

Etat de l'Environnement wallon

Etudes - Expertises

L'érosion de la biodiversité : les carabides

Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du
Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon

Ce Rapport est réalisé sous la responsabilité exclusive de son auteur et n'engage pas la Région wallonne

Marc DUFRENE

Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois à Gembloux
Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement
Ministère de la Région wallonne

Konjev DESENDER

Coleoptera Research Group - Curator Coleoptera
Department of Entomology
Royal Belgian Institute of Natural Sciences



Juin 2006

Marc DUFRENE est Licencié en zoologie (1984) et Docteur en Sciences Biologiques de l'UCL (1992). Il assure la coordination scientifique des activités de l'Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats au Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois à Gembloux. Cet observatoire a pour but de rassembler et coordonner les différents projets d'inventaire et de surveillance de la biodiversité, soit au travers du suivi de groupes biologiques, soit par l'identification de sites de grand intérêt biologique.

Konjev DESENDER est Licencié en zoologie (1978) et Docteur en Sciences Biologiques de l'UGent (1987). Il est l'auteur du premier Atlas de répartition des Carabides en Belgique et il a réalisé de très nombreux travaux sur les Carabides, que ce soit dans le domaine de la biologie de la conservation, de la génétique ou de l'écologie, en Belgique et à l'étranger (Europe, Galapagos, Ile de Paques). Il Travaille à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (Bruxelles) dans le Département d'Entomologie. Une partie des recherches actuelles ont pour but d'intégrer l'histoire des forêts, la distribution des coléoptères et la génétique évolutive à différentes échelles géographiques en Belgique.

Les Rapports sur "l'état de l'environnement wallon" sont établis par la Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement (DGRNE) du Ministère de la Région wallonne, en étroite collaboration avec les universités et les centres de recherche francophones de Wallonie et de Bruxelles (Art. 5 du Décret du 21 avril 1994 relatif à la planification en matière d'environnement dans le cadre du développement durable).

Le 31 mai 2002, le Gouvernement wallon a adopté une convention -cadre pour financer la mise en place d'une coordination inter-universitaire, fondée sur une équipe scientifique permanente et sur un réseau d'expertise. Cette convention-cadre a été passée avec le Centre d'Etude du Développement Durable (CEDD) de l'Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire (IGEAT) de l'Université Libre de Bruxelles (ULB). L'équipe scientifique est pluridisciplinaire et travaille avec la DGRNE qui assure la coordination générale. Les chercheurs comme les experts scientifiques sont issus de différentes universités.

<http://environnement.wallonie.be/ew>

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	4
2. MÉTHODE D'ANALYSE POUR L'ENSEMBLE DU JEU DE DONNÉES	5
2.a. Principe de la méthode d'analyse	5
2.b. Estimation de l'intensité de l'échantillonnage	5
2.c. Tests statistiques et définition des catégories de liste rouge	10
2.d. Traits d'histoire naturelle retenus	12
3. RÉSULTATS POUR L'ENSEMBLE DU JEU DE DONNÉES	13
3.a. Analyse des tendances	13
3.b. Catégorie IUCN.....	14
3.c. Traits d'histoire naturelle	14
4. DISCUSSIONS POUR L'ENSEMBLE DU JEU DE DONNÉES	15
5. MÉTHODE D'ANALYSE POUR LES GENRES CARABUS, CICINDELA ET CALOSOMA	18
6. RÉSULTATS POUR LES GENRES CARABUS, CICINDELA ET CALOSOMA.....	19
7. DISCUSSIONS POUR LES GENRES CARABUS, CICINDELA ET CALOSOMA	20
8. INTERPRÉTATION ET ACTIONS MISES EN OEUVRE.....	20
9. CONCLUSIONS	23
9. BIBLIOGRAPHIE.....	24

1. Introduction

Les carabides sont des insectes coléoptères largement distribués dans le monde et très diversifiés (près de 60.000 espèces). Ce groupe comporte en Belgique plus de 400 espèces dont au moins 366 ont été répertoriées en Wallonie. Les représentants les plus spectaculaires sont les grands carabes du genre *Carabus* comme le carabe doré, très fréquent autrefois dans les potagers, et les cicindèles, souvent observées à l'affût d'autres insectes dans les zones dénudées et exposées au soleil comme les chemins et les sentiers.

Les carabides occupent tous les habitats terrestres, qu'il s'agisse de milieux naturels et semi-naturels (tourbières, landes, pelouses calcaires, forêts,...) ou de milieux déjà fortement modifiés par les activités humaines (cultures, prairies amendées, agglomérations ...). Les assemblages d'espèces de carabides sont toujours très caractéristiques des habitats occupés, ils sont à ce titre d'excellents indicateurs de l'intégrité des milieux.

Deux-tiers environ des carabides sont des prédateurs, plus ou moins spécialisés selon les espèces. Ils dépendent donc de la richesse locale en proies, elle-même liée à la diversité et à la productivité végétales. L'importance de leur rôle dans le contrôle des pestes des cultures a été démontrée, notamment en Wallonie. En forêt, les seuls prédateurs spécifiques des chenilles processionnaires sont des carabides du genre *Calosoma*. L'autre tiers est composé d'espèces phytophages parfois très spécialisées, souvent liées aux milieux semi-naturels ouverts et secs.

La Loi sur la Conservation de la Nature ne protège actuellement que deux espèces (*Calosoma inquisitor* et *Carabus cancellatus*), ce groupe n'ayant pas pu faire l'objet, comme d'autres groupes, d'une mise à jour des statuts de protection lors de la préparation du décret Natura2000 en 2001. Il s'agit pourtant d'un groupe très intéressant, notamment pour des habitats moins bien visés par les autres groupes d'espèces comme par exemple, les forêts, les landes et les bords des eaux de surface (habitats rivulaires). L'un des buts du travail réalisé est d'identifier les groupes biologiques de Carabides les plus menacés en Wallonie (liste rouge) en vue d'une éventuelle incorporation de certaines espèces dans les listes d'espèces protégées.

Ce groupe est l'un des rares pour lequel on a de très nombreuses données anciennes qui permettent d'avoir une idée correcte des distributions au début du siècle. Toutefois, la détection de tendances nécessite une approche méthodologique bien détaillée pour contrôler autant que possible les différences d'échantillonnage entre les périodes.

Deux analyses complémentaires sont réalisées :

- une **analyse globale pour toutes les espèces**. On ne peut que subdiviser le jeu de données en deux périodes et utiliser 1950 comme seuil car les données < 1985 ne sont actuellement disponibles qu'en deux périodes avant et après 1950 (données de l'atlas de Desender, 1986). Les premières observations disponibles datent de la première moitié du IX^{ième} siècle. Après 1985, les données détaillées disponibles ont été ajoutées. La base de données comporte **20.072** occurrences, une occurrence étant définie comme étant une combinaison univoque d'un taxon, d'un carré UTM 10 km x 10 km concerné par la Wallonie et d'une période. La base de données décrit la répartition de **366 espèces** dans **228 carrés**. Si on ne garde que les carrés dominés par la Wallonie (> 50%), on conserve 16.088 occurrences décrivant la répartition de 359 espèces dans 172 carrés. Depuis la réalisation de la liste rouge wallonne pour l'Etat de l'Environnement Wallon, les données ont pratiquement doublé et correspondent à la fois à des données anciennes et des données nouvelles.

- une **analyse détaillée des genres Carabus, Cicindela et Calosoma**. On dispose en effet pour ces trois genres de données encodées de manière détaillée ce qui permet de réaliser une analyse plus fine des tendances des répartitions. Le jeu de données de base recèle 9.137 observations des 25 espèces concernées pour une date et un carré UTM 10 km x 10 km. Ces données sont synthétisées pour l'analyse par taxon, année et carré et cela correspond à 3.420 occurrences pour une période allant de 1834 à 2005.

2. Méthode d'analyse pour l'ensemble du jeu de données

2.a. Principe de la méthode d'analyse

Le principe est de comparer pour chaque espèce la taille de la répartition pour les deux périodes en prenant comme référence un critère indépendant qui mesure l'intensité d'échantillonnage. Pour évaluer correctement l'évolution de la répartition des espèces, il est nécessaire de bien évaluer l'échantillonnage des carrés utm 10 km x 10 km aux cours des deux périodes. On ne peut effectivement comparer simplement la taille des aires de chaque espèce aux deux périodes car celle-ci dépend de la manière dont l'échantillonnage a été réalisé. Il n'est pas facile de mesurer correctement ce rapport.

Pour calculer les tendances de chaque espèce (le % de variation), on utilise traditionnellement le rapport suivant :

$$\text{Indice1} = (\text{per2} - \text{per1}) / (\text{per1})$$

Avec `per1` = taille de l'aire occupée en période 1 et `per2` = taille de l'aire occupée en période 2. Cet indice est toutefois asymétrique puisqu'il varie de -100% à l'infini.

Si on veut tenir compte de la différence d'échantillonnage, la taille de l'aire occupée en période 2 doit être pondérée par le rapport des intensités d'échantillonnage :

$$\text{Indice1p} = (\text{per2} - \text{per1} * (\text{sum2}/\text{sum1})) / (\text{per1} * (\text{sum2}/\text{sum1}))$$

avec `sum1` = nombre de référence pour estimer l'échantillonnage en période 1 et `sum2` = nombre de référence pour estimer l'échantillonnage en période 2, la lettre `p` pour "pondéré".

Pour calculer les tendances de chaque espèce avec un rapport symétrique, qui varie de -100% à + 100%, on peut utiliser la formule suivante :

$$\text{Indice2} = (\text{per2} - \text{per1}) / (\text{per1} + \text{per2})$$

Pour tenir compte des différences d'échantillonnage, on utilisera alors la pondération suivante :

$$\text{Indice2p} = (\text{per2} - \text{per1} * (\text{sum2}/\text{sum1})) / (\text{per1} * (\text{sum2}/\text{sum1}) + \text{per2})$$

2.b. Estimation de l'intensité de l'échantillonnage

Dans le cas présent, on ne dispose d'aucune évaluation possible de l'intensité d'échantillonnage (nombre de visites, de sessions de piégeage, ...). On se base alors sur des estimateurs de l'intensité de l'échantillonnage. Le plus utilisé est la somme pour chacune des périodes des nombres de carrés occupés par toutes les espèces ou, sa version symétrique, la somme des nombres d'espèces pour tous les carrés (cfr Desender, 1986; Stroot et Depierreux, 1989). On compare alors la répartition de chaque espèce à la somme des répartitions de toutes les autres espèces pour chacune des deux périodes. Ce rapport est relatif, c'est-à-dire qu'il suppose que les augmentations compensent les régressions et que donc l'ensemble du groupe est stable. Il suppose aussi que pour une intensité d'échantillonnage donnée, les espèces ont la même probabilité d'être observées.

Le **nombre d'espèces total** pour les deux périodes est respectivement **8.512** espèces*carrés pour la période 1 et de **11.562** espèces*carrés pour la période 2. Le rapport de la période 2/periode 1 ($\text{sum2}/\text{sum1}$) est donc de **136%**.

