

**EVALUATION DU SUCCES DE  
RESTAURATIONS DE PELOUSES CALCICOLES  
DE LA VALLEE DU VIROIN.  
DENSITE EN INDIVIDUS ET SUCCES  
REPRODUCTEUR DE DEUX ESPECES CIBLES :  
*HELIANTHEMUM NUMMULARIUM* (L.) MILL.  
ET *SANGUISORBA MINOR* SCOP.**

**HARZE MELANIE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNEE ACADEMIQUE 2009-2010**

**(CO)-PROMOTEUR(S) : MAHY GREGORY  
BIZOUX JEAN-PHILIPPE  
PIQUERAY JULIEN**

*© Toute reproduction du présent document par quelque procédé que ce soit ne peut être autorisée  
qu'avec l'autorisation de l'auteur et du doyen de Gembloux Agro-Bio Tech.*

*Le présent document n'engage que son auteur.*

**EVALUATION DU SUCCES DE  
RESTAURATIONS DE PELOUSES CALCICOLES  
DE LA VALLEE DU VIROIN.  
DENSITE EN INDIVIDUS ET SUCCES  
REPRODUCTEUR DE DEUX ESPECES CIBLES :  
*HELIANTHEMUM NUMMULARIUM (L.) MILL.*  
*ET SANGUISORBA MINOR SCOP.***

**HARZE MELANIE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE L'ENVIRONNEMENT**

**ANNEE ACADEMIQUE 2009-2010**

**(CO)-PROMOTEUR(S) : MAHY GREGORY  
BIZOUX JEAN-PHILIPPE  
PIQUERAY JULIEN**

# Remerciements

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide d'un certain nombre de personnes que je tiens à remercier.

Tout d'abord, je souhaite remercier mes promoteurs. Merci au professeur Grégory Mahy, pour ses remarques et conseils avisés. Un merci particulier à Jean-Philippe Bizoux et Julien Piqueray pour leur soutien, leurs conseils, leur patience, leurs relectures, bref, pour le temps qu'ils m'ont consacré pendant ces 6 derniers mois. Merci également aux membres de l'unité « Biodiversité et Paysages » de la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech qui ont participé, de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Ensuite je tiens à remercier Monsieur Louis-Marie Delescaille pour avoir tout mis en œuvre afin d'ajuster au mieux le calendrier de la saison de pâturage à notre présence sur les parcelles. Merci aussi pour le temps qu'il m'a consacré lors de ma prise de connaissance avec les sites de pelouses calcicoles de la région du Viroin. Merci également à l'équipe « pâturage » des sites.

Un tout grand merci à Monsieur Léon Woué et à toute l'équipe du centre Marie-Victorin pour leur accueil chaleureux au gîte des jeunes pour l'environnement ainsi que pour m'avoir épargné de longs trajets quotidiens.

Merci à Monsieur Delacre, ingénieur de cantonnement à la DNF, de m'avoir permis l'accès aux sites durant les mois de terrain.

Ce travail marque également la fin de mes 5 années d'études à la faculté de Gembloux. Je tiens également à remercier tous ceux qui ont contribué à ma réussite et sans qui rien n'aurait été pareil.

Merci à mes (ex)co-koteuses pour ces 1, 2, 3 voire 4 années vécues ensemble. Et merci à mes voisins du kot du 27 et bonne continuation pour votre dernière année d'étude.

Merci aux GEAT pour ces 3 dernières années passées avec vous, et merci pour les fameuses boums qui, je l'espère, auront lieu pendant des années encore.

Et enfin, un merci tout particulier à ma famille. Mes parents, pour tout ce qu'ils ont fait pour moi, et pas seulement ces 5 dernières années. Mes frères et sœur, beau-frère et belle-sœur, pour leur soutien durant mes études, et en particulier Thomas, sans qui mes résultats en anglais auraient été bien moins bons. Merci à mes relecteurs. Et enfin, merci à Bruno pour ses indénombrables coups de main dans le cadre de ce travail, pour sa patience, en particulier ces dernières semaines et pour tout le reste aussi d'ailleurs. Merci d'être là et, je l'espère, pour longtemps.

# Résumé

Les pelouses calcicoles sont des « hotspots » de biodiversité à l'échelle régionale. Malheureusement, ces habitats exceptionnels ont subi une fragmentation drastique au cours du siècle passé, notamment suite à l'abandon du pastoralisme. Par conséquent, les espèces caractéristiques de ces habitats, souvent rares, sont aujourd'hui gravement en danger. De nombreux projets menés depuis 1990 jusqu'à nos jours ont permis la restauration de larges surfaces de pelouses, reliant entre eux les fragments isolés restants. Ce mémoire a pour objectif de contribuer au suivi scientifique des campagnes de restauration des pelouses calcicoles réalisées dans la vallée du Viroin (Namur, Belgique). Pour ce faire, les densités de présence à l'échelle globale et locale ont été mesurées sur 6 parcelles (2 de référence, 2 restaurées en 1990 et 2 restaurées en 2006) réparties sur 2 sites, et ce pour 2 espèces caractéristiques des pelouses calcicoles que sont *Helianthemum nummularium* et *Sanguisorba minor*. Des traits relatifs au succès reproducteur ont été mesurés sur 120 individus par espèce. De plus, des paramètres de taille des individus ainsi que des données environnementales (profondeur de sol et structure de végétation) ont été récoltés. Les résultats montrent que, pour les deux espèces, les densités de présence globale et locale en individus sont inférieures sur les parcelles restaurées récemment. Par contre, les parcelles restaurées anciennement sont comparables aux pelouses de référence. En ce qui concerne le succès reproducteur, ce sont les individus des parcelles restaurées en 2006 qui se distinguent par une production supérieure de fleurs, d'inflorescences ou de graines. Parmi les variables explicatives étudiées, c'est la structure de végétation qui semble expliquer au mieux les différences observées dans le succès reproducteur des individus des différentes parcelles, les parcelles restaurées récemment ayant une végétation plus ouverte et moins enfrichée.

**Mots clés :** pelouses calcicoles, restauration, évaluation, populations, densité, succès reproducteur.

# Abstract

Calcareous grasslands are local biodiversity « hotspots ». Unfortunately, these exceptional ecosystems have undergone a drastic fragmentation since the abandonment of traditional agro pastoral practices. Consequently, many calcareous grassland species are now in danger. In Belgium, since 1990, many hectares of these habitats have been restored to reassemble remaining fragments of calcareous grasslands. The main goal of this work is to participate at the scientific evaluation of calcareous grasslands restoration which took place in the Viroin valley (Namur, Belgium). To reach this goal, information about global and local densities of 2 grasslands species (*Helianthemum nummularium* and *Sanguisorba minor*) have been collected on 6 working zones (2 reference grasslands, 2 restored in 1990 and 2 restored in 2006) situated on 2 different sites. Reproductive success traits have been measured on 120 individual samples of each species. Moreover, individuals' size parameters and some environmental data (soil depth and vegetation structure) have been collected. Results show that global and local densities are lower on recently restored grasslands for both species studied. On the other hand, older restorations and reference grasslands are not significantly different. With regards to the reproductive success of species, individuals on grasslands restored in 2006 have the best results. They produce more flowers, or inflorescences, and more seeds. Differences observed for individuals' reproductive success have their more probable cause in vegetation structure. The vegetation in the zones that have been restored more recently is more open as the shrubs and trees layer is lower.

**Keywords:** calcareous grasslands, restoration, evaluation, populations, density, reproductive success.

## Table des matières

1	Introduction .....	1
2	Etude bibliographique .....	3
2.1	Les pelouses calcicoles .....	3
2.1.1	Description.....	3
2.1.2	Ecosystèmes d'exception.....	5
2.1.3	Dynamique de ces écosystèmes.....	5
2.2	Dynamique des populations.....	8
2.2.1	Populations et structure spatiale .....	8
2.2.2	Métapopulations et dynamiques .....	8
2.3	Fitness.....	10
2.3.1	Généralités .....	10
2.3.2	Facteurs influençant la fitness .....	10
2.3.2.1	Taille de la population .....	10
2.3.2.2	Historique de la population.....	12
2.3.2.3	Densité de population .....	12
2.3.2.4	Qualité de l'habitat.....	12
2.4	La fragmentation des habitats.....	13
2.4.1	Généralités .....	13
2.4.2	Impacts sur les populations et leur succès reproducteur.....	13
2.4.2.1	Des populations plus petites et plus isolées .....	13
2.4.2.2	Des conditions environnementales modifiées.....	14
2.4.3	Variabilité des conséquences.....	14
2.5	La restauration écologique.....	15
2.5.1	Définition.....	15
2.5.2	En pratique : cas des pelouses calcicoles.....	16
2.5.2.1	La restauration des conditions environnementales .....	16
2.5.2.2	La réinstallation du cortège d'espèces des pelouses .....	18
2.5.2.3	La gestion récurrente (post-restauration) .....	18
2.5.3	Impacts de la restauration sur les populations et leur succès reproducteur.....	19
2.5.3.1	Taille et isolement des habitats .....	19
2.5.3.2	Effet fondation .....	19
2.5.3.3	Modification de la qualité de l'habitat .....	20
2.6	Evaluation des restaurations .....	21
2.6.1	Pourquoi évaluer ? .....	21
2.6.2	Comment évaluer ? .....	21
2.6.2.1	Quelques notions générales.....	21
2.6.2.2	Qualifier la réussite d'une restauration .....	22
2.6.2.3	Différentes approches et différents indicateurs.....	23
2.7	Contexte de l'étude .....	24
2.7.1	Zone d'étude : la vallée du Viroin .....	24
2.7.2	La fragmentation des pelouses de la vallée du Viroin.....	24
2.7.3	Les restaurations dans la vallée du Viroin .....	25

2.7.4	Le suivi des restaurations.....	25
3	Objectifs du travail .....	26
4	Matériels et méthodes.....	27
4.1	Modèles .....	27
4.1.1	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill. ....	27
4.1.2	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.....	28
4.2	Sites de l'étude.....	30
4.3	Parcelles de l'étude .....	33
4.4	Méthodologie de terrain.....	36
4.4.1	Dispositif de terrain .....	36
4.4.2	Récolte de données .....	37
4.4.2.1	Densité de présence sur les parcelles .....	37
4.4.2.2	Succès reproducteur, taille et densité locale en individus.....	37
4.4.2.3	Paramètres environnementaux .....	38
4.5	Analyse des données.....	39
4.5.1	Tri des données .....	39
4.5.2	Analyses statistiques.....	40
4.5.2.1	Analyses de la variance.....	40
4.5.2.2	Analyses en composantes principales.....	41
5	Résultats .....	42
5.1	Comparaison de l'abondance des individus sur les parcelles pour les différentes dates de restauration.....	42
5.2	Comparaison de la densité locale en individus dans les quadrats marqués pour les différentes dates de restauration .....	44
5.3	Evaluation et comparaison des traits relatifs au succès reproducteur des individus pour les différentes dates de restauration .....	46
5.4	Comparaison des données relatives à la taille des individus pour les différentes dates de restauration.....	51
5.5	Analyse des variables environnementales .....	55
5.5.1	Analyses en composantes principales.....	55
5.5.2	Comparaison des données relatives à la profondeur de sol des quadrats pour les différentes dates de restauration .....	58
5.5.3	Comparaison des données relatives à la structure de végétation des quadrats pour les différentes dates de restauration.....	60
6	Discussion .....	64
6.1	Densité de présence des individus .....	64
6.2	Succès reproducteur des individus des espèces cible .....	66
6.3	Paramètres pouvant expliquer les différences de succès reproducteur.....	69
6.3.1	La taille des individus.....	69
6.3.2	La densité locale en individus de la même espèce .....	70
6.4	Les paramètres environnementaux .....	71
7	Conclusions et perspectives.....	72
8	Bibliographie .....	74
9	Annexes .....	I-VI

## 1 INTRODUCTION

Une des caractéristiques principales de notre planète est la vie qu'elle recèle et l'incroyable diversité de celle-ci. Cette diversité biologique, ou biodiversité, a longtemps été une source d'étonnement et de curiosité pour les scientifiques, mais aujourd'hui, elle devient de plus en plus une source de préoccupations (Tilman 2000).

La domination de l'homme dans les écosystèmes terrestres, tout particulièrement à cause de l'augmentation de la consommation due à la croissance démographique, diminue la diversité en espèces de nombreux habitats de par le monde, et accélère leur disparition (Tilman 2000; Perrings et Gadgil 2002). On assiste à l'extinction d'un nombre important d'espèces, à un rythme 1000 fois supérieur au rythme naturel, ainsi qu'à la disparition conjointe des écosystèmes qui les abritent (Perrings et Gadgil 2002).

Les extinctions à l'échelle de la planète ne constituent qu'une partie du problème. En effet, des travaux de plus en plus nombreux montrent que la disparition des milieux et des espèces à l'échelle locale a un impact tout aussi important sur le bien-être de l'espèce humaine (Perrings et Gadgil 2002).

Cette crise grave dans le domaine de la biodiversité menace tout le réseau complexe d'animaux, de plantes et d'habitats à l'échelle de la planète. La liste rouge des espèces en danger d'extinction publiée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN 2010) nous fournit des chiffres affolants :

- Sur 47 978 espèces évaluées par l'IUCN, 17 315 espèces, c'est-à-dire plus de 35%, sont aujourd'hui menacées d'extinction.
- Dans le monde, sur 5 490 espèces de mammifères, 79 sont soit éteints totalement, soit uniquement dans la nature, 188 sont en danger critique d'extinction, 449 sont en danger et 506 sont vulnérables.
- Sur 12189 espèces de plantes, 8495 sont en danger, c'est-à-dire presque 70%.
- 1 895 sur les 6 284 espèces d'amphibiens de la planète sont en danger d'extinction. Cela représente plus d'un tiers des espèces d'amphibiens et cela fait d'eux un des groupes d'espèces les plus menacés aujourd'hui.

Cette perte de diversité naturelle constitue une menace sérieuse, présente et future, pour les humains et leur mode de vie. En effet, même s'il n'est pas toujours évident de voir le lien direct entre le bien-être de l'homme et la protection des espèces menacées, ce genre de relation existe dans de nombreuses situations où l'environnement est en danger. Par exemple, les récifs de coraux fournissent de la nourriture, une protection contre les tempêtes, du travail et encore bien d'autres sources de revenus pour plus de 500 millions de personnes de par le monde, alors que 70% de ces récifs sont menacés ou d'ores et déjà détruits. Un dommage causé à un écosystème particulier peut nuire à une autre partie du monde, même éloignée, aussi bien qu'aux personnes dont les ressources en dépendent directement (Kareiva et Marvier 2008).



Il existe plusieurs causes à la disparition des espèces. L'une des plus importantes est la destruction des habitats et leur fragmentation (Tilman et al. 2001). Au jour d'aujourd'hui, la fragmentation et la perturbation de nos écosystèmes sont telles que les populations de nombreuses espèces sont en danger critique. Elles sont d'ores et déjà gravement menacées d'extinction, même si plus aucune perte d'habitat n'a lieu dans le futur (Krauss et al. 2010). Ces menaces pèsent sur de nombreux écosystèmes terrestres dont font partie les pelouses semi-naturelles d'Europe et notamment les pelouses calcicoles (WallisDeVries et al. 2002).

Ces pelouses sont des « hotspots » de biodiversité à l'échelle régionale, et comportent un nombre très important d'espèces, notamment de plantes et de papillons (WallisDeVries et al. 2002; Cremene et al. 2005).

Ces habitats ont subi une perte de 90% de leur surface ou même davantage dans certaines régions d'Europe au cours du siècle passé (WallisDeVries et al. 2002). Les espèces caractéristiques de ces habitats sont pour la plupart rares et aujourd'hui gravement en danger (Van Helsdingen 1996).

En Région wallonne, l'abandon du pastoralisme commence dès la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle pour se terminer avec la disparition des derniers troupeaux au début du XX<sup>e</sup> siècle (Noirfalise 1984; Delescaille 2002). Les surfaces de pelouses calcicoles, étendues sur plusieurs milliers d'hectares à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, ont par conséquent dramatiquement régressé sur l'ensemble de la région (Delescaille 2005).

Des efforts énormes ont été fournis par divers organismes de protection de la nature depuis 1990 jusqu'à nos jours. De nombreux projets ont permis la restauration de larges surfaces de pelouses calcicoles, reliant entre eux les fragments isolés restants. C'est notamment le cas dans la vallée du Viroin (Namur, Belgique). Comme toute action impliquant un investissement de la société (investissement financier mais également humain), les résultats des actions de restauration de ces milieux doivent faire l'objet d'une évaluation.

Dans le but de contribuer au suivi scientifique des campagnes de restauration des pelouses calcicoles de la vallée du Viroin, « Ardenne et Gaume » et l'unité « Biodiversité et Paysage » de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech ont initié depuis plusieurs années une véritable collaboration. C'est dans ce cadre que s'inscrit ce travail.

## 2 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

### 2.1 Les pelouses calcicoles

#### 2.1.1 Description

Une pelouse calcicole est une formation végétale héliophile semi-naturelle, principalement composée de plantes herbacées vivaces formant un tapis plus ou moins continu, sur des sols calcaires, crayeux ou schisto-calcaires, superficiels, secs et pauvres en éléments nutritifs (Decocq et al. 1996; Decocq et al. 2004b).

L'ensemble des pelouses calcicoles sèches à semi-sèches (les Festuco-Brometea) comprend d'une part les pelouses steppiques ou subcontinentales (les Festucetalia valesiacae), et d'autre part les pelouses des régions plus océaniques et subméditerranéennes (les Brometalia erecti) (Wolkinger et Plank 1981).

Les pelouses calcicoles d'Europe occidentale et centrale (Figure 1) appartiennent à ces dernières. On distingue habituellement au sein des Brometalia d'une part les pelouses du Xerobromion sur sols peu profonds et en climat chaud, et d'autre part les pelouses du Mesobromion erecti, alliance plus mésophile se développant sur des sols plus profonds à pente plus faible (Wolkinger et Plank 1981; Delescaille 2004).

Dans le centre-ouest européen, on retrouve les associations mésoxérophiles et mésophiles du Mesobromion erecti depuis le Benelux jusqu'à la Suisse, la Bavière et l'Allemagne du nord (Willems 1980).



Figure 1 : Répartition des pelouses calcicoles en Europe (Wolkinger et Plank 1981; cité dans Decocq et al. 2004a).

Les pelouses calcicoles belges (Figure 2) sont situées à la frontière entre les régions floristiques Atlantique et Médio-Européenne (Butaye et al. 2005b). Celles situées sur la Calestienne (notamment les pelouses calcicoles de la vallée du Viroin) appartiennent à la classe des Festuco-Brometea, caractérisées, entre autres, par la présence de *Festuca lemanii*, *Bromus erectus*, *Helianthemum nummularium* et *Sanguisorba minor* (Piqueray et al. 2007).

Sous nos latitudes, la plupart des pelouses calcicoles sont d'origine anthropique, par exemple dans la vallée du Viroin, mais aussi en Lesse et Lhomme comme ailleurs en Europe. Elles sont dépendantes de l'action humaine et plus spécifiquement des anciennes pratiques agro-pastorales (Delescaille 2000). En l'absence de perturbations pastorales, la dynamique de ces pelouses secondaires, qualifiées d'habitats semi-naturels, tend vers une végétation préforestière (Delescaille 2004).

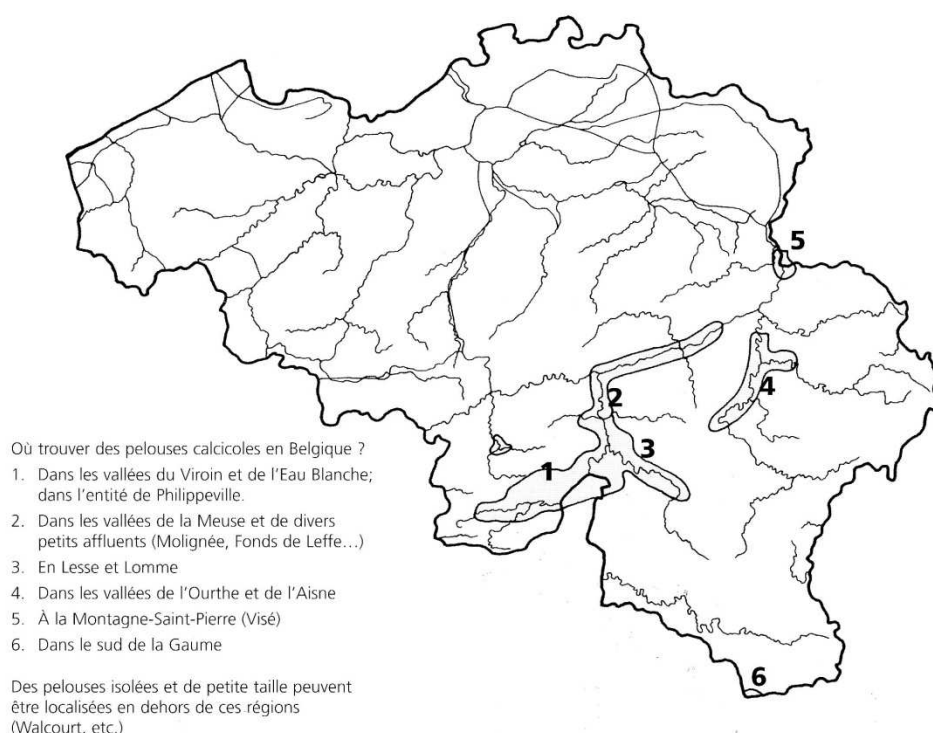


Figure 2 : Localisation des pelouses calcicoles en Belgique (Decocq et al. 2004b).

### 2.1.2 Ecosystèmes d'exception

Les pelouses calcicoles sont reconnues comme comptant parmi les habitats les plus riches d'Europe occidentale quant aux espèces qu'ils recèlent (Willems 2001; Poschlod et WallisDeVries 2002; WallisDeVries et al. 2002; Piqueray et al. 2007). Leur valeur naturelle et scientifique est très ancienne (Massart 1912) et leur diversité floristique ainsi que leur grande diversité en arthropodes leur vaut d'être un habitat prioritaire dans l'Annexe 1 de la directive Habitat 92/43/EEC de l'Union Européenne (Delescaille et al. 1991; Romao 1996).

La biodiversité que recèle ces habitats est exceptionnelle (Prendergast et al. 1993; WallisDeVries et al. 2002). En effet, il est possible de retrouver sur ces pelouses jusqu'à 30, 40, voire 80 espèces de plantes par mètre carré (Bobbink et al. 1987; Dutoit et Alard 1996; WallisDeVries et al. 2002). Environ 250 espèces de plantes supérieures sont liées aux pelouses sèches au sens large, c'est-à-dire environ 16 % de la flore belge (Van Rompaey et Delvosalle 1979). Et la plupart sont des espèces rares (Van Helsdingen 1996).

La richesse en espèces de ces habitats est notamment due au fait qu'il existe une grande diversité de pelouses calcicoles, liée notamment à leur situation géographique mais aussi à leur histoire (utilisation passée, pâturage par les herbivores domestiques ou sauvages) (Maubert et Dutoit 1995; Duvigneaud et Saintenoy-Simon 1998). De plus, il existe de nombreux stades d'évolution de ces pelouses, allant des vastes pelouses ouvertes aux pelouses enfrichées, embroussaillées, ou aux friches post-culturelles. A chaque stade, ces écosystèmes possèdent leurs communautés d'espèces végétales et animales caractéristiques et bien souvent exceptionnelles (Maubert et Dutoit 1995; Duvigneaud et Saintenoy-Simon 1998).

### 2.1.3 Dynamique de ces écosystèmes

Ces écosystèmes sont malheureusement fortement menacés. En effet, ces pelouses doivent, pour la plupart, leur existence aux pratiques agro-pastorales traditionnelles (Delescaille 2004). On peut citer notamment le pâturage qui exerce une pression sélective sur les plantes, ce qui conditionne la diversité floristique des pelouses (Graux et al. 2003c). Sous l'effet de l'abandon de ces pratiques, les pelouses calcicoles sont peu à peu recolonisées de façon spontanée par les fourrés ou la forêt (Keymer et Leach 1990). En Région wallonne, le déclin du pastoralisme commence dès le XVIII<sup>e</sup> siècle et se termine au début du XX<sup>e</sup> siècle avec la disparition des derniers troupeaux (Noirfalise 1984; Delescaille 2002).

L'abandon de ces pratiques, additionné au reboisement artificiel ainsi qu'à l'urbanisation et l'exploitation de carrières, a mené à une diminution des surfaces de pelouses calcicoles dans toute l'Europe (Dutoit et al. 2004; Adriaens et al. 2006). À tout cela s'ajoute l'amendement des sols qui est néfaste pour ces écosystèmes évoluant sur des sols pauvres. En effet, l'ajout de nutriments augmente la compétition des herbacées dominantes, notamment *Brachypodium pinnatum*, ce qui a pour effet de diminuer la richesse spécifique des pelouses (Bobbink et Willems 1987; Willems et al. 1993).

Ces habitats, très étendus à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, ont vu leur surface décroître drastiquement (WallisDeVries et al. 2002). À cette pure perte de pelouses calcicoles additionnée d'une diminution de la taille des îlots de pelouses restants, s'ajoute un plus grand isolement de ces derniers. Ces 3 points sont reconnus comme étant les composantes majeures de la fragmentation des habitats qui découle directement de la destruction des habitats (Andren 1994). En Calestienne par exemple, la surface des pelouses calcicoles est passée de plus de 700 ha en 1964 à moins de 50 ha en 2004 (Leduc et Mahy 2004). Et dans la vallée du Viroin notamment, la diminution des surfaces de pelouses calcicoles entre 1775 et 2003 est drastique (Figure 3 ci-après).

Les fragments d'habitats restants ne permettent plus la survie à long terme de leurs espèces (Saunders et al. 1991; Mahy 2003). Par voie de conséquence, beaucoup d'espèces des pelouses calcicoles, souvent rares, se sont éteintes ou sont aujourd'hui proches de l'extinction (Saintenoy-Simon 1999; WallisDeVries et al. 2002).

Face aux conséquences de la fragmentation des pelouses calcicoles sur les populations d'espèces qui les composent, la réaction a, dans un premier temps, consisté à protéger les fragments restants sous forme de réserves naturelles (Piqueray et al. 2005). La première réserve belge en terrain calcaire est celle des Roches Noires à Comblain-au-Pont, créée en 1946 par l'association de protection de la nature « Ardenne et Gaume ». Depuis, de nombreux autres sites sont protégés et la plupart des pelouses calcicoles font aujourd'hui partie du réseau Natura 2000 de l'Union Européenne (Delescaille 2005).

Néanmoins, malgré des années de conservation et de gestion des reliquats de pelouses calcicoles, les taches d'habitat restantes sont apparues trop fragmentées pour empêcher le déclin de ces écosystèmes (Mahy 2003). La nécessité de restaurer un réseau écologique de surfaces d'habitat suffisamment grandes et connectées s'est imposée comme une option indispensable afin de permettre la survie à long terme des espèces typiques de ces milieux calcicoles via le rétablissement des processus populationnels (Bennett 1997; Jongman et Pungetti 2004; Piqueray et al. 2005; Butaye et al. 2005a).

En Belgique, des travaux de gestion sont déjà en place à petite échelle depuis le début des années 1980, parfois même plus tôt encore (Delescaille 2005). Mais un besoin de restauration écologique de plus grande ampleur s'est avéré nécessaire pour la survie des espèces (Delescaille 2005). Les conservateurs de la nature essayent donc non seulement de préserver les pelouses calcicoles restantes mais aussi de restaurer les sites qui ont été abandonnés et envahis par diverses espèces d'arbres et d'arbustes.

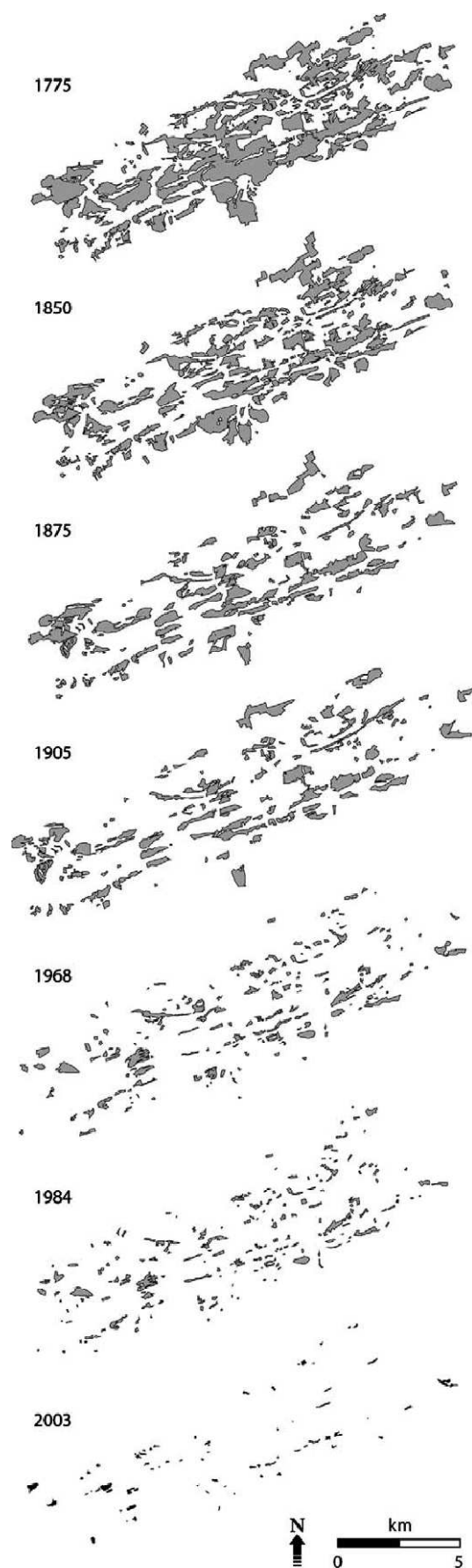


Figure 3 : Evolution historique de l'étendue des surfaces de pelouses calcicoles dans la vallée du Viroin entre 1775 et 2003 (Adriaens et al. 2006).

## 2.2 Dynamique des populations

### 2.2.1 Populations et structure spatiale

Un écosystème peut être défini comme un ensemble de populations d'espèces d'êtres vivants (= biocénose), habitant un même milieu (= biotope) et interagissant les unes avec les autres, ainsi qu'avec leur milieu abiotique. Le réseau des interactions s'y déroulant est très complexe, d'autant que certains écosystèmes comportent des centaines d'espèces différentes (Mahy 2008).

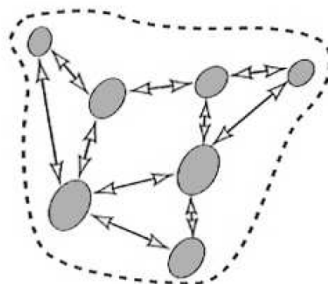
Les populations, composées d'un ensemble d'individus d'une même espèce vivant dans des conditions définies (Mahy 2008), ont une structure ou une distribution spatiale qui peut varier. Les populations peuvent être fermées ou ouvertes et avoir une distribution spatiale uniforme ou aléatoire, continues ou séparées en patches distincts (Pulliam 1988; Hanski et Gilpin 1991). En réalité, les systèmes vivants sont bien entendu plus complexes et se situent à des intermédiaires entre ces catégories bien distinctes (Thomas et Kunin 1999).

De nos jours, avec la destruction que connaissent les écosystèmes, incluant la perte d'habitats, la dégradation de leur qualité et leur fragmentation (Hanski 1998), des espèces avec une distribution spatiale originelle continue peuvent voir leurs populations se diviser dans le paysage et former des populations distinctes. Ces populations évoluent alors dans des fragments d'habitats de qualité qui leur sont appropriés, séparés les uns des autres par une matrice d'habitats non appropriés (Hanski et Gilpin 1991). Ces populations forment une « métapopulation », c'est-à-dire une « population de populations locales ».

### 2.2.2 Métapopulations et dynamiques

Tout comme une population est définie comme un ensemble d'individus interagissant les uns avec les autres, une métapopulation est un ensemble de populations locales interagissant les unes avec les autres (Hanski et Gilpin 1991). La figure 4, ci-dessous, illustre ce concept de métapopulation.

