs et nécessitent de nombreuses connaissances biologiques.

Ces indices ont l'avantage de pouvoir être relativement facilement mis en œuvre en utilisant des logiciels existants. Cependant, la plupart d'entre eux sont redondants, présentant la même information (Fragstat) et sont fortement corrélés à l'échelle du paysage envisagé, ce qui dans le cadre de cette étude entraîne des difficultés de détermination des paysages écologiques pour l'ensemble de la Région.

Leur caractère très peu intuitif représente un inconvénient non négligeable dans le cadre d'une étude destinée à être vulgarisée⁸. Ceci démontre la difficulté d'utiliser des indices en dehors du cadre de la recherche en elle-même (GIRVETZ *et al.*, 2007).

Ces indices spatiaux ne prennent pas en considération la présence d'obstacles, de leur nature et donc de leur perméabilité aux échanges entre populations. Leur pertinence écologique pourrait être augmentée (BOGAERT, 2003).

⁸ Le logiciel Fragstat permet de générer de nombreux indices spatiaux dont la vulgarisation est cependant rendue difficile.

La multitude d'indices, la difficulté de comparaison avec d'autres zones d'études et la remise en cause de leur pertinence écologique a amené certains scientifiques à proposer des mesures plus intuitives et écologiquement cohérentes.

Ainsi, Jochen Jaeger, chercheur suisse en écologie du paysage à l'Institut Fédéral de Technologie (ETH) de Zurich a développé l'indice de **largeur effective de maille**.

- La largeur effective de maille:

La largeur de maille effective exprime la probabilité que deux points, choisis au hasard dans une région, soient connectés, c'est-à-dire non séparés par une barrière telle qu'une infrastructure de transport ou une zone urbanisée (GIRVETZ *et al.*, 2007).

Cette probabilité est exprimée par une surface correspondant à la surface d'un seul tenant, c'est-à-dire réellement accessible depuis un point choisi dans la zone d'étude (LETHUILLIER S., 2007). Plus un territoire contient de barrières écologiques, moins la probabilité que deux points soient connectés est grande. Il est également possible d'interpréter cet indicateur comme la capacité pour deux animaux de la même espèce, placé au hasard dans une région, de se rencontrer.

Plus les éléments morcelant le paysage sont nombreux, plus le paysage est fragmenté et plus la largeur effective de maille est faible.

L'indicateur est calculé après avoir retranché les éléments considérés comme des obstacles des milieux naturels étudiés. L'information cartographique traitée se présente alors sous la forme de différentes taches d'habitats non connectées entre elles.

Le calcul proprement dit s'effectue sur base d'un découpage de la zone d'étude en un ensemble de zones de calcul. Ces zones de calculs sont basées sur un découpage administratif ou régulier. La méthode utilisant un découpage administratif, comme par exemple des limites communales, s'appelle CUT (*Cutting-out method*) alors que celle basée sur un découpage régulier est nommée méthode CBC (*cross-boundary connections*).

- o Méthode *Cutting-out*

L'équation ci-dessous présente la formule de calcul.

$$m_{eff} = \frac{1}{A_t} \cdot \sum_{i=1}^n A_i$$

n : le nombre de taches

A_i : la taille de la tache i

A_t : taille de la zone de calcul

De manière schématique, la figure 4 représente une zone de calcul de l'indicateur, traversée par deux infrastructures. Celles-ci déterminent trois aires, représentant trois taches d'habitat fragmentées.

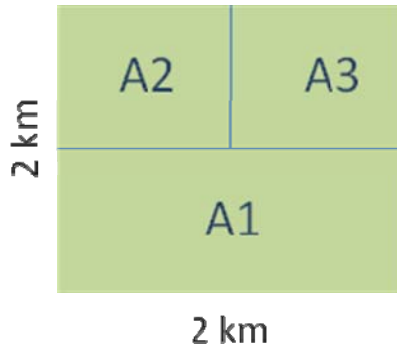


Figure 4 : Représentation schématique d'une zone de calcul pour le calcul de largeur effective de maille (méthode CUT)

Admettant que

- la surface de cette zone de calcul est de 4 km² (soit $A_{\text{totale}} = 4 \text{ km}^2$),

Soit,

- la probabilité que deux points choisis au hasard soient situés dans la même aire (A_i) équivaut à $(A_i/A_{\text{totale}})^2$,
- p_i , la probabilité que deux points choisis au hasard soient tous deux situés dans l'aire i ,

Alors, le calcul de l'indicateur par la méthode *Cutting-out*, en termes de probabilité, est le suivant :

$$p_1 = (1/2)^2 = 1/4$$

$$p_2 = p_3 = (1/4)^2 = 1/16$$

$$P = p_1 + p_2 + p_3 = 3/8$$

$$m^{\text{eff}} = A_{\text{totale}} * P = 1,5 \text{ km}^2$$

Cette première méthode utilisant des limites administratives souffre de l'« effet de limites » car considère ces limites comme des barrières écologiques supplémentaires (MOSER *et al.*, 2007). En effet, cette méthode ne tient pas compte des surfaces des taches situées en dehors de la zone d'étude et tend donc à fragmenter le territoire plus qu'il ne l'est probablement en réalité. De plus, la taille de la zone d'étude, correspondant à la surface comprise par les limites administratives, fait varier la valeur de l'indice.

o Méthode *cross-boundary connections*

La deuxième méthode permet de s'affranchir des limites des zones de calculs en basant le calcul de l'indice sur un maillage régulier du territoire.

La figure 5 représente la méthode de calcul de la largeur effective de maille selon la méthode CBC.



Figure 5 : Paysage fragmenté par des obstacles écologiques (en rouge sur l'image de gauche) et à droite, le même paysage sur lequel une maille régulière est appliquée (en rouge sur l'image de droite).

(Source : Jaeger, 2000)

Le calcul de l'indicateur devient alors

$$m_{eff}^{CBC} = A_{total}^{compl} \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{total}} \cdot \frac{A_i^{compl}}{A_{total}^{compl}} \right)$$

Ce qui équivaut, après simplification à :

$$m_{eff} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot A_i^{compl}$$

n : le nombre de taches

A_{total} : taille de la zone de calcul

A_i : la taille de la tache i

A_{total}^{compl} : taille de la zone de calcul, augmentée de la surface des taches qui en débordent

A_i^{compl} : taille totale de la tache i

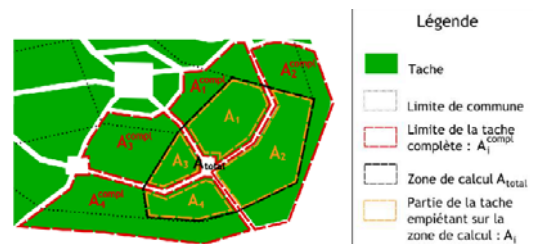


Figure 6 : Schéma explicatif du calcul de l'indice "largeur effective de maille" par la méthode CBC

Source : LETHUILLIER S. (2007)

L'exemple schématique précédent (figure 4) peut dès lors être ajusté (figure 7).

Admettant que

- la surface de cette zone de calcul est de 4 km² (soit $A_{totale} = 4 \text{ km}^2$),
- chaque fragment (tache) débordé des limites de la zone de calcul, ce qui entraîne que la surface totale des taches d'habitat prises en compte, dans cet exemple, est doublée

Soit,

- la surface totale prise en compte $A_{totale}' = \sum A_i' = 10 \text{ km}^2$,
- la probabilité que deux points choisis au hasard soient situés dans la même aire (A_i) équivaut à $(A_i/A_{totale})^2$,
- p_i , la probabilité que deux points choisis au hasard soient tous deux situés dans l'aire i ,

Alors, le calcul de l'indicateur par la méthode *cross-boundary connections*, en termes de probabilité, est le suivant :

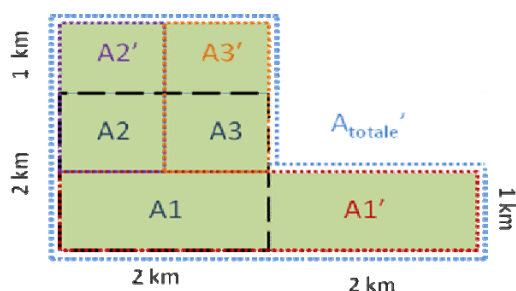


Figure 7 : Représentation schématique d'une zone de calcul pour le calcul de largeur effective de maille (méthode CBC)

$$p_1 = (1/2) * (4/10) = 1/5$$

$$p_2 = (1/4) * (2/10) = 1/20$$

$$p_3 = (1/4) * (2/10) = 1/20$$

$$P = p_1 + p_2 + p_3 = 3/10$$

$$m^{eff} = A_{totale} * P = 3 \text{ km}^2$$

Notons que le territoire est ici appréhendé de manière binaire considérant les obstacles sélectionnés comme infranchissables et les déplacements au sein des taches prises en compte et supposées homogènes dénués de contraintes. Dans ce cas, on peut parler de fragmentation d'une matrice favorable par une matrice défavorable (habitat hostile, barrières écologiques).

Le paramètre largeur effective de maille est d'ores et déjà utilisé en Europe et sur le continent nord-américain. Ainsi, l'Agence Européenne pour l'Environnement a appliqué cet indicateur à l'échelle de l'Europe en utilisant une largeur de maille de 100 km² (BERTILLER *et al.*, 2007 In GIRVETZ *et al.* (2007), planifiant des recherches plus précises (GIRVETZ *et al.*, 2007). Cet indicateur a été sélectionné afin de figurer dans les 24 indicateurs environnementaux de l'Allemagne en 2007 et a été employé en Italie (Sud Tyrol et Lombardie) et en France (Franche-Comté ; unité mixte de recherche Cemagref – CIRAD – ENGREF). En Suisse, il a été utilisé comme indicateur de développement durable dans l'Etat de L'Environnement Suisse en 2009. La largeur effective de maille est également incorporée aux indicateurs proposés par le logiciel Fragstat. Cette méthode a également été utilisée en dehors de l'Europe tel qu'au Canada et en Californie (USA).

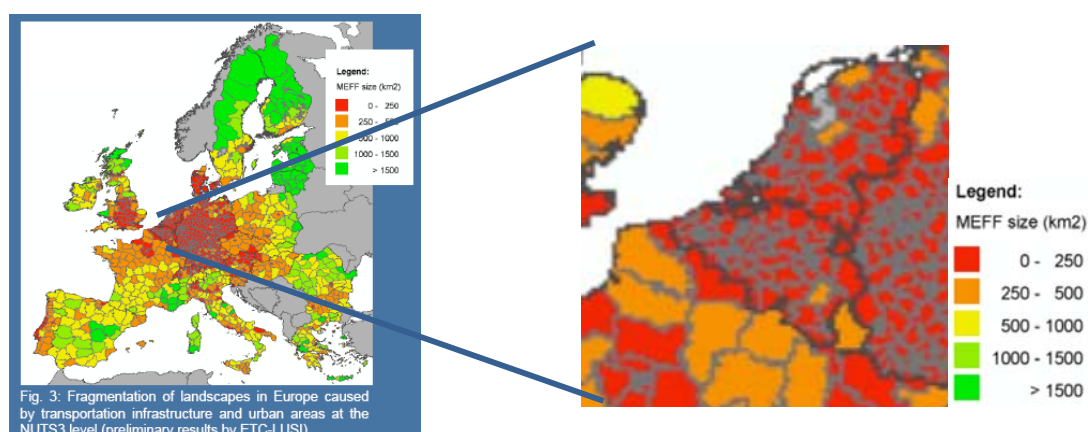


Figure 8 : Largeur effective de maille à l'échelle de l'Europe avec une taille de maille de 100 km²

Source : biodiversity.eionet.eu.int

La largeur effective de maille étant indépendante de la superficie du territoire étudié, les comparaisons avec les nombreuses régions l'ayant adoptée seront rendues possibles.