Toutefois, ce rapport n'est sans doute pas une évaluation correcte des différences d'échantillonnage. Quand on compare la répartition des carrés les mieux échantillonnés en période 1 et en période 2 (**Figure 1**), la distribution de l'échantillonnage est loin d'être similaire. En période 1, les données se concentrent autour des grandes villes (périphérie bruxelloise, Liège et basse vallée de l'Ourthe, Arlon) et les lieux de villégiature (Dinant, La Roche-en-Ardenne, Torgny).

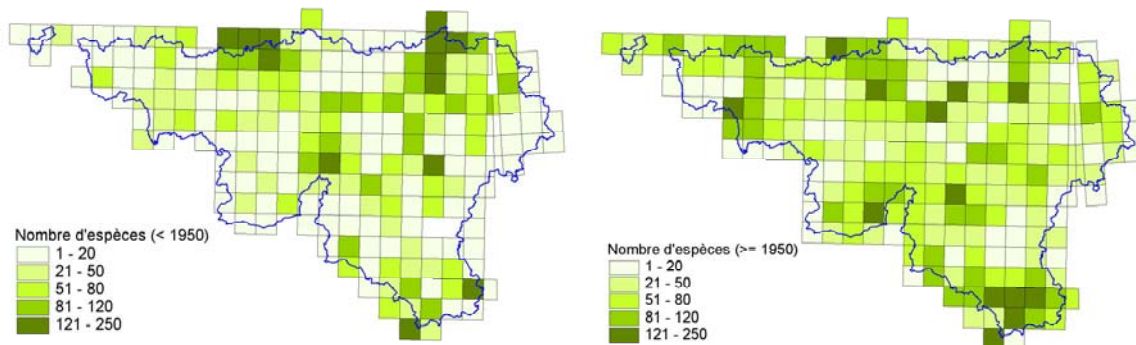


Figure 1. Distribution du nombre d'espèces par carré pour les périodes 1 et 2 (catégories =1 à 20, 21 à 50, 51 à 80, 81 à 120 et plus de 120 espèces)

La figure suivante montre que la période 2 se caractérise par un nombre des carrés mieux échantillonnés bien plus important que pour la période 1.

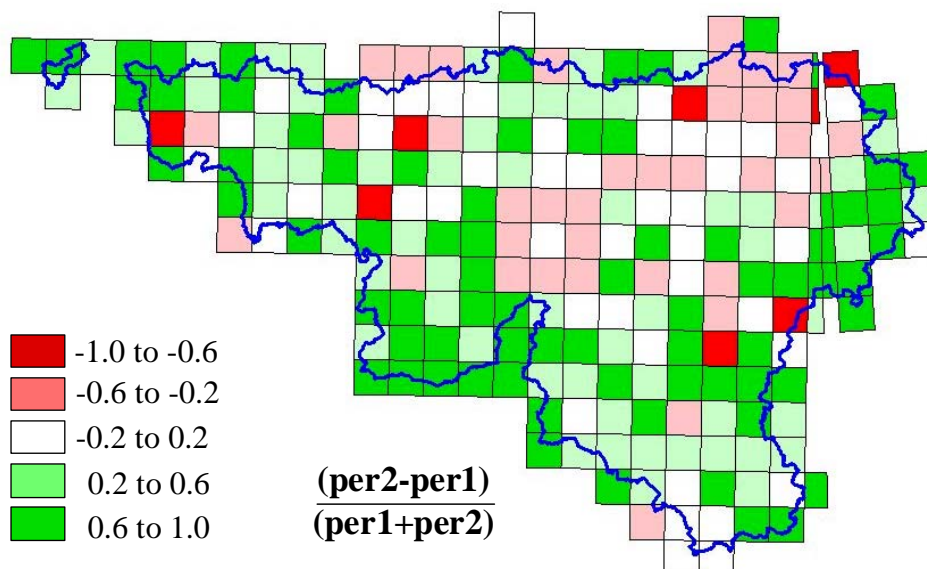


Figure 2. Evaluation des différences d'intensité d'échantillonnage pour les deux périodes

La carte montre les différences d'échantillonnage carré par carré avec un indice qui varie de -1 (rouge, quand les carrés sont beaucoup mieux échantillonnés en période 1) à +1 (vert, quand les carrés sont beaucoup mieux échantillonnés en période 2). La carte montre bien un beaucoup plus grand nombre de carrés mieux échantillonnés en période 2. Cette impression est confirmée par une analyse de la distribution des valeurs de nombres d'espèces pour les deux périodes.

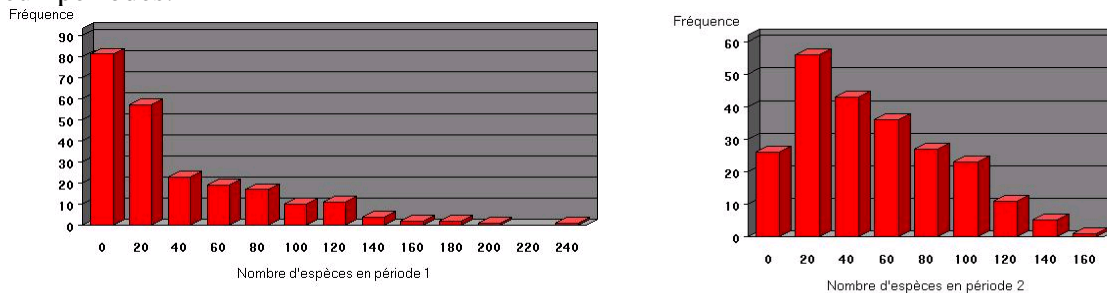


Figure 3. Distribution du nombre d'espèces par carré pour les périodes 1 et 2

La distribution de fréquence du nombre d'espèces montre une courbe complètement asymétrique pour la période 1 et une courbe qui présente un mode aux alentours de 20 espèces¹. Cela traduit un bien meilleur échantillonnage (cfr. <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/methodo/exhaustivite.htm>) en période 2. Il est donc nécessaire de vérifier si un autre indice ne peut pas être utilisé.

La supposition que les espèces ont la même probabilité d'être observées peut être vérifiée par le graphique suivant. Cette figure montre qu'en fonction de la richesse totale d'un carré, la fréquence des espèces rares (qui occupent moins de 25 carrés), celle des espèces moyennement communes (qui occupent de 25 à 80 carrés) et celle des espèces répandues (qui occupent plus de 80 carrés) sont bien loin d'être similaires.

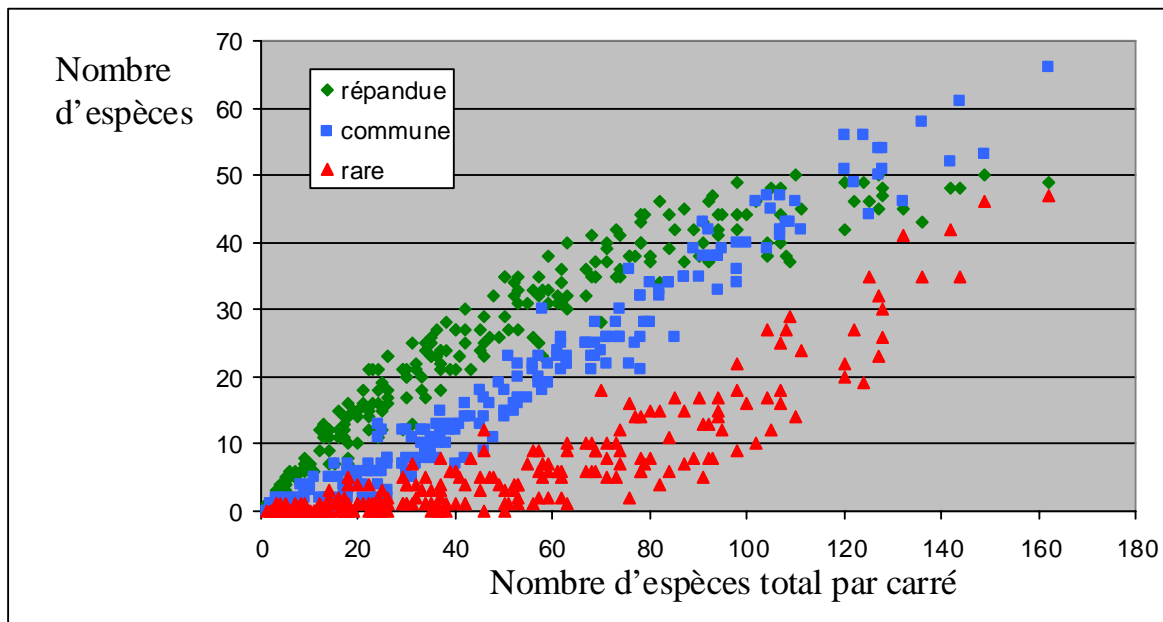


Figure 4. Nombre d'espèces largement répandues (> 80 carrés; 51 espèces au total), d'espèces communes (entre 80 et 25; 232 espèces au total) et d'espèces rares (< 25 carrés; 86 espèces au total) en fonction du nombre total d'espèces dans les carrés UTM pour la période 2

¹ A contrario, on remarquera aussi qu'en période 2 le maximum observé est de 162 espèces alors qu'en période 1 on a au moins 5 carrés avec plus de 160 espèces et un maximum 233 espèces.

La **Figure 4** montre que la fréquence des espèces répandues est bien plus élevée dans les carrés peu échantillonnés puis leur proportion diminue puisque les espèces communes augmentent régulièrement et les espèces rares apparaissent beaucoup plus tard. Pour obtenir pratiquement toutes les espèces répandues, il faut en général obtenir plus de 120 espèces au total. On est donc bien loin d'avoir un échantillonnage exhaustif des carrés UTM ! Cette figure confirme aussi que les espèces n'ont pas toutes la même probabilité d'être récoltées dans les carrés UTM.

Par ailleurs, si on calcule le pourcentage de carrés en commun, c'est-à-dire le nombre de carrés où l'espèce a été observée à la fois avant 1950 et après 1950, on remarque que globalement la moyenne de ce nombre est seulement de 13%. Si on ne prend que les espèces qui occupent plus de 50 carrés, elle reste encore très faible avec environ 27% de carrés communs aux deux périodes.

Il est donc nécessaire d'être prudent avec le principe d'utiliser la somme des nombres de carrés occupés par les espèces (= la somme des espèces dans les carrés) comme un indicateur fiable de l'intensité de l'échantillonnage ou pour utiliser des méthodes de correction qui supposent une bonne relation entre les résultats de la période 1 et de la période 2 (voir par exemple Telfer et al., 2002).

On peut aussi calculer le rapport entre les nombres de carrés échantillonnés en période 2 par rapport à la période 1 en ne comptant que ceux qui atteignent un minimum de nombre d'espèces.