De façon théorique, une population locale est un groupe ou un assemblage plus petit d'une espèce, isolé spatialement des autres groupes. Souvent, une population locale est considérée comme occupant un fragment d'habitat (Freckleton et Watkinson 2002).



**Figure 4 : Illustration du concept de métapopulation. Chaque tâche représente une population locale, interagissant de diverses manières avec les autres populations locales et formant ainsi une métapopulation.**

Pour que l'ensemble des populations régionales d'une espèce soit considéré comme une métapopulation, quatre conditions doivent être remplies (Freckleton et Watkinson 2002) :

- un habitat approprié pour l'espèce doit apparaître dans des patches différents, occupés par des populations locales reproductrices;
- même la plus grande population locale doit avoir un risque d'extinction mesurable (sinon c'est une population source pour les populations des autres patches);
- les patches d'habitats ne doivent pas être trop isolés de manière à permettre une recolonisation suite à une extinction locale;
- les populations locales ne doivent pas avoir des dynamiques complètement synchrones (sinon la dynamique globale des populations l'emporte sur celles des populations locales).

Ces conditions respectées, la prédiction principale de la théorie des métapopulations est qu'un nombre ou une densité minimal de fragments d'habitats appropriés est nécessaire pour la persistance de la métapopulation à large échelle. Les processus de migration et de colonisation à plus grande échelle, tout comme la distribution régionale des patches, déterminent la dynamique des métapopulations (Freckleton et Watkinson 2002). Comme une population persiste dans son habitat lorsqu'un équilibre est établi entre les phénomènes de mort et de naissance, l'ensemble des populations régionales persiste lorsqu'un équilibre s'établit entre les processus d'extinction locale et de migration des populations entre les fragments (Opdam 1991; Hanski 1998). Ainsi, les métapopulations reprennent généralement un turnover de populations locales qui s'éteignent et se rétablissent (Opdam 1991).

Une autre condition nécessaire pour la persistance des métapopulations sur le long terme est que le nombre de nouvelles populations créées dans un fragment vide par une population soit supérieur à un. Cette condition n'est cependant pas suffisante pour assurer la persistance à long terme des métapopulations puisque toutes les populations locales pourraient s'éteindre en même temps (stochasticité régionale), surtout pour une petite métapopulation (Hanski 1998). Il est donc clair qu'une métapopulation évoluant dans un réseau d'habitats plus petits est plus menacée par l'extinction qu'une métapopulation évoluant dans un réseau d'habitats plus grands et bien connectés (Hanski 1998).

De là, la quantité totale de fragments d'habitats appropriés dans un paysage fragmenté est souvent un bon prédicateur de la persistance à long terme de la métapopulation (Wahlberg et al. 1996). De plus, une distance optimale entre les fragments d'habitats doit être un compromis entre la nécessité d'avoir des fragments suffisamment proches les uns des autres pour permettre des événements de recolonisation, mais aussi suffisamment éloignés pour diminuer l'impact de la stochasticité régionale (Hanski 1998).

Pour l'écologie de la restauration, la dynamique de telles populations fragmentées doit être comprise afin de mettre en place un système de gestion adapté pour prévenir les extinctions locales (Hanski et Gilpin 1991).



## 2.3 Fitness

### 2.3.1 Généralités

Par définition, les individus avec la plus grande fitness dans une population sont ceux qui (sur base de leur génotype) donneront normalement le plus grand nombre de descendants (Begon et al. 1990). La fitness est un terme relatif : les individus avec la plus grande fitness produisent plus de descendants par rapport aux autres, les individus à fitness plus faible. De là, les individus avec la plus grande fitness détermineront de manière plus importante les caractères des générations futures (Lienert 2004).

Des mesures directes de la fitness des plantes ne sont pas possibles. Des composantes de la fitness sont utilisées pour estimer celle-ci et sont autant de traits relatifs au succès reproducteur. On peut citer, par exemple, le nombre de fleurs ou d'inflorescences, le nombre de fruits, le poids des fruits, le nombre de graines, le poids des graines, le taux de germination des graines, la germination du pollen, le nombre de descendants ou encore la taille des descendants (Booy et al. 2000; Lienert 2004).

L'étude de la fitness est particulièrement intéressante pour mieux comprendre la dynamique des populations d'espèces rares ou endémiques (Lande 1988).

### 2.3.2 Facteurs influençant la fitness

De nombreux facteurs influencent les traits relatifs au succès reproducteur des individus.

#### 2.3.2.1 Taille de la population

Pour de petites populations, le nombre restreint de partenaires pour la reproduction augmente les chances de reproduction entre parents (Charlesworth et Charlesworth 1987; Crnokrak et Roff 1999; Keller et Waller 2002; Reed et Frankham 2003). De plus, les chances d'autopollinisation d'une même fleur ou de fleurs d'une même plante peuvent être plus élevées dans de petites populations (De Jong et al. 1993; Ellstrand et Elam 1993; Rathcke et Jules 1993).

Ceci augmente les chances de consanguinité au sein de la population. Cette consanguinité cause l'augmentation du niveau d'homozygotie causant, à son tour, une dépression de consanguinité (Frankel 1983; Charlesworth et Charlesworth 1987; Lacy 1987; Ellstrand et Elam 1993; Crnokrak et Roff 1999; Keller et Waller 2002; Reed et Frankham 2003).

Les lignées consanguines sont fortement menacées par la stérilité et la réduction de leur durée de vie. À court terme, cette dépression de consanguinité peut donc conduire à une diminution de la fitness des individus et à une augmentation des chances d'extinction de l'espèce (Charlesworth et Charlesworth 1987; Shaffer 1987; Ellstrand et Elam 1993; Lande 1994; Young et al. 1996; Keller et Waller 2002).

Beaucoup d'études ont montré que des plantes consanguines produisent moins de fleurs, et moins de graines, ces dernières étant plus petites et germant moins bien (Levin 1984; Aizen et Feinsinger 1994; Ouborg et Van Treuren 1994; Paschke et al. 2002). La dépression de consanguinité peut également s'exprimer par un poids plus faible des plantes, une taille réduite des feuilles ou une diminution de la biomasse totale des plantes (Hauser et Loeschcke 1996; Kéry et al. 2000; Hooftman et al. 2003). Ceci peut en retour diminuer le succès reproducteur et donc la fitness, puisque parfois, seules des plantes d'une certaine taille sont capables de produire des fleurs (Schmid et Weiner 1993; Schmid et al. 1994; Wesselingh et al. 1997) ou puisque des plantes plus grandes peuvent souvent produire plus de fleurs (Calvo 1990).

De plus, la théorie de la génétique des populations prédit que, suite à la dérive génétique (modification de la fréquence d'un allèle ou d'un génotype au sein d'une population par le fait du hasard) et à la consanguinité, les petites populations ont des niveaux de variabilité génétique plus faibles (Vrijenhoek 1985; Young et al. 1996; Frankham et al. 1999; Reed et Frankham 2003). À long terme, la perte de variabilité génétique peut diminuer la capacité d'une population à s'adapter aux changements environnementaux et diminue ainsi sa fitness et ses chances de survie (Shaffer 1987; Lande 1988; Ellstrand 1992; Frankel et al. 1995; Frankham 1996; Reed et Frankham 2003).

Une méta-analyse réalisée par Leimu et al. (2006) montre que pour 105 études publiées entre 1987 et 2005, les relations entre la taille des populations, la fitness et la diversité génétique au sein des populations sont en moyenne toutes significativement positives.

Nous l'avons vu, pour de petites populations, une diminution de la production de graines peut être due à la dépression de consanguinité. Néanmoins, certains auteurs suggèrent que cela peut également être dû à la rupture des interactions biotiques les plus importantes comme le mutualisme entre les plantes et leurs pollinisateurs (Bond 1995). En effet, les petites populations sont moins attractives pour les pollinisateurs que les grandes populations, d'abord parce qu'elles sont moins visibles, mais aussi parce qu'elles ont moins de fleurs à offrir (Sih et Baltus 1987; Agren 1996). Ceci cause une diminution de la qualité et de la quantité de pollen disponible pour la reproduction, causant ainsi une diminution de la fitness (Byers 1995). Fischer et Matthies (1998a) ont démontré que pour les petites populations de *Gentianella germanica*, la production de fruits était limitée par la pollinisation.

Enfin, l'environnement d'un individu est constamment soumis à des fluctuations dont une partie ne peut être prédite, elle est due au hasard, c'est la stochasticité environnementale. De même, certains changements dans les événements de reproduction ou de survie ne peuvent être prédits à l'échelle de l'individu, c'est la stochasticité démographique (Lande 1988; Engen et al. 1998). Ces deux paramètres affectent plus les populations de taille réduite que celles de taille plus importante. En effet, dans des populations de petite taille, la probabilité de voir la population disparaître ou de voir la variabilité génétique diminuer fortement suite à un de ces événements aléatoires est plus importante.

#### 2.3.2.2 Historique de la population

L'historique de la population peut avoir un effet sur son succès reproducteur. En effet, nous verrons plus loin dans ce travail que la fragmentation des habitats, tout la restauration de ceux-ci, peuvent avoir des impacts non négligeables sur les populations et le succès reproducteur des individus qui les composent.

#### 2.3.2.3 Densité de population

Chez beaucoup d'espèces, les individus d'une population peuvent voir leur succès reproducteur diminuer pour des raisons non génétiques. Il existe un nombre ou une densité seuil d'individus sous lequel la population voit ses chances de survie diminuer fortement. C'est ce qu'on appelle l'effet « Allee » (Lande 1988). Pour ces populations, une relation positive existe entre le taux de croissance de la population et sa densité, ce qui augmente leur chance d'extinction (Courchamp et al. 1999). Cet effet peut être dû notamment à un système de reproduction dépendant de la densité en individus de la population (Lande 1988).

De plus, au sein même de la population, une faible densité en individus peut modifier le comportement des pollinisateurs, notamment en diminuant le nombre de visites. Ceci peut affecter le taux de fertilisation, l'allocation des ressources pour la fructification et la production de graines, et donc avoir des effets négatifs sur le succès reproducteur de la population (Sih et Baltus 1987; Fischer et Matthies 1998a).

#### 2.3.2.4 Qualité de l'habitat

La fitness des populations peut être largement affectée par les changements de qualité des habitats.

Des exemples de relation entre la qualité de l'habitat et le succès reproducteur ont été étudiés par Whale (1984) pour *Primula vulgaris* et par Adriaens et al. (2009) pour *Colchicum autumnale*. De leurs conclusions, retenons par exemple que la production de fleurs décroît lorsque la quantité de lumière qui pénètre la canopée diminue, réduisant ainsi l'attrait des pollinisateurs pour les individus et affectant la reproduction.

Parmi les paramètres influençant la qualité des habitats, on peut citer la quantité de nutriments disponibles, les conditions hydriques, la structure et la composition de la végétation, la pénétration de la lumière, les effets du vent et la température.

De plus, la qualité de l'habitat influence la taille des populations. Les résultats d'une étude réalisée par Vergeer et al. (2003) montrent qu'un habitat de meilleure qualité est capable de supporter des populations plus importantes et a donc un effet positif sur le succès reproducteur.

## 2.4 La fragmentation des habitats

### 2.4.1 Généralités

La fragmentation des habitats est une menace importante pour la sauvegarde de la biodiversité dans beaucoup d'écosystèmes terrestres (Young et al. 1996).

Elle peut être définie comme la réduction d'un habitat continu de grande taille en fragments d'habitats plus petits et isolés les uns des autres (Sih et al. 2000). Elle englobe essentiellement 3 composantes majeures : la pure perte en habitat, la réduction de la surface des taches d'habitats et l'augmentation de l'isolement spatial des taches d'habitats (Andren 1994).

### 2.4.2 Impacts sur les populations et leur succès reproducteur

La fragmentation des habitats a de nombreux effets négatifs sur les habitats et les populations d'espèces qui les composent.

#### 2.4.2.1 Des populations plus petites et plus isolées

Tout d'abord, la fragmentation cause une diminution de la taille des habitats et un plus grand isolement de ces derniers. Les populations restant dans les patchs sont plus petites et isolées, et ce, pour des générations (Young et al. 1996; Lienert 2004) avec des conséquences sur le succès reproducteur des individus et la viabilité des populations (voir paragraphe 2.3.2.1).

De plus, les populations présentes dans ces patchs d'habitats ont subi un « effet entonnoir », c'est-à-dire que les individus restant après la fragmentation ne représentent qu'une partie seulement du pool génétique de la population originelle (Young et al. 1996), ce qui diminue d'autant plus la variabilité génétique de la population.

La fragmentation peut également provoquer une diminution du taux de colonisation des fragments d'habitat, du fait du manque de connectivité. La vulnérabilité des populations de ces habitats isolés face aux modifications naturelles ou anthropiques en est accrue (Sih et al. 2000). En effet, les effets néfastes de l'érosion génétique sur les petites populations ne peuvent pas être neutralisés par un flux de gènes renouvelant la variabilité génétique de ces populations (Brown et Kodric-Brown 1977). De plus, des événements de recolonisation d'un patch d'habitat suite à son extinction sont également limités (Fahrig et Merriam 1985; Menges 1990; Hanski 1999). La dynamique des populations est rompue.

#### 2.4.2.2 Des conditions environnementales modifiées

Les habitats altérés par l'homme exposent les espèces natives à des conditions environnementales différentes des habitats naturels dans lesquels elles évoluent (Quintana-Ascencio et al. 2007).

La fragmentation des habitats peut changer les conditions abiotiques du paysage environnant, ce qui peut notamment avoir une influence sur les interactions biotiques entre les plantes et leurs pollinisateurs (Sih et Baltus 1987; Bond 1995).

De plus, en diminuant la taille des patchs d'habitats, la fragmentation augmente les effets de bordures. De nombreuses conditions environnementales peuvent être modifiées comme par exemple la quantité de nutriments disponibles, les conditions hydriques, la structure et la composition de la végétation, la pénétration de la lumière, la compétition, ...

Dans le cas particulier des pelouses calcicoles, l'abandon des pratiques agropastorales traditionnelles change la disponibilité des nutriments, augmente le dépôt de litière sur le sol et diminue la disponibilité de la lumière, ce qui provoque l'augmentation de la concurrence de *Brachypodium pinnatum* pour les espèces typiques des pelouses (Bobbink et Willems 1987).

#### 2.4.3 Variabilité des conséquences

Néanmoins, les effets de la fragmentation sur les populations de plantes semblent plus variables que ce que ne prédit la théorie (Young et al. 1996). Les réactions à la fragmentation des habitats peuvent être très différentes selon les espèces. L'intensité des effets dépend de beaucoup de facteurs tels que le système de reproduction des espèces, leur durée de vie, leur capacité de migration et de colonisation, leur dépendance par rapport à leurs pollinisateurs et le temps écoulé depuis la fragmentation (Lienert 2004).

Par exemple, des plantes possédant un système de reproduction croisé ont souvent une variabilité génétique intra populationnelle plus importante. *A contrario*, les populations d'espèces auto pollinisatrices ou avec un double système de reproduction sont souvent moins variables génétiquement (Hamrick et Godt 1990). Cette capacité d'autopollinisation peut aussi bien être un avantage (capacité d'autopollinisation pour des populations isolées évoluant dans un habitat fragmenté) qu'un inconvénient (diminution de la variabilité génétique au sein de la population) pour les espèces.

Notons enfin que pour les plantes, les effets de la fragmentation des habitats sont compliqués par leur état sessile, la pré-fragmentation potentielle des habitats, la variété de systèmes reproducteurs sexués et asexués, la possibilité de flux de gènes via le pollen et les graines, le stockage du matériel génétique dans la banque de graines, ... De plus, leurs interactions avec des animaux, comme pour la pollinisation et les vecteurs de dispersion, peuvent elles-aussi être affectées par la fragmentation (Young et al. 1996).

## 2.5 La restauration écologique

### 2.5.1 Définition

La restauration écologique a été définie par plusieurs auteurs comme la ou les action(s) dont l'objectif est de diriger le développement d'un écosystème vers un stade choisi en accélérant la succession écologique ou en évitant un ou plusieurs stade(s) de la succession (Jordan et al. 1987; Bakker et Berendse 1999; Weddell 2002).

La Society for Ecological Restoration (SER) définit comme suit la restauration écologique dans son abécédaire sur l'écologie de la restauration : « La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère le rétablissement d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa durabilité. C'est le procédé par lequel on accompagne le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

La restauration doit tendre vers le retour d'un écosystème historique. Celui-ci peut être difficile voire impossible à déterminer avec exactitude mais il peut néanmoins être approché dans les grandes lignes par une combinaison de connaissances sur la structure préexistante de l'écosystème endommagé, sa composition et son fonctionnement, des études sur des écosystèmes intacts comparables, des informations sur les conditions environnementales régionales, etc.

Notons que la réparation d'un écosystème dégradé est qualifiée de restauration écologique même si l'écosystème de référence résulte des activités humaines. C'est le cas pour de nombreuses prairies riches en espèces, et notamment les pelouses calcicoles.

Lorsque l'écosystème restauré ne requiert plus d'assistance extérieure pour assurer sa santé et son intégrité future, alors la restauration peut être considérée comme achevée. Cependant, certains écosystèmes nécessitent une gestion continue pour éviter les invasions d'espèces opportunistes, les impacts des activités humaines variées et du changement climatique. Il s'agit bien ici d'une gestion d'écosystème qui se diffère de la restauration du fait que la restauration écologique vise à assister ou initier le rétablissement de l'écosystème, tandis que la gestion a pour but de garantir par la suite le bien-être de l'écosystème restauré. Néanmoins, la restauration et la gestion forment bien souvent un continuum utilisant des interventions similaires (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

## 2.5.2 En pratique : cas des pelouses calcicoles

Lors d'une campagne de restauration de pelouses calcicoles, il faut tout d'abord recréer et maintenir les conditions environnementales nécessaires au développement d'une pelouse calcicole. Ensuite, il faut que les espèces typiques de l'habitat s'installent sur les surfaces restaurées (Bisteau et Mahy 2004).

### 2.5.2.1 La restauration des conditions environnementales

Pour recréer un milieu ouvert, diverses méthodes existent. Celles-ci varient selon que l'on démarre la restauration à partir d'une pelouse enfrichée ou d'un boisement secondaire. Néanmoins, deux techniques sont principalement utilisées pour restaurer les pelouses et recréer un environnement propice pour les espèces des pelouses calcicoles : le fauchage et le pâturage (Colmant et Henry 1996; Delescaille 2000; André et Vandendorpel 2004). Ces techniques peuvent être également utilisées pour entretenir les pelouses une fois celles-ci remises en bon état (Delescaille et al. 1990; Colmant et Henry 1996; André et Vandendorpel 2004). En effet, une fois la pelouse reconstituée, un entretien récurrent est nécessaire pour empêcher la recrudescence d'espèces non désirées (André et Vandendorpel 2004).

Dans le cas de restauration au départ de surfaces boisées, la première étape consiste à reconstituer l'écosystème « pelouse ». Il s'agit principalement d'une mise à blanc ou d'une forte éclaircie du couvert forestier suivi d'un débroussaillage des parcelles à l'aide de petites tronçonneuses ou de débroussailleuses (André et Vandendorpel 2004). Cette coupe forestière peut être suivie ou non d'un gyrobroyage. Ce dernier peut avoir des effets non négligeables sur la reprise de la végétation selon que les détritiques sont laissés sur place ou exportés. En effet, les détritiques laissés sur place forment une barrière mécanique assez difficile à franchir pour la nouvelle végétation et l'accumulation de litière provoque l'étouffement de bon nombre de plantes (Delescaille 2000). De plus, le matériel végétal, s'il est laissé sur place, provoque un enrichissement minéral et organique du sol, non favorable à l'apparition d'espèces cibles des pelouses calcicoles (André et Vandendorpel 2004).

Certaines zones peuvent également être restaurées au départ de parcelles qui ont été précédemment cultivées. Pour recréer des conditions adéquates afin d'empêcher le recouvrement d'espèces non désirées comme des espèces rudérales dominantes, l'étape-clé consiste à recréer un sol pauvre en nutriments (Gough et Marrs 1990; Bakker et Berendse 1999). Ceci peut être réalisé par un labour sans ajout de fertilisants ou par un enlèvement de la couche supérieure de sol, riche en nutriments (Marrs 1993; Verhagen et al. 2001).

- Le fauchage

Le fauchage a été traditionnellement recommandé comme technique de restauration des pelouses enfrichées. L'objectif principal est de réduire la vitalité des espèces sociales envahissantes et de permettre aux petites espèces à rosettes de subsister ou de se réinstaller. Cette technique permet des interventions localisées mais nécessite beaucoup de main d'œuvre et convient donc mieux comme mesure complémentaire au pâturage. Contrairement à ce dernier, la fauche tend à uniformiser les milieux, entraînant ainsi une diminution de la biodiversité (André et Vandendorpel 2004).

- Le pâturage

Le pâturage ovin a également été étudié comme technique de restauration des pelouses enfrichées. Dans ce cas, il peut servir de complément à la fauche (lorsque les pelouses sont très fortement enfrichées) ou être utilisé comme seule et unique technique de restauration (André et Vandendorpel 2004).

Les animaux agissent sur le milieu de plusieurs manières. Ils ont une action sur la végétation de par les effets du piétinement et du broutage des plantes (André et Vandendorpel 2004). De plus, le passage du troupeau sur différents sites isolés permettra d'assurer une dispersion non négligeable de graines, voire d'espèces animales, d'un site à l'autre. La laine du mouton ou la terre de leurs sabots peuvent en effet constituer un mode de dispersion pour certaines espèces de plantes ou d'insectes (Fischer et al. 1996).

Diverses précautions doivent être prises selon que l'on s'intéresse aux pelouses en phase de restauration ou aux pelouses en phase de gestion. Aussi, plusieurs modalités de pâturage peuvent varier; on peut citer notamment l'intensité du pâturage, le temps de séjour des animaux, la période de pâturage, la fréquence des passages et la composition du troupeau.

Actuellement, il est impossible de réaliser un pâturage itinérant comme autrefois. La réalité socio-économique est en effet très différente aujourd'hui et les surfaces disponibles sont trop petites et trop isolées les unes des autres. On réalise donc un pâturage en enclos fixes ou mobiles (André et Vandendorpel 2004).



#### 2.5.2.2 La réinstallation du cortège d'espèces des pelouses

Etant donné qu'après quelques années il ne reste pas (ou peu) d'espèces de pelouses calcicoles sur les sites abandonnés, il est important de rechercher des sources possibles de recolonisation pour les espèces (Bakker et al. 1996). En effet, la dispersion dans le temps et l'espace est cruciale pour la conservation mais surtout pour le rétablissement des communautés des pelouses calcicoles (Von Blanckenhagen et Poschlod 2005).

Les espèces qui sont capables de se développer sur les pelouses restaurées sont issues soit de repousses d'espèces herbacées et ligneuses présentes avant la restauration, soit de la germination de graines présentes dans le sol et qui ont pu y subsister plusieurs années ou plusieurs dizaines d'années (= banque de graines du sol), soit encore de la germination de graines apportées par le vent, les oiseaux, les insectes, ou les mammifères (= pluie de graines) (Bisteau et Mahy 2004). Les espèces avec une banque de graines permanentes dans le sol ou avec une capacité de dispersion à grande distance ont donc plus de chance de se rétablir dans de courts délais (Von Blanckenhagen et Poschlod 2005).

Beaucoup d'espèces de pelouses ne constituent pas de banque de graines dans le sol : elles dépendent, pour leur survie, d'une germination rapide après la dispersion des graines ou d'une reproduction végétative efficace (Akinola et al. 1998; Davies et Waite 1998; Kalamees et Zobel 1998).

Le processus de reconstitution est un processus lent et progressif qui dépend donc fortement de la présence de sources de graines à proximité des sites restaurés. En effet, lorsque les espèces qui ne forment pas de banque de graines ont disparu, la probabilité de les voir réapparaître est faible ou nulle s'il n'y a pas un apport de l'extérieur. Or beaucoup d'espèces typiques des pelouses calcicoles présentent des capacités de dispersion relativement faibles (Hutchings et Booth 1996; Poschlod et Bonn 1998). Dès lors, la présence de sources de graines dans les environs immédiats du site restauré est d'une importance considérable pour la reconstitution d'une communauté végétale typique à partir des pools d'espèces et de gènes locaux (Bakker et al. 1996; Kiefer et Poschlod 1996; Partel et al. 1998; Willems et Bik 1998). La recolonisation s'effectue alors de proche en proche ou par des apports extérieurs, notamment par les moutons. Ces derniers véhiculent en effet dans leur laine, leur tube digestif ou la boue collée à leurs sabots de nombreuses graines qui sont susceptibles de germer dans les coupes (Fischer et al. 1996).

#### 2.5.2.3 La gestion récurrente (post-restauration)

Que la restauration soit réalisée au départ d'une pelouse enfrichée ou d'un boisement secondaire, sa réussite dépendra d'un entretien récurrent du milieu (Von Blanckenhagen et Poschlod 2005). En effet, sans intervention, les espèces ligneuses occupent rapidement l'espace et les espèces de pelouses régressent à nouveau. C'est dans ce cadre que le pâturage ovin et/ou caprin peut aider à limiter le reboisement, seul ou en combinaison avec une gestion mécanique.

### 2.5.3 Impacts de la restauration sur les populations et leur succès reproducteur

#### 2.5.3.1 Taille et isolement des habitats

La restauration est d'abord une réponse à la nécessité de recréer un réseau écologique de surfaces d'habitats suffisamment grandes et connectées afin de permettre la survie à long terme des espèces typiques des milieux que l'on restaure (Bennett 1997; Jongman et Pungetti 2004; Piqueray et al. 2005; Butaye et al. 2005a). En agissant de manière positive sur la taille et l'isolement des fragments d'habitats, la restauration tente de rétablir une bonne dynamique des populations.

#### 2.5.3.2 Effet fondation

La dispersion d'une espèce vers un nouvel habitat peut avoir certaines conséquences. Dans le cas de la restauration des milieux semi-naturels sans apport dirigé de graines, il est probable que les populations d'espèces nouvellement apparues sur les sites restaurés se soient formées à partir d'un nombre de graines très limité au départ. En effet, comme déjà dit précédemment, les phénomènes de dispersion à longue distance sont rares pour beaucoup d'espèces de pelouses calcicoles et peu d'entre elles forment une banque de graines persistantes à long terme (Hutchings et Booth 1996; Akinola et al. 1998; Davies et Waite 1998; Kalamees et Zobel 1998; Poschlod et Bonn 1998). Dès lors, il résulte que ces populations nouvellement fondées peuvent présenter des effets dits « de fondation » (Nei et al. 1975; Leimu et Mutikainen 2005).

L'effet fondateur ou le principe de fondation désigne l'établissement d'une nouvelle population à partir d'un petit nombre d'individus qui ne portent qu'une petite fraction de la variabilité génétique de la population parentale (Mayr 1942). La conséquence de ce phénomène est une faible variabilité génétique de la nouvelle population, diminuant sa résilience aux perturbations naturelles et aux changements globaux, ainsi qu'un risque accru de dépression de consanguinité pouvant entraîner une diminution de la fitness de la population (Ridley 1997; Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

De là, le succès reproducteur des espèces dépend, d'une part, de leur capacité à se disperser à longue distance ainsi que de leur capacité à former une banque de graine persistantes sur le long terme, et d'autre part de la qualité de la restauration en matière de réduction de l'isolation des patchs et des éventuels transferts de graines réalisés lors de la gestion récurrente, notamment par des fauches avec transfert de foin. De plus, le rôle que jouent les moutons dans le transport de propagules de parcelle en parcelle n'est pas à négliger (Fischer et al. 1996; Poschlod et al. 1998).

Notons néanmoins que Nei et al. (1975) ont démontré qu'une croissance et une expansion rapide des populations suite à un effet de fondation peuvent diminuer ces effets.

Enfin, si des génotypes mal adaptés colonisent le nouvel habitat, cela peut mener au déclin de la population (Pulliam 1988). Au contraire, une dispersion de génotypes capables de survivre et de se reproduire dans leur nouvel habitat peut augmenter la persistance de l'espèce dans le paysage et ainsi sauver les populations anciennes (Blais et Lechowicz 1989; Stearns 1989; Sultan et Spencer 2002).

#### 2.5.3.3 Modification de la qualité de l'habitat

La qualité de l'habitat récent, s'il résulte des activités de l'homme, peut être différente de celle de l'habitat d'origine et de là, affecter le succès reproducteur des espèces (Quintana-Ascencio et al. 2007).

De par les modifications qu'elles engendrent sur l'habitat, la restauration et la gestion récurrente des pelouses calcicoles influencent de diverses manières le succès reproducteur des populations qui se sont installées sur les zones recrées.

Tout d'abord la restauration d'une pelouse calcicole commence bien souvent par une coupe forestière s'apparentant à une mise à blanc ou une forte éclaircie du couvert forestier (André et Vandendorpel 2004). Le milieu est alors radicalement modifié. Par exemple, la luminosité augmente brusquement.

Une gestion récurrente par fauches ou par pâturage améliore les caractéristiques du milieu, les rendant plus adéquates pour les espèces caractéristiques des pelouses calcicoles. La fauche, comme le pâturage, peut diminuer la disponibilité des nutriments et augmenter la quantité de lumière atteignant le sol. De plus, la compétition entre *Brachypodium pinnatum* et les autres espèces de pelouses peut être contrôlée à l'aide d'une gestion appropriée (Jacquemyn et al. 2003).

Comme dit plus haut, le succès reproducteur des populations peut être largement affecté par les changements de qualité des habitats. Un mode de gestion adéquat a des conséquences positives sur le développement d'individus matures avec un bon succès reproducteur (Willems et Bik 1998).

## 2.6 Evaluation des restaurations

### 2.6.1 Pourquoi évaluer ?

Vu l'absence de moyens nécessaires, le suivi scientifique de nombreux projets de restauration ne fait pas partie des objectifs principaux. Ces programmes ne prévoient souvent pas de financement pour une phase de préparation et d'acquisition de données sur la situation de départ, pour un suivi scientifique des actions entreprises, ni pour la mise en place d'un monitoring post-projet.

Une étude réalisée par Piqueray et al. (2005), et évaluant le coût moyen des restaurations de pelouses calcicoles des régions du Viroin et de Han-sur-Lesse – Rochefort, a mis en évidence que ce type de campagne de restauration est très coûteux (6030 euros/ha en moyenne uniquement pour la coupe à blanc, sans tenir compte des frais de gestion récurrente). Les résultats des actions de restauration de ces milieux doivent faire l'objet d'une évaluation puisque ces projets impliquent un investissement de la société (investissement financier mais également humain).

C'est dans ce cadre qu'« Ardenne et Gaume » et le département « Biodiversité et Paysage » de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech ont initié, depuis plusieurs années, une collaboration visant à apporter un soutien scientifique aux campagnes de restauration de pelouses calcicoles réalisées dans la vallée du Viroin depuis 20 ans.

### 2.6.2 Comment évaluer ?

#### 2.6.2.1 Quelques notions générales

Une notion importante pour l'évaluation du succès d'une restauration est l'écosystème de référence. Celui-ci va servir de base pour la comparaison avec l'écosystème restauré. Ainsi, un écosystème de référence sert de modèle pour la planification d'un projet de restauration, mais il est également très important pour son évaluation (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

Un projet de restauration bien planifié tente d'atteindre clairement des buts fixés qui se rapportent aux attributs importants de l'écosystème de référence. Les évaluations doivent se rapporter à l'ensemble des buts et objectifs fixés par le projet et donc aussi bien aux aspects écologiques que culturels, économiques ou sociaux (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004). Malheureusement, comme déjà dit ci-dessus, il y a très peu d'argent disponible pour faire un monitoring complet de ce genre de projet, souvent très onéreux.

Notons que définir des objectifs et faire un monitoring des effets d'une restauration écologique doivent être fortement liés. Le monitoring étant une condition *sine qua non* pour pouvoir évaluer la réalisation des objectifs d'un projet de restauration écologique (Pfadenhauer et al. 1996; cité dans Bissels et al. 2004).