3.2 Analyses coûts – déplacements

Il semble écologiquement plus cohérent de travailler depuis la perspective des organismes ou en considérant les processus écologiques. La fragmentation d'un territoire peut alors être évaluée pour des espèces particulières, choisies de manière à prendre en compte différents types d'habitats sur un territoire donné. Ces analyses, nommées analyses coûts-déplacements, sont basées sur la facilité ou la difficulté pour un organisme donné de franchir certains espaces et obstacles représentés de manière cartographique. Cette représentation est basée sur la création d'une matrice de rugosité.

Ces analyses sont notamment utilisées en Région flamande (Belgique) et en Franche-Comté (France). L'exemple de la Franche-Comté, mis en place par Direction régionale de l'Environnement (DIREN), illustre ces analyses. Sur le territoire considéré, des continuums d'habitats – ensemble de milieux favorables à un groupe d'espèces - ont été déterminés et cartographiés (habitats boisés de basse et moyenne altitude, milieux aquatiques et humides, milieux thermophiles secs et milieux agricoles extensifs). Pour chacun de ces continuums, le coût de déplacement (C) d'une tache d'habitat à une autre a été calculé en multipliant la distance séparant deux taches (D) par un coefficient de rugosité (R). Ainsi, chaque classe d'occupation du sol se voit attribuer un coefficient de rugosité (R) correspondant à la difficulté qu'une espèce peut rencontrer pour la traverser. La principale difficulté réside dans l'attribution de ce coefficient. Certaines études s'appuient sur l'avis d'experts, en pondérant leurs différentes appréciations.

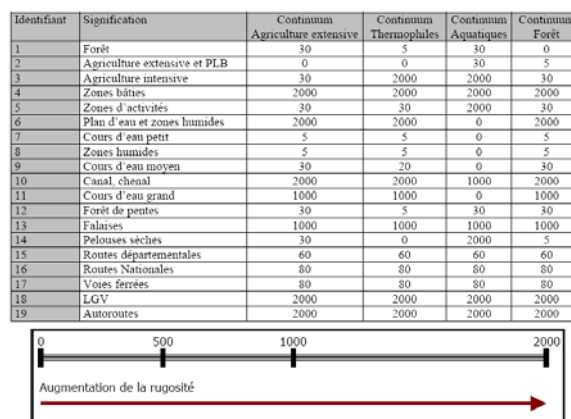


Schéma 5 : Tableau de la matrice de rugosité et schéma de l'augmentation de la rugosité

Figure 9 : Exemple de tableau d'attribution de coefficient de rugosité (Ponchon, 2006)

4 Choix de l'indicateur et adaptations méthodologiques

La difficulté principale pour choisir un indicateur pertinent et intuitif pour le territoire de la région wallonne réside dans l'arbitrage nécessaire entre sa pertinence écologique et les ressources disponibles. En effet, ce qui apparaît idéal au sens écologique (analyse coût – déplacement) semble très peu pragmatique dans le cadre de cette étude. Ces modèles, bien que plus réalistes que les analyses plus structurales du paysage, sont pour la plupart en développement à l'heure actuelle et difficiles à paramétrer.

Sachant que les indices spatiaux ne prennent pas en compte la dimension écologique (existence de barrières écologiques) du paysage, rendant leur application en Wallonie inopportune, l'indicateur le plus pertinent, explicite pour le néophyte et comparable à d'autres zones d'études, nous paraît être l'indicateur de largeur effective de maille.

Des aménagements et adaptations ont été apportés à la méthode développée par Jaeger (2000) afin d'aménager l'indice à la Région wallonne et à l'information cartographique disponible. La méthode développée par Jaeger (2000) part d'une situation homogène et favorable à la biodiversité sur le territoire à laquelle des obstacles écologiques sont retranchés, fragmentant le territoire. L'application de cette méthode à la Région wallonne doit faire appel aux données de l'Institut Géographique National (IGN-TOP10V). Cependant, l'information cartographique étant trop volumineuse, les traitements informatiques et cartographiques sont rendus très difficiles.

4.1 Données utilisées

Afin de pallier aux problèmes liés au traitement de l'information provenant de l'IGN, il a été décidé de travailler sur base des milieux de vie des espèces et non plus sur les obstacles écologiques. L'hypothèse de travail n'est plus l'homogénéité du territoire wallon dans son intégralité, mais son hétérogénéité.

Les milieux de vie des espèces de Wallonie ont été sélectionnés afin de constituer une couche de travail homogène. De cette manière, les milieux sélectionnés « découpent » la Région. Le résultat est une couche d'information contenant les zones correspondant aux taches d'habitat limitées par les vides laissés par l'emprise des différents obstacles.

Les données se rapportant aux types de végétation fournie par la carte d'occupation du sol de Wallonie (COSW) étant identiques à celles de l'IGN, il a été décidé d'utiliser cette dernière couche d'information dans cette étude.

Pour des raisons techniques liées à l'information elle-même, il n'est pas possible de distinguer les différents obstacles écologiques fragmentant la Région wallonne sur base de la carte numérique d'occupation du sol de la Wallonie (CNOSW, 2005). Cette information cartographique contient des zones « vides », non cadastrées. L'inconvénient de cette information réside dans l'incapacité actuelle de différencier les obstacles écologiques selon leur origine (anthropique ou naturelle) et leur importance (infrastructures routières, ferroviaires, fluviales).



Figure 10 : Carte représentant des zones de natures inconnues (rouge) au sein d'un massif forestier wallon (vert). L'information inconnue consiste en une route et des sentiers, deux occupations du sol ayant des effets barrières écologiques distincts.

Notons également que la Région wallonne ne dispose pas d'une cartographie complète des différents milieux naturels qu'elle abrite. Ceci empêche, actuellement, de considérer un nombre plus important de milieux naturels et semi-naturels wallons.

4.2 Zone d'étude

Le cadre géographique de l'étude est le territoire de la Région wallonne. Les continuités écologiques des habitats et des espèces n'étant pas limitées à ce territoire, il est intéressant d'étudier la fragmentation du territoire au-delà de la Région wallonne afin d'éviter de considérer à tort les limites administratives comme des barrières écologiques. Cependant, les données régionales disponibles sont limitées (IGN-TOP10V limitée à la Belgique et COSW limitée à la Région wallonne). Pour tenter de résoudre ce problème, une cartographie simplifiée de l'occupation du sol européenne (basée sur les données Corine Land Cover) a été appliquée aux marges de la Région wallonne. Mais les différences de résolution sont telles que l'exploitation des résultats obtenus est rendue inopportune. Dans un souci d'homogénéité des résultats aux frontières régionales, il a été décidé de ne travailler que sur le territoire de la Région wallonne.

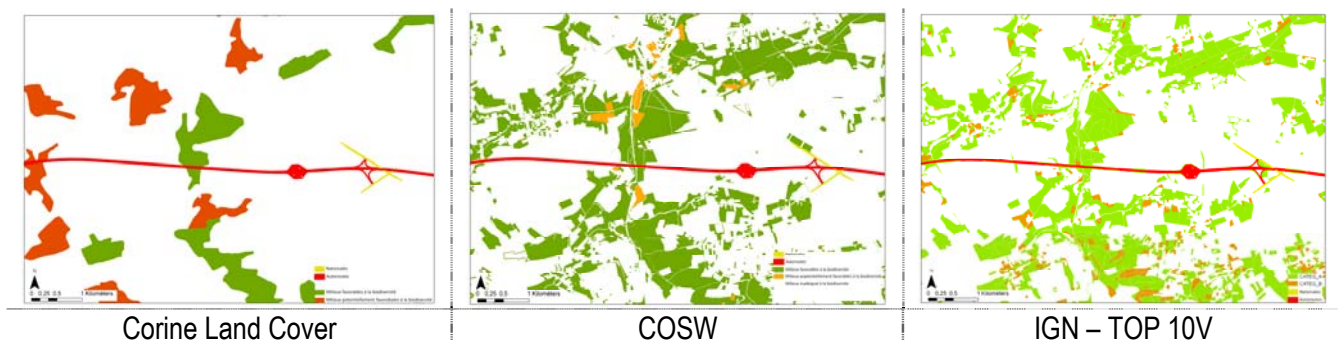


Figure 11: Représentations cartographiques des différences de résolution entre les trois sources de données disponibles (cas du nord de la province de Namur) - en vert, les milieux favorables à la biodiversité et en orange les milieux potentiellement favorables au développement de la nature.

4.3 Traitements préliminaires au calcul sous ArcGIS 9.3®

Préalablement au calcul de l'indicateur de largeur de maille effective, le problème du volume de données à traiter a été contourné en découpant le territoire de la Région wallonne en différentes parties. Les limites du découpage ont été calquées sur des obstacles écologiques importants (autoroutes et nationales fortement fréquentées).

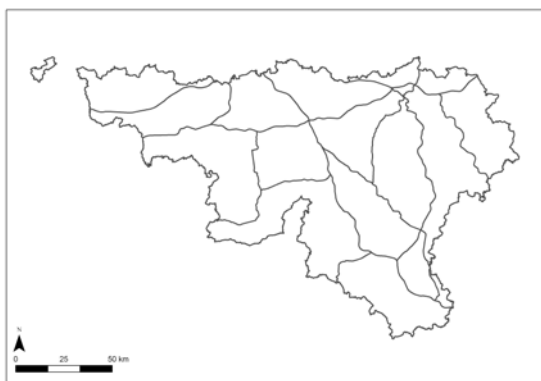


Figure 12 : Découpage de travail de la Région wallonne selon des obstacles écologiques importants

Différents milieux de vie ont été considérés et sélectionnés afin d'atténuer le caractère binaire de l'approche du territoire de l'indice. Ils sont présentés dans le chapitre suivant. De cette manière, les obstacles écologiques considérés correspondent aux occupations du sol non prises en compte dans l'analyse.

Les différents milieux sélectionnés ont ensuite été regroupés (*Dissolve*) afin de considérer les milieux d'intérêt de manière homogène sans distinguer des taches d'habitats différents. Tous les milieux d'intérêts contigus sont ensuite regroupés en tache distincte (*Multipart To Singlepart* suivi d'un *Merge*).