Nesp	sum1	sum2	Rapport (sum2/sum1)
5	168	213	127%
10	145	200	138%
15	122	187	153%
20	109	170	156%
25	99	154	156%
30	88	142	161%
35	82	129	157%
40	78	116	149%
45	71	109	154%
50	65	100	154%

Tableau 1. Evaluation du rapport du nombre de carrés échantillonnés en période 2 (sum2) par rapport à la période 1 (sum1) en ne comptant les carrés qu'à partir d'un seuil variable de nombre d'espèces (nosp)

On remarque par exemple que si on ne compte que les carrés avec au moins 20 espèces (qu'on considère alors comme mieux échantillonnés), il y en a 109 en période 1 et 170 en période 2, soit un ratio de **156%**. Ce rapport reste d'ailleurs assez stable si on augmente le critère de nombre d'espèces et est sans doute proche de la réalité.

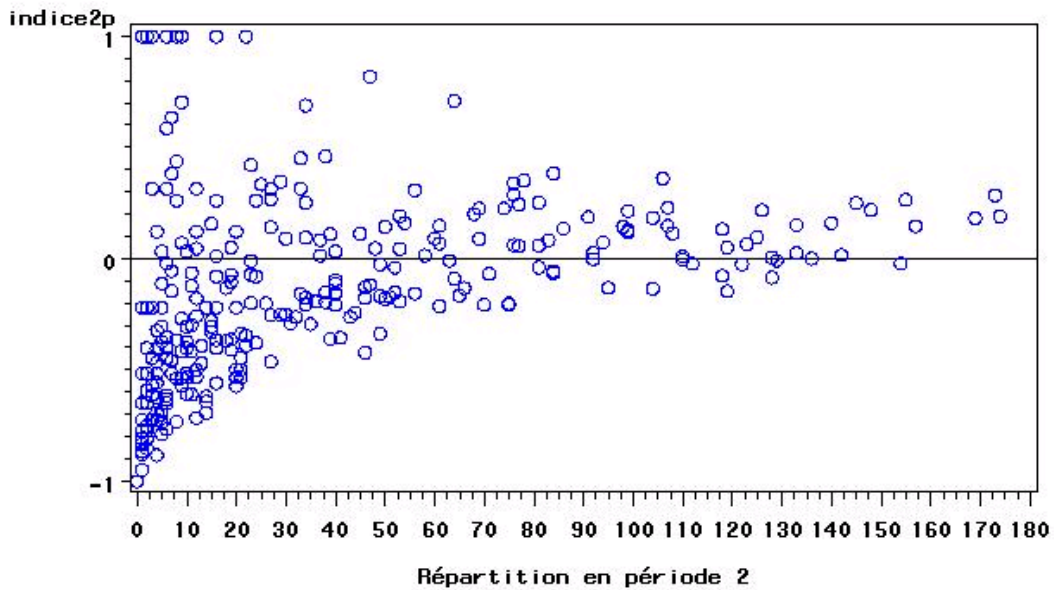


Figure 5. Relation entre la taille de la répartition après 1950 et l'indice symétrique de tendance de variation de l'aire

Si on utilise ce rapport de 156% pour calculer l'indice de tendance symétrique (indice2p, voir plus haut), on remarque (**Figure 5**) que la plupart des espèces fréquentes en période 2 montrent encore souvent un rapport positif, au-dessus de la valeur 0. Si certaines espèces ont pu effectivement augmenter leur taille de répartition, il est étonnant toutefois que cela concerne la majorité des espèces répandues.

Il est donc très probable que le rapport de 156% soit un rapport encore insuffisant et qu'en tout état de cause, les résultats de l'analyse qui sera réalisée sur cette base seront très conservateurs. Si une espèce est déclarée en régression, elle l'est de manière très importante; quand elle n'est pas identifiée comme telle, elle pourrait l'être.

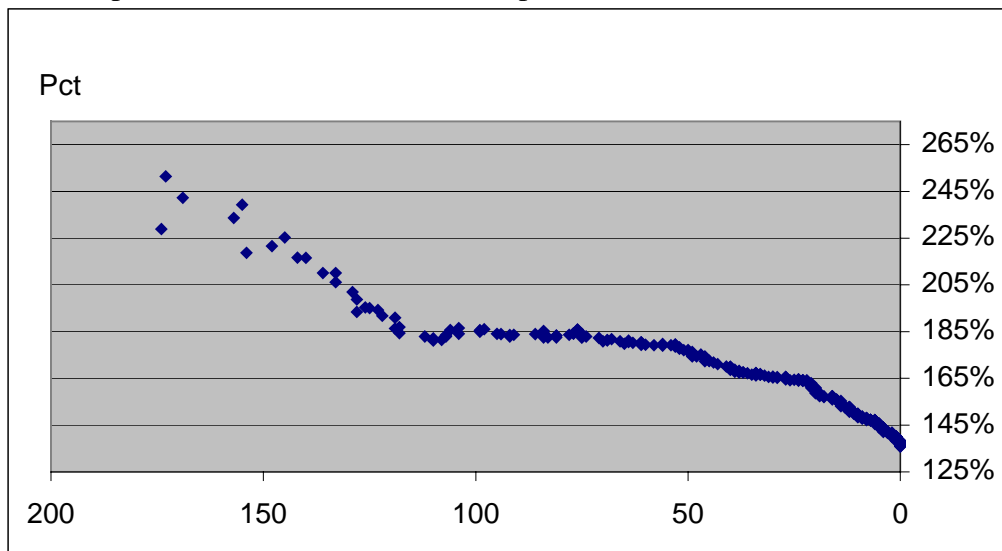


Figure 6. Evolution du rapport des tailles de répartition cumulées pour les deux périodes (pct) en fonction de la taille de l'aire en période 2, ordonnées dans un ordre décroissant

Comme les espèces répandues tendent toujours à être plus positives que les autres, on est reparti du rapport de base (rapport des sommes des aires de distribution aux deux périodes) mais en ne le calculant que sur les deux espèces les plus répandues, puis sur les 3, sur les 4, ... Lorsque toutes les espèces sont comptées le rapport atteint bien la valeur de 136% initialement obtenue. Au début, pour les espèces les plus répandues, on voit bien qu'elles montrent une augmentation très importante (entre 200 et 250%), puis le rapport des sommes cumulées diminue pour se stabiliser autour de 185-180% jusqu'au moment (lorsque la taille en période 2 est de l'ordre de 50 carrés) où il diminue beaucoup plus fort pour atteindre 136%. On pourrait supposer que ce rapport de **185-180%** représente une moyenne globale de l'effort d'échantillonnage puisque près de 25% des espèces les plus répandues répondent à ce seuil.

Toutefois, afin de garder des résultats conservateurs, c'est-à-dire qui n'identifient que des espèces en forte régression, on a préféré garder le rapport de 156% comme étant le rapport de référence.

2.c. Tests statistiques et définition des catégories de liste rouge

Le test de tendance s'effectue avec un test de vraisemblance (test de G) similaire au test de Chicarré et adapté à ce type de données. Les espèces sont déclarées significativement en régression ou en extension si la probabilité du test de G est inférieure à 5% (ou 10%, voir les résultats). Le principe est le suivant : on compare le nombre de carrés occupés par une espèce (ici *Calosoma inquisitor*) à la somme du nombre de carrés occupés par les autres espèces. Pour la période 1, on comparera donc 46 carrés à la somme de toutes les répartitions à laquelle on soustrait les 46 carrés de *Calosoma inquisitor*. Pour la période 2, on multiplie la somme de toutes les répartitions par le rapport de 156% et on soustrait les 44 carrés de l'espèce.

Test de G	< 1950	> 1950
<i>Calosoma inquisitor</i>	46	44
Autres espèces	$8512-46 = 8466$	$(8512*1,56)-44 = 13232,72$
Total	8512	$8512*1,56 = 13278,72$

Dans ce cas-ci, alors que le nombre de carrés où l'espèce a été observée dans chaque période est pratiquement resté identique, le test de G est largement significatif et l'espèce est considérée comme en régression significative ($p = 0.003$) car l'échantillonnage est considéré comme étant 1,56 plus important en période 2 qu'en période 1. La même opération est répétée pour toutes les espèces.

Pour utiliser des critères les plus proches possibles des critères IUCN (IUCN, 2001), on ne peut utiliser dans le cas des Carabides que les critères **A2c** (déclin de l'aire de répartition) et **B2** (taille de l'aire occupée). Aucune information n'est disponible sur la taille des populations ou les probabilités d'extinction. On suppose que, pour le critère A2c, la réduction du nombre de carrés de 10 km x 10 km est une estimation de la réduction de la taille des populations wallonnes. Pour le critère B2, on suppose que le fait qu'une espèce ne soit présente que dans un tout petit nombre de carrés en période 2 augmente significativement la probabilité d'extinction, à fortiori si les carrés sont isolés les uns des autres. En principe, les critères IUCN donnent une gradation de ces deux critères qui permet de classer les espèces en catégories EX ou RE (éteinte régionalement); CR (en danger critique), EN (en danger) et VU (vulnérable).

En Belgique, les auteurs ont souvent utilisés ces deux critères en combinaison dans un tableau à deux entrées permettant de définir les catégories IUCN (voir la synthèse de Maes & Van Swaay, 1997); utilisés sous une forme similaire par Desender et al (1995), Maes & Van Dyck (1996), Decler et al (2000) chacun adoptant l'un ou l'autre seuil.

Red list	B2-Rareté			
A2c-Déclin	0 < 1%	1% < 5%	5% < 12,5%	> 12,5%
> 76 %	CR	EN	VU	NT
51 - 75%	EN	EN	VU	NT
26 - 50%	VU	VU	VU	LC
< 25%	NT	LC	LC	LC

Tableau 2. Tableau utilisé pour définir les catégories IUCN (Maes & Van Swaay, 1997)

Suite aux nouvelles règles de définition des catégories IUCN, on peut d'abord adapter ce tableau pour respecter au mieux les seuils de régression (A2c : 80% (CR), 50% (EN) et 30% (VU) de régression les 10 dernières années, les causes de régression continuant probablement d'exister ou étant mal connues). La période considérée ici est beaucoup plus longue que 10 ans mais cela va dans le sens d'un résultat "conservateur". En effet, lorsqu'on estime qu'une espèce a diminué de plus de 80%, elle a en fait peut être disparu ou régressé plus encore depuis 20 ans puisque n'importe quelle observation depuis 1950 mais de plus de 10 ans contribue à ralentir sa régression.