#### 2.6.2.2 Qualifier la réussite d'une restauration

Avant de qualifier la réussite d'une restauration écologique, il convient de préciser ce qu'est une restauration considérée comme réussie. D'après l'abécédaire sur l'écologie de la restauration de la Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004), neuf attributs doivent être pris en compte pour qu'un écosystème puisse être défini comme restauré :

- même diversité et même structure de communautés que les sites de référence;
- présence d'espèces indigènes;
- présence des groupes fonctionnels nécessaires pour une stabilité à long terme;
- capacité de l'environnement physique de maintenir à stabilité les populations reproductrices des espèces;
- fonctionnement normal de l'écosystème;
- intégration dans le paysage écologique;
- menaces potentielles éliminées ou réduites;
- résilience aux perturbations naturelles;
- maintien de l'écosystème au même degré que son écosystème de référence.

Néanmoins, l'écologie de la restauration est une science encore jeune. Bien que les exemples de restauration s'accumulent, ils sont encore bien souvent fort récents. On bénéficie donc de peu de recul pour pouvoir évaluer leur efficacité de manière aussi précise et pertinente (Cristofoli et Mahy 2009). De plus, les limitations de temps et de budget ne permettent souvent pas un monitoring aussi complet du succès de la restauration (Piqueray et al. 2005).

Une étude réalisée par Ruiz-Jaen and Aide (2005a) a d'ailleurs mis en évidence qu'aucune étude publiée dans Restoration Ecology entre 1993 et 2003 n'a mesuré l'ensemble des attributs définis par la SER (Society for Ecological Restoration) mais que la plupart de ces études ont inclus au moins une mesure dans chacune des trois catégories générales des attributs des écosystèmes à savoir : (1) la diversité (principalement en plantes et arthropodes), (2) la structure de végétation et (3) les processus écologiques. La plupart de ces études utilisent des mesures simples pour évaluer le succès de restauration mais Ruiz-Jaen et Aide (2005a) encouragent les futurs projets de mesure du succès de restauration à inclure : (1) au moins deux variables pour chacun des trois attributs des écosystèmes et (2) au moins deux sites de référence afin de prendre en compte la variation existant au sein des écosystèmes.

### 2.6.2.3 Différentes approches et différents indicateurs

L'évaluation d'une restauration est une étape délicate du processus. Elle nécessite un suivi sur le long-terme de la réponse des écosystèmes à la restauration et passe notamment par la définition d'indicateurs (Cristofoli et Mahy 2009).

L'évaluation biotique d'une restauration repose généralement soit sur une approche « communauté », soit sur une approche « espèce » ou « population ». Les indicateurs utilisés dans ces deux cas sont différents et ont leurs avantages et leurs inconvénients (Cristofoli et Mahy 2009).

- Approche « communauté »

L'approche « communauté » intègre de manière globale la diversité d'une communauté donnée (Lambeck 1997). Les indicateurs classiques en sont la diversité spécifique et la richesse spécifique (Saunders et al. 1991).

La richesse spécifique a été largement utilisée afin d'étudier le succès de restauration de pelouses calcicoles (Zobel et al. 1996; Partel et al. 1998; Willems 2001; Lindborg et Eriksson 2004). Bien souvent, un des objectifs principaux de la restauration est d'ailleurs d'obtenir un milieu riche en espèces, bien qu'il faille encore que celles-ci soient des espèces caractéristiques des habitats que l'on souhaite restaurer.

- Approche « espèce » ou « population »

Bien que cette approche n'apporte qu'une information restreinte par rapport aux diverses composantes de la biodiversité de l'écosystème à évaluer (Franklin 1993), son plus gros avantage est son aspect économique (temps et argent) puisque la collecte de données est restreinte (Cristofoli et Mahy 2009).

En effet, cette approche fait référence à une seule ou un petit groupe d'espèce(s) cible(s) de la restauration, souvent rare(s) ou menacée(s) (Simberloff 1988; Brussard 1991). Dans ce cas, les indicateurs concernent directement l'état de la (des) population(s), caractérisé par le nombre d'individus, les données démographiques, ou encore la diversité génétique (Cristofoli et Mahy 2009).

## 2.7 Contexte de l'étude

### 2.7.1 Zone d'étude : la vallée du Viroin

La vallée du Viroin se situe dans le sud de l'Entre-Sambre-et-Meuse (Province de Namur). Les pelouses calcicoles que l'on retrouve dans cette région se situent sur la Calestienne, entre la Fagne-Famenne au Nord et l'Ardenne au Sud (Figure 5). Cette région est caractérisée par des buttes calcaires s'étirant d'ouest en est et séparées par de petites dépressions schisteuses.

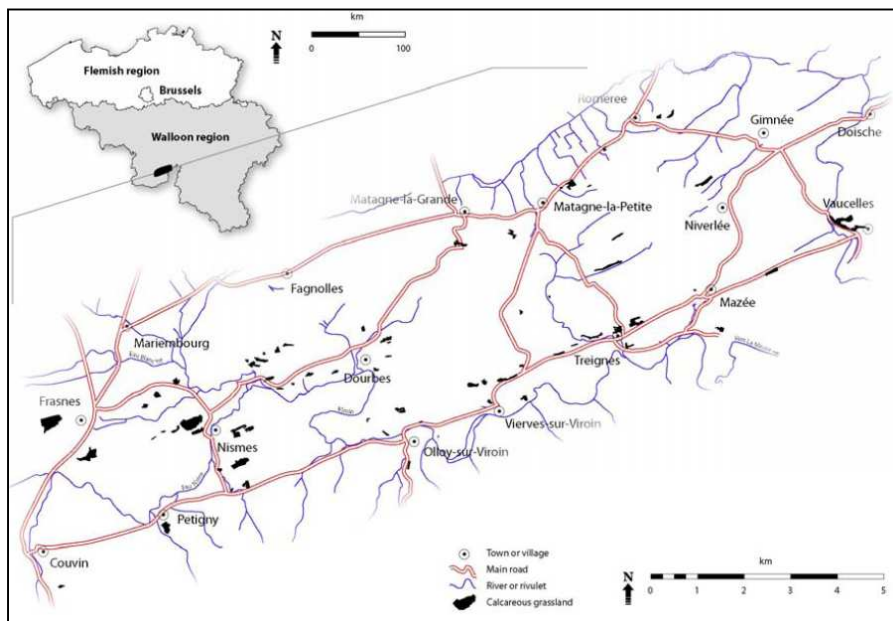


Figure 5 : Zone de l'étude, la vallée du Viroin et ses fragments de pelouses calcicoles (Honnay et al. 2007).

Dès le XIX<sup>e</sup> siècle, les botanistes soulignèrent la richesse floristique de la région. On y compte 74% des espèces de la flore de Belgique. Cette richesse exceptionnelle est due à la diversité des milieux rencontrés et aux conditions édapho-climatiques variées (Woué et Hubaut 2004). Les sites de pelouses calcicoles de la vallée du Viroin contribuent grandement à la richesse floristique et faunistique de la région. Les espèces que l'on retrouve sur ces sites sont souvent rares, certaines n'existent qu'en faible nombre et sur une seule et unique station. On retrouve notamment, parmi les espèces rares de ces pelouses calcicoles, de nombreuses espèces d'orchidées sauvages (*Orchis ustulata*, *Orchis simia*, *Ophrys apifera*, *Ophrys fuciflora*, *Ophrys insectifera*) (Delescaille et al. 1990).

### 2.7.2 La fragmentation des pelouses de la vallée du Viroin

Comme ailleurs en Europe, la majorité des surfaces de pelouses calcicoles a été perdue suite à l'abandon des pratiques agro-pastorales traditionnelles ainsi qu'à l'augmentation de l'afforestation et de l'urbanisation des habitats (Decocq et al. 2004a). Les fragments de pelouses calcicoles persistant sont petits et isolés dans le paysage. Selon une étude réalisée en 2007, 71 fragments de pelouses calcicoles, de taille variant entre 0,02 et 8,46 ha, se distinguent dans la vallée du Viroin (Honnay et al. 2007).

### 2.7.3 Les restaurations dans la vallée du Viroin

La gestion des pelouses calcicoles par les Cercles des Naturalistes de Belgique et le Centre Marie-Victorin de Vierves dans la vallée du Viroin a débuté en 1973 (Spineux et Woué 2005). Les premières restaurations proprement dites datent de 1988, notamment sur le site de la Montagne-aux-buis à Dourbes, pour arrêter l'expansion du buis (Spineux et Woué 2005).

Un nombre assez important de sites a ensuite été restauré par la DNF (Département de la Nature et des Forêts), à la fin des années 1990 (Piqueray et al. 2005). mais c'est au début des années 2000 que les plus grandes campagnes de restauration de pelouses calcicoles ont été lancées. En décembre 2002, l'ASBL « Ardenne et Gaume » lance le projet LIFE-nature « Pelouses sèches de Haute Meuse et du Viroin » en partenariat avec les RNOB (Réserves Naturelles et Ornithologiques de Belgique).

Ce projet LIFE concernait 2000 ha de sites naturels intégrés dans le réseau européen Natura 2000 dont plus de 1100 ha se situent dans la vallée du Viroin. Les objectifs du projet étaient nombreux. On peut citer notamment la protection de 26 nouveaux hectares de terrains à haute valeur biologique, la réouverture par déboisement de 112 hectares d'anciennes pelouses calcicoles, le débroussaillage de 180 hectares de pelouses en voie de restauration, et le développement d'une gestion globalisée par pâturage (Graux 2004).

La surface totale des pelouses calcicoles dans la région du Viroin est ainsi passée de moins de 40 hectares à la fin des années 1980 à plus de 140 hectares en 2005. Et cela ne s'est pas arrêté là, puisque des surfaces de plusieurs hectares ont encore été dégagées depuis.

### 2.7.4 Le suivi des restaurations

Tous les moyens sont maintenant mis en œuvre pour assurer la gestion récurrente de ces importantes surfaces, dégagées à la fois par l'action mécanique et par pâturage. Tous les sites d'extension ou de restauration de pelouses sont systématiquement gérés par pâturage et parfois même par contrôle mécanique des rejets.

Le financement complémentaire confié par la Région Wallonne à « Ardenne et Gaume » a permis de concrétiser la professionnalisation de la gestion par pâturage des pelouses calcicoles du Viroin. Un éleveur professionnel assure le pâturage d'une cinquantaine d'hectares de pelouses chaque année, à l'aide d'un troupeau de moutons de races rustiques (Ardennais tacheté et Mergelland). Un plan de pâturage est déterminé dès le début de la saison (avril-mai) et définit, pour chaque site, la ou les parcelle(s) à pâturer ainsi que le cas échéant le nombre de passages (Graux et al. 2004).



### 3 OBJECTIFS DU TRAVAIL

Ce travail s'inscrit dans le contexte du suivi scientifique des actions de restauration de pelouses calcicoles réalisées dans la vallée du Viroin depuis 20 ans.

On l'a vu, les populations d'espèces présentes sur les reliquats fragmentés de pelouses calcicoles doivent faire face à de nombreux processus affectant leur succès reproducteur et, par là, affectant leur survie. C'est pourquoi des restaurations ont été réalisées dans la vallée du Viroin dans le but de sauver les populations d'espèces de ces habitats exceptionnels.

Les espèces caractéristiques des pelouses calcicoles recolonisent peu à peu ces habitats recréés. Néanmoins, la question de la viabilité de ces populations sur le long terme peut être posée.

Dans un contexte de perturbations humaines grandissantes, étudier comment les traits relatifs au succès reproducteur des individus peuvent être modifiés suite à la création et à la colonisation d'un nouvel habitat est particulièrement pertinent. La survie à long terme des espèces dépend de leur capacité à établir des populations viables dans des habitats restaurés.

Dans ce cadre, l'objectif global de ce travail est d'évaluer le succès des restaurations des pelouses calcicoles réalisées dans la vallée du Viroin via une approche « population » pour deux espèces caractéristiques des pelouses calcicoles que sont *Helianthemum nummularium* (L.) Mill. et *Sanguisorba minor* Scop.

Les indicateurs choisis sont les densités globale et locale en individus et le succès reproducteur des individus des deux espèces cible.

Les objectifs spécifiques sont :

- Caractériser et comparer l'état actuel de la structure spatiale (densité de présence dans les parcelles et densité locale dans les quadrats) des populations des deux espèces étudiées sur des pelouses de référence (reliquats d'anciennes pelouses ayant subi une fragmentation) et sur des pelouses calcicoles restaurées anciennement (1990) ou plus récemment (2006).
- Evaluer et comparer l'état actuel de plusieurs traits relatifs au succès reproducteur d'individus de populations des deux espèces étudiées sur des pelouses de référence et sur des pelouses restaurées.
- Tenter d'expliquer les divergences et/ou convergences dans le succès reproducteur des individus des pelouses témoin et des pelouses restaurées, en prenant notamment en compte les paramètres environnementaux que sont la profondeur de sol et la structure de végétation mais également la densité locale en individus de la même espèce et les paramètres de taille des individus des espèces étudiées.

## 4 MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 4.1 Modèles

Les espèces sur lesquelles porte ce travail sont *Helianthemum nummularium* (L.) Mill. et *Sanguisorba minor* Scop. Ces dernières ont été choisies pour diverses raisons. Ce sont des espèces :

- inféodées aux pelouses calcicoles;
- relativement fréquentes tant sur les pelouses restaurées que sur les pelouses anciennes;
- fleurissant et fructifiant avant août (si possible);
- faciles à identifier sur le terrain;
- qui de par leur taille sont relativement visibles sur le terrain.

L'une comme l'autre sont très présentes sur les pelouses calcicoles de la zone d'étude. En effet, dans une étude réalisée par Piqueray et al. (2007), 477 quadrats ont été placés dans diverses pelouses calcicoles de la Caledonienne (ainsi que quelques-uns à Visé et Theux). Dans cette étude, *Helianthemum nummularium* a été retrouvée dans 67% des relevés et *Sanguisorba minor* dans 88% des relevés.

#### 4.1.1 *Helianthemum nummularium* (L.) Mill.

*Helianthemum nummularium* (Figure 6) fait partie de la famille des Cistaceae. C'est un sous-arbrisseau nain, persistant, dont la taille varie entre 10 et 30 cm. La plante fleurit de mai à août avec un pic de floraison en juin. Les fleurs jaune doré ont un diamètre variant entre 15 et 25 mm et sont regroupées par 1 à 12 sur une inflorescence en grappe. Elles sont composées de 5 pétales et de plus d'une dizaine d'étamines (Fitter et Peat 1994; Blamey et Grey-Wilson 2003).



Figure 6 : Fleurs et boutons d'un individu d'*Helianthemum nummularium* (photos personnelles).

Entre 100 et 1000 graines sont produites par année par individu (10 à 20 graines par fleur). Ces graines sont contenues dans une capsule de 4 à 8 mm de diamètre. Cette espèce est pollinisée par les abeilles et autres insectes et ses graines sont dispersées par les insectes, notamment les fourmis. Cette espèce forme une banque de graines qui ne persistent pas sur le long terme (Fitter et Peat 1994). En effet, selon une étude menée par Delescaille et al. (2006), *Helianthemum nummularium* se retrouve dans la banque de graines sous des pelouses rases ou hautes, où l'espèce est présente, mais n'est quasiment pas représentée dans la banque de graines sous un milieu boisé, où l'espèce n'est plus représentée dans la végétation.

On la retrouve dans toute l'Europe centrale, dans des habitats de pelouses, prés secs ou sur des rochers, principalement sur sol calcaire (Blamey et Grey-Wilson 2003). Sa distribution en Belgique est illustrée par la figure 7 ci-dessous.

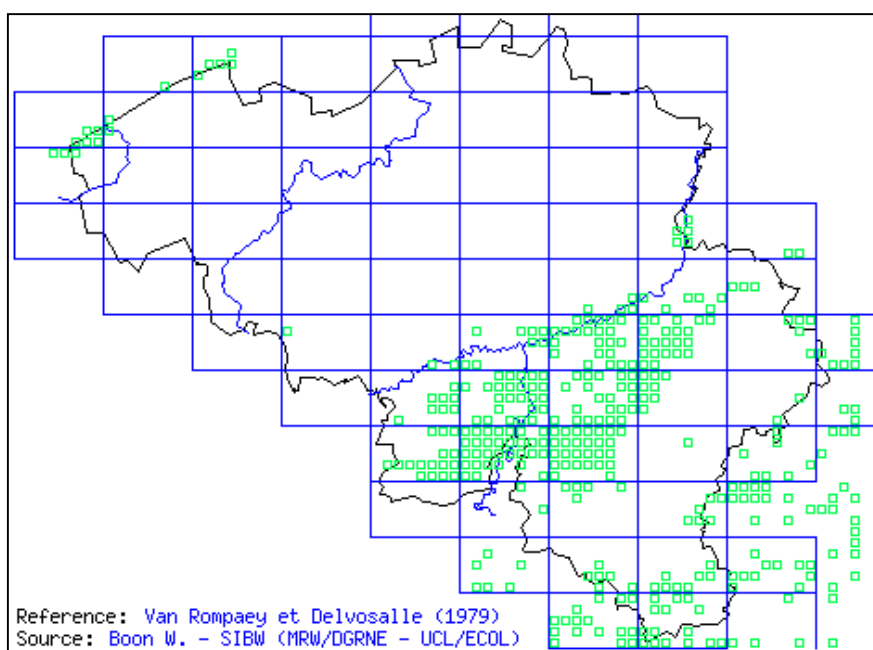


Figure 7 : Carte de distribution d'*Helianthemum nummularium* (L.) Mill. en Belgique (Van Rompaey et Delvosalle 1979, disponible sur le site <http://biodiversite.wallonie.be>).

#### 4.1.2 *Sanguisorba minor* Scop.

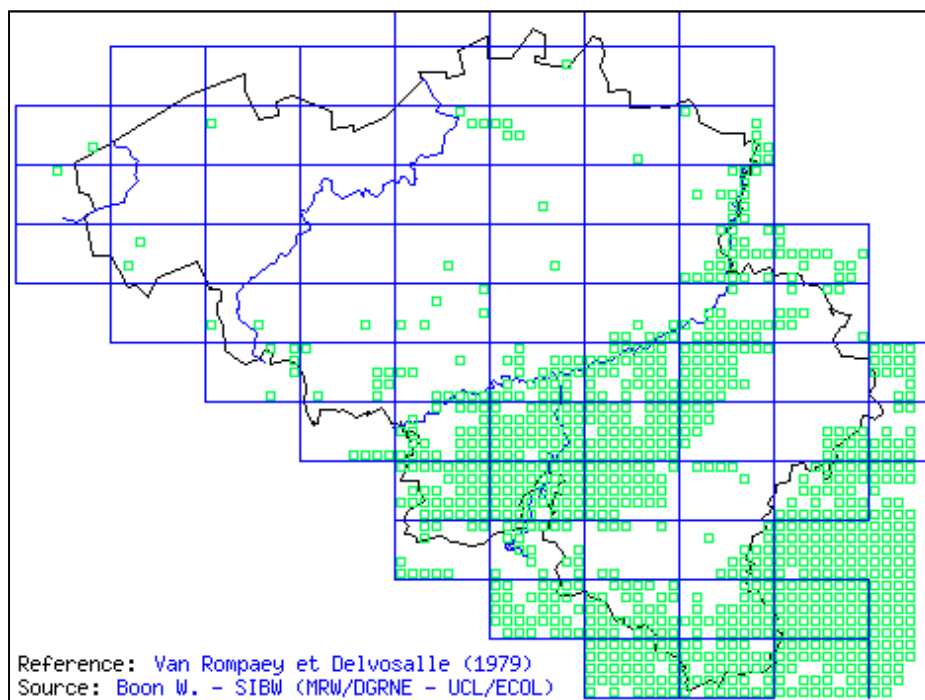
*Sanguisorba minor* Scop. (Figure 8 ci-après) fait partie de la famille des Rosaceae. C'est une plante vivace de taille variant entre 15 et 60 cm. Les feuilles sont surtout basales. Cette plante fleurit d'avril-mai à août. Les petites fleurs sont regroupées sur une inflorescence en tête globuleuse de 7 à 20 mm de diamètre. Les fleurs supérieures à styles rouges sont les femelles, les fleurs inférieures à anthères jaunes sont les mâles. Il arrive que les fleurs en position intermédiaire soient hermaphrodites (Fitter et Peat 1994; Blamey et Grey-Wilson 2003).



Figure 8 : Rosettes et inflorescences de *Sanguisorba minor* (Photos de gauche et de droite : personnelles, et photo centrale : © L Bartolini, disponible sur le site : [www.floralimages.co.uk](http://www.floralimages.co.uk)).

Les fruits sont des akènes rugueux de 2 à 5 mm de diamètre. Chaque inflorescence produit une ou plusieurs dizaines de graines (parfois jusqu'à 50 graines) dispersées par le vent ou les oiseaux. Cette espèce ne fait pas de banque de graines persistantes sur le long terme (Fitter et Peat 1994). Comme pour *Helianthemum nummularium*, *Sanguisorba minor* se retrouve dans la banque de graines sous pelouses rases ou hautes, où l'espèce est présente, mais n'est quasiment pas représentée dans la banque de graines sous milieu boisé, là où l'espèce n'est plus présente dans la végétation (Delescaille et al. 2006).

On retrouve cette espèce un peu partout en Europe dans les prés secs, sur les rochers, et surtout sur sol calcaire (Blamey et Grey-Wilson 2003). Sa distribution en Belgique est illustrée par la figure 9 ci-dessous.



Reference: Van Rompaey et Delvosalle (1979)  
Source: Boon W. - SIBW (MRW/DGRNE - UCL/ECOL)

Figure 9 : Carte de distribution de *Sanguisorba minor* Scop. en Belgique (Van Rompaey et Delvosalle 1979 , disponible sur le site <http://biodiversite.wallonie.be>).



## 4.2 Sites de l'étude

Deux sites ont été sélectionnés dans la zone d'étude, il s'agit de la Montagne-aux-buis, à Dourbes et des Abannets, à Nismes (Figure 10).

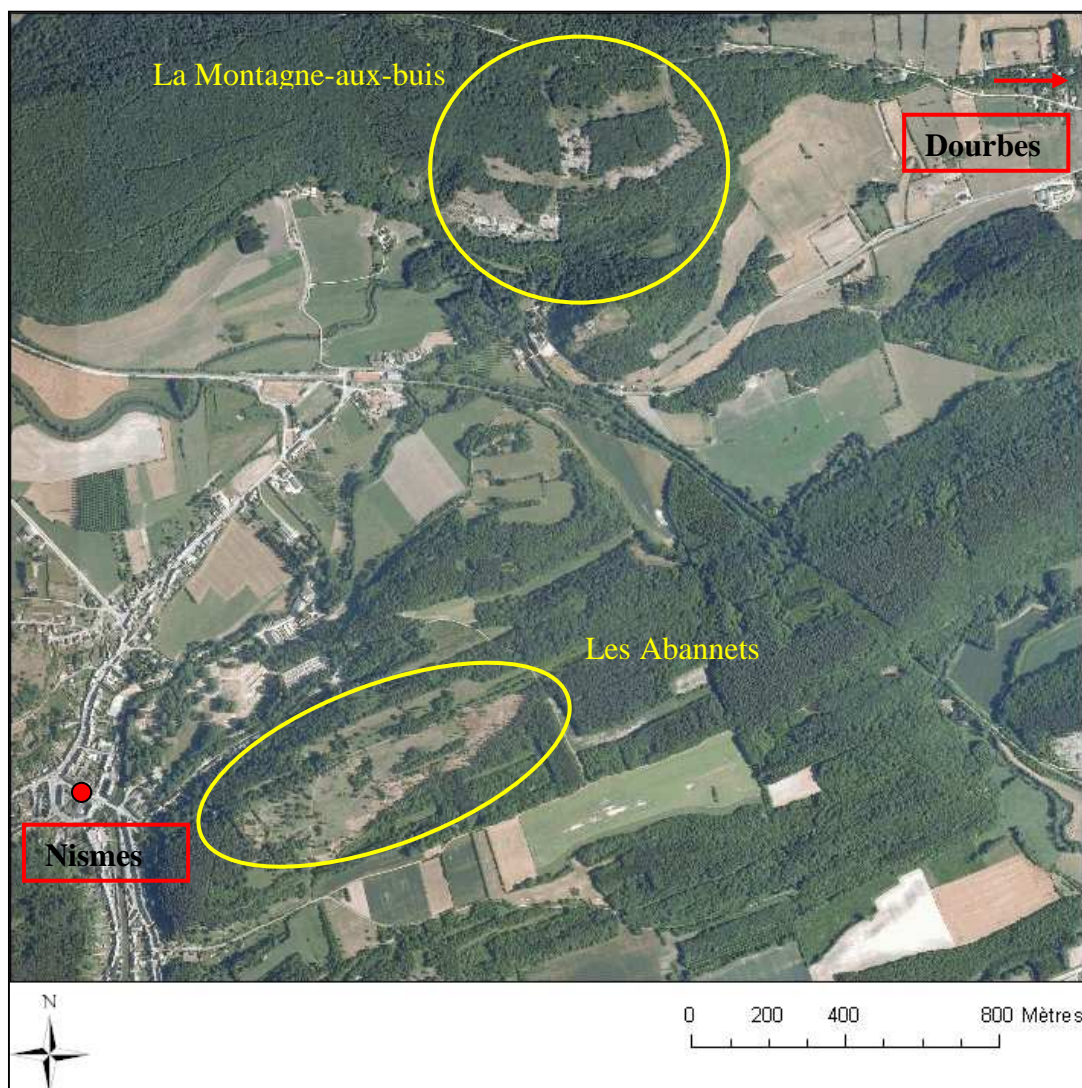
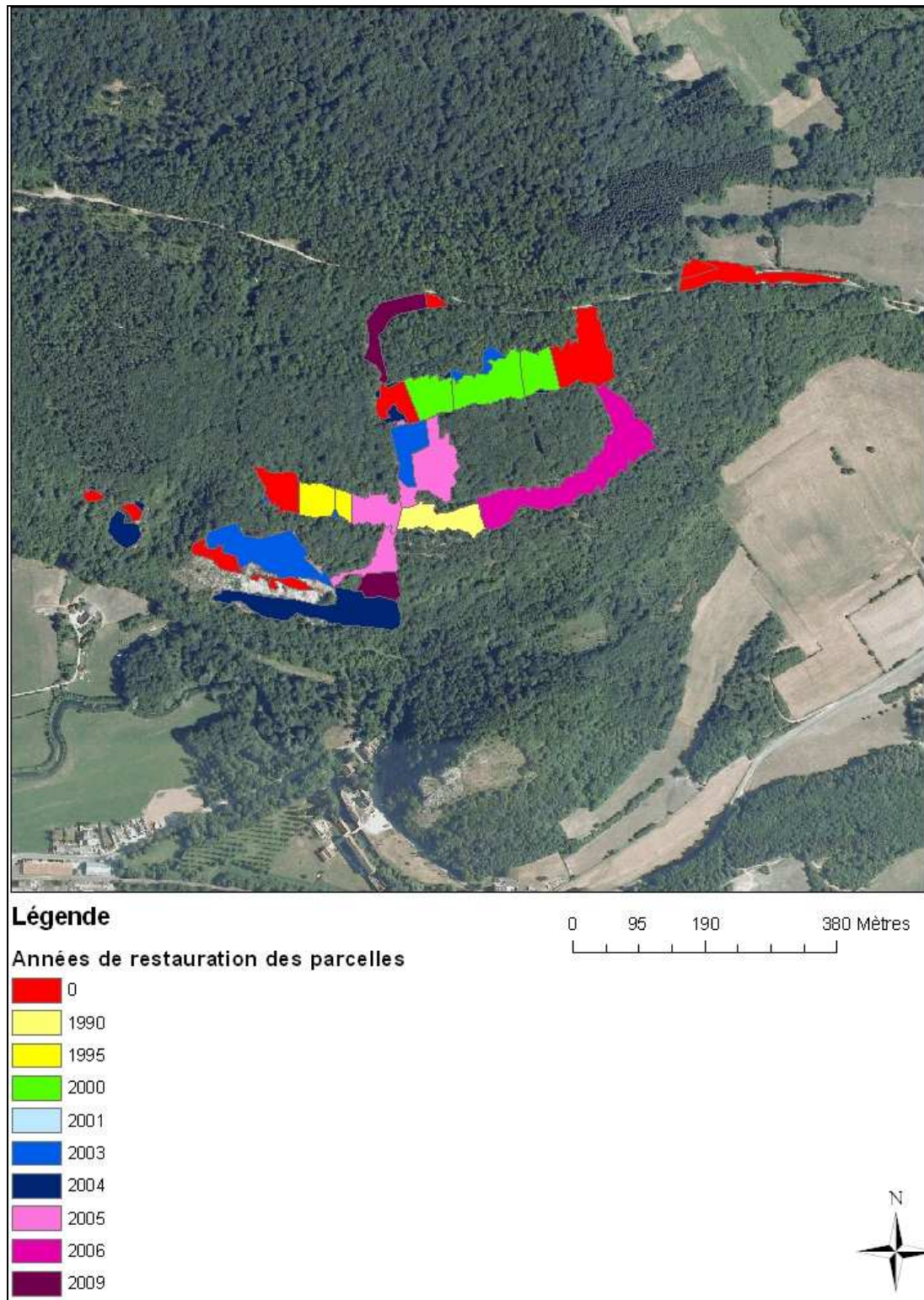


Figure 10 : Sites sélectionnés dans la zone d'étude, la Montagne-aux-buis (Dourbes) et les Abannets (Nismes) (Delescaille ; Lejeune communications personnelles).

Ces sites ont été sélectionnés, d'une part, parce qu'ils présentent à la fois au moins une parcelle de pelouse calcicole témoin, une parcelle dont la restauration est ancienne (entre 1990 et 2000) et une parcelle dont la restauration est plus récente (après 2005), et d'autre part, parce que les deux espèces étudiées (*Helianthemum nummularium* (L.) Mill. et *Sanguisorba minor* Scop.) y sont présentes et, autant que faire se peut, se retrouvent sur les trois types de parcelles citées ci-dessus (témoin, restauration ancienne, restauration récente).

La situation de l'ensemble des parcelles situées sur les sites de l'étude est illustrée par les figures 11 et 12 ci-après.



**Figure 11 : Site de la Montagne-aux-buis et parcelles restaurées (Delescaille communications personnelles; Lejeune communications personnelles; Piqueray 2005). Les parcelles restaurées en 0 sont celles de références.**



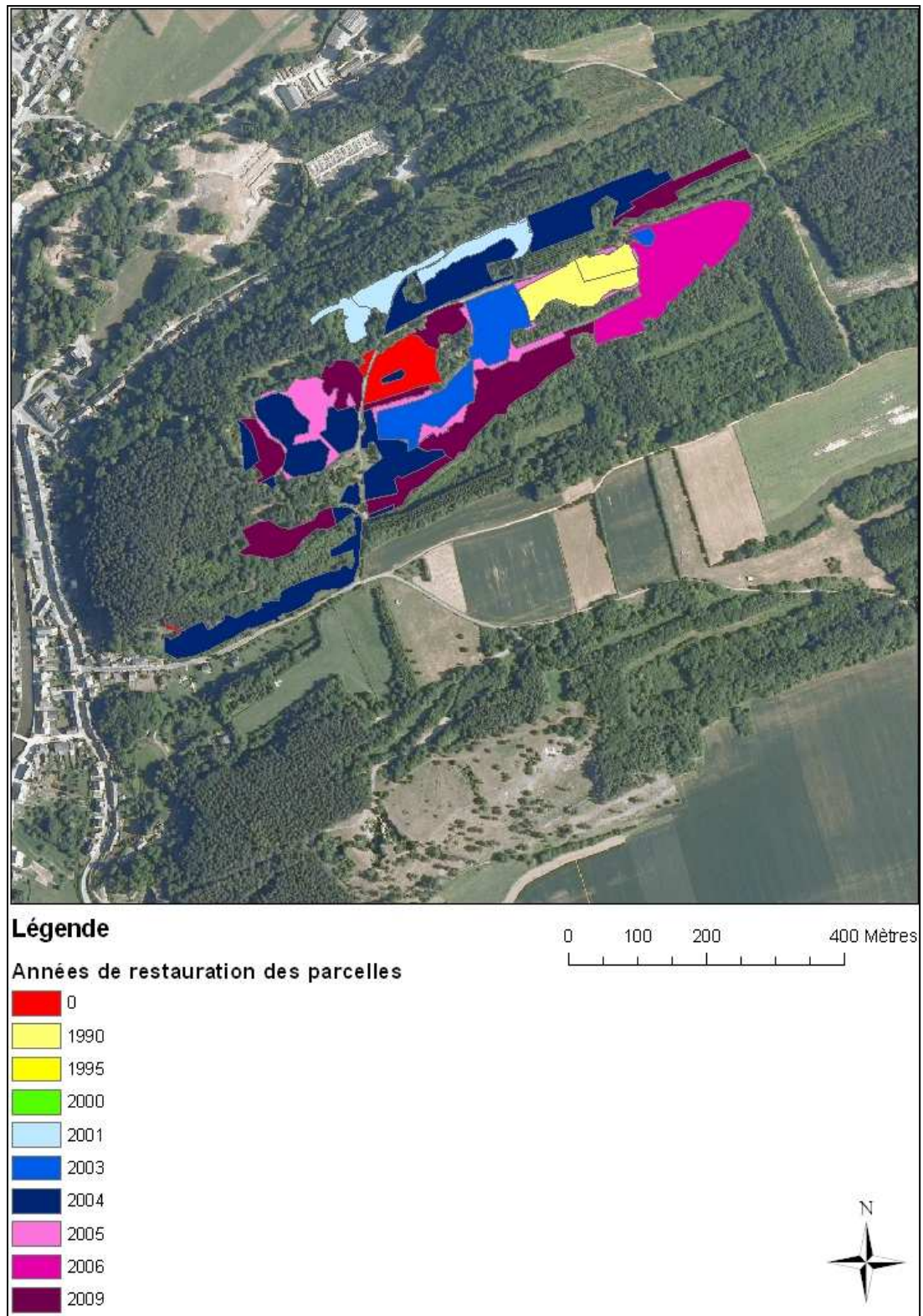


Figure 12 : Site des Abannets et parcelles restaurées (Delescaille communications personnelles; Lejeune communications personnelles; Piqueray 2005). Les parcelles restaurées en 0 sont celles de références.