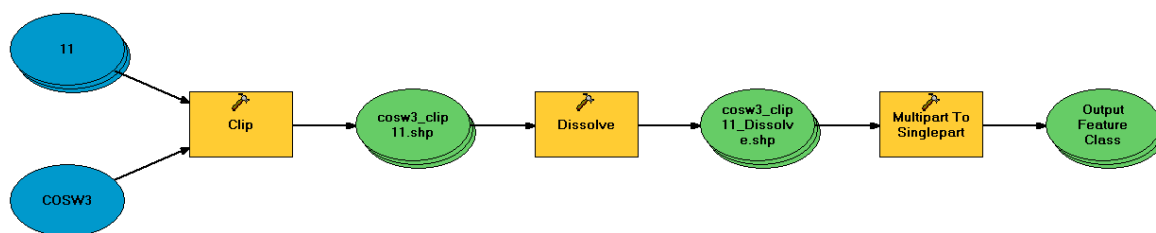


Figure 13: Exemple de modèle utiliser dans le prétraitement des données de la COSW

4.4 Habitats d'espèces et obstacles considérés

Sur base des remarques émises (BALTUS C., communication personnelle), les catégories d'occupation du sol ont été sélectionnées sur base du quatrième niveau de la légende de la Carte d'Occupation du Sol de Wallonie (COSW) en utilisant les légendes de deuxième et quatrième niveaux.

La légende du quatrième niveau a été choisie afin de distinguer les vergers basses tiges et hautes tiges, les prairies permanentes comportant ou non des éléments agro-environnementaux ainsi que les différents types de forêts (forêts de conifères, forêts de feuillus ou forêts mélangées). La légende de cinquième niveau aurait pu être utile pour différencier plus en détails les différents types de forêts (hêtraies,

peupleraies ; pessières, pineraies, etc.). Cependant, la précision des données ne permet pas effectivement cette distinction.

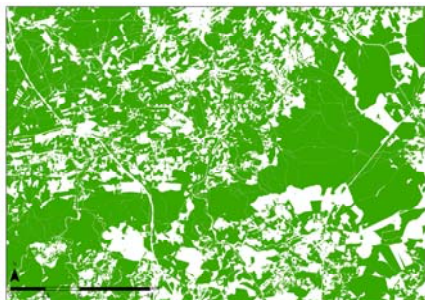


Figure 14 : Exemple de la Région wallonne découpée par des obstacles écologiques (typologie de milieux sélectionnés)

Afin de proposer un « macro-indicateur » régional se déclinant en micro-indicateurs, il est proposé d'évaluer la fragmentation de différents types de milieux de vie d'espèces (différentes occupations du sol). L'hypothèse de travail peut être ici exprimée telle que tout milieu de vie ne présentant pas d'intérêt est un obstacle écologique.

Les milieux considérés comprennent les milieux d'intérêt pour la biodiversité - différenciées en plusieurs catégories et présentés au tableau 1 :

- **milieux favorables à la biodiversité**, l'ensemble des autres milieux étant considéré comme des obstacles. Notons que les forêts de conifères présentant des obstacles écologiques importants pour de nombreuses espèces forestières (DUFRENE M., communication personnelle) en sont absents ;
- **Milieux de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité**, comprenant notamment les prairies temporaires, les forêts de conifères, les sapins de Noël et les vergers basses tiges ;
- **Milieux perçus favorable à la nature**⁹, se différenciant principalement des précédents par la présence des terres de cultures.

La réalité écologique du modèle proposé est vraisemblablement située entre la prise en compte des milieux peu favorables à la biodiversité et à certaines espèces ainsi qu'à l'existence d'obstacles structurels. Ainsi, l'indicateur de largeur effective de maille étant binaire, le « négatif » des milieux pris en compte dans l'analyse sont des obstacles écologiques. La question de l'emprise au sol des obstacles structurels s'est posée. Il a été décidé d'intégrer chaque obstacle sans modification d'emprise au sol. Ce choix a été opéré afin de pouvoir interpréter les résultats pour un maximum d'espèces. En effet, certaines espèces vivent et se déplacent en bordure de grands obstacles comme des talus autoroutiers.

⁹ Cette dernière catégorie prend en compte l'ensemble des zones dites de « nature » telles que les zones agricoles intensives. Elle représente ce qu'une partie de la population perçoit comme naturel alors que ces milieux constituent dans la grande majorité des cas des déserts écologiques.

Tableau 1 :

TYPOLOGIE D'OCCUPATION DU SOL	MILIEUX	OBSTACLES (NÉGATIFS)	SIGNIFICATION DES OBSTACLES	SIGNIFICATION DES MILIEUX
COSW niveau 4- maille d'1 km²	'Bandes enherbées' - 'Cours et voies d'eau' - 'Cultures annuelles' - 'Cultures maraîchères et horticoles' - 'Espaces verts urbains' - 'Forêts (type non spécifié)' - 'Forêts de conifères' - 'Forêts de feuillus' - 'Forêts mélangées' - 'Friches agricoles' - 'Friches industrielles' - 'Landes et broussailles' - 'Marais intérieurs' - 'Pelouses et pâturages naturels' - 'Plans d'eau' - 'Prairies permanentes avec présence d'éléments agri-environnementaux' - 'Prairies permanentes nues' - 'Prairies temporaires' - 'Pépinières et sapins de Noël' - 'Terres vaines et vagues' - 'Terrils recolonisés' - 'Tourbières' - 'Vergers basses tiges' - 'Vergers hautes tiges'	Tous territoires artificialisés excepté les espaces verts urbains et terrils recolonisés	obstacles écologiques liés aux infrastructures de communication	Milieux <u>perçus</u> favorable à la nature
COSW niveau 4- maille d'1 km²	'Bandes enherbées' - 'Forêts (type non spécifié)' - 'Forêts de conifères' - 'Forêts de feuillus' - 'Forêts mélangées' - 'Landes et broussailles' - 'Marais intérieurs' - 'Pelouses et pâturages naturels' - 'Plans d'eau' - 'Prairies permanentes avec présence d'éléments agri-environnementaux' - 'Prairies temporaires' - 'Prairies permanentes nues' - 'Terres vaines et vagues' - 'Terrils recolonisés' - 'Tourbières' - 'Vergers basses tiges' - 'Vergers hautes tiges'	Terrains résidentiels – Espaces d'activité économique, de service, d'équipement et de communication – Mines, décharges et espaces abandonnés – Espaces verts artificialisés, non agricoles - Autres territoires artificialisés – Terres arables – Friches agricoles - Cours et voies d'eau - Non classé	obstacles écologiques liés au mode d'exploitation et aux infrastructures de communication	Milieux de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité
COSW niveau 4- maille d'1 km²	'Bandes enherbées' - 'Forêts (type non spécifié)' - 'Forêts de feuillus' - 'Forêts mélangées' - 'Landes et broussailles' - 'Marais intérieurs' - 'Pelouses et pâturages naturels' - 'Plans d'eau' - 'Prairies permanentes avec présence d'éléments agri-environnementaux' - 'Prairies permanentes nues' - 'Terres vaines et vagues' - 'Terrils recolonisés' - 'Tourbières' - 'Vergers hautes tiges'	Terrains résidentiels – Espaces d'activité économique, de service, d'équipement et de communication – Mines, décharges et espaces abandonnés – Espaces verts artificialisés, non agricoles - Autres territoires artificialisés – Terres arables – Prairies temporaires – Friches agricoles – Forêts de conifères – Vergers basses tiges - Cours et voies d'eau - Non classé	Tout obstacle écologique confondu	Milieux de vie (naturels et semi-naturels) favorables à la biodiversité
COSW niveau 2- maille d'1 km²	'CULTURES PERMANENTES' - 'EAUX continentales' - 'Espaces verts artificialisés, non agricoles' - 'Forêts' - 'Friches agricoles' - 'Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée' - 'Mines, décharges et espaces abandonnés' - 'Surfaces enherbées' - 'Terres arables' - 'Zones humides intérieures'	Terrains résidentiels – Espaces d'activité économique, de service, d'équipement et de communication – Autres territoires artificialisés - Non classé	Grands obstacles surfaciques liés au mode d'exploitation	Milieux <u>perçus</u> favorable à la nature
COSW niveau 2- maille d'1 km²	'Cultures permanentes' – 'Espaces verts artificialisés, non agricoles' – 'Forêts' – 'Friches agricoles' – 'Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée' – 'Mines, décharges et espaces abandonnés' – 'Surfaces en eau' – 'Surfaces enherbées' – 'Zones humides'	Terrains résidentiels – Espaces d'activité économique, de service, d'équipement et de communication – Autres territoires artificialisés- Terres arables - Non classé	Grands obstacles surfaciques liés à l'urbanisation	Milieux de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité

4.5 Traitements des données sous Python win®

Suite à l'importance (volume) des données nécessitant des traitements informatiques et à la demande de reproductibilité du calcul de l'indicateur, il a été décidé d'utiliser des scripts sous le logiciel de programmation Python win®. Le modèle de script utilisé est présenté en annexe 1 et pourra éventuellement servir à générer des résultats pour d'autres informations cartographiques.

La maille régulière appliquée sur les éléments biologiques d'intérêt - desquels les obstacles auront été retranchés- est d'un kilomètre de côté. Cette valeur a été utilisée dans d'autres études et permet une bonne lecture des résultats à l'échelle régionale. Une maille régulière de 1 hectare a également été générée afin de préciser et affiner les résultats de l'étude au cas wallon.

Le calcul de l'indicateur a été réalisé pour chaque maille¹⁰ et intégré au sein d'une couche cartographique distincte. Les valeurs de largeur effective de maille ont été regroupées selon différentes classes afin d'obtenir un résultat lisible et plus facilement interprétable étant donné le caractère discret des valeurs prises par l'indicateur.

¹⁰ La maille a été créée en utilisant « l'outil de Hawth » (<http://www.spatialecology.com/htools/>) développé pour des applications écologiques.

5 Résultats et analyses

5.1 Remarques générales

Dans un souci de concision des résultats, il a été décidé de présenter les résultats les plus significatifs. De l'ensemble des essais sur différentes informations cartographiques et résultats obtenus, sont présentés :

- la carte des milieux perçus favorable à la nature ;
- la carte des milieux de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité ;
- la carte des milieux favorables à la biodiversité.

Occupation du sol (selon le 4 ^{ème} niveau de légende)	Obstacles envisagés
Milieux perçus favorablement à la nature (dont les terres arables)	Obstacles liés aux infrastructures de communication et terrains artificialisés
Milieux potentiellement favorable à la nature (dont les prairies temporaires, les forêts de conifères, les sapins de Noël et les vergers basses tiges)	Obstacles liés au mode d'exploitation agricole , aux infrastructures de communication et aux terrains artificialisés
Milieux favorables à la biodiversité	Tous obstacles écologiques confondus

5.2 Résultats

5.2.1 Milieux perçus favorable à la nature

Cette première carte (figure 17) montre l'effet de la fragmentation du territoire sur l'ensemble des milieux abritant de la « nature » au sens large du terme. La carte présente l'image de la fragmentation « géométrique » de la Région wallonne, tout habitat d'espèces confondu. Les barrières écologiques prises en considération et leurs effets sur la fragmentation sont ici indéniables.

La valeur moyenne du maillage effectif est ici de presque 230 hectares (ha). La médiane est néanmoins de 68 ha et la valeur du troisième quartile de 146 ha. Les valeurs sont donc rassemblées vers le bas de la distribution de valeurs (l'histogramme de fréquence est présenté en figure 16). Ceci est expliqué par la présence de valeurs extrêmes principalement enregistrées sur le parc naturel des Hautes Fagnes-Eifel (valeur extrême de près 9800 hectares).

Visuellement, la carte présentée à la figure 16 montre les mailles pour lesquelles la taille de la tache interceptée est inférieure à la taille de la maille (en orange) et supérieure à celle-ci (en vert).