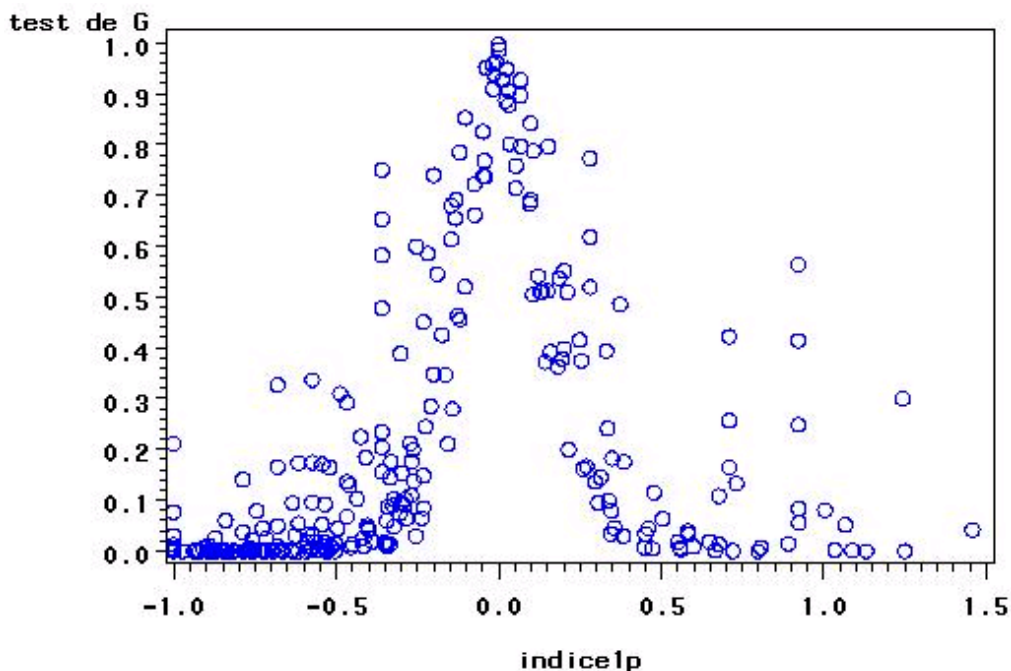


Figure 7. Partie de la relation entre la probabilité du test de G et la valeur de l'indice de tendance pondéré non symétrique (-100% à +900%) pour les différentes espèces

Ce critère de tendance n'est toutefois calculé que pour les espèces qui atteignent un niveau donné de probabilité (5% ou 10%). La **Figure 7** montre une partie de la relation générale entre la probabilité du test et la valeur de l'indice de variation (la partie droite atteint en réalité une valeur de plus de 900%). La relation à la forme d'une forme de cloche étroite, centrée sur 0; elle ne le serait pas si on ne corrigeait pas l'indice de variation avec le rapport d'échantillonnage. Mais cette figure montre qu'à la même valeur de l'indice de variation peut correspondre des niveaux de probabilité bien différents et qu'il est donc nécessaire de tenir compte des niveaux de probabilités obtenus avec le test de G et pas uniquement des valeurs de tendance pour ne conserver que celles qui ont une véritable signification.

Ensuite, pour les niveaux de rareté (**B2**), il faut choisir un seuil qui tienne compte de la précision de la maille (100 km² alors que la population de l'espèce n'occupe peut être qu'un ha) et du nombre de mailles possibles (Wallonie =228 carrés UTM). On a choisi des seuils identiques à Desender et al. (1995)² qui utilise aussi des carrés de 10 km x 10 km.

Enfin, les règles de l'IUCN impliquent que dès qu'un des niveaux de critères est atteint, on considère que l'espèce est considérée comme CR (A2c régression > 80% ou B2 < 4 carrés), EN (A2c régression de 50% à 80% ou B2 de 5 à 10 carrés) ou VU (A2c régression de 30% à 50% ou B2 de 11 à 25 carrés). Il n'y a que pour les régressions inférieures à 30% qu'on a choisi de décaler d'une classe la catégorie de liste rouge pour garder une évaluation conservatrice. Par ailleurs, toutes les espèces qui ne sont plus observées après 1950 sont codées en RE pour "éteinte régionalement".

Red list	B2-Rareté (carrés UTM 10x10 km)			
A2c-Déclin	< 4	4 à 10	11 à 25	26 à 50
> 80 %	CR	CR	CR	CR
51 - 80%	CR	EN	EN	EN
30 - 50%	CR	EN	VU	VU
< 30%	EN	VU	NT	LC

Tableau 3. Tableau proposé pour définir les catégories IUCN

2.d. Traits d'histoire naturelle retenus

Sur base des données écologiques disponibles, on a résumé les traits d'histoire naturelle principaux que sont les grandes catégories d'habitats (voir le **Tableau 4**), la spécialisation (généraliste = large amplitude écologique, peu exigeant versus spécialiste = amplitude écologique très restreinte, limité à un habitat particulier, très exigeant) et l'état alaire, un (brachyptère = petites ailes, non fonctionnelles; di-polymorphique = les populations sont hétérogènes et macroptère = grandes ailes, à priori fonctionnelles³), un bon indicateur du potentiel de dispersion.

² Desender et al., 1995 : UTM 10x10 km : 1-3, 4-10, 11-25 carrés. Maes & Van Dyck, 1996 : UTM 5x5 km : Flandre = 1-10; 11-30, 31-80 carrés. Maes & Van Swaay, 1997 : UTM 5x5 km : Flandre = 1-6; 7-32, 33-80 carrés; Pays-Bas = 1-17, 18-83, 84-209 carrés. Decler et al (2000) : UTM 5x5 km : 1-15, 16-30, 31-95 carrés.

³ Toutefois, la présence de grandes ailes n'implique pas systématiquement une potentialité de dispersion car il faut que les muscles alaires soient aussi fonctionnels. Pour plusieurs espèces forestières macroptères (*Agonum assimile*, *Pterostichus oblongopunctatus*, ...), seulement très peu d'individus peuvent voler car la grande majorité n'a pas de muscles fonctionnels.

De manière générale, les espèces forestières exigeantes et les espèces des landes sont plus souvent brachyptères et bien moins souvent macroptères. Les espèces généralistes des milieux humides et secs sont souvent des espèces di-polymorphiques, interprétés comme une adaptation à l'instabilité de ces milieux. Lorsque le milieu est stable, les individus brachyptères sont sélectionnés car les individus macroptères tendent à quitter la population. Dès que le milieu devient instable (par exemple des inondations brusques), les individus macroptères ont une meilleure survie et ils dominent les populations. Le rapport d'individus macroptères/brachyptères est assez bien corrélé à l'instabilité du milieu.

Habitat et spécialisation	Brachyptère	Di-polymorphique	Macroptère	Total
Forêts (généraliste)	5	4	9	18
Forêts (spécialiste)	17	5	<i>17</i>	39
Friches et cultures (généraliste)	0	1	10	11
Landes et tourbières (spécialiste)	9	7	<i>11</i>	27
Milieux humides (généraliste)	1	10	15	26
Milieux humides (spécialiste)	<i>2</i>	<i>3</i>	92	97
Milieux ouvert et sec (généraliste)	2	9	19	30
Milieux ouvert et sec (spécialiste)	<i>2</i>	9	57	68
Pelouses calcaires et éboulis (spécialiste)	2	4	21	27
Total	40	52	251	343

Tableau 4. Tableau rassemblant les traits d'histoire naturelle retenus pour l'analyse. Pour 23 espèces, les informations ne sont pas disponibles. Les nombres en gras (couleur verte) identifient les cellules où les nombres d'espèces observés sont beaucoup plus importants que celui qui est attendu sur la base d'une équirépartition. Les nombres en gras et en italique (couleur rouge) identifient les cellules où les nombres d'espèces observées sont bien inférieurs à ce qui serait attendu.

3. Résultats pour l'ensemble du jeu de données

3.a. Analyse des tendances

Comme l'analyse pour identifier le rapport d'échantillonnage donne 3 valeurs potentielles (136%, 156% et 180%), on les a utilisées toutes les trois pour vérifier l'importance des conséquences de ce choix et du niveau de probabilité.

Statut	Seuil de 5%			Seuil de 10%		
	136%	156%	180%	136%	156%	180%
Extension	46	31	16	56	51	23
Inchangé	204	192	176	170	158	152
Régression	116	143	174	140	167	191
Liste rouge	116	138	158	138	155	174

Tableau 5. Synthèse des résultats de l'analyse de tendance et de l'identification des espèces présentes sur la liste rouge (RE, CR, EN et VU) pour deux seuils de probabilité et trois estimations du rapport d'intensité de l'échantillonnage

En fonction du choix de rapport d'échantillonnage et du seuil de probabilité, on aura plus ou moins d'espèces en régression/extension avec le test de G. On vérifie aussi que l'application des critères de sélection de la liste rouge est plus strict que celui de la simple prise en compte de la régression, et ce quelque soit le niveau de probabilité.

Dans l'analyse qui suit on a choisi d'utiliser le rapport de 156% avec un seuil de probabilité de 10% pour les tests de G puisqu'un maximum de décisions vont toujours dans le sens de résultats très "conservateurs"; c'est-à-dire que quand une espèce est identifiée comme étant à un certain niveau de régression, elle l'est très certainement beaucoup plus.

3.b. Catégorie IUCN

L'analyse sur la base des critères détaillés dans le texte et synthétisés dans le tableau 3 donne les résultats suivants : avec 46 espèces (13%) qui ont disparus depuis 1950, 40 espèces (11%) considérées en danger critique (CR), 55 espèces (15%) en danger (EN) et 14 espèces (4%) vulnérables (VU), ce sont au total 155 espèces (42%) du groupe des Carabides qui sont identifiées comme étant susceptibles de figurer sur une liste rouge. Parmi les 46 espèces disparues, 15 n'étaient présentes que dans 1 carré UTM et 14 en n'occupaient que 2 et 5 en n'occupaient que 3. Une partie de ces espèces peut être considérée comme erratique.

A2c-Déclin	Disparue	< 4	4 à 9	10 à 24	25 à 49	> 49	Total
Disparue	46						46
> 80%		21	9	2			32
50%-80%		8	18	32	5		63
30%-50%				2	12	6	20
0%-30%					1	5	6
Ext. ou rég. NS		25	35	31	33	75	199
Total	46	54	62	67	51	86	366

Tableau 6. Nombres d'espèces correspondant aux différents critères utilisés pour identifier les catégories RE (gris), CR (rouge), EN (orange) et VU (jaune)

3.c. Traits d'histoire naturelle

La Figure 8 montre la proportion des espèces qui sont en extension, en régression ou considérées comme inchangées pour les différents groupes écologiques. Un test de G confirme (Test de G : 83.0; ddl = 16; p < 0.001) qu'il y a des différences majeures entre les groupes écologiques. Le dernier histogramme donne la fréquence attendue globale, soit 12% d'espèces en extension et 44% d'espèces en régression. Les milieux avec le plus d'espèces en régression sont indéniablement les milieux ouverts secs caractérisés par des espèces exigeantes et les espèces des pelouses calcaires et éboulis. Les groupes avec proportionnellement le plus d'espèces en extension sont les espèces forestières et des milieux humides à large amplitude écologique.