La Montagne-aux-buis ou « Tienne aux Pauquîs » se situe près du village de Fourbes. Environ 7 hectares de pelouses calcicoles ont été restaurées sur ce site, entre 1990 et 2009, afin de relier entre eux les quelques fragments de pelouses qui y étaient encore présents. La pente y est quasi nulle et ce tienne culmine à environ 230 m d'altitude.

Le site des Abannets se situe près du village de Nismes. Suite à la fragmentation qu'ont subie les habitats de la vallée du Viroin, il subsistait moins d'un hectare de fragments de pelouses calcicoles sur le site des Abannets à la fin du XX<sup>e</sup> siècle. Depuis 1990, de grandes surfaces ont été restaurées, si bien que l'on retrouve aujourd'hui plus de 14 hectares de pelouses calcicoles sur ce site. Cet ensemble culmine à environ 220 m d'altitude et la pente y est quasi nulle.

Aujourd'hui, on retrouve donc un ensemble de plus de 14 hectares de pelouses calcicoles aux Abannets et 9 hectares à la Montagne-aux-buis sur lesquels une gestion récurrente est assurée par pâturage.

#### 4.3 Parcelles de l'étude

Sur ces sites, des parcelles sont délimitées par les gestionnaires afin d'en faciliter la gestion par pâturage. Ces parcelles, ou une partie de celles-ci, ont été utilisées pour délimiter les parcelles de l'étude.

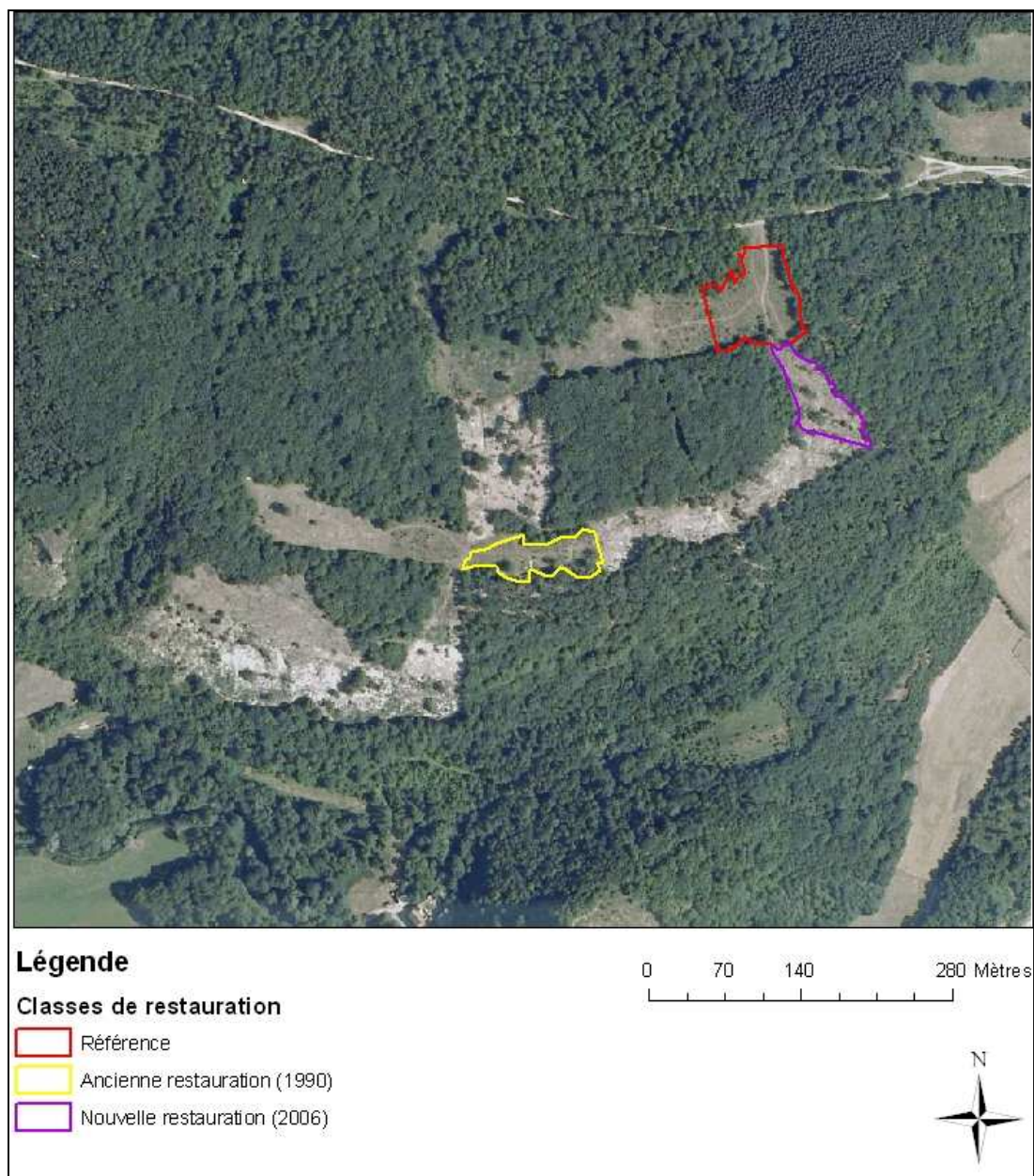
Trois parcelles ont été sélectionnées sur chacun des deux sites de l'étude de façon à avoir une parcelle pour chacune des classes suivantes :

- classe 1 : parcelles de référence (témoin);
- classe 2 : parcelles dont la restauration est ancienne (1990);
- classe 3 : parcelles dont la restauration est récente (2006).

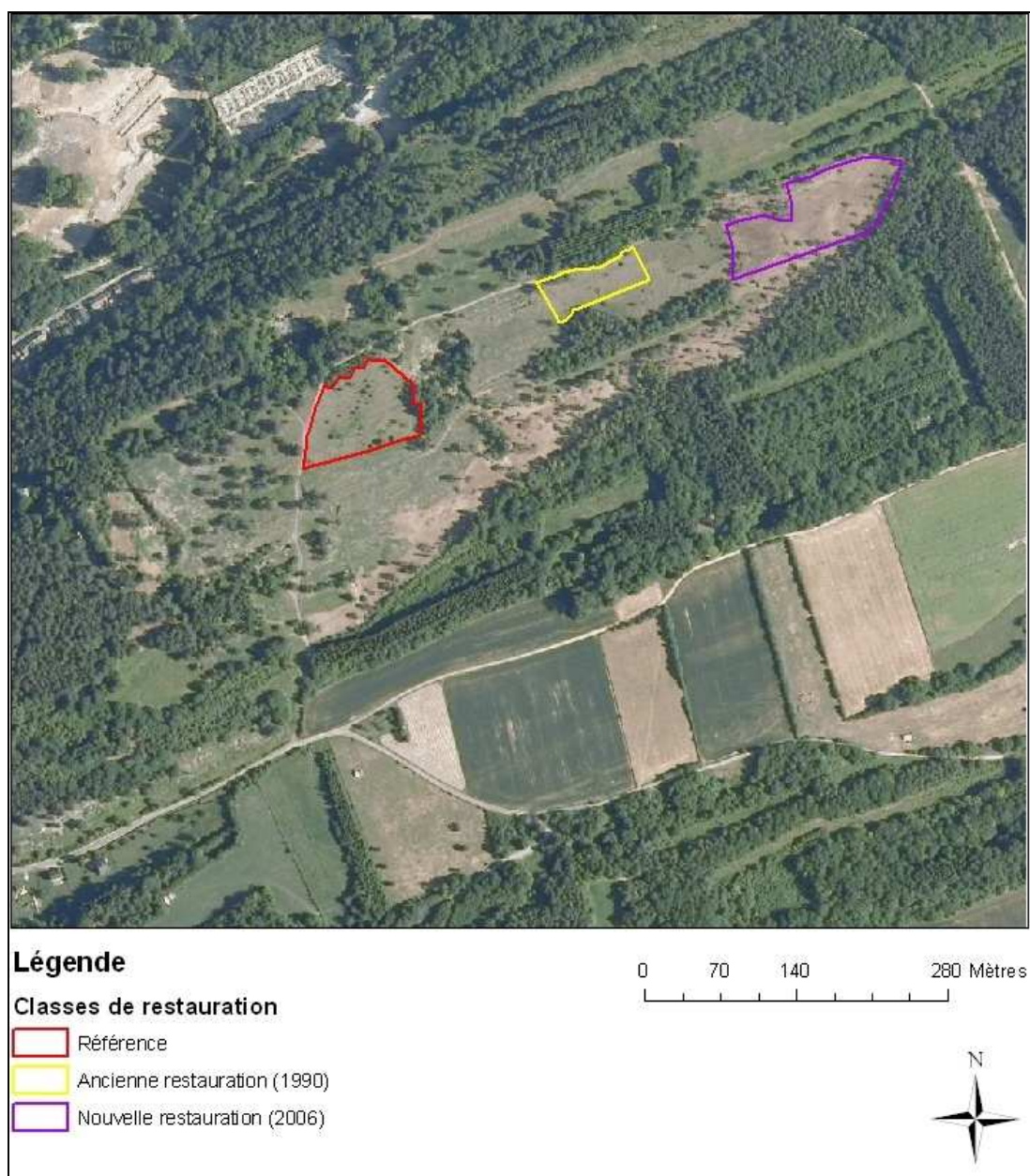
Ce choix a été réalisé en prenant notamment en compte le calendrier de pâturage de la saison 2010. Les parcelles sélectionnées ne sont pas pâturées avant mi-août 2010.

La délimitation des six parcelles ainsi sélectionnées sur les sites de l'étude est illustrée par les figures 13 et 14 ci-après.





**Figure 13 : Carte des parcelles sélectionnées sur le site de la Montagne-aux-buis (Delescaille communications personnelles; Lejeune communications personnelles; Piqueray 2005).**



**Figure 14 : Carte des parcelles sélectionnées sur le site des Abannets (Delescaille communications personnelles; Lejeune communications personnelles; Piqueray 2005).**

## 4.4 Méthodologie de terrain

### 4.4.1 Dispositif de terrain

Un échantillonnage systématique a été réalisé sur chacune des six parcelles ainsi sélectionnées. Des transects ont été réalisés et des quadrats d'un mètre carré ont été placés à intervalles réguliers le long de ces transects, de manière à couvrir environ 5% de la surface des parcelles.

Dans le tableau 1 ci-dessous sont reprises les parcelles sélectionnées ainsi que leur année de restauration, leur surface, le nombre de quadrats nécessaire pour couvrir 5% de cette surface, le nombre de quadrats réellement placés sur le terrain, et enfin l'effort d'échantillonnage effectivement réalisé.

Les conditions de terrain induisent une différence entre les calculs théoriques réalisés sur papier et la réalité de terrain. Le nombre de quadrats placés dans la pratique diffère donc légèrement du nombre de quadrats nécessaire pour couvrir 5% de la surface des parcelles, c'est pourquoi un effort d'échantillonnage effectif a été calculé *a posteriori*. Celui-ci ne diffère que légèrement de l'effort d'échantillonnage théorique.

**Tableau 1 : Récapitulatif du dispositif de terrain reprenant le nombre de quadrats placés et les efforts d'échantillonnage théorique et effectif pour chacune des parcelles étudiées.**

Site	Parcelle	Année de restauration		Aire (m <sup>2</sup> )	Effort d'échantillonnage théorique (% de la surface)	N <sup>bre</sup> de quadrats (d'1m <sup>2</sup> ) nécessaires pour sonder 5% de la surface	N <sup>bre</sup> de quadrats (d'1m <sup>2</sup> ) placés sur le terrain	Effort d'échantillonnage effectif (% de la surface)
Montagne-aux-buis	MB2a	1	0	6159	5	308	334	5,42
	MB6b	2	1990	3601	5	180	178	4,94
	MB5	3	2006	3566	5	178	208	5,83
Abannets	A8a	1	0	7038	5	352	400	5,68
	A8b	2	1990	3152	5	158	225	7,14
	A8d	3	2006	8996	5	450	504	5,60
						1626	1849	

Sur chacune des six parcelles et pour chaque espèce cible, 20 quadrats ont ensuite été sélectionnés aléatoirement (parmi les quadrats où l'espèce est présente). Dans chacun de ces quadrats, un individu a été sélectionné de façon aléatoire et marqué.

Notons que pour *Sanguisorba minor*, les pieds distants entre eux de moins de 5 cm ont été considérés comme appartenant à un seul et même individu.

Au total, 120 individus de chaque espèce étudiée ont été suivis durant les mois de mai à juillet 2010.

#### 4.4.2 Récolte de données

##### 4.4.2.1 Densité de présence sur les parcelles

Dans chaque quadrat de 1x1 m placé sur le long des transects (1849 quadrats au total), la présence ou l'absence des espèces cible, à savoir *Sanguisorba minor* et *Helianthemum nummularium*, a été observée. Les fiches de terrain utilisées se trouvent en annexe de ce travail (Annexe 1).

##### 4.4.2.2 Succès reproducteur, taille et densité locale en individus

Les traits relatifs au succès reproducteur qui ont été étudiés sur les individus de *Sanguisorba minor* marqués (120 individus) sont (1) le nombre d'inflorescences produites par individu, (2) le nombre de graines produites par inflorescence et (3) le nombre de graines produites par individu.

Pour les individus d'*Helianthemum nummularium* marqués (120 individus) les traits relatifs au succès reproducteur qui ont été étudiés sont (1) le nombre de fleurs produites par individu et (2) le nombre de boutons floraux produits par individu. Les fruits n'ont pu être recueillis durant la saison de terrain.

Des données ayant trait à la taille des individus ont également été récoltées. Il s'agit du nombre de pieds par individu, du diamètre maximal de la rosette ainsi que de la longueur de tige et du diamètre de chaque inflorescence, pour *Sanguisorba minor* et de la longueur de quatre ramets pour *Helianthemum nummularium*.

La méthodologie de récolte de ces données varie selon l'espèce cible.

##### Pour *Sanguisorba minor* :

- comptage du nombre de pieds formant l'individu;
- mesure du diamètre maximum de la rosette de l'individu;
- comptage du nombre d'inflorescences de l'individu (trois passages réalisés);
- mesure de la hauteur de tige de toutes les inflorescences de l'individu;
- mesure du diamètre de toutes les inflorescences de l'individu à l'aide d'un pied à coulisse électronique;
- ensachage des inflorescences durant la phase de maturation;
- récolte des fruits et comptage du nombre de graines pour toutes les inflorescences des individus.

##### Pour *Helianthemum nummularium* :

- mise en place d'un quadrat de 50x50 cm centré sur l'individu;
- comptage du nombre de fleurs et de boutons dans le quadrat de 50x50 cm (avec 200 boutons comme limite supérieur de comptage);
- mesure de la longueur de quatre ramets choisis aléatoirement dans le quadrat de 50x50 cm.

Enfin, la densité locale en individus de la même espèce a été mesurée pour *Sanguisorba minor* et *Helianthemum nummularium* dans un quadrat de 1x1 m centré sur les individus marqués et divisé en 100 petits carrés de 0.1x0.1 m. Le nombre de petits carrés où l'espèce est présente a été comptabilisé.

Les fiches de terrain utilisées pour récolter les données relatives au succès reproducteur et à la densité locale des deux espèces se trouvent en annexe de ce travail (Annexes 2 et 3).

#### 4.4.2.3 Paramètres environnementaux

Des données relatives aux paramètres environnementaux (profondeur de sol et structure de végétation) ont été récoltées à l'échelle d'un quadrat de 1x1 m centré sur chaque individu marqué (240 au total).

La profondeur de sol a été mesurée aux quatre coins des quadrats à l'aide d'une aiguille pénétrométrique.

La structure de végétation a été décrite en évaluant le pourcentage de recouvrement de différentes strates dans les quadrats (a. sol nu, b. mousse/lichen/litière, c. herbacée et d. buissons/arbustes) par la méthode de Braun-Blanquet (Tableau 2).

**Tableau 2 : Classes de recouvrement de Braun-Blanquet utilisées pour évaluer le pourcentage de recouvrement des différentes strates de la végétation observées.**

Classe de recouvrement	Signification
<b>0</b>	Non présent
<b>r</b>	1 individu
<b>+</b>	Quelques individus
<b>1</b>	<5%
<b>2</b>	5-25%
<b>3</b>	25-50%
<b>4</b>	50-75%
<b>5</b>	>75%

Notons que la signification des classes de recouvrement « + » et « r » n'étant pas adaptée pour toutes les strates étudiées (sol nu notamment), ces classes ont été considérées comme formant une seule classe signifiant moins d'1% de recouvrement.

Les fiches de terrain utilisées pour les données environnementales se trouvent en annexe de ce travail (Annexe 4).



## 4.5 Analyse des données

### 4.5.1 Tri des données

Les données brutes récoltées ont été simplifiées pour réaliser les diverses analyses statistiques.

Pour *Sanguisorba minor*, les données utilisées pour les analyses sont :

- le **pourcentage de présence des individus** sur chaque parcelle (nombre de quadrats de la parcelle où l'espèce est présente/nombre total de quadrats placés le long des transects de la parcelle, x 100, en %);
- la **densité locale en individus** de la même espèce (nombre de quadrats de 0.1x0.1 m où l'espèce est présente/100 quadrats de 0.1x0.1 m formant un quadrat de 1x1 m centré sur les individus marqués, x 100, en %);
- le **nombre maximal d'inflorescences** observé par individu sur les trois passages;
- le **nombre moyen de graines produites par inflorescence** pour un individu (somme du nombre de graine produite pour toutes les inflorescences d'un individu/nombre d'inflorescences de l'individu);
- le **nombre de graines produites par individu** (somme du nombre de graines produites par toutes les inflorescences d'un individu);
- le **nombre de pieds** par individu;
- le **diamètre maximal de la rosette** de l'individu (en cm);
- la **longueur moyenne des tiges des inflorescences** d'un individu (somme des longueurs des tiges de toutes les inflorescences d'un individu/nombre d'inflorescences de l'individu, en cm);
- le **diamètre moyen des inflorescences** d'un individu (somme des diamètres de toutes les inflorescences d'un individu/nombre d'inflorescences de l'individu, en mm).

Pour *Helianthemum nummularium*, les données utilisées pour les analyses sont :

- le **pourcentage de présence des individus** sur les parcelles (même calcul que pour *Sanguisorba minor*, en %);
- la **densité locale en individus** de la même espèce (même calcul que pour *Sanguisorba minor*, en %);
- la **longueur moyenne d'un ramet** par individu (somme des longueurs des quatre ramets mesurés par individu/4, en cm);
- le **nombre de fleurs par individu**;
- le **nombre de boutons par individu** (maximum 200 boutons comptés).

En ce qui concerne les données relatives à la profondeur de sol, c'est la moyenne de la profondeur de sol (en cm) aux quatre coins du quadrats qui a été conservée.

En ce qui concerne la structure de végétation, les coefficients de Braun-Blanquet ont été transformés en coefficients de van der Maarel (Tableau 3) afin de ne pas donner trop de poids aux strates dominantes.

Tableau 3 : Tableau des coefficients de Braun-Blanquet et leur correspondance en coefficients de van der Maarel.

Coefficients de Braun-Blanquet	Coefficient de van der Maarel
r	1
+	2
1	3
2	5
3	7
4	8
5	9

Les matrices des données ainsi modifiées sont reprises en annexe de ce travail (Annexes 5 et 6). C'est à partir de ces matrices qu'ont été réalisés les traitements et analyses statistiques abordés au chapitre suivant.

#### 4.5.2 Analyses statistiques

##### 4.5.2.1 Analyses de la variance

Les données relatives au pourcentage de présence des espèces sur les parcelles, à leur densité locale dans les quadrats marqués, à leur succès reproducteur, à leur taille ainsi que les données environnementales (profondeur de sol des quadrats et structure de végétation) ont été analysées à l'aide de plusieurs ANOVA croisées fixes à deux facteurs explicatifs :

- facteur site : fixe, 2 objets (Montagne-aux-buis, Abannets) et
- facteur date de restauration : fixe, 3 objets (0 = référence, 1990, 2006).

Notons que le choix de définir le facteur site comme fixe plutôt qu'aléatoire ne permet pas d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble des sites de pelouses calcicoles de la région. Cela ne constituant pas un objectif de ce mémoire, il a été décidé de considérer le facteur site comme fixe.

Pour chaque ANOVA réalisée, les conditions d'application de normalité des populations et d'égalité des variances ont été testées. Lorsque ces conditions d'application n'étaient pas respectées, une transformation de variables (arc sinusale ou logarithmique) a été réalisée de manière à soit améliorer, soit (la plupart du temps) respecter ces conditions.

Lorsqu'une interaction significative entre les facteurs site et date de restauration a été observée, une ANOVA à un facteur explicatif (facteur date de restauration : fixe, 3 objets) a été réalisée pour chacun des deux sites étudiés.

Lorsqu'une différence significative en fonction du facteur date de restauration a été observée ( $p < 0.05$ ), une structuration des moyennes par la méthode de Student a été réalisée pour analyser où se situent les différences.

Toutes les analyses de la variance ont été réalisées à l'aide du logiciel MINITAB 15.

#### 4.5.2.2 Analyses en composantes principales.

Préalablement aux analyses de la variance réalisées pour les variables environnementales, des analyses en composantes principales des paramètres environnementaux que sont la profondeur de sol et le recouvrement de quatre strates (sol nu, litière, herbacée, et arbustive) ont été réalisées pour caractériser l'environnement des individus de chacune des espèces dans les différentes parcelles étudiées.

Ces analyses en composantes principales ont été réalisées à l'aide du logiciel CANOCO for Windows 4.5.



## 5 RÉSULTATS

### 5.1 Comparaison de l'abondance des individus sur les parcelles pour les différentes dates de restauration

Les données relatives à la présence/absence des individus dans les 1849 quadrats placés le long des transects ont été synthétisées dans le tableau ci-dessous (Tableau 4). Ce tableau reprend le nombre total de quadrats placés sur chaque parcelle, le nombre de quadrats où chaque espèce est présente et le pourcentage de quadrats où chaque espèce est présente.

**Tableau 4 : Tableau récapitulatif des données relatives à la présence/absence des espèces dans les 1849 quadrats placés sur les différentes parcelles.**

Parcelle	Classe	N <sup>bre</sup> de quadrats placés	N <sup>bre</sup> de quadrats où <i>Helianthemum nummularium</i> est présent	N <sup>bre</sup> de quadrats où <i>Sanguisorba minor</i> est présent	Pourcentage de quadrats où <i>Helianthemum nummularium</i> est présent (%)	Pourcentage de quadrats où <i>Sanguisorba minor</i> est présent (%)
MB2a	Réf.	334	324	270	97	81
MB6b	1990	178	113	67	63	38
MB5	2006	208	56	44	27	21
A8a	Réf.	400	289	387	72	97
A8b	1990	225	109	196	48	87
A8d	2006	504	26	27	5	5

Des analyses de la variance ont ensuite été réalisées afin de comparer la densité en individus des deux espèces cible sur les parcelles, selon les différentes dates de restauration. Pour ces analyses, l'interaction entre les facteurs site et date de restauration ne peut pas être testée puisque l'on ne dispose que d'une seule valeur par espèce par parcelle.

En ce qui concerne *Helianthemum nummularium*, on observe des différences significatives de pourcentage de présence des individus en fonctions du facteur site et en fonction du facteur date de restauration. Par contre pour *Sanguisorba minor*, on observe de différence significative de pourcentage de présence des individus pour aucun des facteurs (Tableau 5).

**Tableau 5 : Résultats des analyses de la variance (AV2) du pourcentage de présence en individus d'*Helianthemum nummularium* et de *Sanguisorba minor* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignés en gris.**

AV2	Pourcentage de présence des individus d' <i>Helianthemum nummularium</i> sur les parcelles			Pourcentage de présence des individus de <i>Sanguisorba minor</i> sur les parcelles		
	DL	F	P	DL	F	P
Facteurs						
Date de restauration	2	191.63	0.005 **	2	5.52	0.153
Site	1	51.00	0.019 *	1	0.77	0.473

## - Résultats -

La structuration des moyennes en fonction du facteur date de restauration révèle qu'il y a significativement plus d'individus d'*Helianthemum nummularium* sur les parcelles de référence que sur les parcelles restaurées. Sur ces dernières, le pourcentage de présence en individus sur les parcelles restaurées plus anciennement est significativement plus important que celui des parcelles restaurées en 2006 (Figure 15).

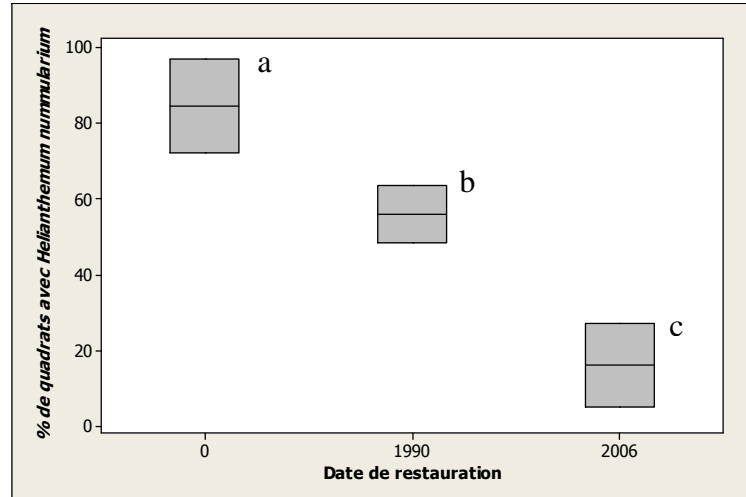


Figure 15 : Boxplots du pourcentage de quadrats avec *Helianthemum nummularium* en fonction des différentes dates de restauration. Les lettres a, b et c différencient les boxplots dont les moyennes sont significativement différentes l'une de l'autres.

En ce qui concerne *Sanguisorba minor*, bien qu'aucune différence significative de pourcentage de présence des individus sur les parcelles n'ait été mise en évidence, les tendances sont équivalentes à celles observées pour *Helianthemum nummularium*.

En effet, on peut remarquer à l'aide des graphes ci-dessous (Figure 16) qu'il y a plus d'individus de *Sanguisorba minor* sur les parcelles de référence que sur les parcelles restaurées, et ce, que ce soit à la Montagne-aux-buis ou aux Abannets. De même, le pourcentage de présence des individus est supérieur sur les parcelles restaurées en 1990 par rapport aux parcelles restaurées en 2006, bien que les valeurs et ordres de grandeur varient.

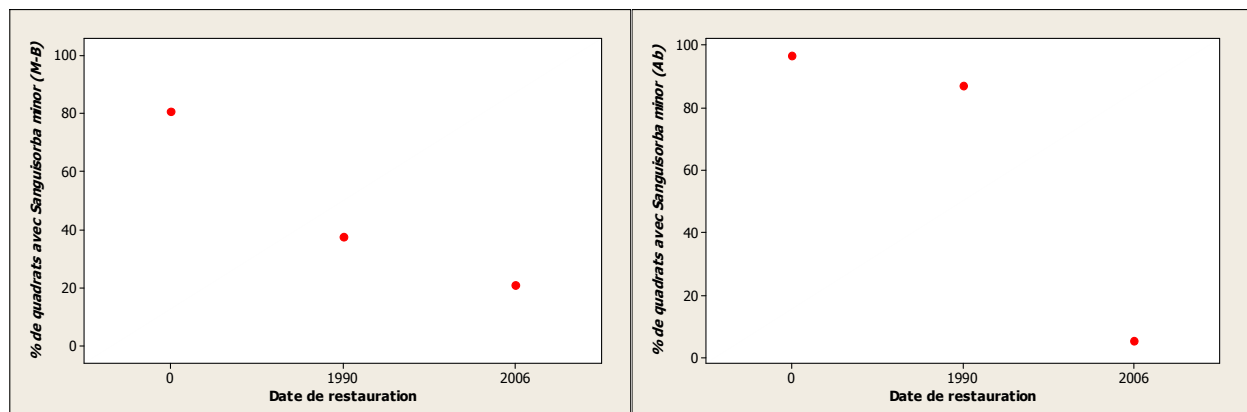


Figure 16 : Graphes représentant le pourcentage de quadrats avec *Sanguisorba minor* en fonction des différentes dates de restauration sur le site de la Montagne-aux-buis (à gauche) et des Abannets (à droite).

## 5.2 Comparaison de la densité locale en individus dans les quadrats marqués pour les différentes dates de restauration

Les densités locales en individus d'*Helianthemum nummularium* et de *Sanguisorba minor* ont également été analysées. Une transformation de variable (arcsin) a été réalisée sur les variables de densité locale des deux espèces étudiées. Pour rappel, la densité locale en individus dans les quadrats marqués représente un pourcentage du nombre de quadrats de 0.1x0.1 m dans lesquels l'espèce est présente sur 100 quadrats de 0.1x0.1 m formant un grand quadrat de 1x1 m.

En ce qui concerne *Helianthemum nummularium*, il n'y a pas d'interaction entre les facteurs. De plus, il y a des différences significatives de densité locale en individus en fonction du facteur site ainsi qu'en fonction du facteur date de restauration (Tableau 6).

Par contre, l'analyse de la variance de la densité locale en individus de *Sanguisorba minor* pour les différentes dates de restauration a révélé une interaction hautement significative entre les facteurs. Une analyse de la variance à un critère de classification a donc été réalisée pour chaque site séparément. Sur chacun des sites, il y a des différences significatives de densité locale en individus de *Sanguisorba minor* en fonction des dates de restauration.