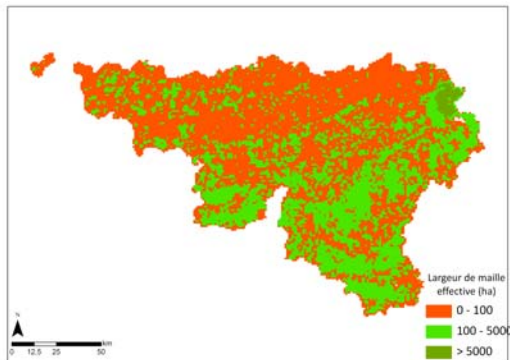


Figure 15 : Carte de répartition des mailles pour lesquelles la taille de la tache interceptée est inférieure (en orange) à la taille de la maille et supérieure à celle-ci (en vert).

Ces premiers résultats peuvent sembler rassurants. Il ne faut néanmoins pas oublier que les types d'occupation du sol pris en compte ne correspondent que très peu à la réalité écologique de la Wallonie. Ces données ne peuvent donc pas être interprétées en termes d'exigences écologiques des espèces wallonnes pour lesquelles d'autres obstacles, liés aux modes d'exploitations du milieu, constituent une gêne importante.

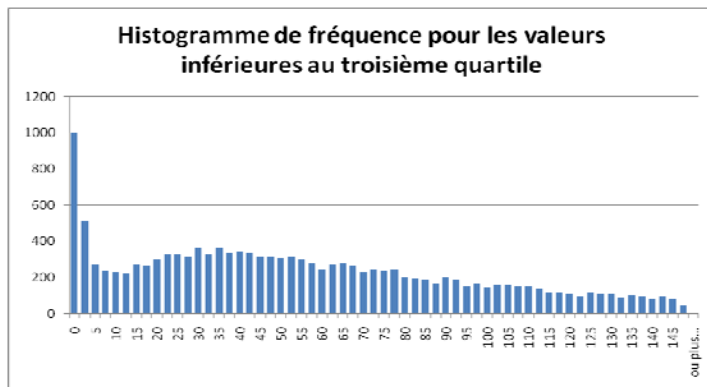


Figure 16 : Histogramme de fréquence pour les valeurs inférieures au troisième quartile pour les milieux perçus comme favorable à la vie des espèces

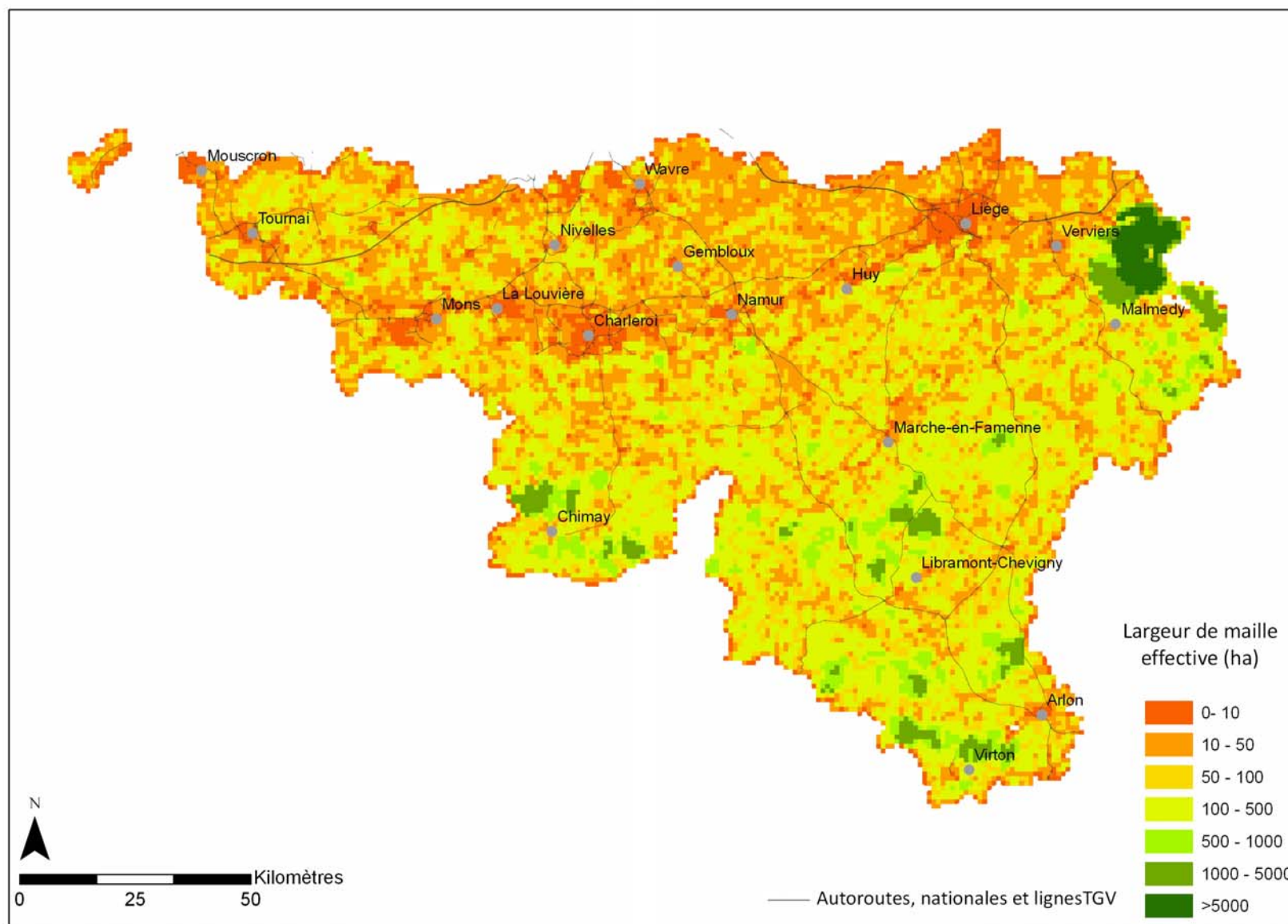


Figure 17 : Carte de la largeur effective de maille considérant les milieux perçus comme favorable à la vie des espèces (basés sur le quatrième niveau de légende de la COSW)

Origine de l'information : SPW- DGARNE

5.2.2 Milieux de vie favorables et parfois très peu favorables à la biodiversité

La seconde carte, présentée en figure 18, est issue du modèle considérant certains types d'occupations du sol soumises à des modes d'exploitations intensifs comme des obstacles écologiques (terres arables, mines et décharges, friches agricoles en voie d'artificialisation). Ces résultats permettent d'affiner la perception de la fragmentation des habitats d'espèces en Wallonie.

La valeur moyenne de l'indicateur est ici d'un peu moins de 38 hectares, soit une différence importante avec le cas précédent (rapport de 1 à 6). La remarque concernant les valeurs extrêmes peut également être formulée, bien qu'ici l'effet soit moindre (la médiane étant de 7 ha et le troisième quartile de 22 ha). La moitié des taches d'habitats sont donc de surface inférieure à 7 ha. Il est également intéressant de remarquer que les valeurs extrêmes sont ici situées entre 1000 et 1350 ha, représentant une situation écologique plus réaliste.

Notons que les obstacles linéaires sont moins bien discernables que dans la carte précédente étant donné l'importance d'obstacles surfaciques pris en compte comme les terres arables.

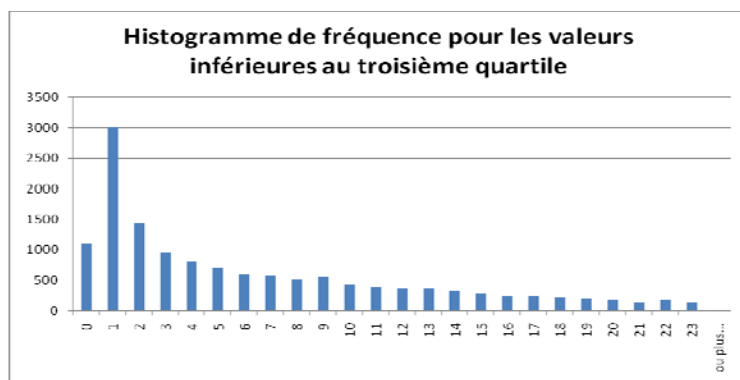


Figure 18 : Histogramme de fréquence pour les valeurs inférieures au troisième quartile pour les milieux potentiellement favorables à la vie des espèces

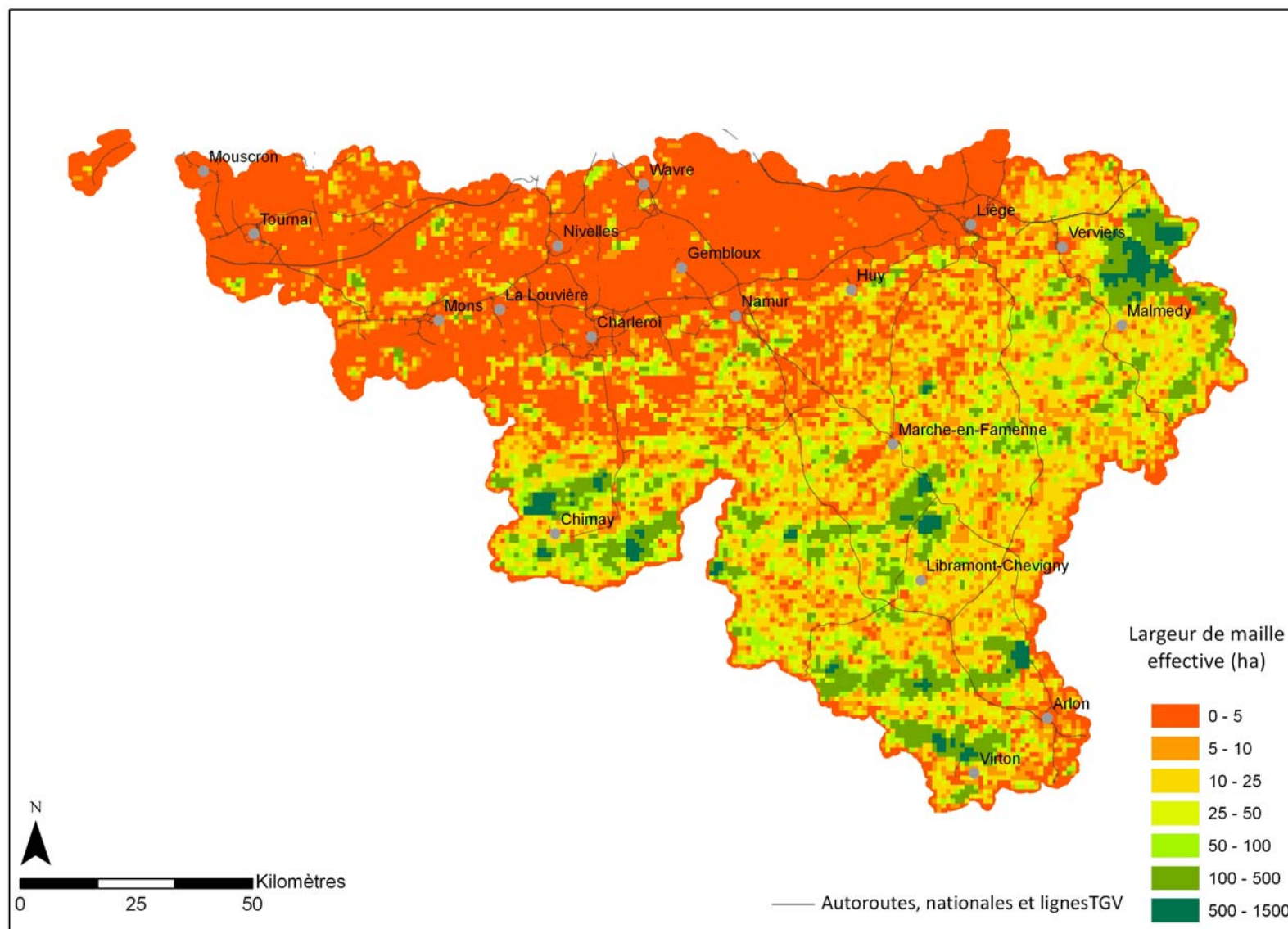


Figure 19 : Carte de la largeur de maille effective des milieux potentiellement favorables à la biodiversité (basés sur le quatrième niveau de légende de la COSW)

Origine de l'information : SPW- DGARNE

5.2.3 Milieux favorables à la biodiversité

Cette dernière carte présente l'état de la fragmentation du territoire en ne considérant que les types d'occupation du sol directement favorables à la biodiversité.