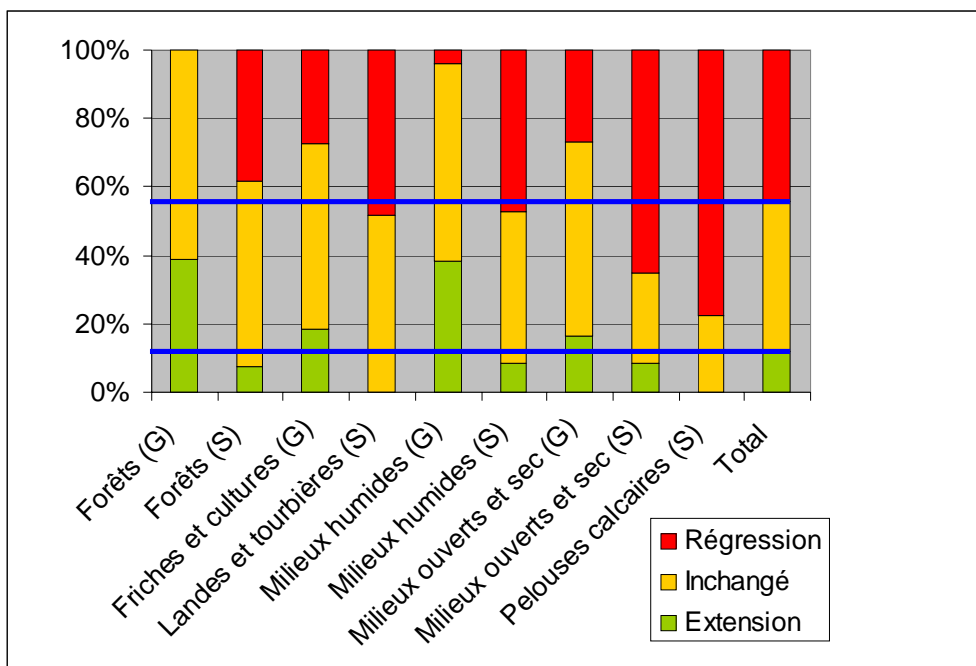


Figure 8. Fréquence relative des classes de tendance (régression, inchangé et extension) pour les groupes écologiques (G = généraliste et S = spécialiste). En bleu, les proportions pour toutes les espèces (total).

La spécialisation des exigences écologiques des espèces est le facteur clé (forêts, milieux humides, milieux ouverts et secs). La Figure 8 montre déjà que systématiquement la fréquence des espèces en régression parmi les espèces spécialistes est toujours beaucoup plus grande et que pour les espèces en expansion, c'est l'inverse, ce sont très souvent des espèces à large spectre écologique, peu exigeantes : 28% des espèces généralistes et 7% des espèces spécialistes sont en expansion alors que 14% des espèces généralistes et 54% des espèces spécialistes sont en régression (Test de G : 53.0; ddl = 2; $p < 0.0001$). **Cela indique qu'outre la disparition des espèces typiques de milieux particuliers (landes et tourbières, pelouses calcaires), les habitats largement répandus comme par exemple les forêts ont perdu en qualité, même si les surfaces sont restées similaires.**

Pour l'état alaire, les espèces macroptères ont tendance à être plus en régression, les espèces brachyptères sont plus souvent en statut inchangé et les espèces di-polymorphiques sont quant à elle largement plus souvent en expansion (Test de G : 23.0; ddl = 4; $p < 0.0001$).

4. Discussions pour l'ensemble du jeu de données

Une partie importante de l'analyse est consacrée à essayer de définir le plus correctement possible les différences d'échantillonnage entre les deux périodes pour estimer les tendances relatives de la meilleure manière possible. On a choisi de travailler avec un rapport de l'ordre de 150% qui est sans doute encore très conservateur, c'est-à-dire qu'il a tendance à sous-évaluer l'importance de la régression des espèces. Plusieurs éléments tendent à le montrer. Les espèces les plus répandues sont par exemple plus souvent en extension, alors que rien en principe ne peut expliquer cette tendance générale.

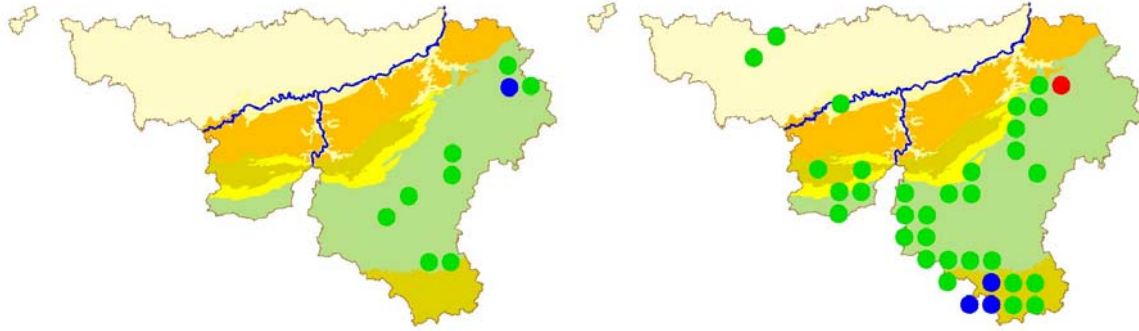


Figure 9. Exemples de deux espèces (*Trechus rivularis* à gauche et *Leistus piceus* à droite) favorisées par un changement de méthodes d'inventaires depuis 1950 (rouge = uniquement avant 1950, vert = uniquement après 1950 et bleu = aux deux périodes)

Par ailleurs, différents exemples particuliers montrent des évolutions très révélatrices. *Trechus rivularis* (**Figure 9**, à gauche) est une espèce qui a fait l'objet d'inventaires systématiques de pratiquement tous les sites très originaux (tourbières boisées) où elle pouvait être présente. La multiplication par 9 du nombre de sites occupés en période 2 ne résulte pas d'une extension remarquable. Idem pour *Leistus piceus* (**Figure 9**, à droite) où la mise en œuvre pratiquement systématique des techniques d'échantillonnage avec des pièges à fosse a permis de récolter en grand nombre cette espèce brachyptère (donc à faible pouvoir de dispersion) typique des vieilles forêts, alors qu'elle est très difficile à observer et à trouver sur le terrain. Les exemples de ce type ne manquent pas, principalement pour les espèces forestières. On a d'ailleurs décidé, pour les analyses réalisées, que ces deux espèces ainsi que quatre autres (*Abax ater*, *Carabus violaceus*, *Carabus problematicus*, *Trichotichnus laevicollis*) devaient rester dans la catégorie de statut "inchangé" plutôt que dans la catégorie "extension". Ce sont des problèmes pratiquement incontrôlables si on garde la date pivot de 1950. Un encodage des données détaillées des données de synthèse de l'atlas de Desender (1986) permettrait d'avoir des informations plus précises sur les tendances récentes.

La démarche analytique repose sur une approche relative, c'est-à-dire que les évolutions des différentes espèces sont sensées s'équilibrer globalement. On part donc de l'hypothèse que le groupe des Carabides doit être considéré comme étant globalement stable. Le fait que la proportion de carrés en commun entre les deux périodes (une moyenne de 13%) soit très basse, que de nombreuses espèces régressent alors qu'un important échantillonnage a été mis en œuvre après 1950 et que de nombreux habitats très particuliers ont fait l'objet d'inventaires intenses, ne rassure pas sur l'état global du groupe des Carabides. De plus, ne disposer que d'une date pivot ancienne peut laisser croire que de nombreuses espèces sont encore présentes alors qu'elles ont peut être disparu ou qu'elles ont très fortement régressé depuis 1950 (voir la section consacrée à l'analyse des *Carabus*, *Calosoma* et *Cicindela*). Par ailleurs, la taille des carrés utilisés (100 km²) tend aussi à ne détecter que des régressions importantes : tant qu'une population persiste, le carré reste occupé! Ces différents éléments démontrent que les conclusions résultant de l'analyse sont probablement très optimistes et que la situation de ce groupe biologique est en réalité beaucoup plus grave.

Cette analyse relative tend à montrer que les espèces forestières sont plutôt dans un état favorable, avec 15 espèces (toutes spécialistes) en régression sur les 57 espèces forestières identifiées. Cette observation doit être fortement relativisée car depuis 1980 plusieurs inventaires à grande échelle ont été réalisés dans les milieux forestiers. On remarque d'ailleurs que, même en tenant compte d'un rapport d'échantillonnage de 156% entre les deux périodes, des espèces forestières répandues comme *Agonum assimile*, *Abax ater*, *Carabus auronitens*, *Carabus problematicus*, *Carabus violaceus*, *Notiophilus biguttatus*, *Pterostichus madidus*,

Pterostichus niger, ... (= près de 10% des présences en période 2 uniquement pour ces 8 espèces) montrent une augmentation moyenne de leur aire de répartition de 45% ! Une série d'espèces spécialistes sont en régression et d'autres sont à la limite de l'être (comme *Carabus coriaceus*, *Molops piceus*, ...). Utiliser dans ce contexte le même rapport d'intensité de l'échantillonnage pour tous les groupes écologiques n'est qu'une première approximation et l'analyse devra être raffinée lorsque les données détaillées pourront être évaluées.

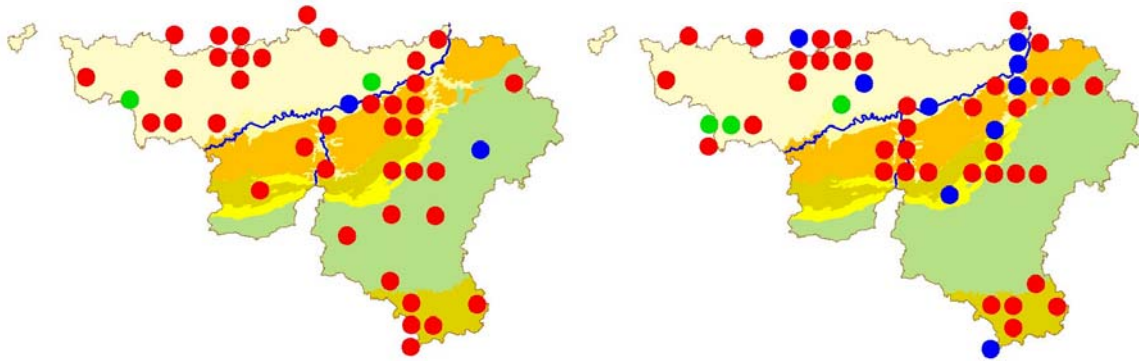


Figure 10. Deux exemples d'espèces (*Calathus ambiguus* à gauche et *Chlaenius nitidulus* à droite) en très forte régression (rouge = uniquement avant 1950, vert = uniquement après 1950 et bleu = aux deux périodes)

Depuis la publication de l'Etat de l'Environnement wallon de 1993, le nombre d'espèces en régression a largement augmenté (de 16% à 44%) et les tendances à la régression des espèces les plus sensibles se sont largement accentuées. Cette augmentation est aussi bien due à des changements de critères dans les méthodes d'évaluation qu'à la complétion des bases de données, notamment avec des données anciennes. Elle souligne la difficulté de comparer les proportions d'espèces en régression d'un groupe biologique à l'autre car les critères utilisés pour définir les tendances sont adaptés aux particularités de chaque jeu de données. L'analyse confirme toutefois la grande fragilité des groupes d'espèces typiques de milieux ouverts et secs (68% en régression), des landes et tourbières (50%) ainsi que des espèces des milieux humides spécialistes (47%). Parmi ces espèces, les plus sensibles sont les espèces rivulaires des eaux courantes et des eaux stagnantes oligotrophes. La Figure 10 montre deux exemples de régression parmi les plus importantes d'une espèce de milieux ouverts secs (*Calathus ambiguus*) et d'une espèce rivulaire (*Chlaenius nitidulus*), caractéristique des bords des eaux de bonne qualité.