**Tableau 6 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) de la densité locale (en %) en individus d'*Helianthemum nummularium* et de *Sanguisorba minor* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de liberté, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignés en gris.**

Facteurs	Densité locale en individus d' <i>Helianthemum nummularium</i> dans les quadrats marqués (en %)			Densité locale en individus de <i>Sanguisorba minor</i> dans les quadrats marqués (en %)		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	16.80	< 0.001 ***	2	3.64	0.029
Site	1	24.27	< 0.001 ***	1	15.20	< 0.001
Date de restauration*Site	2	0.64	0.530	2	7.44	0.001 ***
<b>AV1</b>				DL	F	P
Date de restauration (Montagne-aux-buis)				2	5.41	0.007 **
Date de restauration (Abannets)				2	5.65	0.006 **

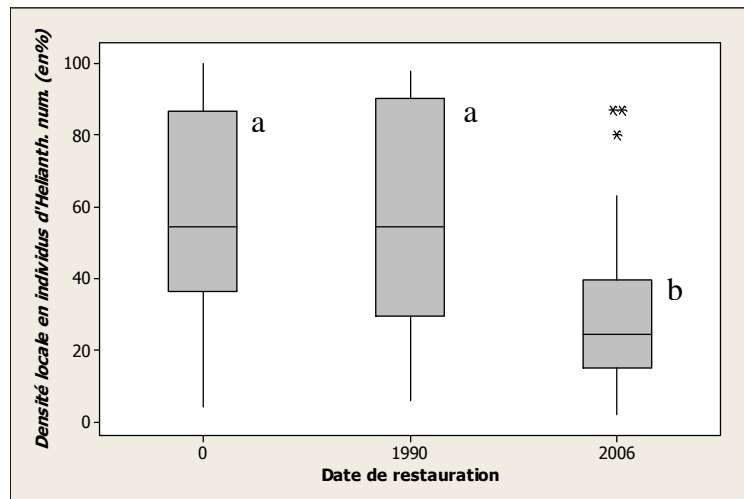
- Résultats -

La densité locale en individus d'*Helianthemum nummularium* est significativement supérieure sur le site de la Montagne-aux-buis (Tableau 7).

**Tableau 7 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types de la densité locale (en %) en individus d'*Helianthemum nummularium* pour les différents sites. Les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Montagne-aux-buis	Abannets	P
<b>Densité locale (en %) en individus d' <i>Helianthemum nummularium</i></b>	58.63 $\pm$ 31.24 <sup>a</sup>	36.83 $\pm$ 24.17 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001 ***</b>

De plus, au sein des sites, la structuration des moyenne révèle que la densité locale en individus d' *Helianthemum nummularium* n'est pas significativement différente entre les parcelles de référence et celles restaurées en 1990. Par contre, les parcelles restaurées en 2006 se distinguent par une densité locale en individus plus faible (Figure 17).



**Figure 17 : Boxplots de la densité locale (en %) en individus d' *Helianthemum nummularium* pour les différentes dates de restauration. Les lettres a et b différencient les boxplots dont les moyennes sont significativement différentes l'une de l'autre.**

Pour *Sanguisorba minor*, la structuration des moyennes en fonction du facteur date de restauration a été réalisée site par site. À la Montagne-aux-buis, c'est la parcelle restaurée en 1990 qui se distingue par une densité locale en individus significativement inférieure à celle des autres parcelles. Aux Abannets, par contre, c'est la parcelle restaurée en 2006 qui se distingue par une densité locale en individus plus faible que les autres parcelles (Tableau 8).

**Tableau 8 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types de la densité locale (en %) en individus de *Sanguisorba minor* pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Densité locale (en %) en individus de <i>Sanguisorba minor</i></b>	Montagne-aux-buis	29.10 $\pm$ 17.95 <sup>a</sup>	13.70 $\pm$ 13.76 <sup>b</sup>	31.40 $\pm$ 22.63 <sup>a</sup>	<b>0.007 **</b>
	Abannets	47.75 $\pm$ 28.09 <sup>a</sup>	42.55 $\pm$ 19.48 <sup>a</sup>	25.55 $\pm$ 18.35 <sup>b</sup>	<b>0.006 **</b>

### 5.3 Evaluation et comparaison des traits relatifs au succès reproducteur des individus pour les différentes dates de restauration

Plusieurs analyses de la variance ont été réalisées de manière à mettre en avant les éventuelles différences dans les traits relatifs au succès reproducteur des individus des deux espèces étudiées pour les différentes dates de restauration des parcelles.

- ***Helianthemum nummularium***

En ce qui concerne les individus d'*Helianthemum nummularium*, les analyses de la variance ont révélé une interaction très hautement significative entre les facteurs site et date de restauration pour le nombre de fleurs comme pour le nombre de boutons produits par individu. Une analyse de la variance à un critère de classification a donc été réalisée pour chaque site séparément (Tableau 9). Notons que les variables de nombre de fleurs et le nombre de boutons produits par individu ont subi une transformation de variables (respectivement logarithme et arcsin).

Sur le site de la Montagne-aux-buis il n'y a pas de différences significatives au niveau du nombre de fleurs ni au niveau du nombre de boutons produits par individu d'*Helianthemum nummularium* sur les différentes parcelles. Aux Abannets, par contre, il y a des différences très hautement significatives au niveau du nombre de fleurs et du nombre de boutons produits par individu sur les différentes parcelles (Tableau 9).

**Tableau 9 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) du nombre de fleurs et de boutons produits par individu d'*Helianthemum nummularium* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de liberté, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignés en gris.**

Facteurs	Nombre de fleurs par individu d' <i>Helianthemum nummularium</i>			Nombre de boutons par individu d' <i>Helianthemum nummularium</i>		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	33.98	< 0.001	2	22.58	< 0.001
Site	1	9.05	0.03	1	3.59	0.061
Date de restauration*Site	2	16.21	< 0.001 ***	2	10.78	< 0.001 ***
<b>AV1</b>						
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	2.94	0.061	2	1.46	0.240
Date de restauration (Abannets)	2	36.72	< 0.001 ***	2	29.29	< 0.001 ***

- Résultats -

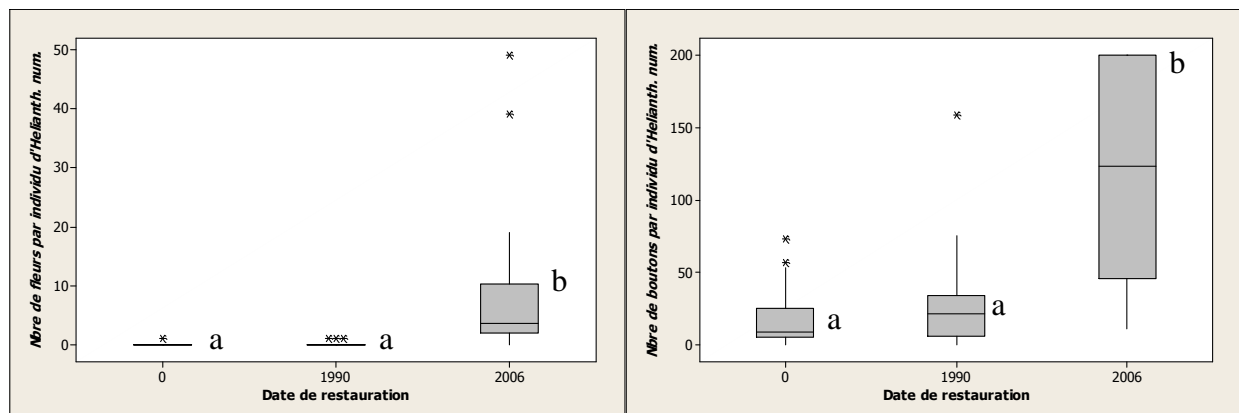
Bien que des différences significatives n'aient été observées que sur le site des Abannets, les moyennes de nombre de fleurs et de boutons produits par individu d'*Helianthemum nummularium* sont données pour les deux sites dans le tableau 10.

La structuration des moyennes nous révèle que sur le site des Abannets, les individus de la parcelle restaurée en 2006 produisent significativement plus de fleurs et plus de boutons que les individus des autres parcelles. Malgré que les différences ne soient pas significatives, on remarque tout de même que sur le site de la Montagne-aux-buis, les tendances sont comparables à celles du site des Abannets. Les individus d'*Helianthemum nummularium* produisent plus de fleurs et plus de boutons sur la parcelle restaurée en 2006 (Tableau 10).

**Tableau 10 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives au succès reproducteur des individus d'*Helianthemum nummularium* (nombre de fleurs et nombre de boutons produits par individu) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Sites	Variables	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
Montagne-aux-buis	<b>Nombre de fleurs par individu</b>	0.15 $\pm$ 0.489	0.4 $\pm$ 0.598	1.05 $\pm$ 1.701	0.061
	<b>Nombre de boutons par individu</b>	24.30 $\pm$ 24.95	31.46 $\pm$ 24.15	46.10 $\pm$ 48.80	0.240
Abannets	<b>Nombre de fleurs par individu</b>	0.05 $\pm$ 0.2236 <sup>a</sup>	0.15 $\pm$ 0.3663 <sup>a</sup>	8.60 $\pm$ 13.13 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001 ***</b>
	<b>Nombre de boutons par individu</b>	17.70 $\pm$ 20.37 <sup>a</sup>	27.60 $\pm$ 35.73 <sup>a</sup>	119.1 $\pm$ 72.60 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001 ***</b>

Bien qu'ils y soient moins nombreux, les individus d'*Helianthemum nummularium* des parcelles restaurées récemment produisent en moyenne plus de fleurs et plus de boutons par individu que ceux des parcelles de référence et restaurées en 1990 (Figure 18). Ces différences ne sont significatives que sur le site des Abannets. Néanmoins, les tendances restent équivalentes sur le site de la Montagne-aux-buis.



**Figure 18 : Boxplots du nombre de fleurs (à gauche) et du nombre de boutons (à droite) produits par individu d'*Helianthemum nummularium* pour les différentes dates de restauration sur le site des Abannets. Pour chaque variable, les lettres a et b différencient les boxplots dont les moyennes sont significativement différentes l'une de l'autre.**

- *Sanguisorba minor*

En ce qui concerne les individus de *Sanguisorba minor*, une transformation de variable (logarithme) a été réalisée sur les variables relatives au succès reproducteur des individus (nombre d'inflorescences et nombre de graines par individu).

L'analyse de la variance ne révèle pas d'interaction entre les facteurs site et date de restauration, ni pour le nombre d'inflorescences, ni pour le nombre de graines par individu de *Sanguisorba minor*.

Il n'y a pas de différences significatives au niveau du nombre d'inflorescences ni au niveau du nombre de graines par individu en fonction du facteur site. Par contre, il y a des différences très hautement significatives de ces mêmes variables en fonction du facteur date de restauration (Tableau 11).

**Tableau 11 : Résultats des analyses de la variance (AV2) du nombre d'inflorescences et de graines par individu de *Sanguisorba minor* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de liberté, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignées en gris.**

Facteurs	Nombre d'inflorescences par individu de <i>Sanguisorba minor</i>			Nombre de graines par individu de <i>Sanguisorba minor</i>		
	DL	F	P	DL	F	P
AV2						
Date de restauration	2	18.47	< 0.001 ***	2	13.00	< 0.001 ***
Site	1	1.02	0.315	1	2.60	0.110
Date de restauration*Site	2	1.66	0.194	2	2.67	0.074

Les structurations des moyennes en fonction du facteur date de restauration réalisées pour les deux variables relatives au succès reproducteur des individus de *Sanguisorba minor* montrent que les individus des parcelles restaurées en 2006 produisent significativement plus d'inflorescences et plus de graines par individu que ceux des autres parcelles (Tableau 12).

**Tableau 12 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives au succès reproducteur des individus de *Sanguisorba minor* (nombre d'inflorescences et nombre de graines par individu) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variables	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
Nombre d'inflorescences par individu de <i>Sanguisorba minor</i>	1.875 $\pm$ 2.839 <sup>a</sup>	0.925 $\pm$ 1.685 <sup>a</sup>	8.20 $\pm$ 10.43 <sup>b</sup>	< 0.001 ***
Nombre de graines par individus de <i>Sanguisorba minor</i>	29.72 $\pm$ 45.12 <sup>a</sup>	18.05 $\pm$ 36.65 <sup>a</sup>	146.9 $\pm$ 225.7 <sup>b</sup>	< 0.001 ***

Comme pour les individus d'*Helianthemum nummularium*, les individus de *Sanguisorba minor* des parcelles restaurées récemment se distinguent de ceux des autres parcelles. Ils produisent un plus grand nombre d'inflorescences et de graines par individu (Figure 19).

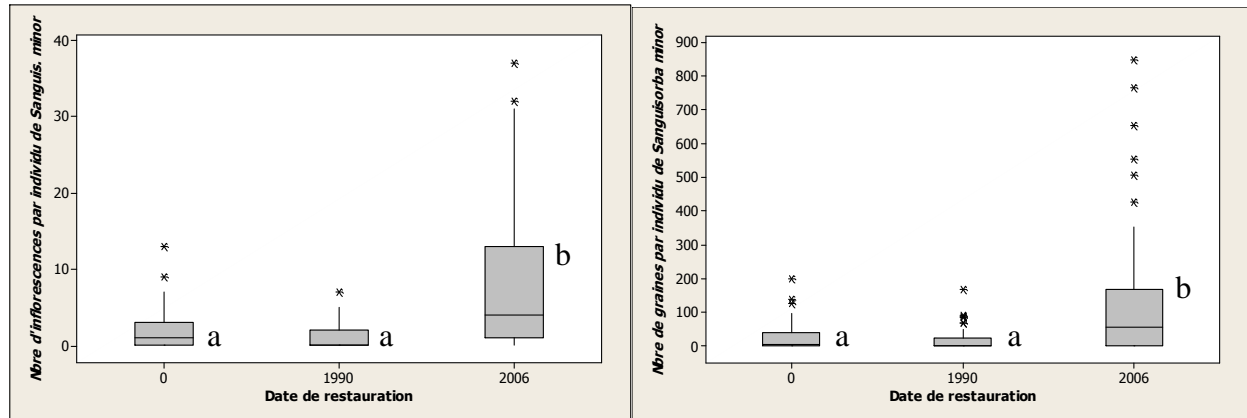


Figure 19 : Boxplots du nombre d'inflorescences (à gauche) et du nombre de graines (à droite) produites par individu de *Sanguisorba minor* pour les différentes dates de restauration. Pour chaque variable, les lettres a et b différencient les boxplots dont les moyennes sont significativement différentes l'une de l'autre.

Toujours pour *Sanguisorba minor*, le nombre moyen de graines produites par inflorescence pour chaque individu a été analysé de la même manière que les autres traits relatifs au succès reproducteur des individus. Pour cette variable, l'analyse de la variance a révélé une interaction significative entre les facteurs site et date de restauration. Une analyse de la variance à un critère de classification a donc été réalisée pour chacun des sites (Tableau 13).

Ces analyses révèlent qu'à la Montagne-aux-buis, il y a des différences significatives de nombre moyen de graines produites par inflorescence, par contre sur le site des Abannets, aucune différence significative n'est observée (Tableau 13).

Tableau 13 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) du nombre moyen de graines produites par inflorescence pour les individus de *Sanguisorba minor* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de liberté, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignées en gris.

Facteurs	Nombre moyen de graines par inflorescence pour les individus de <i>Sanguisorba minor</i>		
AV2	DL	F	P
Date de restauration	2	1.51	0.230
Site	1	0.09	0.766
Date de restauration*Site	2	4.00	0.024 *
AV1	DL	F	P
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	4.21	0.027 *
Date de restauration (Abannets)	2	0.5	0.564



Les structurations de moyennes réalisées révèlent qu'à la Montagne-aux-buis, les individus de *Sanguisorba minor* de la parcelle de référence produisent plus de graines par inflorescence que les individus des parcelles restaurées. Et sur ces dernières, les individus de la parcelle restaurée en 1990 produisent plus de graines par inflorescence que les individus de la parcelle restaurée en 2006 (Tableau 14).

**Tableau 14 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types du nombre moyen de graines produites par inflorescence pour les individus de *Sanguisorba minor* en fonction des différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Nombre moyen de graines par inflorescences</b>	Montagne-aux-buis	22.681 $\pm$ 5.448 <sup>a</sup>	19.554 $\pm$ 7.101 <sup>b</sup>	15.538 $\pm$ 4.038 <sup>c</sup>	0.027 *
	Abannets	18.352 $\pm$ 6.089	20.50 $\pm$ 1.744	20.298 $\pm$ 4.875	0.564

Sur le site des Abannets, c'est donc le plus grand nombre d'inflorescences produites par les individus de *Sanguisorba minor* de la parcelle restaurée en 2006 qui explique le fait qu'ils produisent un plus grand nombre de graines par individu puisque que ces individus ne produisent pas plus de graines par inflorescence.

#### 5.4 Comparaison des données relatives à la taille des individus pour les différentes dates de restauration

Afin de vérifier si les traits relatifs à la taille des individus varient en fonction de la date de restauration et pourraient expliquer les différences observées dans les traits relatifs au succès reproducteur des espèces, plusieurs analyses de la variance ont été réalisées.

- ***Helianthemum nummularium***

L'analyse de la variance de la longueur moyenne d'un ramet d'*Helianthemum nummularium* révèle qu'il y a une interaction très hautement significative entre les facteurs site et date de restauration. Une analyse de la variance à un critère explicatif a donc été réalisée pour chaque site séparément. Ces analyses révèlent des différences significatives de longueur moyenne d'un ramet pour les individus d'*Helianthemum nummularium* en fonction de la date de restauration sur chacun des sites. Notons que pour cette variable, une transformation logarithmique a été réalisée (Tableau 15).

**Tableau 15 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) de la longueur moyenne d'un ramet d'*Helianthemum nummularium* (en cm) en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignées en gris.**

Facteurs	Longueur moyenne d'un ramet des individus d' <i>Helianthemum nummularium</i> (en cm)		
	DL	F	P
<b>AV2</b>			
Date de restauration	2	5.36	0.006
Site	1	0.23	0.630
Date de restauration*Site	2	18.70	< 0.001 ***
<b>AV1</b>			
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	6.23	0.004 **
Date de restauration (Abannets)	2	17.48	< 0.001 ***

La structuration des moyennes révèle que sur le site de la Montagne-aux-buis, les individus de la parcelle restaurée en 2006 ont en moyenne des ramets significativement plus courts que les individus des autres parcelles. Tandis qu'aux Abannets, ce sont les individus de la parcelle de référence qui se distinguent par des ramets en moyenne plus courts (Tableau 16).

**Tableau 16 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types de la variable relative à la taille des individus d'*Helianthemum nummularium* (longueur moyenne d'un ramet, en cm) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Longueur moyenne d'un ramet (en cm)</b>	Montagne-aux-buis	16.425 $\pm$ 3.486 <sup>a</sup>	17.00 $\pm$ 4.82 <sup>a</sup>	13.10 $\pm$ 3.264 <sup>b</sup>	0.004 **
	Abannets	12.088 $\pm$ .56 <sup>b</sup>	16.863 $\pm$ 3.578 <sup>a</sup>	19.40 $\pm$ 5.61 <sup>a</sup>	< 0.001 ***

- *Sanguisorba minor*

Pour les analyses de la variance suivantes, les paramètres de nombre de pieds par individu, de diamètre de la rosette des individus et de diamètre moyen des inflorescences des individus de *Sanguisorba minor* ont subi une transformation logarithmique de variables.

Les analyses réalisées pour comparer le diamètre de la rosette ainsi que la longueur moyenne des tiges des individus de *Sanguisorba minor* sur les différentes parcelles révèlent une interaction significative entre les facteurs site et date de restauration. Il faut donc établir une conclusion séparément pour chaque site. Il y a des différences significatives au niveau du diamètre de la rosette des individus en fonction des différentes dates de restauration pour chacun des deux sites. Par contre, il n'y a de différences significatives de longueur moyenne des tiges des individus que sur le site de la Montagne-aux-buis (Tableau 17).

**Tableau 17 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) des traits relatifs à la taille des individus de *Sanguisorba minor* (diamètre de la rosette des individus et longueur moyenne des tiges des individus (en cm)) en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignés en gris.**

Facteurs	Diamètre de la rosette des individus (en cm)			Longueur moyenne des tiges des individus (en cm)		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	7.46	0.001	2	5.53	0.006
Site	1	0.82	0.366	1	0.03	0.862
Date de restauration*Site	2	3.45	0.035 *	2	4.97	0.010 **
<b>AV1</b>						
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	6.96	0.002 **	2	16.44	< 0.001 ***
Date de restauration (Abannets)	2	3.72	0.030 *	2	0.13	0.883

- Résultats -

Les structurations des moyennes réalisées pour chacun des sites montrent qu'à la Montagne-aux-buis, les individus de *Sanguisorba minor* de la parcelle restaurée en 2006 ont des rosettes significativement plus petites ainsi que des tiges en moyenne plus courtes que les individus des autres parcelles.

Aux Abannets par contre, ce sont les individus de la parcelle restaurée en 1990 qui se distinguent par des rosettes significativement plus grandes que les individus de la parcelle de référence et de celle restaurée en 2006. Il n'y a pas de différence de longueur moyenne des tiges des individus sur ce site (Tableau 18).

**Tableau 18 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives à la taille des individus de *Sanguisorba minor* (diamètre de la rosette des individus (en cm) et longueur moyenne des tiges des individus (en cm)) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variables	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Diamètre de la rosette des individus de <i>Sanguisorba minor</i> (en cm)</b>	Montagne-aux-buis	28.65 $\pm$ 7.78 <sup>a</sup>	29.65 $\pm$ 9.96 <sup>a</sup>	21.15 $\pm$ 9.16 <sup>b</sup>	0.002 **
	Abannets	22.15 $\pm$ 6.79 <sup>a</sup>	28.30 $\pm$ 6.94 <sup>b</sup>	23.55 $\pm$ 8.22 <sup>a</sup>	0.030 *
<b>Longueur moyenne des tiges des individus de <i>Sanguisorba minor</i> (en cm)</b>	Montagne-aux-buis	31.13 $\pm$ 4.70 <sup>a</sup>	24.93 $\pm$ 8.42 <sup>a</sup>	14.46 $\pm$ 6.11 <sup>b</sup>	< 0.001 ***
	Abannets	22.96 $\pm$ 12.27	25.81 $\pm$ 5.04	23.08 $\pm$ 9.45	0.883

Les analyses de la variance réalisées pour le nombre de pieds par individu et le diamètre moyen des inflorescences des individus de *Sanguisorba minor* révèlent qu'il n'y a pas de différences significatives de nombre de pieds par individu en fonction du facteur site, ni en fonction du facteur date de restauration. Par contre, il y a des différences significatives de diamètre moyen des inflorescences des individus en fonction de ces deux mêmes facteurs (Tableau 19).

**Tableau 19 : Résultats des analyses de la variance (AV2) des traits relatifs à la taille des individus de *Sanguisorba minor* (nombre de pieds par individu et diamètre moyen des inflorescences des individus (en mm)) en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignées en gris.**

Facteurs	Nombre de pieds par individu de <i>Sanguisorba minor</i>			Diamètre moyen des inflorescences des individus de <i>Sanguisorba minor</i> (en mm)		
	DL	F	P	DL	F	P
AV2						
Date de restauration	2	1.10	0.336	2	8.32	0.001 ***
Site	1	0.00	0.980	1	24.73	< 0.001 ***
Date de restauration*Site	2	1.29	0.280	2	0.93	0.40

- Résultats -

Les structurations de moyennes réalisées révèlent que les individus des parcelles de référence ont un diamètre moyen des inflorescences significativement plus important que les individus des autres parcelles, et ce pour les deux sites (Tableau 20).

**Tableau 20 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives à la taille des individus de *Sanguisorba minor* (nombre de pieds par individu et diamètre moyen des inflorescences des individus (en mm)) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Nombre de pieds par individu de <i>Sanguisorba minor</i></b>	2.425 $\pm$ 1.708	2.025 $\pm$ 1.561	3.275 $\pm$ 3.876	0.336
<b>Diamètre moyen des inflorescences des individus de <i>Sanguisorba minor</i> (en mm)</b>	9.55 $\pm$ 5.26 <sup>b</sup>	4.74 $\pm$ 0.989 <sup>a</sup>	5.581 $\pm$ 4.917 <sup>a</sup>	0.001 ***

Les différences observées dans les traits relatifs à la taille des individus de *Sanguisorba minor* sont très variables entre les sites et aucune tendance ne semble ressortir. Il est donc difficile de faire des liens entre les paramètres de taille des individus de *Sanguisorba minor* et ceux liés à leur succès reproducteur.

Pour une espèce comme pour l'autre, les différences significatives de paramètres de taille des individus entre les différentes parcelles étudiées ne semblent pas expliquer les différences observées dans les traits relatifs au succès reproducteur des individus étudiés puisque les tendances observées n'évoluent pas de façon similaire selon les dates de restauration.

## 5.5 Analyse des variables environnementales

### 5.5.1 Analyses en composantes principales

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée pour chaque espèce, de manière à visualiser comment l'assemblage des individus sur les différentes parcelles d'étude est structuré par le jeu de données environnementales. Ces observations préliminaires seront vérifiées *a posteriori* par diverses analyses de la variance.

- ***Helianthemum nummularium***

Le résultat de l'ACP réalisée avec les variables environnementales que sont la profondeur de sol et le recouvrement de quatre strates (sol nu, litière, herbacée, arbustive) pour les individus d'*Helianthemum nummularium* est illustré sur le graphe ci-après (Figure 20). Les deux premiers axes expliquent respectivement 46,3% et 35,9% de la variabilité. Le premier axe est corrélé à la profondeur de sol des quadrats alors que le second explique la variabilité due à la structure de végétation.

Les individus se différencient peu le long du premier axe. Quoi qu'il en soit, quelques quadrats des parcelles restaurées récemment du site des Abannets ont une profondeur de sol plus importante.

Les parcelles restaurées en 2006 se différencient bien selon le second axe. Ces parcelles sont caractérisées par des strates sol nu et litière bien développées et une strate arbustive peu présente. Sur un site comme sur l'autre, les parcelles restaurées en 2006 semblent donc se distinguer par une végétation plus ouverte.

Les parcelles de référence et restaurées en 1990 se différencient peu l'une de l'autre selon le second axe. Remarquons que la strate arbustive y est bien plus abondante que pour les parcelles restaurées récemment. Ces pelouses semblent donc plus enfrichées.

La strate herbacée, quant à elle, ne semble pas expliquer les différences de structure de végétation entre les parcelles.

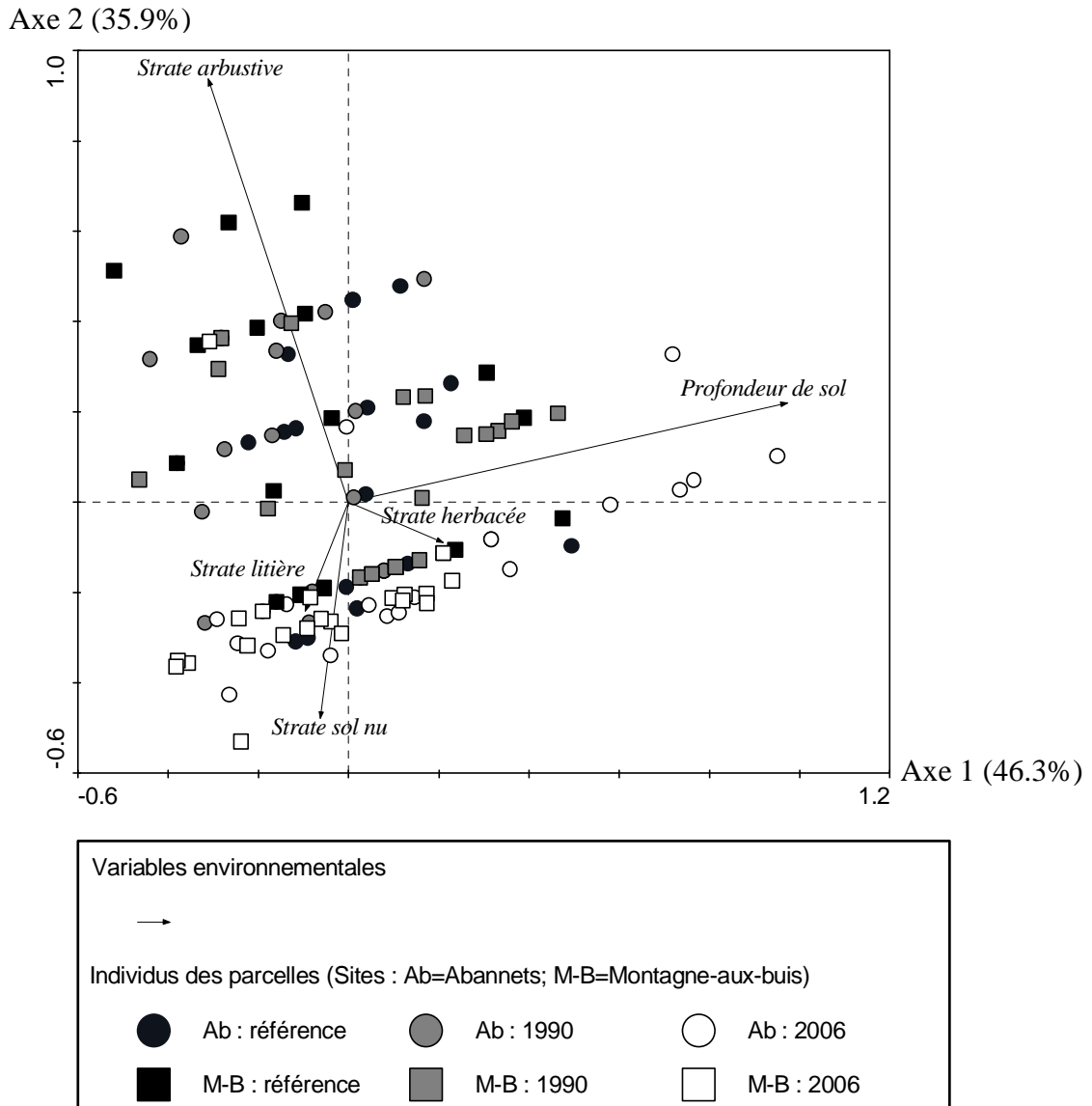


Figure 20: Graphique de l'ACP réalisée avec les variables environnementales des individus d'*Helianthemum nummularium*, axes 1 et 2.

- *Sanguisorba minor*

Le résultat de l'ACP réalisée avec les variables environnementales pour les individus de *Sanguisorba minor* est illustré sur le graphe ci-après (Figure 21). Les deux premiers axes expliquent respectivement 49,3% et 28,2% de la variabilité. Comme pour les individus d'*Helianthemum nummularium*, le premier axe est corrélé à la profondeur de sol des quadrats et le second à la structure de végétation.

Les conclusions que l'on peut tirer de ce graphique sont comparables à celles faites pour celui des individus d'*Helianthemum nummularium*. Les parcelles restaurées en 2006 se distinguent par la dominance des strates sol nu et litière et par la faible abondance de la strate arbustive. Quelques relevés de profondeur de sol plus importante sont également observables pour les parcelles restaurées récemment du site des Abannets.

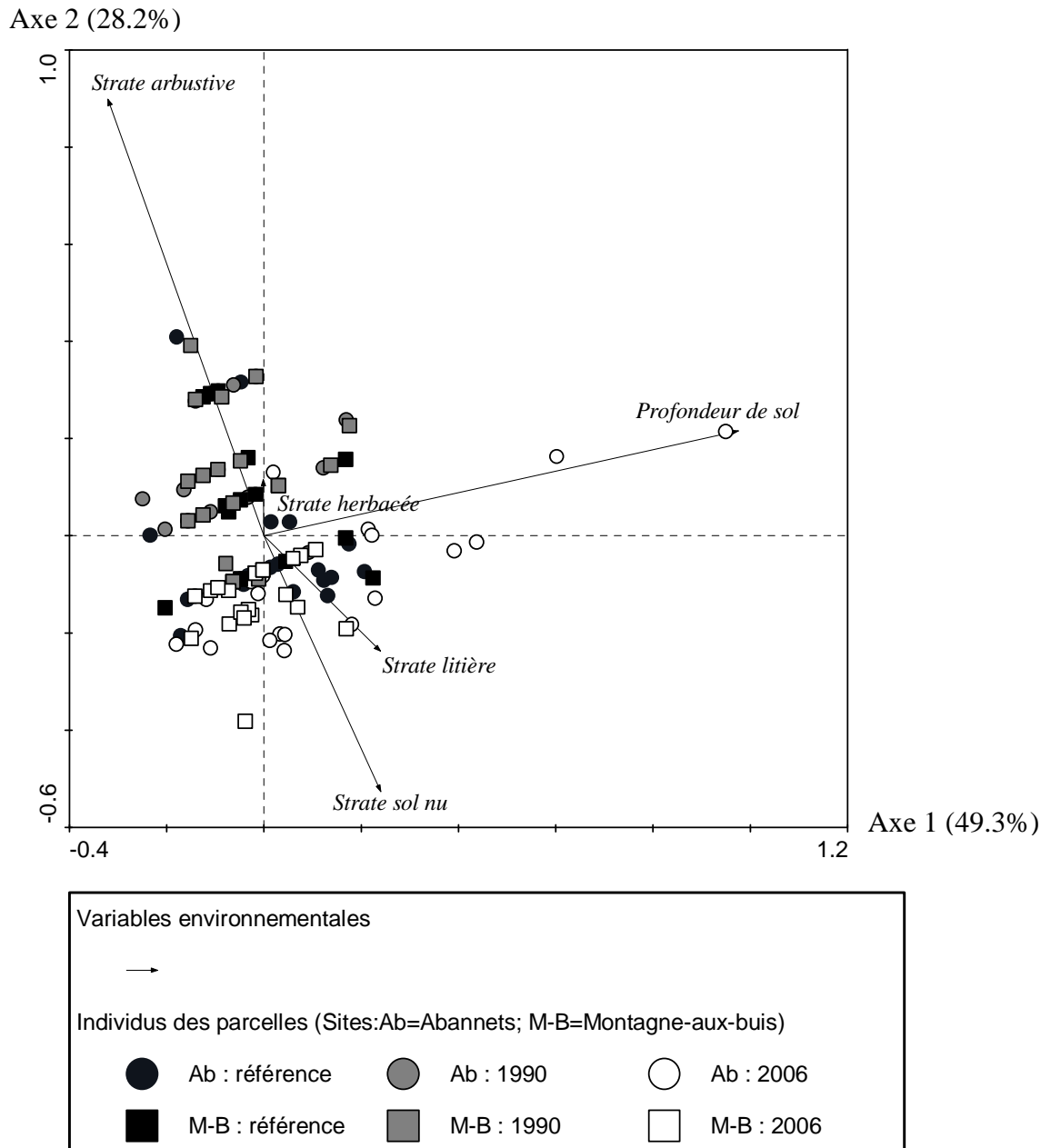


Figure 21 : Graphique de l'ACP réalisée avec les variables environnementales des individus de *Sanguisorba minor*, axes 1 et 2.