Dans ce cas, la moyenne tombe à 29 ha avec une médiane à un peu moins de 5 hectares et un troisième quartile à 15 ha. Ainsi, plus de la moitié des taches d'habitats (tous habitats d'espèces confondus !) sont de superficie inférieure à 5 hectares, seul un quart des taches couvrant plus de 15 hectares.

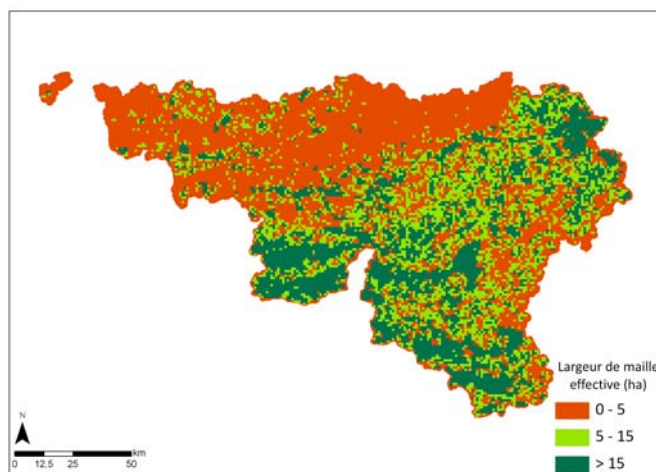


Figure 20: Carte de répartition des mailles pour lesquelles la taille de la tache interceptée est inférieure (en orange) à la médiane – 5 hectare- et supérieure à celle-ci (en vert).

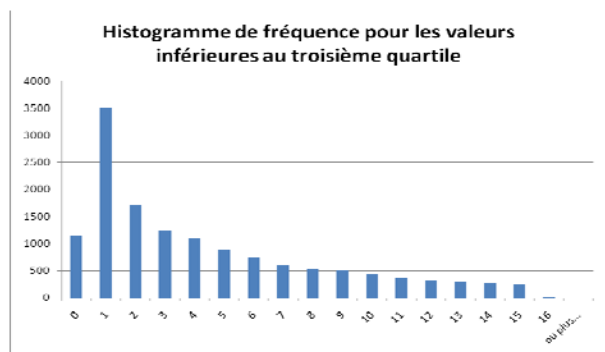


Figure 21 : Histogramme de fréquence pour les valeurs inférieures au troisième quartile pour les milieux favorables à la biodiversité

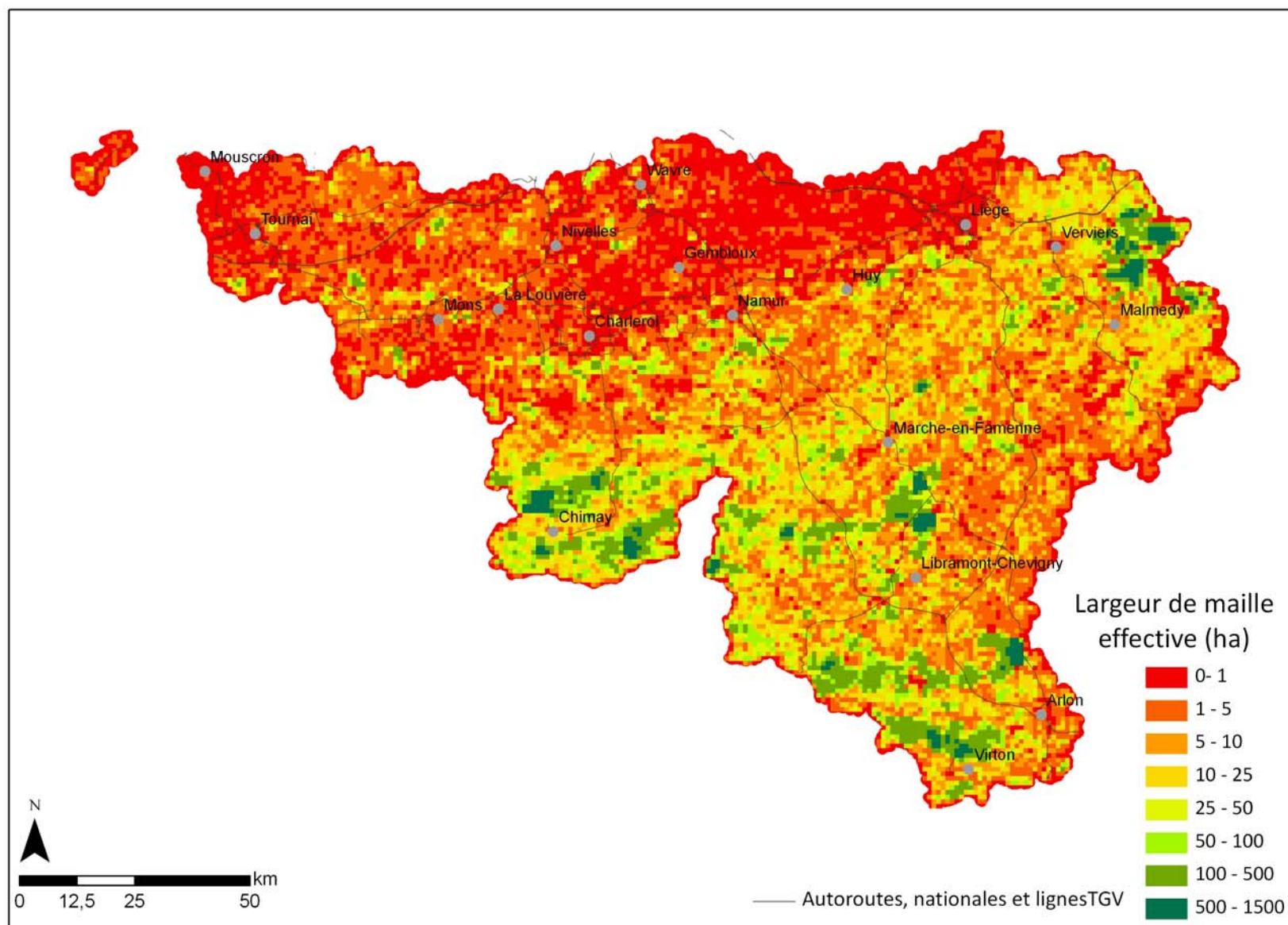


Figure 22 : Carte de la largeur de maille effective des milieux favorables à la biodiversité (basés sur le quatrième niveau de légende de la COSW)

Origine de l'information : SPW- DGARNE

5.2.4 Résultats complémentaires

L'application d'une maille régulière d'un hectare permet de mettre en évidence des taches d'habitats de faible surface et d'affiner le diagnostic. A cette échelle de travail, les résultats ne peuvent conduire à des conclusions trop rapides étant donné le manque d'informations concernant les habitats d'intérêt écologique. La cartographie ici présentée permet toutefois d'envisager la forme d'éventuels calculs ultérieurs basés sur une information cartographique plus précise.

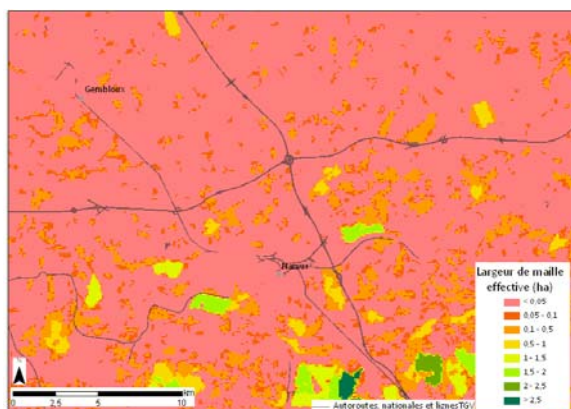


Figure 23 : Exemple de résultats de fragmentation obtenus pour des milieux favorables à la biodiversité et générés à partir d'une maille régulière d'un hectare
Origine de l'information : SPW- DGARNE

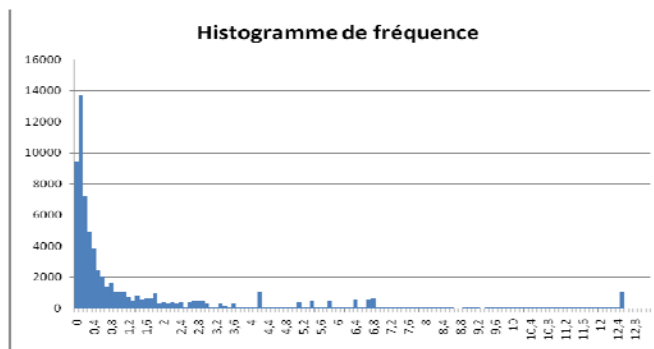


Figure 24 : Histogramme de fréquence obtenus pour des milieux favorables à la biodiversité et générés à partir d'une maille régulière d'un hectare

5.3 Analyse des résultats

5.3.1 Préambule

Avant l'analyse proprement dite des résultats présentés, certains éléments doivent être considérés pour améliorer la compréhension des cartes de fragmentation du territoire.

Comme cela a été envisagé dans le chapitre méthodologique, l'occupation du sol en dehors des limites régionales n'a pas pu être intégrée au modèle. Les mailles situées aux frontières de la Wallonie présentent des valeurs de largeur effective de maille aberrantes étant donné que les taches d'habitats situées de part et d'autre de la limite ne sont pas considérées dans leur entièreté (le réseau écologique ne connaissant pas les frontières régionales). Pour le cas particulier de Comines, isolé du reste de la Wallonie, l'effet bordure dont il est question ici est moins responsable des faibles valeurs de l'indicateur que l'occupation du sol majoritairement agricole ou artificialisée.

Rappelons que les mailles et les zones d'une même couleur ne représentent pas une seule tache non fragmentée. Il peut s'agir de deux taches de même classe de valeurs situées côte à côte et séparées par un obstacle. Cela peut également dû à une réduction de la taille d'une même tache entaillée par un obstacle (linéaire ou surfacique) qui ne la traverse pas de part en part et dans laquelle les déplacements sont possibles. Ainsi, les zones les moins fragmentées sont des zones où les obstacles sont moins nombreux, et ne correspondent pas à des zones dépourvues d'obstacles. Dans ces endroits, les déplacements sont facilités et possibles pour certaines espèces, mais ne sont pas forcément dégagés de toute contrainte.