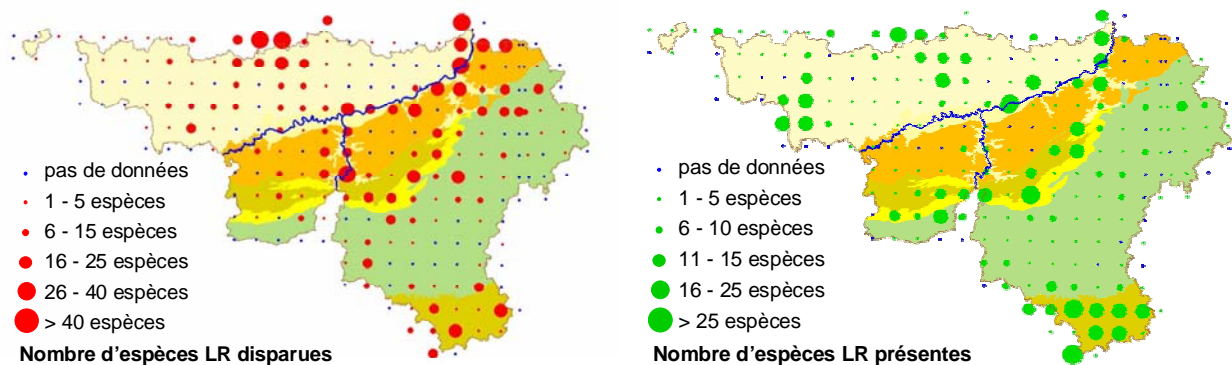


Figure 11. Localisation des carrés avec le plus d'espèces menacées (LR = liste rouge) disparues et des carrés avec, après 1950, encore le plus d'espèces menacées

Afin d'identifier les zones géographiques avec le plus d'enjeux de conservation pour le groupe des Carabides, on représente d'une part les carrés avec les nombres d'espèces menacées qui n'ont plus été observées depuis 1950 et d'autre part les carrés avec les nombres d'espèces menacées qui ont été observées depuis 1950, et ce uniquement pour les carrés qui sont mieux échantillonnés (au moins 20 espèces).

La première carte localise les zones où des sites majeurs ont probablement disparu ou ont été profondément modifiés. La qualité de cette carte dépend toutefois de la qualité de l'échantillonnage avant 1950, échantillonnage loin d'être représentatif. En comparant d'ailleurs avec la **Figure 1**, on remarque toutefois que c'est bien souvent là où un grand nombre d'espèces avait été obtenu que les disparitions les plus importantes ont eu lieu (coefficient de détermination R^2 de 81% entre le nombre d'espèces en période 1 et le nombre d'espèces de la liste rouge disparues). En général, on a perdu systématiquement de l'ordre de 25% des espèces par carré et ce sont souvent les espèces rares (souvent plus spécialistes) qui disparaissent d'abord (voir la **Figure 4**).

Le seconde carte de la **Figure 11** localise les zones où un grand nombre d'espèces menacées ont été observées après 1950. Cette carte confirme l'intérêt de la Gaume, de la Fagne, de la Famenne et de la Calestienne et de la vallée de la Meuse. Une zone particulièrement intéressante est localisée autour de Mons (marais d'Harchies, landes de Stambrugges, terriils, ...) et une autre dans le bassin de la Dyle (massifs forestiers clairs et landes). Comme la plupart des espèces forestières ne sont pas reprises dans la liste rouge, très peu de zones noyaux forestières sont identifiées en Ardenne.

On peut toutefois espérer que les mesures de restauration de pelouses calcaires, de landes et de tourbières qui ont subi une accélération importante grâce à différents projets LIFE permettent de voir les tendances régressives se stabiliser.

5. Méthode d'analyse pour les genres *Carabus*, *Cicindela* et *Calosoma*

Le but de cette analyse est de montrer ce que des données plus détaillées apportent comme information supplémentaire pour l'établissement d'un diagnostic des tendances le plus correct possible. L'analyse visera d'une part à préciser les tendances de la répartition et d'autre part, à redéfinir, pour les 25 espèces concernées, les statuts pour une liste rouge avec une date pivot plus proche que 1950, soit 1975. Une opération similaire pourrait être réalisée sur l'ensemble du groupe des Carabides quand les données détaillées qui ont servi à faire l'atlas publié en 1986 par Desender pourront être réencodées à partir des documents existants.

Après différents essais, on a choisi de prendre une approche pour établir la liste rouge similaire à celle de l'analyse avec toutes les espèces et de la compléter par une analyse par régression des effectifs relatifs par décade.

Pour établir la liste rouge, on utilise le même principe que pour toutes les espèces : on compare la taille de la répartition d'une espèce à deux périodes à celles de l'ensemble des autres espèces, mais en ayant pris soin de pondérer cette estimation par un indicateur de l'intensité de l'échantillonnage (voir 2.c). Dans le cas présent, on utilisera aussi le nombre de carrés qui ont atteint un seuil minimum d'espèces pour être considérés comme ayant été visité avec un minimum d'intensité. Dans l'analyse globale, on a choisi 20 espèces. Ici, on choisi le seuil de 3 espèces. On a en effet une moyenne de 2.5 et de 5 espèces par période quand on utilise la date pivot de 1950 et de 4.5 et 5 espèces pour la date pivot de 1975.

Comme on dispose de données détaillées, on peut aussi travailler avec de multiples périodes. On a choisi de travailler par décennie en débutant à partir de 1880 et en terminant en 2000. A l'échelle des décennies, il est encore moins facile d'identifier un bon critère d'évaluation des différences d'échantillonnage. On a donc choisi de comparer le nombre de carrés occupés par une espèce par rapport à toutes les espèces. Il en résulte que les variations d'abondance observées avec ces profils relatifs dépendent à la fois de la variation intrinsèque de l'espèce d'intérêt mais aussi des variations des autres espèces. L'ensemble des profils relatifs est ainsi disponible à l'Annexe 1. Pour évaluer les tendances, on a choisi d'utiliser une méthode robuste mais aussi "rugeuse" dans la mesure où elle n'est capable que d'identifier des tendances linéaires, donc soit des réductions ou des augmentations relatives régulières. Pour tenter de contrôler des effets non-linéaires (par exemple des régressions ou des extensions concentrées au début du siècle ou à la fin du siècle), on a d'abord effectué une régression linéaire sur la période 1900-2000 et on a complété par une régression sur la période 1940-2000⁴. En effet, si une régression importante a été observée au début du siècle, elle devrait se retrouver très nettement dans la première analyse de régression linéaire mais la seconde risque de ne pas être du tout significative, un niveau minimum ayant été atteint dès 1940 par exemple. Par ailleurs, si la première n'est pas pertinente, la seconde peut permettre d'identifier une régression récente.

6. Résultats pour les genres *Carabus*, *Cicindela* et *Calosoma*

Les résultats de l'analyse sont résumés en Annexe 1. Quatre (*Calosoma maderae*, *C. glabratus*, *C. irregularis* et *Cicindela maritima*) des 25 espèces n'ont plus été observées depuis 1950 (RE : régionalement éteinte) et ne sont pas soumises aux analyses.

Les régressions linéaires sur la période 1900-2000 révèlent rapidement des tendances significatives ou proches de l'être pour neuf espèces : *Calosoma inquisitor*, *C. sycophanta*, *Carabus arvensis*, *C. cancellatus*, *C. convexus*, *C. intricatus*, *C. nitens*, *Cicindela campestris* et *C. sylvatica*. Les deux espèces *Cicindela germanica* et *C. hybrida* pourraient faire partie du groupe si un pic de fréquence relative n'était pas observé dans une décennie où des inventaires ciblés ont été effectués. Pour la période 1940-2000, quatre espèces ne sont plus significatives (*Carabus cancellatus*, *C. nitens*, *Cicindela campestris* et *C. sylvatica*). On n'observe pas de régressions significatives uniquement pour cette période même si certaines espèces comme *Carabus auratus* et *C. monilis* tendent à régresser fort les dernières années par rapport aux autres espèces.

Les tendances avec les critères IUCN pour les 25 espèces ont été recalculées avec la date pivot 1950 (la référence = les 25 espèces et non plus les 366 espèces) pour pouvoir être comparées à l'analyse réalisée avec la date pivot 1975. Les résultats sont très similaires à ceux réalisés avec les régressions linéaires. Pour la date pivot 1950, toutes les espèces en régression significative sauf une (*Cicindela campestris*) sont classées dans une catégorie de liste rouge. *Cicindela germanica*, qui présente dans la période 1950-1959 des données exceptionnelles qui ne permettent pas d'avoir une régression significative, est cette fois cataloguée dans la catégorie en danger. Elle est d'ailleurs devenue très erratique.

⁴ On a choisi 1940 plutôt que 1950 pour obtenir la plus longue période possible pour calculer les régressions.

Le choix d'un seuil de date pivot plus récent donne une vision bien plus contrastée. Avec le seuil de 1950, sur les 21 espèces retenues (les 4 autres étant considérées comme éteintes depuis 1950), 9 espèces (42%) sont identifiées comme menacées (3 CR, 4 EN et 2 VU). Avec le seuil de 1975, 11 espèces (52%) sont cette fois identifiées comme menacées (3 RE, 3 CR, 1 EN et 4 VU). Dans la grande majorité des cas, la situation s'est aggravée : des espèces en CR ont disparu ou sont restés CR et des EN sont devenues CR.

7. Discussions pour les genres *Carabus*, *Cicindela* et *Calosoma*

L'analyse détaillée révèle que même en ne comptant pas les 4 espèces disparues depuis 1950, plus de la moitié des espèces ont disparu ou sont menacées à divers niveaux depuis 1975. Ce diagnostic reste très conservateur dans la mesure où on considère que globalement les trois genres sont stables (approche relative) et que les extensions remarquables des espèces forestières restent importantes malgré les corrections pour l'intensité de l'échantillonnage. Si ces espèces ne sont en réalité pas en augmentation, c'est l'ensemble des autres espèces qui sont en situation beaucoup plus critiques.

La disposition de données détaillées ouvre de nouvelles perspectives pour détecter des évolutions beaucoup plus précises. Elle implique aussi de bien identifier la référence à laquelle on évaluera les tendances des différentes espèces. Dans le cas présent, on a manqué de temps pour développer des indicateurs les plus proches de la réalité et de toute manière, ces indicateurs impliquent de disposer de données détaillées pour l'ensemble des espèces pour évaluer correctement l'échantillonnage. L'analyse par régression linéaire pourrait être largement améliorée; elle montre toutefois une bonne corrélation avec les résultats obtenus avec les critères de l'UICN.