Sur un site comme sur l'autre, et pour les deux espèces étudiées, les parcelles restaurées en 2006 semblent donc se distinguer par une végétation plus ouverte et quelques quadrats à profondeur de sol plus importante, alors que les parcelles de référence et restaurées anciennement sont plus enfrichées et moins dégarnies.



### 5.5.2 Comparaison des données relatives à la profondeur de sol des quadrats pour les différentes dates de restauration

Plusieurs analyses de la variance ont ensuite été réalisées de manière à vérifier les tendances observées grâce aux ACP et ainsi mettre en évidence les éventuelles variations de profondeur de sol des quadrats selon les dates de restauration. En effet, il s'agira de déterminer si la profondeur de sol des quadrats influence le succès reproducteur des individus. Pour ces analyses, les variables de profondeur de sol des quadrats des deux espèces étudiées ont subi une transformation logarithmique.

L'analyse de la variance réalisée pour comparer les profondeurs de sol des quadrats des individus d'*Helianthemum nummularium* selon les différentes dates de restauration a révélé une interaction hautement significative entre les facteurs site et date de restauration. Il a donc fallu établir une conclusion site par site à l'aide de deux analyses de la variance à un critère de classification. Ces analyses révèlent des différences significatives de profondeur de sol des quadrats d'*Helianthemum nummularium* uniquement sur le site des Abannets (Tableau 21).

En ce qui concerne les individus de *Sanguisorba minor*, il n'y a pas de différences significatives de profondeur de sol des quadrats entre les sites ni en fonction des différentes dates de restauration (Tableau 21).

**Tableau 21 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) de la profondeur de sol des quadrats d'*Helianthemum nummularium* et de *Sanguisorba minor* (en cm) en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de liberté, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignées en gris.**

Facteurs	Profondeur moyenne de sol dans les quadrats des individus d' <i>Helianthemum nummularium</i> (en cm)			Profondeur moyenne de sol dans les quadrats des individus de <i>Sanguisorba minor</i> (en cm)		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	0.28	0.754	2	0.75	0.473
Site	1	0.94	0.335	1	0.88	0.350
Date de restauration*Site	2	6.09	0.003 **	2	2.50	0.086
<b>AV1</b>	DL	F	P	/		
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	2.81	0.068			
Date de restauration (Abannets)	2	3.58	0.034 *			

Les structurations des moyennes révèlent qu'aux Abannets, les quadrats des individus de la parcelle de référence et de celle restaurée en 2006 ont une profondeur de sol significativement plus grande que les quadrats de la parcelle restaurée en 1990 (Tableau 22).

**Tableau 22 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types de la profondeur de sol des quadrats d'*Helianthemum nummularium* et de *Sanguisorba minor* (en cm) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variable	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Profondeur de sol des quadrats d'<i>Helianthemum nummularium</i> (en cm)</b>	Montagne-aux-buis	5.050 $\pm$ 2.135	5.850 $\pm$ 2.179	4.237 $\pm$ 1.882	0.068
	Abannets	5.587 $\pm$ 1.578 <sup>a</sup>	4.325 $\pm$ 1.762 <sup>b</sup>	6.588 $\pm$ 3.680 <sup>a</sup>	0.034 *
<b>Profondeur de sol des quadrats de <i>Sanguisorba minor</i> (en cm)</b>	Les deux sites	5.106 $\pm$ 1.699	4.756 $\pm$ 1.529	5.712 $\pm$ 3.502	0.473

Comme illustré ci-dessous (Figure 22), la parcelle qui se démarque le plus au point de vue de la profondeur de sol est la parcelle restaurée en 2006 du site des Abannets. Les quadrats d'*Helianthemum nummularium* étudiés sur cette parcelle ont une profondeur de sol supérieure à celle des quadrats des autres parcelles du même site. Cela confirme donc les tendances observées grâce à l'ACP.



**Figure 22 : Boxplots de la profondeur de sol (en cm) des quadrats d'*Helianthemum nummularium* pour les différentes dates de restauration sur le site des Abannets. Les lettres a et b différencient les boxplots dont les moyennes sont significativement différentes l'une de l'autres.**

Contrairement aux quadrats d'*Helianthemum nummularium*, aucune différence significative de profondeur de sol n'a donc été observée pour les différents quadrats de *Sanguisorba minor* des parcelles étudiées. Il est vrai que, pour cette espèce, seuls deux quadrats de la parcelle restaurée en 2006 du site des Abannets se distinguaient sur le graphe de l'ACP. Ces quelques points qui se démarquent n'ont pas suffisamment d'impact pour que l'on en déduise une profondeur de sol significativement plus importante sur l'ensemble des quadrats de cette parcelle pour les individus de *Sanguisorba minor*.

### 5.5.3 Comparaison des données relatives à la structure de végétation des quadrats pour les différentes dates de restauration

Comme pour les données relatives à la profondeur de sol des quadrats, plusieurs analyses de la variance ont été réalisées de manière à vérifier les tendances observées de structure de végétation grâce à ACP, dans le but de mettre en avant les grandes tendances de structure de végétation des quadrats marqués sur les différentes parcelles. Diverses transformations de variables (arcsin et log) ont été réalisées pour rencontrer les conditions d'applications des ANOVA réalisées.

- *Helianthemum nummularium*

Pour l'analyse de la variance de la strate sol nu des quadrats d'*Helianthemum nummularium*, une interaction significative entre les facteurs site et date de restauration a été observée. Pour cette strate, il a donc fallu décomposer l'analyse en deux analyses de la variance à un critère de classification (une par site). Par contre, en ce qui concerne le recouvrement des autres strates, aucune interaction entre les facteurs n'a été mise en évidence (Tableau 23).

Il n'y a pas de différences significatives de recouvrement de la strate herbacée dans les quadrats des différentes parcelles. Pour les strates sol nu, litière et arbustive, il n'y a pas de différences significatives de recouvrement selon le facteur site. Par contre, il y a des différences de recouvrement de ces trois strates selon la date de restauration (Tableau 23).

**Tableau 23 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) du recouvrement des différentes strates des quadrats d'*Helianthemum nummularium* en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value <0.05 sont grisées.**

Facteurs	Abondance de la strate <b>LITIERE</b>			Abondance de la strate <b>HERBACEE</b>			Abondance de la strate <b>ARBUSTIVE</b>		
	DL	F	P	DL	F	P	DL	F	P
Date de restauration	2	15.41	< 0.001 ***	2	0.82	0.445	2	25.25	< 0.001 ***
Site	1	0.33	0.566	1	0.46	0.50	1	0.25	0.617
Date de restauration*Site	2	2.46	0.090	2	1.83	0.164	2	0.29	0.746

Facteurs	Abondance de la strate <b>SOL NU</b>		
AV2	DL	F	P
Date de restauration	2	21.70	< 0.001
Site	1	0.11	0.746
Date de restauration*Site	2	6.60	0.002 **
AV1	DL	F	P
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	35.25	< 0.001 ***
Date de restauration (Abannets)	2	3.16	0.050 *

- Résultats -

Les structurations des moyennes révèlent que, pour l'ensemble des sites, les quadrats d'*Helianthemum nummularium* des parcelles restaurées en 2006 se distinguent par une strate arbustive moins présente ainsi qu'une plus grande abondance des strates litière et sol nu, excepté aux Abannets où la strate sol nu des quadrats de la parcelle restaurée en 2006 n'est pas significativement différente de celle de la parcelle de référence (Tableau 24).

**Tableau 24 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives à la structure de végétation des quadrats d'*Helianthemum nummularium* (coefficients de van der Maarel) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variables	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Strate – sol nu</b>	Montagne-aux-buis	0.00 $\pm$ 0.00 <sup>a</sup>	0.25 $\pm$ 0.786 <sup>a</sup>	1.95 $\pm$ 1.504 <sup>b</sup>	< 0.001 ***
	Abannets	0.8 $\pm$ 1.152 <sup>ab</sup>	0.3 $\pm$ 0.733 <sup>a</sup>	1.2 $\pm$ 1.399 <sup>b</sup>	0.05 *
<b>Strate – litière</b>	Ensemble des sites	2.125 $\pm$ 0.516 <sup>a</sup>	2.275 $\pm$ 0.599 <sup>a</sup>	3.025 $\pm$ 1.271 <sup>b</sup>	< 0.001 ***
<b>Strate – herbacée</b>	Ensemble des sites	8.925 $\pm$ 0.3499	8.925 $\pm$ 0.2667	8.825 $\pm$ 0.5495	0,445
<b>Strate – arbustive</b>	Ensemble des sites	2.225 $\pm$ 2.359 <sup>a</sup>	2.575 $\pm$ 2.037 <sup>a</sup>	0.150 $\pm$ 0.662 <sup>b</sup>	< 0.001 ***

Ces conclusions confirment les tendances observées sur le graphe de l'ACP des individus d'*Helianthemum nummularium*.

La végétation est plus ouverte dans les quadrats des parcelles restaurées en 2006. Ce qui, pour rappel, correspond aux parcelles sur lesquelles les individus d'*Helianthemum nummularium* produisent plus de fleurs et de boutons. Les parcelles de référence et restaurées plus anciennement sont par contre plus enfrichées et ont une couverture de sol moins dénudée.

La strate herbacée est dominante dans les quadrats de toutes les parcelles et n'a pas un recouvrement significativement différent en fonction des dates de restauration.

- *Sanguisorba minor*

Pour les analyses de la variance réalisées pour le recouvrement des strates litière et herbacée dans les quadrats de *Sanguisorba minor*, une interaction significative entre les facteurs site et date de restauration a été observée. Pour ces strates, il a donc fallu décomposer l'analyse en deux analyses de la variance à un critère de classification (une par site). Pour le recouvrement des strates sol nu et arbustive, par contre, aucune interaction entre les facteurs n'a été mise en évidence (Tableau 25).

Il y a des différences significatives de recouvrement des strates litière et herbacée dans les quadrats de *Sanguisorba minor* uniquement sur le site des Abannets. Pour le recouvrement des strates sol nu et arbustive, il y a des différences significatives en fonction du facteur date de restauration uniquement (Tableau 25).

**Tableau 25 : Résultats des analyses de la variance (AV2 et AV1) de la structure de végétation des quadrats des individus de *Sanguisorba minor* (recouvrement des strates litière, herbacée, sol nu et arbustive) en fonction des facteurs site et date de restauration. DL, F et P représentent respectivement les degrés de libertés, le F de Snedecor et la p-value de l'ANOVA. Les p-value < 0.05 sont surlignés en gris.**

Facteurs	Abondance de la strate LITIERE			Abondance de la strate HERBACEE		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	20.09	< 0.001	2	5.95	0.003
Site	1	14.23	< 0.001	1	4.68	0.033
Date de restauration*Site	2	14.73	< 0.001 ***	2	3.61	0.030 *
<b>AV1</b>						
Date de restauration (Montagne-aux-buis)	2	2.35	0.104	2	0.60	0.552
Date de restauration (Abannets)	2	22.99	< 0.001 ***	2	5.60	0.006 **

Facteurs	Abondance de la strate SOL NU			Abondance de la strate ARBUSTIVE		
	DL	F	P	DL	F	P
<b>AV2</b>						
Date de restauration	2	15.88	< 0.001 ***	2	37.02	< 0.001 ***
Site	1	0.75	0.389	1	0.34	0.560
Date de restauration*Site	2	1.53	0.222	2	0.94	0.394

- Résultats -

Les structurations des moyennes révèlent que, pour l'ensemble des sites, les quadrats de *Sanguisorba minor* des parcelles restaurées en 2006 se distinguent par une strate sol nu plus abondante et une strate arbustive moins abondante. De plus, aux Abannets seulement, les quadrats de la parcelle restaurée en 2006 se distinguent par une strate litière plus importante et une strate herbacée légèrement moins abondante, cette dernière, restant dominante par rapport aux autres strates (Tableau 26).

**Tableau 26 : Valeurs moyennes  $\pm$  écarts types des variables relatives à la structure de végétation des quadrats de *Sanguisorba minor* (coefficients de van der Maarel) pour les différentes dates de restauration, les p-value inférieures à 0.05 sont surlignées en gris. Sur chaque ligne du tableau, les moyennes significativement différentes l'une de l'autre portent des lettres différentes en exposant.**

Variables	Sites	Parcelles de référence	Restauration 1990	Restauration 2006	P
<b>Strate – sol nu</b>	Ensemble des sites	0.50 $\pm$ 0.961 <sup>a</sup>	0.075 $\pm$ 0.4743 <sup>a</sup>	1.50 $\pm$ 1.70 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001</b> ***
<b>Strate – litière</b>	Montagne-aux-buis	2.05 $\pm$ 0.2236	2.35 $\pm$ 0.745	2.35 $\pm$ 0.489	0.104
	Abannets	2.40 $\pm$ 0.754 <sup>a</sup>	2.05 $\pm$ 0.2236 <sup>a</sup>	4.10 $\pm$ 1.714 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001</b> ***
<b>Strate – herbacée</b>	Montagne-aux-buis	9.00 $\pm$ 0.00	8.95 $\pm$ 0.2236	8.90 $\pm$ 0.4472	0.552
	Abannets	8.95 $\pm$ 0.2236 <sup>a</sup>	8.95 $\pm$ 0.2236 <sup>a</sup>	8.35 $\pm$ 1.0894 <sup>b</sup>	<b>0.006</b> **
<b>Strate – arbustive</b>	Ensemble des sites	1.15 $\pm$ 1.875 <sup>a</sup>	2.55 $\pm$ 1.797 <sup>a</sup>	0.075 $\pm$ 0.4743 <sup>b</sup>	<b>&lt; 0.001</b> ***

Les conclusions concordent avec les résultats observés grâce à l'ACP et sont comparables pour les deux espèces étudiées. Les quadrats des parcelles restaurées en 2006 sur les deux sites et pour les deux espèces étudiées se distinguent par une végétation plus ouverte, une strate sol nu importante et une strate arbustive peu présente.

Comme pour les quadrats d'*Helianthemum nummularium*, cette végétation plus ouverte semble liée au fait que les individus de *Sanguisorba minor* présents sur les parcelles restaurées récemment produisent plus d'inflorescences et de graines par individu.

## 6 DISCUSSION

### 6.1 Densité de présence des individus

- *Densité en individus sur les différentes parcelles*

En premier lieu, il est important de remarquer que les individus des deux espèces cibles sont présents sur les parcelles restaurées. Ceci signifie que les espèces sont parvenues à recoloniser les milieux restaurés, ce qui est très positif. En effet, les espèces étudiées ne formant pas de banque de graines viables sur le long terme (Delescaille et al. 2006), leurs possibilités de s'installer sur les zones restaurées sont peu nombreuses, d'autant plus que la plupart des espèces de pelouses calcicoles ont de faibles capacités de dispersion à longue distance (Hutchings et Booth 1996; Poschlod et Bonn 1998).

En outre, les techniques utilisées lors des campagnes de restauration réalisées dans la vallée du Viroin n'impliquaient pas de transfert dirigé de graines comme, par exemple, un transfert de foin provenant de parcelles de pelouses calcicoles existantes. Cette technique est pourtant très efficace pour accélérer, voire améliorer, le rétablissement d'espèces caractéristiques sur les pelouses restaurées, notamment parce que le foin constitue une source directe de propagules, mais également parce qu'il protège le sol et les graines de la dessiccation (Kiehl et Pfadenhauer 2007).

Dans ce cadre, les espèces étudiées n'ont de chance de se développer sur les parcelles restaurées que via la simple dispersion de graines provenant des parcelles adjacentes. Cette dispersion des diaspores est la clé du rétablissement des espèces sur ces milieux nouvellement créés (Kiehl et Pfadenhauer 2007). Dès lors, la présence de sources de graines dans les environs immédiats du site restauré est d'une importance considérable (Bakker et al. 1996; Kiefer et Poschlod 1996; Partel et al. 1998; Willems et Bik 1998). La recolonisation s'effectue alors de proche en proche (de par l'action des insectes et notamment des fourmis ou encore de par l'action du vent) ou par des apports extérieurs, comme par les moutons.

De nombreuses études montrent le rôle important joué par les troupeaux de moutons dans la réussite d'une restauration de pelouse calcicole. Ils ont un impact non négligeable sur la dispersion des graines et, par là, sur le succès reproducteur des individus et l'expansion des populations (Fischer et al. 1996; Poschlod et al. 1998; Brys et al. 2004a; Delescaille 2005; Adriaens et al. 2009).

Que les espèces étudiées soient bel et bien présentes sur les pelouses nouvellement créées est donc le reflet non seulement d'une gestion adéquate des sites, via le pâturage réalisé chaque année en alternance sur les différentes parcelles des sites de l'étude, mais surtout de la réussite de la restauration en terme de réduction de l'isolement des patches d'habitats. En effet, les parcelles semblent aujourd'hui suffisamment proches les unes des autres que pour permettre la dispersion des propagules des sites historiques vers les sites restaurés.

D'un point de vue plus quantitatif maintenant, les tendances observées concernant la densité de présence des individus des espèces étudiées sur les parcelles sont claires : les parcelles restaurées comptent nettement moins d'individus que les parcelles de référence. Néanmoins, il semble que la densité en individus des parcelles les plus anciennement restaurées tend à se rapprocher de celle des parcelles historiques.

Comme pour de nombreux processus biologiques, il faut du temps pour que les espèces se développent sur les parcelles restaurées. Quoi qu'il en soit, le fait que les espèces étudiées soient plus présentes sur les parcelles restaurées anciennement que sur les parcelles restaurées plus récemment (et ce tout particulièrement sur le site des Abannets), montre que la restauration va dans la bonne direction. Non seulement les individus se réinstallent sur les parcelles recrées de la main de l'homme, mais avec le temps, les individus se multiplient et se dispersent largement sur les surfaces restaurées.

- **Densité locale en individus**

Concernant la densité locale, les résultats sont moins tranchés. Il y a de plus grandes variations de densité locale entre les sites ainsi qu'entre les espèces étudiées. Néanmoins, les grandes tendances sont similaires à la densité en individus sur l'entièreté des parcelles : la densité locale sur les parcelles restaurées récemment est plus faible que celle des parcelles de référence et les parcelles restaurées anciennement sont le plus souvent comparables aux parcelles de référence.

Il est cependant difficile d'utiliser ce paramètre de densité locale pour en déduire une présence plus ou moins importante en individus en fonction des dates de restauration. En effet, ce paramètre ne tient compte que des quadrats où l'espèce est présente. Néanmoins, la densité locale en individus est une variable explicative très intéressante à relier aux observations faites sur les traits relatifs au succès reproducteur des individus.

Selon une étude réalisée par Spigler et Chang (2008) sur *Sabatia angularis*, une densité locale importante en individus de la même espèce a un impact positif sur la production de fruits par individu. Les raisons avancées sont que le rassemblement d'individus facilite leur pollinisation. De mêmes conclusions ont été faites par Bernhardt et al. (2008) pour *Lupinus perennis*. Quoi qu'il en soit, des deux espèces sur lesquelles porte ce travail, seule *Helianthemum nummularium* pourrait être concerné puisque *Sanguisorba minor* n'est pas pollinisé par les insectes.

Néanmoins, toujours selon Spigler et Chang (2008), une densité locale élevée peut agir négativement sur la production de graines par individu et ce, à cause d'une plus grande compétition pour les ressources à un moment davantage critique pour les individus.

Enfin, il est important de mentionner que ce paramètre de densité locale ne fait pas de différence entre une présence dans le quadrat d'un grand nombre de petits individus ou d'un faible nombre de gros individus. Il sera donc judicieux de le mettre en parallèle avec les paramètres de taille des individus abordés plus loin dans cette discussion.



## 6.2 Succès reproducteur des individus des espèces cible

Premièrement, quelques critiques concernant les données relatives au succès reproducteur des espèces doivent être faites. Pour les individus d'*Helianthemum nummularium*, les données concernant la production de graines sont manquantes. Les individus ayant le meilleur succès reproducteur produisent plus de fleurs et plus de boutons, il serait donc logique qu'ils produisent également plus de graines, néanmoins cette hypothèse n'a pas pu être vérifiée dans le cadre de ce travail.

Ensuite, il est important de noter qu'un seul passage a été réalisé pour comptabiliser le nombre de fleurs et de boutons produits par les individus d'*Helianthemum nummularium* (contrairement aux trois passages réalisés pour les individus de *Sanguisorba minor*). Il est donc possible que les différences observées pour le nombre de fleurs et de boutons produits par les individus d'*Helianthemum nummularium* soient plutôt dues à une non-concordance des périodes de floraison des individus sur les différentes parcelles.

En effet, les individus des parcelles restaurées plus récemment, parce que les conditions environnementales ou autres sont différentes, pourraient avoir fleuri plus tôt que les individus des autres parcelles. Cela aurait donc comme conséquence d'avoir surestimé le succès reproducteur des individus des parcelles restaurées récemment ou sous-estimé le succès reproducteur des individus des autres parcelles. Néanmoins, le pic de floraison théorique de cette espèce se situe en juin et les relevés ont été effectués fin de ce même mois (22 et 23 juin) afin d'éviter au maximum ce problème.

Notons également que cette espèce fleurit en continu, c'est pourquoi le nombre de boutons est un meilleur indicateur du succès reproducteur des individus que le nombre de fleurs comptabilisées ponctuellement. Quoiqu'il en soit, les différences observées de nombre de fleurs et de nombre de boutons par individu sur les différentes parcelles conduisent aux mêmes conclusions.

Une dernière remarque concernant la récolte de données est la difficulté rencontrée en pratique pour définir les limites précises d'un individu. Les observations réalisées sur le terrain ont permis de fixer une limite minimale de 5 centimètres entre les pieds pour distinguer deux individus de *Sanguisorba minor* et de délimiter les individus d'*Helianthemum nummularium* par un quadrat de 50x50 cm. Ces limites restent arbitraires et il se peut que les traits relatifs à la taille ou au succès reproducteur des individus aient quelquefois été surestimés ou, à l'inverse, sous-estimés.

Quoiqu'il en soit, les grandes tendances observées dans les traits relatifs au succès reproducteur des individus restent correctes. L'ensemble des résultats obtenus, concernant la variation du succès reproducteur des individus selon les dates de restauration des différentes parcelles, vont dans la même direction, et ce, pour chacune des deux espèces étudiées. Les individus des parcelles restaurées récemment produisent plus de fleurs et plus de boutons pour *Helianthemum nummularium*, ou plus d'inflorescences et plus de graines pour *Sanguisorba minor* que les individus des autres parcelles.

Les traits relatifs au succès reproducteur des individus sont donc bien meilleurs pour les individus des parcelles restaurées récemment. Des résultats similaires ont été obtenus pour une espèce de pelouses calaminaires (*Viola calaminaria*) dans une étude réalisées par Bizoux et al (2008). D'après cette étude, les populations récemment créées ont une meilleure fitness que les individus de populations anciennes.

Les individus des parcelles restaurées récemment et étudiées dans le cadre de ce mémoire ne semblent pas pâtir d'un effet de fondation pouvant avoir un impact négatif sur le succès reproducteur des individus de populations nouvellement créées (Nei et al. 1975; Leimu et Mutikainen 2005).

Ceci peut être expliqué par une croissance rapide de la population suite à la colonisation du milieu ou encore par un taux de migration important des espèces, pouvant diminuer les effets négatifs de l'effet fondation sur le succès reproducteur des individus (Nei et al. 1975; Bizoux et al. 2008).

De plus, la qualité de l'habitat récent, peut être différent de l'habitat d'origine et, de là, affecter le succès reproducteur de l'espèce (Quintana-Ascencio et al. 2007). Dans le cas de pelouses calcicoles, la restauration commence bien souvent par une coupe forestière ou une forte éclaircie du couvert forestier (André et Vandendorpel 2004). Le milieu est alors radicalement modifié. La qualité des parcelles étudiées dans ce travail, pouvant être différente de celle de l'habitat caractéristique de l'espèce, ne semble pas avoir un impact négatif sur les traits relatifs au succès reproducteur des individus des espèces ayant recolonisé ces milieux recréés. Au contraire, il semble que l'ouverture brutale du milieu favorise le développement des individus des espèces étudiées. Celles-ci profitent de l'ouverture du milieu pour se développer rapidement tant que la compétition d'autres espèces est faible.

Les individus des parcelles restaurées plus anciennement, par contre, ont un succès reproducteur comparable à celui des individus des parcelles de référence. Certes, celui-ci est bien inférieur au succès reproducteur des parcelles restaurées récemment, mais cela montre néanmoins qu'à long terme, les populations des parcelles restaurées sont comparables à celles des pelouses témoin. Cela a déjà été discuté plus haut à propos des paramètres de densité de présence des espèces sur les parcelles ainsi que de densité locale.

Malgré tout, il faut garder en tête que sur les parcelles restaurées récemment, la densité en individus est très largement inférieure à celle des parcelles de référence. Bien que les individus y aient un meilleur succès reproducteur, si on extrapole le nombre de graines, de fleurs ou d'inflorescences produites à l'ensemble de la parcelle, les conclusions pourraient être bien différentes.

Quoi qu'il en soit, il est essentiel que les rares individus des parcelles restaurées récemment aient un bon succès reproducteur. Ce paramètre est très important pour leur permettre de développer au maximum leur potentiel de dispersion dans les milieux recréés qu'on leur offre.

Si ces individus présents sur les parcelles restaurées sont bien adaptés à ces milieux, sont capables de s'y développer et d'y survivre sur le long terme, ils peuvent alors augmenter la persistance de l'espèce sur les sites et contribuer au sauvetage des populations historiques ayant subi une fragmentation drastique (Blais et Lechowicz 1989; Stearns 1989; Sultan et Spencer 2002). On l'a dit, la survie de ces espèces caractéristiques des pelouses calcicoles dépend de leur capacité à établir des populations viables dans un habitat nouvellement créé.

Mentionnons également qu'une information supplémentaire concernant le succès reproducteur des individus de *Sanguisorba minor* pourra être apportée par des tests de germination réalisés sur les graines récoltées dans le cadre de ce travail.

Pour terminer, notons que de choisir les pelouses témoins sélectionnées dans le cadre de ce mémoire comme habitats de référence, servant d'écosystèmes historiques à atteindre lors d'une restauration, peut être critiqué. En effet, les pelouses de la zone de l'étude ont subi une fragmentation drastique. Les pelouses choisies comme référence sont donc des reliquats de pelouses qui sont resté petits et isolés pendant des générations, avec les conséquences que cela implique sur le succès reproducteur des espèces. L'idéal à atteindre devrait donc, dans ce cas, être une pelouse calcicole dont les populations d'espèces se portent mieux.

### 6.3 Paramètres pouvant expliquer les différences de succès reproducteur

#### 6.3.1 La taille des individus

Aucune tendance dans les différences observées pour les traits relatifs à la taille des individus sur les différentes parcelles n'est similaire aux tendances observées pour les traits relatifs au succès reproducteur des individus.

Pour *Sanguisorba minor*, on aurait pourtant pu s'attendre à ce que les parcelles avec les individus ayant un meilleur succès reproducteur soient également les parcelles se distinguant des autres par des individus produisant plus de pieds ou par des individus possédant de plus grosses rosettes. Ce n'est apparemment pas aussi évident dans la réalité.

En effet, les résultats de cette étude montrent qu'un individu avec un plus grand nombre de pieds ne produira pas nécessairement un plus grand nombre d'inflorescences ou de graines. Le nombre de graines produites par individu, par contre, est bien plus dépendant du nombre d'inflorescences produites. Il semble évident qu'un individu possédant plus d'inflorescences produira plus de graines. Ceci a notamment été montré dans ce travail puisque le nombre de graines produites par inflorescence ne varie pas parallèlement au nombre de graines produite par individu en fonction des dates de restauration. C'est donc bien le plus grand nombre d'inflorescences produites par individus et non le plus grand nombre de graines produites par inflorescence qui a une influence sur la production totale de graines par individu.

Notons tout de même que les individus des parcelles de référence ont un diamètre moyen des inflorescences significativement plus important que les individus des autres parcelles, et ce pour les deux sites. Ceci peut notamment expliquer le fait que les individus de *Sanguisorba minor* de la parcelle de référence sur le site de la Montagne-aux-buis produisent plus de graines par inflorescence. Quoi qu'il en soit, ces individus produisent moins d'inflorescences et donc moins de graines au total.

En ce qui concerne les individus d'*Helianthemum nummularium*, le seul paramètre de taille étudié est la longueur moyenne d'un ramet. Il aurait été sans doute plus intéressant de mesurer un paramètre de taille des individus plus global comme par exemple le diamètre moyen des individus ou encore le nombre de ramets formant l'individu. Néanmoins, cela n'a pas été réalisable sur le terrain puisqu'il n'a pas été possible de discerner les individus proches les uns des autres. En effet, cette espèce se développe davantage sous forme d'un tapis continu d'individus plutôt que sous forme d'individus bien distincts.

Ajouté à ces mesures de taille des individus, il aurait été intéressant de pouvoir évaluer l'âge des individus. En effet, de nombreuses études tiennent compte de la structure d'âge des populations plutôt que de la taille des individus lorsqu'elles se penchent sur les traits relatifs au succès reproducteur des individus. Citons par exemple l'étude réalisée par Brys et al. (2003) caractérisant le succès reproducteur et la structure démographique de *Primula veris* ainsi que l'étude réalisée par Gatsuk et al. (1980) caractérisant les stades de développement de plus de 100 espèces de plantes.

Cette information supplémentaire aurait pu, par exemple, permettre d'estimer le recrutement en jeunes pousses et de caractériser la dynamique des populations étudiées de manière à savoir si la majorité des individus sont soit de jeunes recrues, caractérisant une population en pleine expansion, soit matures et caractéristiques d'une population en équilibre, soit séniles et caractérisant une population en déclin.

Néanmoins, pour certaines espèces, il est difficile de trouver des critères objectifs pour relier des traits morphologiques observés à l'âge des individus. Cela a d'ailleurs été le cas pour les espèces étudiées dans le cadre de ce travail.

### 6.3.2 La densité locale en individus de la même espèce

Comme expliqué plus haut, une étude menée par Spigler et Chang (2008) montre qu'une densité locale élevée en individus de la même espèce peut agir positivement sur la production de fruits par individu (attraction des pollinisateurs) mais négativement sur leur production de graines (compétition intra spécifique pour les ressources). D'autres auteurs ont également mis en avant l'effet négatif d'une faible densité en individus sur le succès reproducteur (Sih et Baltus 1987; Fischer et Matthies 1998a).