Pour analyser les résultats de cette étude, les cartes obtenues ont été confrontées aux unités écologiques wallonnes (données fournies par le DEMNA-DNF-DGO3) soit le Nord du sillon Sambre et Meuse, le Condroz, la Famenne, l'Ardenne et la Lorraine.

Les caractéristiques différenciant ces régions écologiques peuvent expliquer une partie des variations de fragmentation du territoire (relief, occupation du sol, type de végétation et d'occupation du sol majoritaires, etc.), c'est pourquoi elles constituent une grille d'analyse des résultats.

5.3.1 Analyse

Les trois cartes présentées (figures 17, 19 et 22) montrent que l'influence des obstacles linéaires et de l'urbanisation (agglomérations et péri-urbanisation) est importante sur le territoire wallon, et ce, principalement au nord du sillon Sambre et Meuse. On peut aisément visualiser une « zone-barrière » constituée de zones artificialisées entre Mons, Charleroi, Namur et Liège, empêchant les déplacements entre le nord du sillon Sambre et Meuse et le Condroz.

D'une manière générale, les résultats montrent que la Région wallonne est un territoire contrasté en termes de fragmentation. Qualitativement, ces résultats n'ont rien d'étonnants. Néanmoins, quantitativement, les résultats montrent des disparités régionales très importantes entre les cinq régions écologiques.

Ainsi, la figure 25 schématise ces différences.

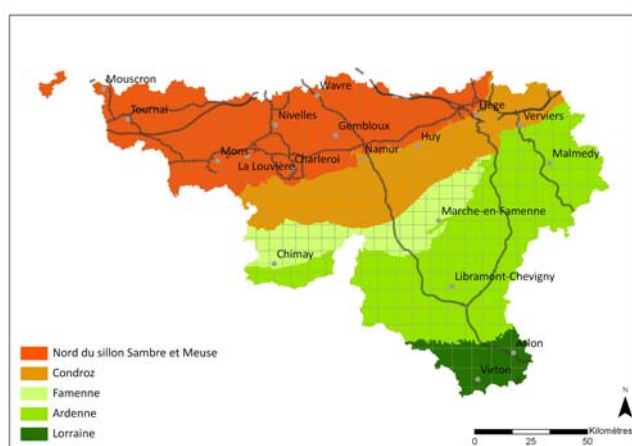


Figure 25 : schéma de la fragmentation du territoire en Wallonie

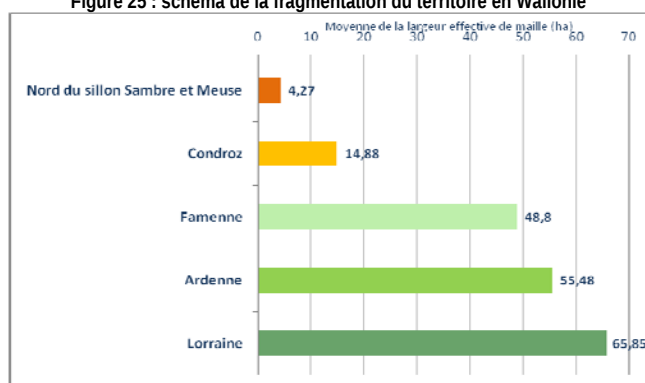


Tableau 2 : Valeur de la fragmentation pour les habitats favorables à la biodiversité en Région wallonne

Nord du sillon Sambre et Meuse	Moyenne (ha)	4,27
	Médiane (ha)	1,12
	3ème quartile (ha)	3,08
Condroz	Moyenne (ha)	14,88
	Médiane (ha)	6,89
	3ème quartile (ha)	14,75
Famenne	Moyenne (ha)	48,80
	Médiane (ha)	14,04
	3ème quartile (ha)	34,59
Ardenne	Moyenne (ha)	55,48
	Médiane (ha)	10,19
	3ème quartile (ha)	33,27
Lorraine	Moyenne (ha)	65,85
	Médiane (ha)	12,89
	3ème quartile (ha)	47,11

La première modélisation (figure 17) fait état d'une situation relativement bonne en termes de fragmentation. Une comparaison entre les trois cartes-résultats (figures 17, 19 et 22) indique cependant que le mode d'exploitation des types d'occupation du sol non artificialisés a une influence importante sur la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels des espèces.

La comparaison des deux premières cartes (figures 17 et 19) montre que, de manière générale, le **nord du sillon Sambre et Meuse** est très fragmenté à la fois par des surfaces artificialisées ainsi que par les grandes étendues d'agriculture intensive de Hesbaye. Cela étant dit, il est nécessaire de se rappeler qu'une faible valeur de l'indicateur peut être interprétée comme une zone fortement fragmentée, une zone barrière écologique ou encore une zone pour laquelle aucune donnée biologique n'est mentionnée dans la COSW.

Le nord du sillon Sambre et Meuse peut être divisé en deux parties selon un axe nord-sud passant par Wavre-Gembloux-Namur. La parties Ouest comprend encore de grandes zones peut fragmentées par rapport à la zone agricole hesbignonne. Il s'agit notamment de la mer de sable de Stamburges, les bois de Colfontaine, de Soignies, de la Houssière (Ouest de Nivelles), de Villers-la-Ville et la ceinture verte au sud de Charleroi.

Les deux premières cartes (figures 17 et 19) permettent également de faire apparaître certains milieux ne présentant qu'un intérêt très faible pour la biodiversité mais dont l'occupation du sol future est encore incertaine. Il s'agit principalement de mines et décharges comme à l'Est de Tournai.

Les valeurs de fragmentation obtenues pour le **Condroz** (milieux favorables à la biodiversité) doivent être nuancées étant donné la valeur de la médiane (près de 7 ha). En effet, les principales zones peu fragmentées du Condroz sont en petit nombre et sont situées au sud de Namur, à l'Est de Huy et au sud de Verviers.

Ces résultats de fragmentation importante n'induisent pas forcément l'inexistence de zones intérêt écologique par ailleurs connues (réserves naturelles, sites de grand intérêt biologique, etc.). Il est donc important de garder à l'esprit que la sensibilité de l'analyse est limitée par la prise en compte de différentes catégories d'occupation du sol qui ne considère pas l'intérêt écologique avéré du territoire.

Les trois autres régions écologiques comprennent encore des massifs moins fragmentés que la matrice environnante. Ils apparaissent sur les trois cartes-résultats. Il s'agit de taches principalement boisées de Calestienne (Chimay-Couvin) et d'**Ardenne**. Pour cette dernière région écologique, les zones les moins fragmentées sont situées en bordure nord (Viroinval, Daverdisse-Libin, Saint-Hubert, plateau des tailles, plateau de Spa et des Hautes Fagnes-Eifel) et sud (Bassin de la Semois et nord de Habay-la-Neuve).

Cependant, aucune de ces grandes taches ne semblent dénuée de toute fragmentation. La représentation cartographique montre d'ailleurs distinctement la fragmentation du massif de Saint-Hubert par les nationales N4 et N89 et la fragmentation du parc naturel des Hautes Fagnes-Eifel par la E42, la E421 et la nationale N67.

Les résultats en **Lorraine** sont quant à eux principalement liés à l'existence de la bordure boisée au nord de Virton se distinguant fortement de la partie est (Arlon- Messancy-Aubange) plus fortement fragmentée.

En termes de modes d'exploitation du territoire, on peut voir que les différences entre les deux dernières cartes (figures 19 et 22) sont principalement dues aux zones forestières ardennaises (figure 26). Tant pour les zones forestières qu'agricoles, la fragmentation du territoire liée au mode d'exploitation pourrait être limitée en augmentant les surfaces dévolues aux forêts de feuillus indigènes et aux zones agricoles extensives.

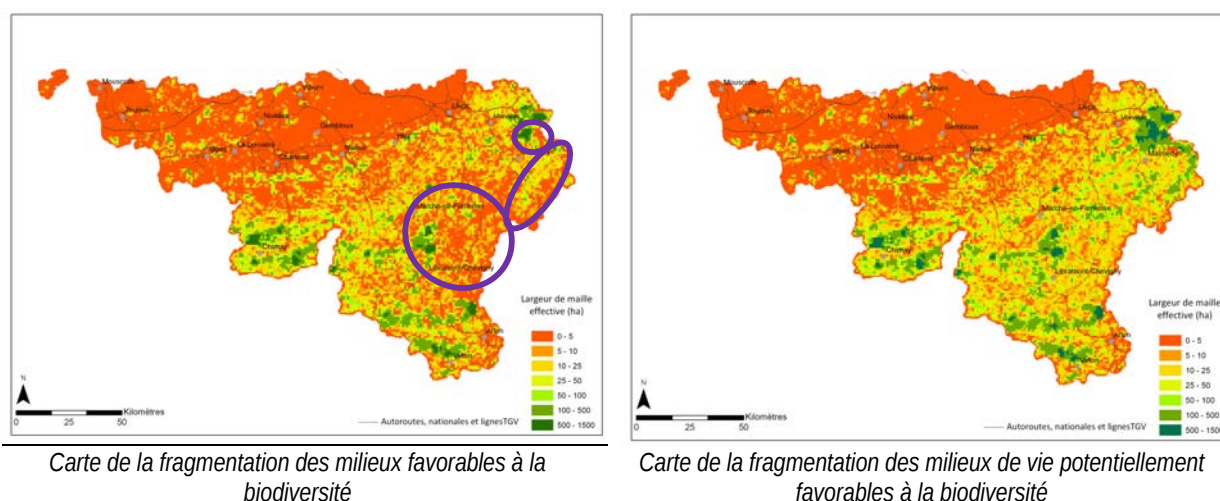


Figure 26 : Comparaison des résultats obtenus en différenciant les milieux favorables et potentiellement favorables à la biodiversité

L'ensemble des résultats obtenus affinent le diagnostic européen qui évalue une largeur de maille effective de 250 km² pour la Wallonie. La présente étude montre nettement que ces résultats européens sous-estiment la fragmentation du territoire wallon.

6 Discussions

L'avantage principal de l'indicateur utilisé est sa simplicité et sa facilité de compréhension. Il permet de fournir un état des lieux de la fragmentation d'un territoire, et ce, indépendamment de ses caractéristiques et sans que sa superficie n'influe sur les résultats. Les données à utiliser sont, de plus, relativement simples (occupation du sol).

Il convient d'apporter quelques nuances aux résultats obtenus. La première est liée à l'indice lui-même. Sa simplicité d'utilisation et de données à rentrer dans le modèle induisent inévitablement une sensibilité et une fiabilité des résultats limitées. La binarité de l'indice (milieux d'intérêt ou obstacle) entraîne une prise en compte absolue des obstacles et des milieux sans les différencier. L'hétérogénéité du paysage est réduite à un espace homogène, les déplacements y étant effectués sans aucune gêne. Il est également supposé qu'un obstacle représente une barrière stricte à toutes les espèces sans distinguer un obstacle infranchissable d'un obstacle de moindre importance écologique.