Mais il est clair en tout cas, qu'outre *Calosoma inquisitor* et *Carabus cancellatus*, d'autres espèces devraient bénéficier de statut de protection au sens de la Loi sur la Conservation de la Nature. Si on ne compte pas les espèces éteintes après 1950, *Carabus arvensis*, *C. convexus*, *C. intricatus*, *Cicindela germanica*, *C. sylvatica* et probablement *C. hybrida* sont candidates pour une inclusion dans les listes d'espèces protégées. Certaines tendances à la régression se marquent chez des espèces plus fréquentes (*Carabus auratus*, *C. coriaceus*, *C. monilis*) mais on manque de recul pour faire un diagnostic définitif.

8. Interprétation et actions mises en oeuvre

On manque toujours de données de cartographie précise sur l'évolution des surfaces et de la qualité intrinsèque des milieux en Région wallonne. L'interprétation des causes de l'évolution négative ou positive ne peut donc être directement corrélées à des facteurs explicatifs à l'échelle des carrés 10 x 10 km. Mais, à l'échelle de la Région wallonne, à partir du moment où ce sont toujours des groupes d'espèces présentant des traits d'histoire naturelle similaires qui sont concernées, qu'une corrélation globale est observée avec l'occupation du sol et qu'aucune évolution climatique n'explique ces tendances (voir Desender et al., 1994), le diagnostic est clair. Pour les espèces typiques des pelouses calcaires, des landes et tourbières, l'évolution des surfaces occupées par ces milieux ces 50 dernières années n'a fait que régresser de manière très importante (cfr le chapitre adéquat), principalement suite à la plantation d'essences résineuses (pins divers, épicéas) et dans une moindre mesure à l'abandon des pratiques de gestion traditionnelle qui a laissé la colonisation arbustive et arborée occuper ces espaces ouverts. Pour les espèces typiques des bords des eaux de surfaces, les travaux de génie hydraulique visant à fixer les berges de manière définitive en éliminant les zones d'exondation temporaire expliquent largement la régression des espèces qui y sont associées.

Pour ces espèces, en tout cas celles qui sont typiques des pelouses calcaires, des landes et des tourbières, les travaux de restauration et de gestion entrepris depuis plusieurs années, et en particulier dans le cadre de récents projets LIFE, devraient permettre de stabiliser la tendance régressive. Par ailleurs, vu la marginalité extrême des conditions écologiques qui sont typiques de ces habitats, vu l'importance des investissements nécessaires pour tenter une spéculation sylvicole et des risques qui y sont associés dans un contexte climatique de plus en plus changeant et vu la diversification des possibilités de mise en valeur alternative (usage agricole extensif, tourisme), on peut s'attendre à voir la surface consacrée à ces habitats de plus en plus importantes et une amélioration de leur qualité. La grande majorité des zones potentielles concernées bénéficient en principe du statut de site Natura2000.

Pour les habitats les plus répandus comme les forêts, les milieux humides ou les milieux ouverts secs, la régression toujours significative des espèces les plus spécialistes indique que si leur surface n'a probablement pas évolué aussi négativement que les habitats cités au paragraphe précédent, leur qualité globale a profondément évolué. L'intensification des activités humaines et les tentatives de mise en valeur de tout l'espace disponible⁵ conduisent à une forte homogénéisation des cortèges d'espèces de Carabides et à la régression des espèces qui y sont les plus sensibles. Dans l'EEW 93, on donnait ainsi des exemples en milieux agricole et forestier qui restent d'actualité.

Pour les espèces de ces milieux plus répandus, les actions nécessaires à un redressement de la situation sont plus difficiles à mettre en œuvre car elles concernent de plus larges surfaces où les enjeux économiques sont plus importants que pour les habitats typiques de conditions écologiques très marginales. Toutefois, il devrait être tout à fait possible de diminuer l'intensité des pressions sur l'ensemble du territoire couvert par ces habitats car là aussi des conditions de marginalité particulières existent. Par ailleurs, d'autres enjeux environnementaux concernant par exemple la qualité de l'eau ou la gestion des flux devraient aussi imposer des aménagements très favorables à ce groupe d'espèces comme le développement d'interfaces entre les milieux aquatiques et terrestres (bandes riveraines, élimination des résineux en bords des cours d'eau), entre les milieux ouverts et fermés (développement de lisières) ou à l'intérieur des zones agricoles (réseaux de haies, bocages, bandes refuges).

⁵ On ne résiste pas à rappeler ce que Jean Massart écrivait il y a bientôt 100 ans ... *"Chaque progrès de la science agricole permet d'incorporer au domaine des cultures un territoire jusque là sauvage. Ici l'irrigation artificielle transforme en belles prairies à foin des marécages qui paraissent rebelles à tout essai d'exploitation. Ailleurs des fagnes, fournissant à peine un peu de mauvaise litière, sont drainées et plantées d'Épicéas."*

"Une terre doit être extraordinairement maigre, rocheuse ou marécageuse, pour que le Belge ne réussisse pas à lui faire produire quelque chose. Et même s'il doit vraiment renoncer à la mettre en culture, par quelque procédé que ce soit, il y fera pâturer ses bestiaux, il y grattera de la litière, il enlèvera la croute superficielle du sol pour en faire du combustible."

"Sans aucun doute, personne ne songerait un seul instant à regretter que le Belge réussisse à faire produire à son sol le maximum d'effet utile, ni que la Science, pour désintéressée qu'elle soit dans son essence même, fournisse à l'industrie et à l'agriculture les moyens de perfectionner les procédés d'exploitation. Seulement, l'utilisation du territoire doit-elle aller jusqu'aux plus extrêmes limites; faut-il que l'industrie et la culture prennent possession des moindres parcelles du sol ?"

*"Certes non, nous ne devons pas - nous ne pouvons pas - permettre que les derniers coins de nature qui nous restent encore s'effacent devant l'artificiel. L'augmentation croissante de notre population aura beau rendre la concurrence vitale de plus en plus âpre, nous porterions vis-à-vis des générations futures une responsabilité par trop lourde, si nous ne leur laissons pas la faculté de constater de visu, ne fût-ce qu'en un petit nombre de points, quel était l'état physique de notre pays avant son entière dénaturation." **Massart, J., 1912.** Pour la protection de la Nature en Belgique. Institut Botanique Léo Errera, 308 pp.*

Le maintien ou la restauration de ce type d'interfaces en milieu agricole a aussi un intérêt économique puisque ils permettent alors le maintien de niveaux de populations de Carabides prédateurs suffisants pour agir comme véritable acteur du contrôle de populations de ravageurs des cultures. La MAE "beetle bank" visant à stimuler l'installation de bandes herbeuses entre les cultures répond précisément à cet objectif mais c'est d'abord l'ensemble des réseaux d'interfaces qui existent encore (réseau bocager, bandes herbeuses entre les cultures ou entre les cultures en prairies, arbres isolés, anciennes limites de parcelles dans les prairies, bords de chemins, ...) qui devrait prioritairement bénéficier de mesures de conservation et de gestion.

Dans les milieux forestiers, la principale menace pour ce groupe d'espèces est et reste l'extension des plantations résineuses denses comme celles observées avec l'épicéa et le douglas. Seules des espèces forestières considérées d'ailleurs comme généralistes y sont présentes, même si leurs densités y sont généralement beaucoup plus faibles (cfr Finch (2005), Magura et al. (2003)). La diversité en espèces y est beaucoup plus faible et de nombreuses espèces de Carabides forestiers spécialistes y sont absentes. Le remplacement de feuillus par des résineux provoque à la fois une disparition directe des populations d'espèces spécialistes et une fragmentation croissante des îlots feuillus. Si cette fragmentation n'est pas compensée par le développement de lisières internes significatives (bords de chemins et routes et le long des cours d'eau) et une approche à l'échelle du paysage évitant les effets de coupure entre les massifs feuillus, elle ne peut que continuer à avoir des impacts très négatifs sur la faune des Carabides forestiers.

Ce n'est que par ce type d'actions concrètes qu'on traduira sur le terrain la volonté déclarée de démontrer ou de justifier que ces activités économiques tant agricoles que forestières prennent réellement en compte des enjeux environnementaux à travers les processus de certification ou d'écoconditionnalité. La mise en œuvre effective du réseau Natura2000 est une opportunité unique d'obtenir au minimum un statu quo des dégradations ponctuelles ou latentes (sur 13% du territoire ...) et d'identifier les actions générales indispensables à une amélioration de la capacité d'accueil générale des milieux.

Actuellement, la Loi sur la Conservation de la Nature en Wallonie⁶ ne mentionne que deux espèces de Carabides protégés : *Carabus cancellatus* et *Calosoma inquisitor*. L'effet du statut de protection n'est pas évident (la protection date de 1987) et ce ne sont pas les espèces les plus menacées du groupe des grands carabides. Dans l'ordre décroissant de menaces, *Carabus nitens* (CR), *Cicindela sylvatica* (CR), *Cicindela germanica* (EN), *Carabus convexus* (EN), *Carabus intricatus* (EN) et *Carabus arvensis* (VU) devraient pouvoir bénéficier d'un statut de protection équivalent pour que l'existence des dernières populations puisse être prise en compte dans les projets d'aménagement ou les plans de gestion des sites qui les abritent. D'autres espèces, largement menacées, indicatrices de milieux peu pris en compte par la protection dont bénéficient d'autres espèces comme les pelouses calcaires ou les tourbières et assez faciles à reconnaître devraient être ajoutées à cette liste. On pense notamment pour les landes à *Broscus cephalotes* (CR), pour les forêts à *Abax carinatus* (CR) et pour les habitats rivulaires à des espèces comme *Chlaenius nitidulus* (CR). On devrait aussi tenir compte de la situation particulière au nord du sillon sambro-mosan de plusieurs espèces forestières qui sont pourtant largement répandues dans la partie sud de la région. Par exemple, les populations de *Carabus auronitens* et de *Carabus coriaceus* qui persistent dans les forêts du nord de la région sont par contre très isolées les unes des autres et plusieurs d'entre elles sont menacées par des substitutions de feuillus indigènes par des résineux ou par des feuillus exotiques.

⁶ En Flandre, toutes les espèces des genres *Calosoma*, *Cicindela* et *Carabus* sont protégées depuis 1980.

Cet objectif d'identification des espèces typiques des vieilles forêts feuillues est en cours à l'IRScNB.

9. Conclusions

L'analyse présentée ici se veut provisoire car au fur et à mesure des étapes, la complexité des sources possibles de variation s'est progressivement révélée. Si lors de la formulation des hypothèses de travail, on prend chaque fois le choix le plus conservateur (c'est-à-dire celui qui donne le moins de chance de détecter une tendance), on observe que 42% des espèces sont éligibles sur une liste rouge, dont 13% d'espèces disparues depuis 1950.