De plus, des populations avec un faible nombre d'individus comportent un risque plus élevé de consanguinité, avec les conséquences pour le succès reproducteur des individus qui ont déjà été abordées plus haut (voir paragraphe 2.3.2.1).

Dans la présente étude, les parcelles de référence et restaurées en 1990 se distinguent des parcelles restaurées en 2006 par une densité locale en individus des deux espèces plus élevée. Les parcelles restaurées en 2006, portant localement peu d'individus, sont également les parcelles où ceux-ci développent plus de fleurs et de boutons ou d'inflorescences et de graines (selon l'espèce). Les résultats observés iraient donc plutôt dans le sens d'une densité locale augmentant la compétition entre les individus et agissant négativement sur leur succès reproducteur.

Gardons néanmoins en mémoire que la densité locale en individus comme calculée pour cette étude ne différencie pas les individus entre eux. Une forte densité locale peut donc traduire un nombre important de petits individus ou un faible nombre de gros individus par unité de surface. Les données récoltées sur les paramètres de taille des individus ne permettent pas de pouvoir valider l'une ou l'autre situation. Il faut donc rester critique quant aux conclusions liant la densité locale en individus et leur succès reproducteur.

#### 6.4 Les paramètres environnementaux

Une très faible variabilité de profondeur de sol a été observée dans les quadrats des différentes parcelles. Il semble que seule la parcelle restaurée récemment sur le site des Abannets compte quelques quadrats plus profonds. Néanmoins, les moyennes restent très peu différentes : entre 4.325 cm pour la moyenne la plus faible (pour la parcelle restaurée en 1990 des Abannets) et 6.588 cm pour la moyenne la plus élevée (pour la parcelle restaurée en 2006 des Abannets). Il est donc peu probable que les différences observées dans les traits relatifs au succès reproducteur des individus soient expliquées par la profondeur de sol des quadrats.

La structure de végétation, par contre, semble bien mieux expliquer les différences observées dans les traits relatifs au succès reproducteur des individus. Les pelouses les plus ouvertes (strates sol nu et litière importantes et strate arbustive peu présente) semblent en effet plus propices au développement de fleurs et de boutons ou d'inflorescences et de graines (selon l'espèce) par individu.

Des résultats similaires ont été rapportés dans une étude menée par Adriaens et al. (2009) pour une espèce de prairie : *Colchicum autumnale*. Les individus de cette espèce produisent plus de fruits lorsque la végétation a été gérée par des techniques de restauration agissant sur la strate arbustive afin d'ouvrir le milieu.

Beaucoup d'études ont également pointé l'importance de la qualité de l'habitat et de l'environnement direct des individus sur leur succès reproducteur (Whale 1984; Vergeer et al. 2003; Adriaens et al. 2009).

En ce qui concerne la structure de végétation, ce sont autant les techniques de restauration en tant que telles que les techniques de gestion récurrente qui ont un rôle primordial à jouer. La restauration de pelouses calcicoles à partir d'un milieu boisé crée une ouverture soudaine du milieu et est alors suivie d'une gestion récurrente via des fauches ou du pâturage qui permet alors, à long terme, de conserver ces milieux ouverts.

Les parcelles restaurées en 1990 sont comparables aux parcelles de référence d'un point de vue de la structure de végétation. Ce sont des pelouses plus enfrichées que les parcelles qui ont été restaurées plus récemment. Cela peut expliquer le plus faible succès reproducteur de leurs individus. Néanmoins, c'est également sur ces parcelles enfrichées que l'on trouve le plus grand nombre d'individus. Bien que les paramètres de succès reproducteur des individus y soient plus faibles, il faut donc toujours garder en tête que la densité en individus y est quatre à cinq fois plus importante que sur les parcelles restaurées plus récemment.

## 7 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'objectif global de ce travail était d'évaluer le succès des campagnes de restauration de pelouses calcicoles réalisées dans la vallée du Viroin depuis 20 ans, via une approche « population » pour deux espèces caractéristiques des pelouses calcicoles que sont *Helianthemum nummularium* (L.) Mill. et *Sanguisorba minor* Scop.

Deux indicateurs ont pour cela été étudiés, à savoir la densité de présence à l'échelle globale et locale de ces espèces sur les pelouses étudiées, et le succès reproducteur des individus de ces mêmes populations, évoluant sur des parcelles témoin ou restaurées anciennement ou plus récemment.

Cette étude montre que, d'un point de vue populationnel, les restaurations de pelouses calcicoles des parcelles étudiées donnent de bons résultats.

Premièrement, les espèces étudiées ont recolonisé les sites restaurés, aussi bien les parcelles restaurées anciennement que celles restaurées plus récemment.

Ensuite, bien que les pelouses restaurées récemment aient une densité en individus plus faible, les bons résultats obtenus pour les pelouses restaurées anciennement montrent qu'après une vingtaine d'années, les sites restaurés sont comparables aux pelouses témoin en ce qui concerne la densité en individus de *Sanguisorba minor* et *Helianthemum nummularium*.

En ce qui concerne le succès reproducteur des individus, les tendances s'inversent. Les individus d'*Helianthemum nummularium* des pelouses restaurées en 2006 produisent plus de fleurs et plus de boutons que les individus des parcelles de référence et restaurées plus anciennement. De même, les individus de *Sanguisorba minor* des parcelles restaurées récemment produisent plus d'inflorescences et plus de graines que ceux des autres parcelles.

Ni la taille des individus, ni la profondeur de sol des quadrats ne semble expliquer ces différences de succès reproducteur observées sur les différentes parcelles. Le paramètre environnemental qui apparaît le plus déterminant est la structure de végétation. Les parcelles restaurées récemment se distinguent des autres par des strates sol nu et litière importantes et une strate arbustive bien moins abondante que sur les parcelles de pelouses témoin et restaurées anciennement. Une pelouse ouverte est donc un milieu propice pour assurer un meilleur succès reproducteur aux individus des espèces étudiées.

Les campagnes de restauration menées dans la vallée du Viroin semblent suivre une évolution positive. Les pelouses restaurées depuis 20 ans tendent à être comparables aux pelouses de référence, tant d'un point de vue de la densité en individus qu'en ce qui concerne leur succès reproducteur. De plus, les restaurations plus récentes semblent également s'engager dans la bonne direction. Les espèces étudiées ont recolonisé les zones recréées de la main de l'homme et le succès reproducteur de leurs individus est de loin le meilleur. Il semble donc qu'en laissant le temps à la nature de faire son œuvre, les restaurations récentes de pelouses calcicoles seront comparables aux pelouses de référence.

Quoi qu'il en soit, cette étude concerne deux espèces cibles sur deux sites de pelouses calcicoles de la vallée du Viroin. Or, l'importance des pelouses calcicoles vient, en grande partie, de l'incroyable richesse en espèces de ces habitats, ainsi que des espèces rares qui y sont inféodées.

De plus, il semble que les espèces étudiées dans le cadre de ce mémoire soient des espèces qui colonisent très rapidement les zones ouvertes et profitent de la faible compétition d'autres espèces de plantes dans les premiers stades de la restauration. Ces espèces profitent de l'ouverture du milieu pour s'étendre et développer des individus produisant beaucoup de fleurs et de graines. Ces individus sont donc déjà bien présents sur les sites lorsque la structure de végétation évolue pour faire place à une pelouse plus comparable à celles de référence. On peut donc se demander si des espèces moins rapides à s'installer après l'ouverture du milieu seront capables de former des populations stables par la suite.

Il serait donc intéressant dans un premier temps de comparer les résultats obtenus pour les deux espèces de cette étude et les résultats obtenus pour *Hypocrepis comosa* et *Potentilla neumanniana* dans le cadre d'un autre TFE réalisé cette année, et dans un second temps d'élargir cette étude à d'autres espèces de pelouses calcicoles.

Il serait également intéressant d'élargir cette étude à d'autres sites afin de vérifier si les conclusions peuvent être généralisées.

A l'avenir, l'étude des populations suivies dans le cadre de ce travail mérite d'être poursuivie, de manière à suivre l'évolution de la densité en individus ainsi que leur succès reproducteur sur le long terme. Cela permettrait de mieux comprendre la dynamique de ces populations nouvellement créées aussi bien que de celles de référence.



## 8 BIBLIOGRAPHIE

- Adriaens, D., Honnay, O. et Hermy, M. (2006). "No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium." Biological Conservation **133**: 212-224.
- Adriaens, D., Jacquemyn, H., Honnay, O. et Hermy, M. (2009). "Conservation of remnant populations of *Colchicum autumnale* - the relative importance of local habitat quality and habitat fragmentation." Acta Oecologica **35**: 69-82.
- Agren, J. (1996). "Population size, pollinator limitation, and seed set in the self-incompatible herb *Lythrum salicaria*." Ecology **77**: 1779-1790.
- Aizen, M. A. et Feinsinger, P. (1994). "Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina." Ecology **75**: 330-351.
- Akinola, M. O., Thompson, K. et Buckland, S. M. (1998). "Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulations." Journal of Applied Ecology **35**: 544-552.
- André, B. et Vandendorpel, A. (2004). "Le projet LIFE Nature de restauration et de gestion des milieux calcaires en Lesse et Lhomme - Projet LIFE2000NATURE/B/7168 - Une tradition pastorale séculaire en dernier recours..." Parcs et Réserves **59**: 22-37.
- Andren, H. (1994). "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review." Oikos **71**: 355-366.
- Bakker, J. P. et Berendse, F. (1999). "Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities." Trends in Ecology & Evolution **14**: 63-68.
- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. et Thompson, K. (1996). "Seed bank and seed dispersal: important topics in restoration ecology." Acta botanica Neerlandica **45**: 461-490.
- Begon, M., Harper, J. L. et Townsend, C. R. (1990). "Ecology: individuals, populations and communities (2<sup>nd</sup> Edition)". Oxford (UK), Blackwell Science.
- Bennett, A. F. (1997). "Habitat linkages: a key element in an integrated landscape approach to conservation." Parks **7**: 43-49.
- Bernhardt, C. E., Mitchell, R. J. et Michael, H. J. (2008). "Effects of population size and density on pollinator visitation, pollinator behaviour, and pollen tube abundance in *Lupinus perennis*." International Journal of Plant Sciences **169**: 944-953.
- Bissels, S., Holzel, N. et Otte, A. (2004). "Population structure of the threatened perennial *Serratula tinctoria* in relation to vegetation and management." Applied Vegetation Science **7**: 267-274.
- Bisteau, E. et Mahy, G. (2004). "Les banques de graines et leur contribution à la restauration des habitats : cas d'étude appliqué aux pelouses calcaires de Lesse et Lhomme." Parcs et Réserves **59**: 57-66.
- Bizoux, J. P., Daïnou, K., Raspé, O., Lutts, S. et Mahy, G. (2008). "Fitness and genetic variation of *Viola calaminaria*, an endemic metallophyte: implications of population structure and history." Plant Biology **10**: 684 - 693.
- Blais, P. A. et Lechowicz, M. J. (1989). "Variation among populations of *Xanthium strumarium* (Compositae) from natural and ruderal habitats." American Journal of Botany **76**: 901-908.
- Blamey, M. et Grey-Wilson, C. (2003). "La flore d'Europe Occidentale". Flammarion.
- Bobbink, R., During, H. J., Schreurs, J., Willems, J. et Zielman, R. (1987). "Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland." Folia geobotanica et phytotaxonomica **22**: 363-376.

- Bobbink, R. et Willems, J. (1987). "Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem." Biological Conservation **40**: 301-314.
- Bond, W. J. (1995). "Assessing the risk of local extinction due to pollinator and disperser failure". *In* Extinction rates. J. H. Lawton and R. M. May. Oxford (UK), Oxford University Press: 131-146.
- Booy, G., Hendriks, R. J. J., Smulders, M. J. M., Van Groenendael, J. M. et Vosman, B. (2000). "Genetic Diversity and the Survival of Populations." Plant Biology **2**: 379-395.
- Brown, J. H. et Kodric-Brown, A. (1977). "Turnover rates in insular biogeography: effect on immigration and extinction." Ecology **58**: 445-449.
- Brussard, P. F. (1991). "The role of ecology in biological conservation." Journal of Applied Ecology **1**: 6-12.
- Brys, R., Jacquemyn, H., Endels, P., De Blust, G. et Hermy, M. (2004a). "The effects of grassland management on plant performance and demography in the perennial herb *Primula veris*." Journal of Applied Ecology **41**: 1080-1091.
- Brys, R., Jacquemyn, H., Endels, P., Hermy, M. et De Blust, G. (2003). "The relationship between reproductive success and demographic structure in remnant populations of *Primula veris*." Acta Oecologica **24**: 247-253.
- Butaye, J., Adriaens, D. et Honnay, O. (2005a). "Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species." Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement **9**: 111-118.
- Butaye, J., Honnay, O., Adriaens, D., Delescaille, L. M. et Hermy, M. (2005b). "Phytosociology and phytogeography of the calcareous grasslands on devonian limestone in southwest Belgium." Belgian Journal of Botany **138**: 24-38.
- Byers, D. L. (1995). "Pollen quantity and quality as explanations for low seed set in small populations exemplified by *Eupatorium* (Asteraceae)." American Journal of Botany **82**: 1000-1006.
- Calvo, R. N. (1990). "Four-year growth and reproduction of *Cyclopogon cranichoides* (Orchidaceae) in South Florida." American Journal of Botany **77**: 736-741.
- Charlesworth, D. et Charlesworth, B. (1987). "Inbreeding depression and its evolutionary consequences." Annual Review of Ecology and Systematics **18**: 237-268.
- Colmant, L. et Henry, A. (1996). "Approche des coûts d'entretien des pelouses sèches sur calcaire par pâturage et fauchage à la débroussailluse." Parcs et Réserves **51**: 6-12.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T. et Grenfell, B. (1999). "Inverse density dependence and the Allee effect." Tree **14**: 405-410.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileiko, A., Baur, A. et Erhardt, A. (2005). "Alterations of steppe-like grasslands in eastern Europe; a threat to regional biodiversity hotspots." Conservation Biology **19**: 1606-1618.
- Cristofoli, S. et Mahy, G. (2009). "Restauration écologique: contexte, contraintes et indicateurs de suivi." Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement **14**: 203-211.
- Crnokrak, P. et Roff, D. A. (1999). "Inbreeding depression in the wild." Heredity **83**: 260-270.
- Davies, A. et Waite, S. (1998). "The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub." Plant Ecology **136**: 27-39.
- De Jong, T. J., Waser, N. M. et Klinkhamer, P. G. L. (1993). "Geitonogamy: the neglected side of selfing." Trends in Ecology & Evolution **8**: 321-325.

- Decocq, O., Delescaille, L. M. et Dewitte, T. (2004a). "Les pelouses calcicoles : une origine agropastorale". *In Les pelouses calcicoles en région wallonne*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Entente nationale pour la protection de la nature: 9-13.
- Decocq, O., Delescaille, L. M. et Hofmans, K. (1996). "Les pelouses calcicoles : introduction". *In Les pelouses calcicoles en région wallonne*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Entente nationale pour la protection de la nature: 8-11.
- Decocq, O., Delescaille, L. M. et Hofmans, K. (2004b). "Les pelouses calcicoles : introduction". *In Les pelouses calcicoles en région wallonne*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Entente nationale pour la protection de la nature. : 5-8.
- Delescaille, L. M., communication personnelle.
- Delescaille, L. M. (2000). "La gestion conservatoire de la pelouse calcicole du Chamousia à Vierves-sur-Viroin (prov. Namur, Belgique). Comparaison de la fauche hivernale et du pâturage ovin en saison de végétation sur la structure et la composition du tapis végétal." *Parcs et Réserves* **55**: 2-9.
- Delescaille, L. M. (2002). "Nature protection and pastoralism in Wallonia". *In Pasture landscapes and nature conservation*. B. Redecker, P. Finck, W. Hardtle, U. Riecken and E. Schroder. Berlin (Germany), Springer: 39-52.
- Delescaille, L. M. (2004). "Les pelouses calcicoles: la flore et la végétation". *In Les pelouses calcicoles en région wallonne*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Entente pour la protection de la nature: 23-28.
- Delescaille, L. M. (2005). "La gestion des pelouses sèches en Région wallonne." *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* **9**: 119-124.
- Delescaille, L. M., Duvigneaud, J. et Woué, L. (1990). "La gestion intégrée des pelouses sèches de la région du Viroin". *In Actes du colloque "Gérer la nature?". Travaux n°15. Tome 2*. Anseremme (Belgique), DGRNE: 503-520.
- Delescaille, L. M., Hofmans, K. et Woué, L. (1991). "Les réserves naturelles du Viroin: trente années d'action d'Ardenne et Gaume dans la vallée du Viroin." *Parcs Nationaux* **46**: 4-68.
- Delescaille, L. M., Taupinart, E. et Jacquemart, A. L. (2006). "L'apport de la banque de graines du sol dans la restauration des pelouses calcicoles : un exemple dans la vallée du Viroin (prov. de Namur, Belgique)." *Parcs et Réserves* **61**: 4-12.
- Dutoit, T. et Alard, D. (1996). "Restauration d'un système de parcours sur les pelouses calcicoles de la vallée de la Seine (Haute-Normandie, France)". *In Actes du colloque international: "La gestion des pelouses calcicoles"*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Cercles des Naturalistes de Belgique: 47-54.
- Dutoit, T., Buisson, E., Roche, P. et Alard, D. (2004). "Land use history and botanical changes in the calcareous hillsides of Upper-Normandy (north-western France): new implications for their conservation management." *Biological Conservation* **115**: 1-19.
- Duvigneaud, J. et Saintenoy-Simon, J. (1998). "Les différents types de pelouses calcicoles en Belges et leur gestion". *In Actes du colloque international: "La gestion des pelouses calcicoles"*. Vierves-sur-Viroin (Belgique), Cercles des Naturalistes de Belgique: 11-18.
- Ellstrand, N. C. (1992). "Gene flow by pollen: implications for plant conservation genetics." *Oikos* **63**: 77-86.
- Ellstrand, N. C. et Elam, D. R. (1993). "Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation." *Annual Review of Ecology and Systematics* **24**: 217-242.
- Engen, S., Bakke, O. et Islam, A. (1998). "Demographic and environmental stochasticity - concepts and definitions." *Biometrics* **54**: 840-846.

- Fahrig, L. et Merriam, G. (1985). "Habitat patch connectivity and population survival." Ecology **66**: 1762-1768.
- Fischer, M. et Matthies, D. (1998a). "Effects of population size on performance in the rare plant *Gentianella germanica*." Journal of Ecology **86**: 195-204.
- Fischer, S. F., Poschlod, P. et Beinlich, B. (1996). "Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands." Journal of Applied Ecology **33**: 1206-1222.
- Fitter, A. H. et Peat, H. J. (1994). "The Ecological Flora Database (disponible à partir du site <http://www.ecoflora.co.uk>)." Journal of Ecology **82**: 415-425.
- Frankel, O. H. (1983). "The place of management in conservation". *In Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations*. C. S. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde and L. Thomas. London (UK), Benjamin-Cummings: 1-14.
- Frankel, O. H., Brown, A. H. D. et Burdon, J. J. (1995). "The conservation of plant biodiversity". Cambridge (UK), Cambridge University Press.
- Frankham, R. (1996). "Relationship of genetic variation to population size in wildlife." Conservation Biology **10**: 1500-1508.
- Frankham, R., Lees, K., Montgomery, M. E., England, P. R., Lowe, E. H. et Briscoe, D. A. (1999). "Do population size bottlenecks reduce evolutionary potential?" Animal Conservation **2**: 255-260.
- Franklin, J. F. (1993). "Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscape?" Journal of Applied Ecology **3**: 202-205.
- Freckleton, R. P. et Watkinson, A. R. (2002). "Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations." Journal of Ecology **90**: 419-434.
- Gatsuk, L. E., Smirnova, O. V., Vorontzova, L. I., Zaugolnova, L. B. et Zhukova, L. A. (1980). "Age states of plants of various growth form: a review." Journal of Ecology **68**: 675-696.
- Gough, M. W. et Marrs, R. H. (1990). "A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land." Biological Conservation **51**: 83-96.
- Graux, G. (2004). "Le projet LIFE "restauration et gestion durable des pelouses sèches en Haute Meuse"." Parcs et Réserves **59**: 38-48.
- Graux, G., Etienne, F., Tombeur, S. et Vanherck, R. (2004). "LIFE pelouses sèches de Haute Meuse et du Viroin. Actualités du LIFE, le front des chantiers." L'Echo des coteaux **4**: 10.
- Graux, G., Tombeur, S. et Vanherck, R. (2003c). "LIFE pelouses sèches de Haute Meuse et du Viroin. Le LIFE sous la loupe. Vous avez dit Pâturage ?" L'Echo des coteaux **2**: 4.
- Hamrick, J. L. et Godt, M. J. W. (1990). "Allozyme diversity in plant species". *In Plant population genetics, breeding, and genetic resources*. A. H. D. Brown, M. T. Clegg, A. L. Kahler and B. S. Weir. Sunderland (USA), Sinauer Associates: 43-63.
- Hanski, I. (1998). "Metapopulation dynamics." Nature **396**: 41-49.
- Hanski, I. (1999). "Metapopulation ecology". Oxford (UK), Oxford University Press.
- Hanski, I. et Gilpin, M. (1991). "Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain." Biological Journal of the Linnean Society **42**: 3-16.
- Hauser, T. P. et Loeschke, V. (1996). "Drought stress and inbreeding depression in *Lychnis flos-cuculi* (Caryophyllaceae)." Evolution **50**: 1119-1126.
- Honnay, O., Baguette, M. et Roldan-Ruiz, I. (2007). "Scientific support plan for a sustainable development policy (SPSD II). Part 2 : Global change, ecosystems and biodiversity.

- Conservation and restoration of fragmented biodiversity hot spots : calcareous grasslands of south-Belgium (Biocore)". Bruxelles (Belgique), Belgian science policy.
- Hooftman, D. A. P., Van Kleunen, M. et Diemer, M. (2003). "Effects of habitat fragmentation on the fitness of two common wetland species, *Carex davalliana* and *Succisa pratensis*." Oecologia **134**: 350-359.
- Hutchings, M. J. et Booth, K. D. (1996). "Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain." Journal of Applied Ecology **33**: 1171-1181.
- IUCN. (2010). "IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.2.", [http :// www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Consulté le 12/07/2010.
- Jacquemyn, H., Brys, R. et hermy, M. (2003). "Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grasslands vegetation to increased nitrogen." Biological Conservation **111**: 137-147.
- Jongman, R. H. G. et Pungetti, G. (2004). "Ecological networks and greenways: concept, design, implementation". Cambridge (UK), Cambridge University Press.
- Jordan, W. R. I., Gilpin, M. E. et Aber, J. D. (1987). "Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research". Cambridge (UK), Cambridge University Press.
- Kalamees, R. et Zobel, M. (1998). "Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, Western Estonia." Acta Oecologia **19**: 175-180.
- Kareiva, P. et Marvier, M. (2008). "Repenser l'écologie." Pour la science **364**: 39-45.
- Keller, L. E. et Waller, D. M. (2002). "Inbreeding effects in wild populations." Trends in Ecology & Evolution **17**: 230-241.
- Kéry, M., Matthies, D. et Spillman, H. H. (2000). "Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*." Journal of Ecology **88**: 17-30.
- Keymer, K. et Leach, S. J. (1990). "Calcareous grasslands - a limited resource in Britain". *In* Calcareous grasslands: ecology and management. S. H. Hillier and D. H. W. Walton. Huntington (UK), Bluntisham Books: 11-20.
- Kiefer, S. et Poschlod, P. (1996). "Restoration of fallow or afforested calcareous grassland by clear-cutting". *In* Species survival in fragmented landscapes. J. Settele, C. R. Margules, P. Poschlod and K. Henle. The Netherlands, Kluwer academics publishers.
- Kiehl, K. et Pfadenhauer, J. (2007). "Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields." Plant Ecology **189**: 31-48.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Poyry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. et Steffan-Dewenter, I. (2010). "Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels." Ecology Letters **13**: 597-605.
- Lacy, R. C. (1987). "Loss of genetic diversity from managed populations: interacting effects of drift, mutation, immigration, selection, and population subdivision." Conservation Biology **1**: 143-158.
- Lambeck, R. J. (1997). "Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation." Conservation Biology **11**: 849-856.
- Lande, R. (1988). "Genetics and demography in biological conservation." Science **241**: 1455-1460.
- Lande, R. (1994). "Risk of population extinction from fixation of new deleterious mutations." Evolution **48**: 1460-1469.
- Leduc, L. et Mahy, G. (2004). "Evolution d'un paysage écologique de Calestienne de la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle à nos jours." Parcs et Réserves **59**: 49-56.

- Leimu, R. et Mutikainen, P. (2005). "Population history, mating system, and fitness variation in a perennial herb with a fragmented distribution." Conservation Biology **19**: 349-356.
- Leimu, R., Mutikainen, P., Koricheva, J. et Fischer, M. (2006). "How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation?" Journal of Ecology **94**: 942-952.
- Lejeune, P., communication personnelle.
- Levin, D. A. (1984). "Inbreeding depression and proximity-dependent crossing success in *Phlox drummondii*." Evolution **38**: 116-127.
- Lienert, J. (2004). "Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations - a review." Journal for Nature Conservation **12**: 53-72.
- Lindborg, R. et Eriksson, O. (2004). "Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands." Restoration Ecology **12**: 318-326.
- Mahy, G. (2003). "Restauration des populations végétales: le point de vue des diaspores." Les Naturalistes belges **84**: 85-96.
- Mahy, G. (2008). "Cours d'écologie générale (EC201). Partie II : Ecologie des populations". Gembloux (Belgique), Université de Liège, Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech.
- Mahy, G. (2008). "Cours d'écologie générale (EC201). Partie IV : Ecologie des écosystèmes". Gembloux (Belgique), Université de Liège, Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech.
- Marrs, R. H. (1993). "Soil fertility and nature conservation in Europe: theoretical considerations and practical management solutions." Advances in Ecological Research **24**: 241-300.
- Massart, J. (1912). "Pour la protection de la nature en Belgique". Bruxelles (Belgique). Editions Lamertin 2.
- Maubert, P. et Dutoit, T. (1995). "Connaître et gérer les pelouses calcicoles", Blois: Ministère de l'Environnement. L'Atelier technique des Espaces naturels. Comité Départemental de Protection de la Nature et de l'Environnement.: 65.
- Mayr, E. (1942). "Systematics and the origin species". New York (USA), Columbia University Press.
- Menges, E. S. (1990). "Population viability analysis for an endangered plant." Conservation Biology **4**: 52-62.
- Nei, M., Maruyama, T. et Chakraborty, R. (1975). "The bottleneck effect and genetic variability in populations." Evolution **29**: 1-10.
- Noirfalise, A. (1984). "Parcours pastoraux et prairies en Wallonie". *In Le grand livre d'Ardenne et Gaume. La nature et l'homme*. Gembloux (Belgique), Duculot: 23-30.
- Opdam, P. (1991). "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies." Landscape Ecology **5**: 93-106.
- Ouborg, N. J. et Van Treuren, R. (1994). "The significance of genetic erosion in the process of extinction IV. Inbreeding load and heterosis in relation to population size in the mint *Salvia pratensis*." Evolution **48**: 996-1008.
- Partel, M., Kalamees, R., Zobel, M. et Rosen, E. (1998). "Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability." Ecological Engineering **10**: 275-286.
- Paschke, M., Abs, C. et Schmid, B. (2002). "Effects of population size and pollen diversity on reproductive success and offspring size in the narrow endemic *Cochlearia bavarica* (Brassicaceae)." American Journal of Botany **89**: 1250-1259.
- Perrings, C. et Gadgil, M. (2002). "Pour une protection efficace et équitable de la biodiversité." Les séminaires de l'Iddri et du Medd - Conférence dans le cadre du séminaire Economie de l'environnement et du développement durable. Paris (France).

- Pfadenhauer, J., Poschlod, P. et Buchwald, R. (1996). "Überlegungen zu einem konzept geobotanischer dauerbeobachtungsflächen für bayern, Teil 1: Methodik der anlage und aufnahme." Ber. Akad. Natursch. u. Landschaftspfl. **10**: 41-60.
- Piqueray, J. (2005). "Evaluation des restaurations de pelouses calcicoles en Belgique en termes de structure écologique, de coûts et de diversité botanique". Gembloux (Belgique), Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux: 79.
- Piqueray, J., Bisteau, E., Bottin, G. et Mahy, G. (2007). "Plant communities and species richness of the calcareous grasslands in southeast Belgium." Belgian Journal of Botany **140**: 157-173.
- Piqueray, J., Bottin, G., Delescaille, L. M., Bisteau, E. et Mahy, G. (2005). "Evaluation des restaurations de pelouses calcicoles en région wallonne: coûts, structure écologique et diversité botanique." Parcs et Réserves **60**: 22-35.
- Poschlod, P. et Bonn, S. (1998). "Changing dispersal processes in the Central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats?" Acta botanica Neerlandica **47**: 27-44.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tranke, U., Fischer, S. F. et Bonn, S. (1998). "Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time." Applied Vegetation Science **1**: 75-90.
- Poschlod, P. et WallisDeVries, M. F. (2002). "The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands: lessons from the distant and recent past." Biological Conservation **104**: 361-376.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C. et Gibbons, D. W. (1993). "Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies." Nature **365**: 335-337.
- Pulliam, H. R. (1988). "Sources, sinks, and population regulation." The American Naturalist **132**: 652-661.
- Quintana-Ascencio, P. F., Weekley, C. W. et Menges, E. S. (2007). "Comparative demography of a rare species in Florida scrub and road habitats." Biological Conservation **137**: 263-270.
- Rathcke, B. J. et Jules, E. S. (1993). "Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions." Current Science **65**: 273-277.
- Reed, D. H. et Frankham, R. (2003). "Correlation between fitness and genetic diversity." Conservation Biology **17**: 230-237.
- Ridley, M. (1997). "Evolution génétique". Paris (France), DeBoeck Université.
- Romao, C. (1996). "Interpretation manual of European Union habitats. Version EUR 15.". Brussels (Belgium), European Commission DG XI (Environment, Nuclear Security & Civil protection).
- Ruiz-Jaen, M. C. et Aide, T. M. (2005a). "Restoration success: how is it being measured?" Restoration Ecology **13**: 569-577.
- Saintenoy-Simon, J. (1999). "Liste rouge. Fiches relatives aux espèces rares, disparues ou menacées de disparition en Wallonie". Non publié.
- Saunders, D. A., Hobbs, J. A. et Margules, C. R. (1991). "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review." Conservation Biology **5**: 18-32.
- Schmid, B., Polasek, W., Weiner, J., Krause, A. et Stoll, P. (1994). "Modeling of discontinuous relationships in biology with censored regression." The American Naturalist **143**: 494-507.
- Schmid, B. et Weiner, J. (1993). "Plastic relationships between reproductive and vegetative mass in *Solidago altissima*." Evolution **47**: 61-74.