Néanmoins, la structure et la « fonctionnalité » écologique des barrières sont deux choses différentes. Dans ce type de modélisation, il n'est possible de prendre en compte au mieux que les effets supposés de la fragmentation et la structure des barrières. Les obstacles considérés ne prennent pas en compte certaines gênes additionnelles telles que la pollution (cas de nombreux cours d'eau par exemple) et l'impact réel d'infrastructures sur les populations de différentes espèces (mortalité liée au trafic sur certaines infrastructures, bruit, chaleur, etc.). Même si certains de ces impacts étaient connus, ils ne pourraient être évalués que pour des espèces particulières et ne pourraient être généralisés dans le cadre de cette étude.

L'indicateur pose une difficulté supplémentaire quant aux obstacles. Les obstacles entaillant une tache sans la traverser – et la découper – sont considérés comme moins fragmentants étant donné que le seul impact écologique pris en compte est la baisse de surface de la tache. Ils peuvent néanmoins constituer un obstacle au déplacement de nombreuses espèces qui ne peuvent le contourner (longueur importante par exemple).

Le manque de données adéquates pour les objectifs de la recherche constitue un deuxième paramètre limitant les intérêts de l'indicateur. Malgré la simplicité du calcul de l'indicateur, il reste néanmoins dépendant des données de couverture du sol disponibles : précision de la nomenclature de la légende et résolution. Les données les plus accessibles dont le traitement informatique est aisé en Région wallonne sont la base de données de la Carte Numérique d'Occupation du sol de Wallonie (COSW). La typologie concernant les milieux biologiquement intéressants est donc relativement limitée mais permet une première approche de ce paramètre.

Une part significative des milieux d'un intérêt biologique avéré ne sont quasiment pas inventoriés et donc non cartographiés en Région wallonne. En effet, les bases de données existantes, qu'elles soient liées à la Région wallonne (COSW- ou à l'institut géographique nationales (TOP 10V), ne considèrent que très peu les zones non urbanisées et présentant un intérêt écologique particulier. Une rapide comparaison de certains inventaires wallons mettent en évidence le patrimoine biologique (réserves naturelles, sites de

grand Intérêt biologique, zones humides de grand intérêt biologique, etc.) et la cartographie mentionnée montre que ces zones peuvent être classées dans des typologies diverses tant à l'IGN que dans la base de données de la COSW.

Notons également que certains obstacles n'ont pas été pris en compte par manque d'intégration aux bases de données régionales. Il s'agit entre autres d'obstacles tels que les RAVeL qui constitueraient des obstacles infranchissables pour de nombreuses espèces (pas de système de doubles bandes entraînant des températures au sol et avoisinantes très importantes pour de nombreux insectes (insectes marcheurs et papillons par exemples). De plus, certains obstacles sont peu ou mal caractérisés. Par exemple, il est fort probable que l'effet barrière soit accentué par des berges artificialisées par rapport à des berges naturelles ou semi-naturelles.

Les données relatives aux zones limitrophes de la Wallonie conduisent de plus à un biais dans le modèle aux marges de la Région, y surestimant la fragmentation. En effet, il n'existe pas de cartographie de l'occupation du sol ou des milieux naturels d'intérêt de précision identique à celle de la Région wallonne ce qui empêche le développement de l'indicateur et un niveau de fiabilité similaire à celui calculé à l'intérieur de la Wallonie. Il serait nécessaire de disposer de données afin de « compléter » les taches d'habitat empiétant sur la limite régionale.

Une troisième raison trouve son origine dans la prise en compte des diverses barrières écologiques. Nous l'avons déjà mentionné à plusieurs reprises, des obstacles écologiques pour certaines espèces ne sont pas infranchissables pour d'autres. Ainsi, par exemple, les cours d'eau ont été considérés comme des obstacles écologiques alors qu'ils peuvent constituer des milieux de vie pour de nombreuses espèces, être relativement perméables au passage d'espèces, constituer un obstacle infranchissable pour d'autres ou encore être un facilitateur de déplacements pour les espèces les longeant. L'indicateur de largeur de maille effective ne permet pas ces distinctions.

Un autre aspect des obstacles à considérer est l'influence de l'utilisation de certaines structures fragmentant le territoire wallon. Les routes nationales, par exemple, ne sont pas fréquentées de manière identique, le trafic pouvant varier fortement d'une route à l'autre. Il serait intéressant de compléter la présente étude de données liées au trafic routier et ferroviaire. Ces dernières données devraient alors être actualisée selon l'évolution du trafic.

Dans le sens contraire, l'ensemble des zones urbaines et artificialisées (abords de bâtiments, zones associées au réseau de transport, etc.) sont considérées comme des obstacles. Une certaine biodiversité survit et peut néanmoins se développer en milieu artificialisé (insectes, écureuils, renards, hérissons, moineaux, hirondelles de fenêtre, etc.).

6.1 Perspectives

La présente étude fournit une base de comparaison pour des travaux ultérieurs. Grâce à elle, nous disposons désormais d'une méthodologie et de résultats pour déterminer l'évolution de la largeur effective de maille et déceler d'éventuels changements de tendance.

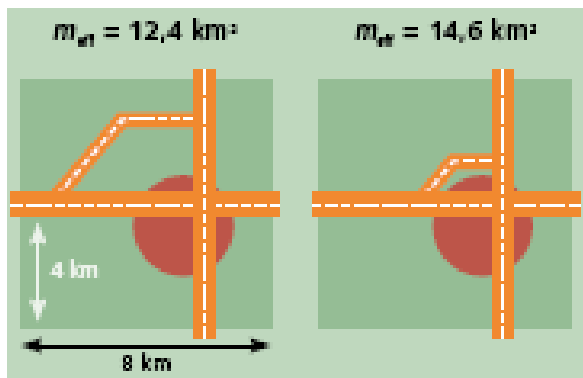


Figure 27 : Exemple d'utilisation de l'indicateur afin d'éviter de fragmenter d'avantage le territoire (Jaeger, 2008)

Il est important de rappeler que les résultats obtenus peuvent être utilisés afin d'éviter de fragmenter d'avantage le territoire mais n'ont pas la vocation de définir des corridors écologiques. La méthode peut néanmoins être utilisée comme instrument d'analyse pour diverses applications. Par exemple, elle permet de fournir des informations quantitatives concernant l'évolution de la fragmentation suite à des voies de communication déjà planifiées.

Le phénomène de péri-urbanisation constituant une menace pour les déplacements des espèces, il mérite d'être investigué par d'autres études. Des conclusions opérationnelles s'appuieront sur des études de types « coûts-déplacements » pour de nombreux groupes d'espèces et sur des inventaires de terrains. Cependant, à une échelle locale, différentes variantes de zones d'implantations pourraient être comparées du point de vue de leurs effets sur la largeur effective de maille.

Par ailleurs, il pourrait être intéressant de calculer un indicateur de largeur de maille effective pour des habitats d'espèces sensibles ou menacées afin d'évaluer le besoin de restauration de certains milieux et de suppression d'obstacles (par exemple, dans le cadre de projets LIFE).

La méthode facilite l'élaboration de propositions concrètes indiquant quels obstacles écologiques pourraient être démolis pour obtenir un effet positif sur la largeur effective de maille. En effet, la suppression d'anciennes structures fragmentaires comme certaines routes asphaltées de campagne, d'anciennes voies de communication, etc. peuvent être envisagées, et ce, d'autant plus que de nouvelles infrastructures sont construites.

Comme cela a déjà été mentionné, des résultats similaires à ceux présentés dans cette étude pourraient être envisagés sur base d'une maille régulière d'un hectare et de données biologiques précises. Ils permettraient à la fois d'affiner l'état des lieux réalisés et d'évaluer efficacement l'évolution temporelle de la fragmentation du territoire wallon.

Finalement, il serait intéressant de comparer les régions et de mettre en relation la densité de population ou la croissance économique (ou d'autres facteurs pertinents) avec la fragmentation des habitats. On

percevrait dans quelles régions la croissance économique évolue parallèlement à l'augmentation de la fragmentation et dans lesquelles on a pu la rendre indépendante du degré de fragmentation.

Références bibliographiques

- BEKKER, HANS, & IUELL, BJØRN. (2003). Habitat fragmentation due to infrastructure. UC Davis: Road Ecology Center. Retrieved from: <http://escholarship.org/uc/item/9693w540>
- BERTILLER, R., C. SCHWICK, & J. JAEGER. 2007. Landschaftszerschneidung Schweiz: Zerschneidungsanalyse 1885-2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. ASTRA-Bericht. 229 pp. The Swiss Federal Roads Authority, Bundesamt für Strassen, ASTRA, Bern, Switzerland.
- BOGAERT J. (2003) Lack of Agreement on Fragmentation Metrics Blurs Correspondence between Fragmentation Experiments and Predicted Effects, 2003
- BUREL F. & BAUDRY J. (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris : TEC&DOC
- CLERGEAU P. & DÉSIRÉ G. (1999). Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappe Monde* 55 (199 :3) :19-23
- Collectif (2008). Etat de l'Environnement Wallon 2008. [en ligne]. Disponible sur : <http://environnement.wallonie.be/eeew/>
- Collectif (2009). Etat de l'environnement Suisse 2008-2009. [en ligne] : <http://www.bafu.admin.ch/umwelt/?lang=fr>
- COLLINGE S.K (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Urban and Landscape Planning* 36 :59-77.
- Convention européenne des paysages, florence 20 octobre 2000 [en ligne] : <http://conventions.coe.int/Treaty/fr/Treaties/Html/176.htm>
- Déclaration de Politique régionale wallonne (16 juillet 2009) [en ligne] sur : <http://www.uwe.be/presse/communiqués/déclaration-de-politique-regionale-wallonne.pdf/view>
- DELESCAILLE L-M., (1993). Le maillage écologique et l'espace rural. *Ann. de Gembloux*, 99 : 61-69.
- DELESCAILLE L-M., (1995). *Pourquoi et comment faire un état des lieux du patrimoine naturel de sa commune ?* Dossier technique à l'usage des auteurs de projets. Jambes. MRW, 16p
- 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 sauvages (JO L 205 du 22/7/1992), articles 6, 13 et 15, et article 22, point b).
- DUFRENE M. (2003). Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques. [en ligne] : <http://biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/fragmentation.htm>
- EPPS, C.W., PALSBOILL, P.J., WEHAUSEN, J.D., RODERICK, G.K., RAMEY, R.R. & MCCULLOUGH, D.R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters* 8, 1029-1038.
- European Environment Agency (2006). Urban sprawl in Europe: The ignored challenge. EEA Report No 10/2006, ISBN 92-9167-887-2. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- FISCHER J. & LINDERMAYER D. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16 (3) : 265-280.
- FORMAN R.T.T & GODRON M. (1986). *Landscape Ecology*. New-York. Wiley: 619p.
- FORMAN, R.T.T. & ALEXANDER, L.E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29 : 207-231.
- GENELETTI D., 2005. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 257- 267