Ce sont très clairement les espèces typiques de milieux particuliers ou les espèces typiques de milieux plus répandus mais spécialistes et exigeantes qui sont le plus menacées. Cela traduit à la fois la disparition des habitats particuliers comme les landes, les tourbières, les pelouses calcaires et la dégradation de la qualité et de la capacité d'accueil des milieux plus répandus comme les forêts, les milieux humides et les milieux ouverts secs. De nombreuses espèces sont donc candidates à un statut de protection adéquat, en particulier dans les milieux forestiers, les landes et les habitats rivulaires pour lesquels ce groupe biologique peut apporter des compléments originaux aux listes d'espèces déjà protégées.

On a voulu investir dans l'analyse méthodologique pour démontrer l'importance des choix qui sont effectués sur les résultats finaux. Il est évident que si d'autres seuils sont utilisés ou d'autres critères sont employés, les listes d'espèces identifiées sur les listes rouges seront plus ou moins longues. Il est souhaitable qu'une approche méthodologique commune soit développée en Wallonie, mais aussi en Belgique, pour bien identifier les facteurs qui perturbent l'analyse, les règles et seuils à respecter. Beaucoup de questions restent ouvertes et ne fut-ce que sur les critères à respecter pour identifier les espèces RE, CR, EN et VU, une grille commune est nécessaire. Ce n'est qu'avec un minimum de standardisation qu'on pourra comparer des listes de groupes biologiques différents ou des listes de régions différentes.

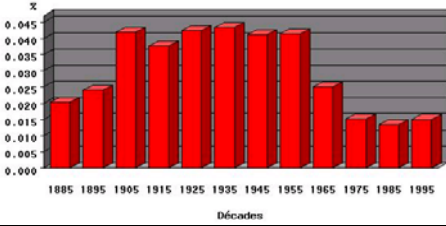
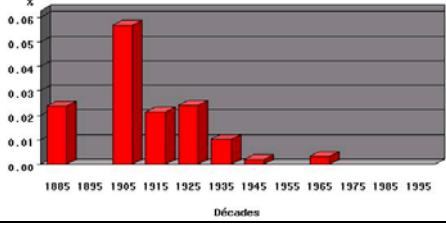
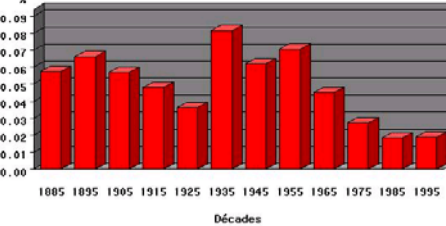
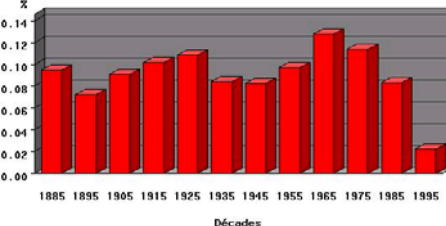
Dans le cas présent, le fait de ne disposer que de données résumées (carrés 10 km x 10 km pour deux périodes, avant et après 1950) limite fortement la capacité à détecter des tendances. En Flandre, les données détaillées devraient être encodées dans un avenir proche et un effort similaire devrait idéalement être réalisé en Wallonie pour répondre à de nombreuses questions posées dans ce rapport. Ce n'est qu'avec cette récupération de données détaillées qu'on pourra réaliser des analyses par décennie ou par carré de surface plus restreinte (5 km x 5 km).

Les coléoptères carabides sont un groupe d'espèces très diversifié et très bien connu, avec de nombreuses espèces caractéristiques ou indicatrices de conditions écologiques particulières. La réalisation d'inventaires de sites corrects implique toutefois un investissement important en temps pour effectuer les piégeages, le tri et les déterminations. Si il est difficile d'imaginer une mobilisation d'amateurs ou de professionnels aussi facilement que pour les vertébrés, les papillons ou les libellules, il n'en reste pas moins vrai que la mise en place d'un réseau d'amateurs avertis encadrés par un soutien scientifique pourrait être une source d'informations très utiles, surtout si on l'organise pour dépasser le cadre de la famille des coléoptères carabides pour intégrer d'autres groupes biologiques qui "courent" à la surface du sol comme les araignées ou les staphylins. Les suggestions sont les bienvenues ...

9. Bibliographie

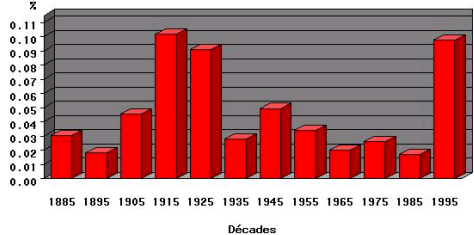


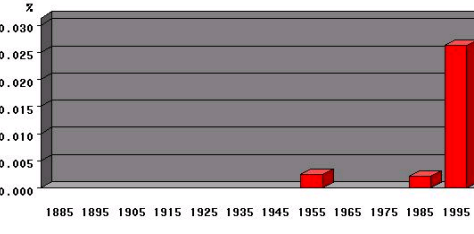


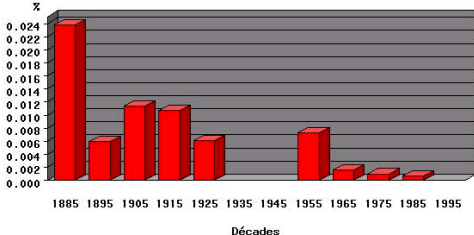
- Decler, K., Devriese, H., Hofmans, K., Lock K., Barenburg, B. & Maes, D., 2000. Atlas et "liste rouge" provisoire des sauterelles, grillons et criquets de Belgique (Insecta, Orthoptera). Groupe de travail Saltabel et IRScNB, Rapport IN, 75 p.
- Desender, K., 1986. Distribution and ecology of Carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae). Part 1, 2, 3 and 4. Studiedocumenten van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, 26, 27, 30 et 34.
- Desender, K., Dufrière, M. & Maelfait, J.-P., 1994.** Long term dynamics of carabid beetles in Belgium : a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of a database covering more than a century. In “*Carabid Beetles Ecology and Evolution*”, Desender, K., Dufrière, M., Loreau, M., Luff, M.L. and Maelfait, J.-P. (Eds), Kluwer Academic Publishers, : 247-252.
- Desender K., Maes, D., Maelfait, J.P. & Van Kerckvoorde, M., 1995. Een gedocumenteerde Rode lijst van de zandloopkevers van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, 208 pp.
- Finch, O., 2005. Forest Ecology and Management, 204 : 21-34.
- Maes, D. & Van Dyck, H., 1996. Een gedocumenteerde Rode lijst van de dagvlinders van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, 154 pp.
- Maes, D. & Van Swaay, Ch., 1997. A new methodology for compiling national Red List applied to butterflies (Lepidoptera, Rhopalocera) in Flanders (N-Belgium) and the Netherlands. Journal of Insect Conservation, 1 : 113-124.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z., 2003. Diversity and composition of carabids during a forestry cycle, Biodiversity and Conservation, 12 : 73 - 85
- Stroot, P. & Depierreux, E., 1989. Proposition d'une méthodologie pour établir des "listes rouges" d'invertébrés menacés. Biological Conservation, 48 : 163-179.
- Telfer, M.G., Preston, C.D. & Rothery P., 2002. A general method for measuring relative change in range size from biological atlas data. Biological Conservation, 107 : 99-109.

Annexe 1. Evolution des tendances de la répartition pour les espèces des genres *Carabus*, *Cicindela* et *Calosoma*. Le tableau donne l'évaluation pour 21 des 25 espèces des trois genres. *Calosoma maderae*, *C. glabratus*, *C. irregularis* et *Cicindela maritima* ne figure pas dans le tableau car il était éteint en 1950. Le tableau montre le profil relatif (nombre de carrés utm par décennie pour une espèce par rapport à toutes les espèces). Ces fréquences relatives sont ensuite utilisées pour deux régressions linéaires, l'une pour les 10 décades 1900-2000 pour détecter des régressions précoces, et l'autre pour les décades 1940-2000 pour détecter des régressions récentes. Le tableau donne la probabilité associée au coefficient de régression et la différence pondérée entre la première et la dernière décennie servant à l'analyse. Les valeurs retenues comme significatives (< 5%) ou proches de l'être (<10%) sont marquées en gras. Les deux dernières colonnes donnent le statut sur la liste rouge en prenant comme date pivot 1950 (comme l'analyse avec toutes les espèces) et en prenant la seuil de 1975. Les symboles verts identifient les taxons dont l'aire n'a pas bougé et les symboles bleus les taxons qui sont en augmentation significative.

Taxon	Profil relatif	Régression linéaire 1900-2000	Régression linéaire 1940-2000	Statut LR 1950	Statut LR 1975
<i>Calosoma inquisitor</i>		P = 0.0017 -68%	P = 0.0107 -78%	3-VU	3-VU
<i>Calosoma sycophanta</i>		P = 0.0335 -100%	-100%	1-CR	0-RE
<i>Carabus arvensis</i>		P = 0.0699 -58%	P = 0.0076 -82%	3-VU	3-VU
<i>Carabus auratus</i>		P = 0.2883 -29%	P = 0.2905 -45%		

<i>Carabus auronitens</i>		$P = 0.0006$ 131%	$P = 0.0419$ 21%		
<i>Carabus cancellatus</i>		$P = 0.0017$ -85%	$P = 0.1776$ -66%		
<i>Carabus clathratus</i>		-	-		
<i>Carabus convexus</i>		$P = 0.0603$ -70%	$P = 0.0515$ -84%		
<i>Carabus coriaceus</i>		$P = 0.1183$ -33%	$P = 0.2482$ -24%		
<i>Carabus granulatus</i>		$P = 0.6178$ 15%	$P = 0.6731$ -16%		
<i>Carabus intricatus</i>		$P = 0.0142$ -86%	$P = 0.0369$ -100%		

<i>Carabus monilis</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.9800$ -1%	$P = 0.3335$ -43%		
<i>Carabus nemoralis</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.0056$ 97%	$P = 0.0219$ 72%		
<i>Carabus nitens</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.0001$ -100%	$P = 0.1344$ -100%		
<i>Carabus problematicus</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.0001$ 315%	$P = 0.0007$ 102%		
<i>Carabus violaceus</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.0200$ 303%	$P = 0.0131$ 436%		
<i>Cicindela campestris</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.0731$ -43%	$P = 0.3367$ -26%		
<i>Cicindela germanica</i>	<p>Décades</p>	$P = 0.2383$ -100%	$P = 0.6734$ -100%		

<p><i>Cicindela hybrida</i></p>	 <p>Décades</p>	<p>P = 0.4508 -41%</p>	<p>P = 0.5002 105%</p>		
<p><i>Cicindela silvicola</i></p>	 <p>Décades</p>	<p>-</p>	<p>-</p>		
<p><i>Cicindela sylvatica</i></p>	 <p>Décades</p>	<p>P = 0.0028 -100%</p>	<p>P = 0.1548 0%</p>	