- Shaffer, M. L. (1987). "Minimum viable populations: coping with uncertainty". *In Viable populations for conservation*. M. E. Soulé. Cambridge (UK), Cambridge University Press: 69-86.
- Sih, A. et Baltus, M. S. (1987). "Patch size, pollinator behaviour, and pollinator limitation in catnip." *Ecology* **68**: 1679-1690.
- Sih, A., Jonsson, B. G. et Luikart, G. (2000). "Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences." *Trends in Ecology & Evolution* **15**: 132-134.
- Simberloff, D. (1988). "The contribution of population and community biology to conservation science." *Annual Review of Ecology and Systematics* **19**: 473-511.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004). "The SER international primer on ecological restoration": [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson : Society for Ecological Restoration International.
- Spigler, R. B. et Chang, S. M. (2008). "Effects of plant abundance on reproductive success in the biennial *Sabatia angularis* (Gentianaceae): spatial scale matters." *Journal of Ecology* **96**: 323-333.
- Spineux, Y. et Woué, L. (2005). "Historique de la gestion de la Montagne-aux-Buis par les Cercles des Naturalistes de Belgique." *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **9**: 151-152.
- Stearns, S. C. (1989). "The evolutionary significance of phenotypic plasticity." *BioScience* **39**: 436-445.
- Sultan, S. E. et Spencer, H. G. (2002). "Metapopulation structure favors plasticity over local adaptation." *The American Naturalist* **160**: 271-283.
- Thomas, C. D. et Kunin, W. E. (1999). "The spatial structure of populations." *Journal of Animal Ecology* **68**: 647-657.
- Tilman, D. (2000). "Causes, consequences, and ethics of biodiversity." *Nature* **405**: 208-211.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A. et Howarth, R. (2001). "Forecasting agriculturally driven global environmental change." *Science* **292**: 281-284.
- Van Helsdingen, P. J. (1996). "Back-ground information on invertebrates of the Habitats directive and the Bern convention; part I: crustacea, coleoptera and lepidoptera (Nature and environment, N°79)". Strasbourg (France), Council of Europe.
- Van Rompaey, E. et Delvosalle, E. (1979). "Atlas de la flore belge et luxembourgeoise". Meise (Belgique), Jardin botanique national de Belgique. 2<sup>e</sup> Edition.
- Vergeer, P., Rengeling, R., Copal, a. et Ouborg, N. J. (2003). "The interacting effects of genetic variation, habitat quality and population size on performance of *Succisa pratensis*." *Journal of Ecology* **91**: 18-26.
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J. P. et Van Diggelen, R. (2001). "Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after topsoil removal." *Applied Vegetation Science* **4**: 75-82.
- Von Blanckenhagen, B. et Poschlod, P. (2005). "Restoration of calcareous grassland: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes." *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* **9**: 143-149.
- Vrijenhoek, R. C. (1985). "Animal population genetics and disturbance: the effects of local extinctions and recolonizations on heterozygosity and fitness". *In The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. S. T. A. Pickett and P. S. White. London (UK), Academic Press: 265-285.
- Wahlberg, N., Moilanen, A. et Hanski, I. (1996). "Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes." *Science* **273**: 1536-1538.
- WallisDeVries, M. F., Poschlod, P. et Willems, J. H. (2002). "Challenges for the conservation of calcareous grassland in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna." *Biological Conservation* **104**: 265-273.



- Weddell, B. J. (2002). "Conserving natural resources in a context of changing world". Cambridge (UK), Cambridge University Press.
- Wesselingh, R. A., Klinkhamer, P. G. L., De Jong, T. J. et Boorman, L. A. (1997). "Threshold size for flowering in different habitats: effects of size-dependent growth and survival." Ecology **78**: 2118-2132.
- Whale, D. M. (1984). "Habitat requirements in *Primula* species." New Phytologist **97**: 665-679.
- Willems, J. H. (1980). "Observations on north-west european limestone grassland communities. VI. Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in North-West Europe". Thesis. Utrecht.
- Willems, J. H. (2001). "Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years." Restoration Ecology **9**: 147-154.
- Willems, J. H. et Bik, L. P. M. (1998). "Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank." Applied Vegetation Science **1**: 91-100.
- Willems, J. H., Peet, R. et Bik, L. (1993). "Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions." Journal of Vegetation Science **4**: 203-212.
- Wolking, F. et Plank, S. (1981). "Les pelouses sèches en Europe (Collection sauvegarde de la nature, N°21)". Strasbourg (France), Council of Europe.
- Woué, L. et Hubaut, D. (2004). "Viroin - Hermeton. Un espace pour un parc naturel". Vierves-sur-Viroin (Belgique), Cercles des Naturalistes de Belgique.
- Young, A., Boyle, T. et Brown, T. (1996). "The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants." Tree **11**: 413-418.
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosen, E. et Partel, M. (1996). "The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland." Journal of Vegetation Science **7**: 203-210.

9 ANNEXES

- *Annexe 1 : Fiche de terrain utilisée pour la récolte des données relatives à la présence ou à l'absence des espèces cible.*

[illegible]

- *Annexe 2 : Fiche de terrain utilisée pour la récolte des données relatives au succès reproducteur et à la densité locale des individus de **Sanguisorba minor**.*

Sa	Parcelle :																																			
N° Q	Densité locale	Nb pieds	Diam roset (cm)	Nb inflo	Longueur des inflorescences (cm)										Diamètre des inflorescences (mm)										Nb graines par inflorescences											
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	...	1	2	3	4	5	6	7	8	9	...	1	2	3	4	5	6	7	8	9	...		
1																																				
2																																				
3																																				
4																																				
5																																				
6																																				
7																																				
8																																				
9																																				
10																																				
11																																				
12																																				
13																																				
14																																				
15																																				
16																																				
17																																				
18																																				
19																																				
20																																				

- *Annexe 3 : Fiche de terrain utilisée pour la récolte des données relatives au succès reproducteur et à la densité locale des individus d'*Helianthemum nummularium*.*

He	Parcelle :																											
N° Q	Densité locale	Lg 4 ramet -R- (cm)				Nbr Fleur -FI- dans carré 50x50	Nb boutons dans carré 50x50	Nb graines (non réalisé...)																				
		R1	R2	R3	R4			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	...		
1																												
2																												
3																												
4																												
5																												
6																												
7																												
8																												
9																												
10																												
11																												
12																												
13																												
14																												
15																												
16																												
17																												
18																												
19																												
20																												

- *Annexe 4 : Fiche de terrain utilisée pour la récolte des données relatives à la profondeur de sol et à la structure de végétation des quadrats centrés sur les individus d'Helianthemum nummularium et de Sanguisorba minor.*

He	Parcelle							
	Recouvrement Braun-Blanquet				Profondeur de sol			
N° Q	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes	Coin 1	Coin 2	Coin 3	Coin 4
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
13								
14								
15								
16								
17								
18								
19								
20								

Sa	Parcelle							
	Recouvrement Braun-Blanquet				Profondeur de sol			
N° Q	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes	Coin 1	Coin 2	Coin 3	Coin 4
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
13								
14								
15								
16								
17								
18								
19								
20								

• *Annexe 5 : Matrice des données des individus d'*Helianthemum nummularium* utilisées pour les analyses statistiques.*

Individu	Parcelle	Site	Date de restauration	Densité locale	Longueur moyenne ramet	Nb de fleurs	Nb de boutons	Profondeur de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes
A8a1	A8a	Abannets	0	4	11	0	5	4,75	0	3	9	0
A8a2	A8a	Abannets	0	15	17	0	5	3,75	3	2	9	0
A8a3	A8a	Abannets	0	35	10,5	0	0	5,5	0	2	9	0
A8a4	A8a	Abannets	0	39	13,5	0	8	3,25	0	2	9	0
A8a5	A8a	Abannets	0	40	17	0	6	4,25	0	2	9	3
A8a6	A8a	Abannets	0	37	17	0	57	6	0	2	9	3
A8a7	A8a	Abannets	0	71	9,75	0	29	9,5	2	2	9	0
A8a8	A8a	Abannets	0	83	11	0	53	6,25	0	2	9	5
A8a9	A8a	Abannets	0	17	12	0	4	6	0	2	9	0
A8a10	A8a	Abannets	0	48	16,25	0	27	7,75	0	2	9	3
A8a11	A8a	Abannets	0	55	8,75	1	13	7,25	2	2	9	3
A8a12	A8a	Abannets	0	42	10,75	0	2	6,25	0	2	9	5
A8a13	A8a	Abannets	0	29	16	0	9	3,5	0	2	9	3
A8a14	A8a	Abannets	0	56	17	0	13	7,25	0	2	9	5
A8a15	A8a	Abannets	0	75	7	0	9	5,75	2	2	9	2
A8a16	A8a	Abannets	0	51	11,25	0	8	4,5	0	2	9	3
A8a17	A8a	Abannets	0	96	12,25	0	73	4	3	2	9	0
A8a18	A8a	Abannets	0	14	8,5	0	11	5	2	3	9	5
A8a19	A8a	Abannets	0	54	9,5	0	18	5	2	2	9	0
A8a20	A8a	Abannets	0	35	5,75	0	4	6,25	0	2	9	0
A8b1	A8b	Abannets	1990	48	14,75	0	11	5,5	2	2	9	2
A8b2	A8b	Abannets	1990	38	16,5	0	4	3,5	0	2	9	5
A8b3	A8b	Abannets	1990	6	19,5	0	0	2,25	0	2	9	2
A8b4	A8b	Abannets	1990	66	20	1	26	5,75	0	2	9	3
A8b5	A8b	Abannets	1990	55	17,25	0	159	5,75	0	3	8	5
A8b6	A8b	Abannets	1990	15	17	0	22	3,5	0	2	9	5
A8b7	A8b	Abannets	1990	15	14,5	0	0	3	0	2	9	3
A8b8	A8b	Abannets	1990	54	12,75	0	10	4	0	2	9	0

- Annexes -

Individu	Parcelle	Site	Date de restauration	Densité locale	Longueur moyenne ramet	Nb de fleurs	Nb de boutons	Profondeur de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes
A8b9	A8b	Abannets	1990	58	18,75	0	21	5,5	0	2	9	0
A8b10	A8b	Abannets	1990	15	15,75	0	0	3,25	0	2	8	7
A8b11	A8b	Abannets	1990	29	13,5	0	13	7,75	0	2	9	0
A8b12	A8b	Abannets	1990	62	13,5	0	34	5,75	0	2	9	0
A8b13	A8b	Abannets	1990	65	13,5	0	2	2	0	2	9	3
A8b14	A8b	Abannets	1990	85	18,25	0	33	4	2	2	9	0
A8b15	A8b	Abannets	1990	31	15,75	0	34	2	0	2	9	5
A8b16	A8b	Abannets	1990	95	13	0	14	1,75	0	2	9	0
A8b17	A8b	Abannets	1990	47	18,5	1	75	7,75	0	2	9	5
A8b18	A8b	Abannets	1990	11	15,25	0	35	4,75	2	2	8	5
A8b19	A8b	Abannets	1990	54	27,5	1	32	4,75	0	2	9	5
A8b20	A8b	Abannets	1990	34	21,75	0	27	4	0	2	9	3
A8d1	A8d	Abannets	2006	18	28,5	2	114	5	0	2	9	0
A8d2	A8d	Abannets	2006	19	19,5	8	200	5,25	2	2	9	0
A8d3	A8d	Abannets	2006	9	16,25	2	78	2,5	5	3	8	0
A8d4	A8d	Abannets	2006	2	22,5	3	133	10,25	0	2	9	0
A8d5	A8d	Abannets	2006	20	19,75	2	200	5,75	2	5	9	0
A8d6	A8d	Abannets	2006	16	20	11	163	3,25	2	5	9	0
A8d7	A8d	Abannets	2006	27	34,25	4	200	8,25	2	3	9	0
A8d8	A8d	Abannets	2006	24	25,75	19	200	12	0	2	9	0
A8d9	A8d	Abannets	2006	9	15,25	5	44	7,75	0	2	9	0
A8d10	A8d	Abannets	2006	63	22,75	39	200	13,75	0	2	9	0
A8d11	A8d	Abannets	2006	31	20,75	49	200	12,5	2	3	9	3
A8d12	A8d	Abannets	2006	57	20,75	4	154	5,75	0	5	7	3
A8d13	A8d	Abannets	2006	4	16,75	0	40	4,75	3	7	7	0
A8d14	A8d	Abannets	2006	21	13	3	58	2	0	2	9	0
A8d15	A8d	Abannets	2006	11	13,5	1	50	6,25	2	3	9	0
A8d16	A8d	Abannets	2006	2	20	5	39	6	2	5	9	0
A8d17	A8d	Abannets	2006	32	16	2	69	2,5	2	2	9	0
A8d18	A8d	Abannets	2006	26	18,5	13	200	11,75	0	3	9	0
A8d19	A8d	Abannets	2006	28	13	0	28	3	0	3	9	0

- Annexes -

Individu	Parcelle	Site	Date de restauration	Densité locale	Longueur moyenne ramet	Nb de fleurs	Nb de boutons	Profondeur de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes
A8d20	A8d	Abannets	2006	12	11,25	0	11	3,5	0	3	9	0
MB2a1	MB2a	Mont-buis	0	29	15	0	6	9	0	2	9	2
MB2a2	MB2a	Mont-buis	0	29	16,25	0	0	2	0	5	7	7
MB2a3	MB2a	Mont-buis	0	87	16,25	0	36	3,25	0	2	9	0
MB2a4	MB2a	Mont-buis	0	40	18,25	0	9	5,75	0	2	9	7
MB2a5	MB2a	Mont-buis	0	77	23	2	61	4,25	0	2	8	7
MB2a6	MB2a	Mont-buis	0	52	19,5	0	7	3	0	2	9	5
MB2a7	MB2a	Mont-buis	0	89	10,75	0	15	3,75	0	2	9	0
MB2a8	MB2a	Mont-buis	0	63	22,75	0	6	5,25	0	2	9	5
MB2a9	MB2a	Mont-buis	0	88	15,25	0	43	7	0	2	9	0
MB2a10	MB2a	Mont-buis	0	96	19	1	102	3,75	0	2	9	0
MB2a11	MB2a	Mont-buis	0	95	12,5	0	7	6,75	0	2	9	0
MB2a12	MB2a	Mont-buis	0	84	15,75	0	41	4,25	0	2	9	0
MB2a13	MB2a	Mont-buis	0	86	19,5	0	14	3,75	0	2	9	2
MB2a14	MB2a	Mont-buis	0	97	9,75	0	19	5,75	0	2	9	0
MB2a15	MB2a	Mont-buis	0	90	14,75	0	7	2	0	2	9	3
MB2a16	MB2a	Mont-buis	0	36	17,5	0	6	5,25	0	2	9	3
MB2a17	MB2a	Mont-buis	0	46	15,75	0	17	4,25	0	2	9	5
MB2a18	MB2a	Mont-buis	0	100	12,75	0	13	8,5	0	2	9	3
MB2a19	MB2a	Mont-buis	0	87	15,75	0	30	9,25	0	2	9	0
MB2a20	MB2a	Mont-buis	0	76	18,5	0	47	4,25	0	2	9	0
MB6b1	MB6b	Mont-buis	1990	95	14	1	35	5,25	0	2	9	2
MB6b2	MB6b	Mont-buis	1990	96	13,75	1	47	7	3	3	9	2
MB6b3	MB6b	Mont-buis	1990	19	22,25	0	23	3,5	2	2	9	5
MB6b4	MB6b	Mont-buis	1990	96	19	1	99	7,75	0	2	9	2
MB6b5	MB6b	Mont-buis	1990	93	19,5	0	2	5,25	0	2	9	0
MB6b6	MB6b	Mont-buis	1990	50	19,5	1	33	7,25	0	3	9	3
MB6b7	MB6b	Mont-buis	1990	92	18	2	61	6,75	0	2	9	3
MB6b8	MB6b	Mont-buis	1990	98	12,5	0	19	3,5	0	2	9	5
MB6b9	MB6b	Mont-buis	1990	95	11,5	0	0	5,75	0	2	9	0
MB6b10	MB6b	Mont-buis	1990	64	12,5	1	48	5	0	2	9	0



- Annexes -

Individu	Parcelle	Site	Date de restauration	Densité locale	Longueur moyenne ramet	Nb de fleurs	Nb de boutons	Profondeur de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate - herbacée	Strate - arbustes
MB6b11	MB6b	Mont-buis	1990	97	17,75	0	19	6,25	0	2	9	0
MB6b12	MB6b	Mont-buis	1990	25	24	0	15	8,5	0	3	9	2
MB6b13	MB6b	Mont-buis	1990	33	29,25	0	18	8,25	0	3	9	2
MB6b14	MB6b	Mont-buis	1990	68	13,75	1	58	1,25	0	3	9	3
MB6b15	MB6b	Mont-buis	1990	38	15	0	21	9,75	0	3	9	2
MB6b16	MB6b	Mont-buis	1990	85	23,25	0	55	3,75	0	5	9	2
MB6b17	MB6b	Mont-buis	1990	8	13,25	0	9	8,75	0	2	9	2
MB6b18	MB6b	Mont-buis	1990	15	14,75	0	8	5	0	3	9	5
MB6b19	MB6b	Mont-buis	1990	71	11,5	0	30	5,25	0	2	9	0
MB6b20	MB6b	Mont-buis	1990	95	15	0	32	3,25	0	2	9	5
MB51	MB5	Mont-buis	2006	28	11,75	0	25	4,5	2	3	9	0
MB52	MB5	Mont-buis	2006	25	16,25	4	29	4	0	3	9	0
MB53	MB5	Mont-buis	2006	57	9,25	3	78	3,5	2	3	9	0
MB54	MB5	Mont-buis	2006	44	13	5	106	1,5	2	3	9	0
MB55	MB5	Mont-buis	2006	87	14,5	0	44	1,25	2	2	9	0
MB56	MB5	Mont-buis	2006	87	8	0	11	5,75	2	2	9	0
MB57	MB5	Mont-buis	2006	23	12	0	50	2,75	2	3	9	0
MB58	MB5	Mont-buis	2006	38	14,75	1	42	7	2	2	9	0
MB59	MB5	Mont-buis	2006	17	15,75	0	2	6	2	2	9	0
MB510	MB5	Mont-buis	2006	40	13,5	0	21	6	2	3	9	0
MB511	MB5	Mont-buis	2006	31	12	0	9	6,5	2	3	9	0
MB512	MB5	Mont-buis	2006	80	12	0	89	4,25	2	2	9	0
MB513	MB5	Mont-buis	2006	15	11	1	46	4,75	3	3	9	0
MB514	MB5	Mont-buis	2006	15	6	0	0	3	7	7	7	0
MB515	MB5	Mont-buis	2006	44	15	0	200	3	0	3	9	0
MB516	MB5	Mont-buis	2006	7	15,75	0	11	1,25	2	3	9	0
MB517	MB5	Mont-buis	2006	28	17	0	7	4	2	3	9	0
MB518	MB5	Mont-buis	2006	47	9,5	3	54	2,5	0	3	9	0
MB519	MB5	Mont-buis	2006	4	16,5	0	3	6,75	0	2	9	0
MB520	MB5	Mont-buis	2006	21	18,5	4	95	6,5	3	2	9	0

• *Annexe 6 : Matrice des données des individus de Sanguisorba minor* utilisées pour les analyses statistiques.

Indiv.	Parcel.	Site	Date de rest.	Densit. locale	Nb de pieds	Diam. rosette	Nb d'inflo	Nb de graines	Long. moy d'1 inflo	Diam. moy d'1 inflo	Nb graines /inflo	Prof. de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate – herba.	Strate - arbustes
1	A8a	Abannets	0	65	2	16	2	23,00	12,50	7,57	11,50	5,25	0	2	9	0
2	A8a	Abannets	0	40	3	25	4	35,00	18,13	8,42	17,50	2,5	0	2	9	0
3	A8a	Abannets	0	15	1	19	0	0,00				5,75	2	2	9	0
4	A8a	Abannets	0	13	2	30	0	0,00				1,75	0	2	9	2
5	A8a	Abannets	0	41	1	32	1	29,00	41,50	25,28	29,00	3,5	0	2	9	0
6	A8a	Abannets	0	25	9	28	3	64,00	9,00	5,30	21,33	6	2	3	9	2
7	A8a	Abannets	0	56	4	21	7	139,00	22,50	8,61	19,86	2,75	0	2	9	0
8	A8a	Abannets	0	82	2	24	3	39,00	36,00	15,81	13,00	5,5	2	2	9	2
9	A8a	Abannets	0	49	2	23	0	0,00				5,5	0	2	9	5
10	A8a	Abannets	0	21	3	38	13	200,00	45,50	10,33	15,38	3,75	0	3	8	7
11	A8a	Abannets	0	24	4	28	7	125,00	29,20	10,61	17,86	2	2	2	9	0
12	A8a	Abannets	0	6	2	21	0	0,00				8	2	3	9	0
13	A8a	Abannets	0	26	1	12	0	0,00				6,75	2	2	9	0
14	A8a	Abannets	0	80	6	24	1	5,00	3,50	5,58	5,00	4,25	0	3	9	0
15	A8a	Abannets	0	96	1	19	0	0,00				5,5	0	2	9	0
16	A8a	Abannets	0	71	2	20	3	71,00	26,83	13,21	23,67	6,5	0	5	9	0
17	A8a	Abannets	0	29	1	21	3	61,00	21,50	10,01	20,33	4,5	0	2	9	0
18	A8a	Abannets	0	48	3	15	2	31,00	13,25	8,78	15,50	6,75	3	2	9	0
19	A8a	Abannets	0	75	2	11	1	23,00	15,00	11,10	23,00	7	2	2	9	0
20	A8a	Abannets	0	93	1	16	1	24,00	27,00	18,08	24,00	7,75	0	3	9	0
1	A8b	Abannets	1990	13	2	32	0	0,00				2,25	0	2	9	2
2	A8b	Abannets	1990	20	1	28	0	0,00				3,75	0	2	9	2
3	A8b	Abannets	1990	40	2	28	0	0,00				3	0	3	9	3
4	A8b	Abannets	1990	76	1	35	0	0,00				5,25	0	2	9	2
5	A8b	Abannets	1990	22	1	34	0	0,00				4,25	0	2	9	3
6	A8b	Abannets	1990	42	2	23	2	38,00	23,00	5,48	19,00	4,75	0	2	9	0
7	A8b	Abannets	1990	14	4	32	0	0,00				4,75	0	2	9	0
8	A8b	Abannets	1990	27	1	24	0	0,00				7,5	0	2	9	2

- Annexes -

Indiv.	Parcel.	Site	Date de rest.	Densit. locale	Nb de pieds	Diam. rosette	Nb inflo	Nb de graines	Long . moy d'1 inflo	Diam. moy d'1 inflo	Nb graines /inflo	Prof. de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate – herba.	Strate - arbustes
9	A8b	Abannets	1990	55	1	21	4	87,00	21,75	5,28	21,75	3	0	2	9	2
10	A8b	Abannets	1990	66	1	30	0	0,00				5,25	0	2	9	5
11	A8b	Abannets	1990	48	1	38	0	0,00				4,25	0	2	9	0
12	A8b	Abannets	1990	37	1	38	0	0,00				6	0	2	9	5
13	A8b	Abannets	1990	39	1	17	0	0,00				4,5	0	2	9	5
14	A8b	Abannets	1990	51	7	40	5	89,00	33,00	6,40	22,25	4	0	2	8	5
15	A8b	Abannets	1990	38	1	29	0	0,00				1,75	0	2	9	3
16	A8b	Abannets	1990	70	2	30	2	38,00	25,50	5,82	19,00	5	0	2	9	2
17	A8b	Abannets	1990	66	1	19	0	0,00				6,5	0	2	9	0
18	A8b	Abannets	1990	35	1	16	0	0,00				4,5	0	2	9	2
19	A8b	Abannets	1990	24	1	27	0	0,00				8,5	0	2	9	3
20	A8b	Abannets	1990	68	2	25	0	0,00				4,75	0	2	9	5
1	A8d	Abannets	2006	6	2	29	3	65,00	21,83	5,37	21,67	10,75	2	5	9	0
2	A8d	Abannets	2006	27	7	41	24	426,00	43,63	7,44	25,06	4,75	2	7	8	0
3	A8d	Abannets	2006	69	1	16	0	0,00				4,5	0	5	9	0
4	A8d	Abannets	2006	35	3	33	37	767,00	30,63	30,63	20,73	20	2	3	9	0
5	A8d	Abannets	2006	67	2	20	4	43,00	33,00	5,89	10,75	4,75	3	7	7	0
6	A8d	Abannets	2006	19	6	25	28	654,00	18,22	5,53	23,36	4,5	3	5	8	0
7	A8d	Abannets	2006	26	1	18	1	17,00	30,50	10,00	17,00	14,75	0	2	9	0
8	A8d	Abannets	2006	25	1	10	0	0,00				3	0	3	9	0
9	A8d	Abannets	2006	10	1	23	0	0,00				5	3	5	8	0
10	A8d	Abannets	2006	29	12	30	32	851,00	16,14	5,22	26,59	11,5	2	5	9	0
11	A8d	Abannets	2006	19	4	24	13	267,00	34,04	7,08	20,54	1,75	2	3	9	0
12	A8d	Abannets	2006	10	1	10	0	0,00				2,5	2	2	9	0
13	A8d	Abannets	2006	36	1	18	0	0,00				4,5	0	3	9	0
14	A8d	Abannets	2006	27	1	20	4	76,00	24,25	6,38	19,00	5,75	0	5	7	3
15	A8d	Abannets	2006	8	6	34	5	117,00	13,60	4,98	23,40	5	0	2	5	0
16	A8d	Abannets	2006	5	1	19	2	58,00	8,50	4,50	29,00	7	3	7	7	0
17	A8d	Abannets	2006	40	1	24	3	56,00	17,75	6,14	18,67	8,5	0	2	9	0
18	A8d	Abannets	2006	4	1	17	5	68,00	15,20	4,77	13,60	8	3	5	9	0

- Annexes -

Indiv.	Parcel.	Site	Date de rest.	Densité locale	Nb de pieds	Diam. rosette	Nb d'inflo	Nb de graines	Long . moy d'1 inflo	Diam. moy d'1 inflo	Nb graines /inflo	Prof. de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate – herba.	Strate - arbustes
19	A8d	Abannets	2006	14	15	35	31	554,00	17,92	4,20	19,10	8,5	0	3	9	0
20	A8d	Abannets	2006	35	4	25	22	352,00	21,05	5,11	16,00	2,75	3	3	9	0
1	MB2a	Mont-buis	0	13	5	34	3	22,00	27,67	5,14	22,00	4,25	0	3	9	2
2	MB2a	Mont-buis	0	6	3	44	9	95,00	34,22	5,95	23,75	1,75	0	2	9	0
3	MB2a	Mont-buis	0	50	1	18	0	0,00				7,75	0	2	9	0
4	MB2a	Mont-buis	0	32	1	25	0	0,00				4,75	0	2	9	5
5	MB2a	Mont-buis	0	41	1	17	0	0,00				8,25	3	2	9	0
6	MB2a	Mont-buis	0	62	1	18	0	0,00				5,75	0	2	9	0
7	MB2a	Mont-buis	0	27	1	34	0	0,00				4,25	0	2	9	5
8	MB2a	Mont-buis	0	36	3	20	0	0,00				4,75	0	2	9	2
9	MB2a	Mont-buis	0	8	1	38	0	0,00				4,5	0	2	9	5
10	MB2a	Mont-buis	0	56	2	38	3	58,00	37,17	4,69	19,33	4,25	0	2	9	0
11	MB2a	Mont-buis	0	35	1	33	2	0,00	34,25	5,71		5,25	0	2	9	3
12	MB2a	Mont-buis	0	11	6	34	2	40,00	25,25	6,42	20,00	4,75	0	2	9	0
13	MB2a	Mont-buis	0	11	3	31	0	0,00				4,25	0	2	9	2
14	MB2a	Mont-buis	0	5	2	33	0	0,00				8,25	0	2	9	2
15	MB2a	Mont-buis	0	13	3	33	0	0,00				6	0	2	9	0
16	MB2a	Mont-buis	0	47	2	20	0	0,00				5,25	0	2	9	2
17	MB2a	Mont-buis	0	51	1	29	0	0,00				4,25	0	2	9	0
18	MB2a	Mont-buis	0	31	2	24	0	0,00				4	0	2	9	0
19	MB2a	Mont-buis	0	19	3	28	1	33,00			33,00	4,75	0	2	9	0
20	MB2a	Mont-buis	0	28	3	22	4	72,00	28,25	4,37	18,00	6	0	2	9	0
1	MB6b	Mont-buis	1990	4	3	34	0	0,00				6	0	2	9	2
2	MB6b	Mont-buis	1990	7	1	18	0	0,00				4,25	0	2	9	3
3	MB6b	Mont-buis	1990	9	1	24	0	0,00				6	0	2	9	5
4	MB6b	Mont-buis	1990	9	1	33	1	0,00	19,00	4,62		4,75	0	3	9	5
5	MB6b	Mont-buis	1990	4	3	25	0	0,00				8,5	0	3	9	3
6	MB6b	Mont-buis	1990	7	4	28	4	68,00	19,75	3,82	17,00	4,5	0	2	9	2
7	MB6b	Mont-buis	1990	7	2	29	0	0,00				4	0	2	9	0
8	MB6b	Mont-buis	1990	19	3	16	0	0,00				3,75	0	2	9	3

- Annexes -

Indiv.	Parcel.	Site	Date de rest.	Densit. locale	Nb de pieds	Diam. rosette	Nb d'inflo	Nb de graines	Long. moy d'1 inflo	Diam. moy d'1 inflo	Nb graines /inflo	Prof. de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate – herba.	Strate - arbustes
9	MB6b	Mont-buis	1990	15	1	49	0	0,00				5	0	2	9	3
10	MB6b	Mont-buis	1990	50	6	50	0	0,00				4,75	0	3	9	0
11	MB6b	Mont-buis	1990	4	1	19	0	0,00				3,75	3	3	9	2
12	MB6b	Mont-buis	1990	5	2	38	2	47,00	39,25	5,09	23,50	3,25	0	2	9	3
13	MB6b	Mont-buis	1990	36	2	32	7	166,00	29,71	4,37	23,71	4	0	5	8	7
14	MB6b	Mont-buis	1990	5	1	21	0	0,00				4	0	2	9	5
15	MB6b	Mont-buis	1990	9	1	39	2	7,00	15,75	3,67	7,00	3	0	2	9	2
16	MB6b	Mont-buis	1990	44	6	33	3	85,00	24,50	5,40	28,33	6	0	2	9	2
17	MB6b	Mont-buis	1990	20	3	36	3	67,00	18,00	3,34	22,33	4	0	2	9	0
18	MB6b	Mont-buis	1990	9	1	33	2	30,00	33,50	3,59	15,00	7,75	0	2	9	2
19	MB6b	Mont-buis	1990	7	1	19	0	0,00				3,5	0	2	9	2
20	MB6b	Mont-buis	1990	4	4	17	0	0,00				6	0	2	9	0
1	MB5	Mont-buis	2006	23	1	28	4	52,00	14,25	3,25	13,00	3,25	0	2	9	0
2	MB5	Mont-buis	2006	13	2	16	1	0,00	8,00	3,31		3,5	2	3	9	0
3	MB5	Mont-buis	2006	69	1	13	0	0,00				4,25	2	3	9	0
4	MB5	Mont-buis	2006	30	1	21	13	41,00	12,65	4,32	6,83	6,25	0	2	9	0
5	MB5	Mont-buis	2006	84	2	17	9	73,00	15,61	3,81	8,11	4,75	0	2	9	0
6	MB5	Mont-buis	2006	34	3	20	4	72,00	11,25	4,25	18,00	5	0	2	9	0
7	MB5	Mont-buis	2006	0	1	15	2	17,00	9,00	2,76	17,00	5	0	2	9	0
8	MB5	Mont-buis	2006	61	1	10	3	42,00	8,17	2,91	14,00	4,25	2	2	9	0
9	MB5	Mont-buis	2006	26	1	13	4	35,00	10,00	2,92	17,50	6	0	2	9	0
10	MB5	Mont-buis	2006	43	14	28	16	183,00	20,94	4,13	15,25	4	2	2	9	0
11	MB5	Mont-buis	2006	4	1	13	0	0,00				3,75	0	3	9	0
12	MB5	Mont-buis	2006	44	1	24	0	0,00				3,5	0	2	9	0
13	MB5	Mont-buis	2006	49	3	24	9	123,00	13,17	3,33	20,50	5,75	3	2	9	0
14	MB5	Mont-buis	2006	4	1	12	2	19,00	4,75	2,56	19,00	4	2	3	9	0
15	MB5	Mont-buis	2006	33	2	14	1	0,00	18,50	5,63		2,25	2	3	9	0
16	MB5	Mont-buis	2006	39	1	22	4	62,00	14,75	2,86	15,50	5,5	2	2	9	0

- Annexes -

Indiv.	Parcel.	Site	Date de rest.	Densit. locale	Nb de pieds	Diam. rosette	Nb d'inflo	Nb de graines	Long. moy d'1 inflo	Diam. moy d'1 inflo	Nb graines /inflo	Prof. de sol	Strate - sol nu	Strate - litière	Strate – herba.	Strate - arbustes
17	MB5	Mont-buis	2006	6	1	26	0	0,00				6,75	0	2	9	0
18	MB5	Mont-buis	2006	20	9	32	16	249,00	20,22	5,41	16,60	3,25	8	3	7	0
19	MB5	Mont-buis	2006	14	12	49	3	32,00	24,33	4,26	16,00	2,75	0	2	9	0
0	MB5	Mont-buis	2006	32	2	26	23	506,00	25,78	4,07	20,24	7	5	3	9	0