- GIRVETZ, EVAN H, THORNE, JAMES H., BERRY, ALISON M., & JAEGER, JOCHEN A.G. (2007). Integrating Habitat Fragmentation Analysis into Transportation Planning Using the Effective Mesh Size Landscape Metric. UC Davis: Road Ecology Center. Retrieved from: <http://www.escholarship.org/uc/item/6cj9g88f>
- GIRVETZ, EVAN H, THORNE, JAMES H., BERRY, ALISON M., JAEGER & JOCHEN A.G. (2007). Integrating habitat fragmentation analysis into transportation planning using the effective mesh size landscape metric. UC Davis: *Road Ecology Center*. Retrieved from : <http://www.Scholarship.org/uc/item/6cj9g88f>
- Gouvernement wallon (1999). Schéma de développement de l'espace régional (SDER). 233p.
- GUSTAFSON, E.J. & PARKER, G.R. (1992). Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- HANSKI, I. et OVASKAINEN, O. (2002). Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology*, 16: 666-673.
- JAEGER J, ESSWEIN H. & SCHWARZ-VON RAUME H-S. (2005). Une mesure de la fragmentation du paysage: la largeur effective de maille meff.
- JAEGER, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology* 15(2): 115-130.
- JAEGER, J., SCHWICK, C., BERTILLER, R. & KIENAST, F. (2008) : Landschaftszersiedelung Schweiz – Quantitative Analyse 1935-2002 und Folgerungen für die Raumplanung (Mitage du paysage en Suisse – analyse quantitative de 1935 à 2002 et conclusions pour l'aménagement du territoire). Rapport final scientifique. Fonds national suisse, Programme national de recherche PNR 54 « Nachhaltige Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur » (Durabilité des infrastructures d'habitat et de transport). Zurich, 344 p.
- JOCHEN A.G. JAEGER A.*, RENE' BERTILLER B, CHRISTIAN SCHWICK C & FELIX KIENAST (2009). Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological indicators* 10 : 397-406.
- JONGMAN RHG. (2002). Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58: 211-221.
- LETHUILLIER S., 2007. La fragmentation du territoire franc-comtois - Approche cartographique. Rapport de stage Université de Franche-Comté – DIREN.
- MAHY G. (2003). Restauration des populations végétales : le point de vue des diaspores. *Les Naturalistes belges*. 84 (2-3-4),85-96
- MAZEROLLE, M.J., HUOT, M., GRAVEL, M. (2005). Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica* 61 : 380-388.
- PAILLAT G. & BUTET A. (1994). Fragmentation et connectivité dans les paysages : importance des habitats corridors pour les petits mammifères. *Arvicola*. 6 : 5-12.
- REIJNEN, R. & FOPPEN, R. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in Woodland.4. Influence of population-size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32 :481-491
- RILEY, S.P.D., POLLINGER, J.P., SAUVAJOT, R.M., YORK, E.C., BROMLEY, C., FULLER, T.K. & WAYNE, R.K., (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15 :1733-1741.
- SCHWICK C. (2009). . Mitage et morcellement du paysage dans les sites IFP. Une étude sur mandat de Pro Natura et de la Fondation suisse pour la protection et l'aménagement du territoire. [en ligne] : <http://www.pronatura.ch/content/index.php?lang=3&mz=1>
- SCHWICK, C, BERTILLER, R. & JAEGER, J. (2007): Degree of landscape fragmentation in Switzerland: Quantitative analysis 1885-2002 and implications for traffic planning and regional planning. Condensed version. Swiss Federal Statistical Office, Neuchâtel, 36 pp. [en ligne]: www.gpe.concordia.ca/documents/LSZ-kurz-e-1,6MB.pdf
- TROCMÉ, M.; CAHILL, S.; DE VRIES, J.G.; FARRALL, H; FOLKESON, L.; FRY, G.; HICKS, C. & PEYMAN, J. (Eds.) (2003). The European Review: Prepared by COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure.
- UEZU A., Metzger JP. et Viellard J. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological conservation* 123: 507-519.

7 Annexes

7.1 Annexe 1 : Modèle de script utilisé pour le calcul de l'indicateur de largeur de maille effective

script_cosw_05_1_ha

Page

```
#####
# Programme de simulation de fragmentation du paysage
# Réalisation : Leclercq Alexandre et Launoy Sylvain (Bio-Ingénieurs CREAT , 2010)

#####

# Importation des modules
import os, sys, random, math, numpy, arcgisscripting
gp = arcgisscripting.create()
gp.OverwriteOutput = 1
try:
    gp.workspace = whsp
except :
    gp.workspace = "D:\\Sylvain\\fragmentation\\COSW_niv5\\COSW_niv5_1\\script_ha"

#####
#travail des couches en vue de limiter le temps de processus

gp.addfield_management ("cosw_05_1_ha.shp", "index","long")
gp.addfield_management ("cosw_05_1_ha.shp", "AreaT","double")
gp.addfield_management ("cosw_05_1_ha.shp", "Sta","double")
gp.addfield_management ("cosw_05_1_ha.shp", "Multi","double")

fcs = gp.ListFeatureClasses("cosw_05_1_ha","POLYGON")
#calcul géométrie des polygones
fcs.Reset()
fc = fcs.Next()

while fc:

    properties = gp.Describe(fc)
    sShapeFieldName = properties.ShapeFieldName
    index=1
    rows = gp.UpdateCursor(fc)
    rows.Reset
    row = rows.Next()

    while row:

        geometry = row.GetValue(sShapeFieldName)
        row.SetValue("AreaT", geometry.Area)
        row.index=index #Création de l'index
        index=index+1
        rows.Updaterow(row)
        row=rows.Next()

    del row
    del rows
    fc = fcs.Next()

del fc
del fcs

#####
#Boucle de la maille

gp.addfield_management ("maille_ha.shp", "indexMM","long")
```

```
#création index de la Maille

fcs = gp.ListFeatureClasses("maille_ha","POLYGON")

fcs.Reset()
fc = fcs.Next()

while fc:

    properties = gp.Describe(fc)
    sShapeFieldName = properties.ShapeFieldName
    index=1
    rows = gp.UpdateCursor(fc)
    rows.Reset
    row = rows.Next()

    while row:

        row.indexMM=index    #Création de l'index
        index=index+1
        rows.Updaterow(row)
        row=rows.Next()

    del row
    del rows
    fc = fcs.Next()

del fc
del fcs

gp.Intersect analysis("maille ha.shp ; cosw 05 1 ha.shp ", "Intersect1 ha.shp")

fcs = gp.ListFeatureClasses("Intersect1_ha","POLYGON")

fcs.Reset()
fc = fcs.Next()

while fc:

    properties = gp.Describe(fc)
    sShapeFieldName = properties.ShapeFieldName
    rows = gp.UpdateCursor(fc)
    rows.Reset
    row = rows.Next()

    while row:

        geometry = row.GetValue(sShapeFieldName)
        row.SetValue("Sta", geometry.Area)

        rows.Updaterow(row)
        row=rows.Next()

    del row
    del rows

    rows = gp.UpdateCursor(fc)
    rows.Reset
    row = rows.Next()

    while row:
```

```
Sta=row.Sta
Stot=row.AreaT
row.Multi=Sta*Stot    #Création de l'index
rows.Updaterow(row)
row=rows.Next()

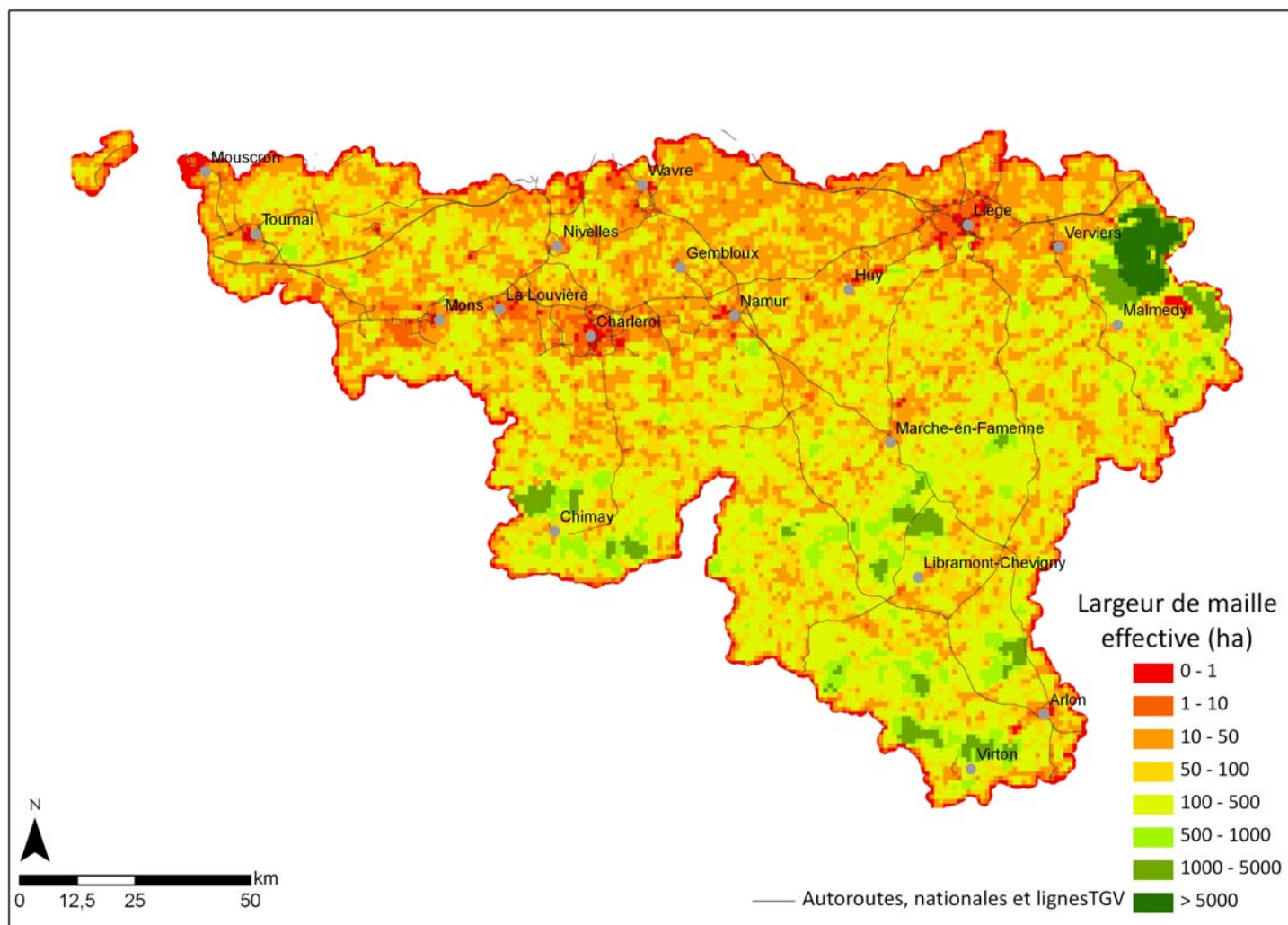
del row
del rows
fc = fcs.Next()

del fc
del fcs

gp.Statistics_analysis("Intersect1_ha.shp","R1_ha.dbf","Multi sum","indexMM")

gp.copy_management("maille_ha.shp","maille_result1_ha.shp")
```

7.2 Annexe 2 : Carte de fragmentation (largeur de maille effective) de la Région wallonne pour les milieux perçus favorable à la nature selon la typologie d'occupation du sol de deuxième niveau



7.3 Annexe 3 : Carte de fragmentation (largeur de maille effective) de la Région wallonne pour les milieux potentiellement favorable à la nature selon la typologie d'occupation du sol de deuxième niveau

