
Habitats temporaires en carrières actives wallonnes : Opportunité pour la conservation d'espèces végétales pionnières et menacées ?

Auteur : Jacob, Johan

Promoteur(s) : Seleck, Maxime; Mahy, Grégory

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2020-2021

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/11125>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**HABITATS TEMPORAIRES EN CARRIERES
ACTIVES WALLONNES : OPPORTUNITE POUR
LA CONSERVATION D'ESPECES VEGETALES
PIONNIERES ET MENACEES ?**

JOHAN JACOB

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : GRÉGORI MAHY ET MAXIME SÉLECK

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**HABITATS TEMPORAIRES EN CARRIERES
ACTIVES WALLONNES : OPPORTUNITE POUR
LA CONSERVATION D'ESPECES VEGETALES
PIONNIERES ET MENACEES ?**

JOHAN JACOB

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2020-2021

CO-PROMOTEURS : GRÉGORY MAHY ET MAXIME SÉLECK

Remerciements

Je voudrais remercier toutes les personnes impliquées dans le projet "Life in Quarries" qui investissent leur temps et leur énergie dans un tel projet aux effets bénéfiques pour la biodiversité. Je tiens à remercier parmi eux les carriers (Grégory Clautriaux, Didier Dimandja, Loic Perros, Didier Derbaix, Cedric Dujardin, David Cosse, Olivier Coulon, Mathieu Vanden Berghe, Emmanuel Hoyez, Laurent Foucart, Patrick Vanhaeren, Sami Limam, Christian Jodard, Stéphane De Thibault, Jérôme Tironi, Christian Marrelli, Monique Van Hooijdonck et Remi Marchal), qui m'ont permis d'accéder à leurs sites et qui m'ont offert l'opportunité de me faire connaître l'industrie extractive sous un nouveau jour. Ainsi que les personnes qui m'ont accompagné dans certaines carrières (Julien Taymans et Benoit Gauquie).

A mes co-promoteurs Maxime Séleck et Grégory Mahy, je voudrais faire passer mes sincères remerciements pour leurs conseils avisés, leurs nombreuses relectures, leur temps investi et leur disponibilité, sans qui mon travail de fin d'études n'aurait pu être terminé.

Je remercie également ma famille et mes amis pour avoir cru en moi tout au long de mes études et m'avoir fait passer d'agréables moments en leur présence.

De plus je tiens à remercier toutes les personnes du corps enseignant que j'ai pu côtoyer durant mes années à la faculté de Gembloux et qui m'ont enseigné bon nombre de choses intéressantes et utiles à mes yeux. Je n'oublie pas les personnes hors du corps enseignant qui m'ont aidé pour toutes sortes de tâches.

Enfin, peut-être un peu osé, mais je voudrais en partie remercier le petit organisme connu sous le nom de COVID-19, qui, malgré les ravages et les malheurs qu'il a engendré, m'a donné du temps pour me focaliser sur mes études et ce travail de fin d'études.



Abstract

Pioneer xeric grasslands in Europe are among the most endangered habitats. Yet these habitats shelter species rich communities of high importance for biodiversity. Quarries through their activities and disturbances, can create analogous habitats to these grasslands and present therefore opportunities for conservation of pioneer species. Our study evaluated the establishment success of nine threatened and pioneer plant species introduced throughout 18 active quarries in Southern Belgium. We therefore divided the study in two parts. The first was to assess global success of introduced species by presence-absence percentages and population size estimations. Fifty sown plots among the 18 quarries were consequently prospected, representing 130 potential populations. Based on presence – absence, some 54% of all introductions were successfully established and all but one species developed new populations. The second part, focused on *Petrorhagia prolifera* (L.) P.W. Ball & Heywood, was to evaluate if differences on fitness variables existed between established populations of this species and which environmental parameters could explain them in order to maximise future introductions' establishment success. This was carried out by collecting individuals of *P. prolifera* and soil samples. To discriminate populations, ANOVAs were run on population variables as well as on soil parameters. Relationship between population and soil factors was tested by fitting traits on a soil factors Principal Components Analysis. Out of the results, only one population was significantly different and presented higher mean of flowers and seeds production per individual as well as height. Results on links between soil factors and population variables demonstrated the importance of soils' sand percentages for *P. prolifera* populations to thrive on. Together those results illustrate the potential of introductions in active quarries for conservation purposes. Adding to those, the huge network of quarries in Southern Belgium, introductions of endangered species in active quarries could create metapopulation and play a key role for these species. Although further studies are needed to evaluate the populations maintenance in quarries through time.

Key-words: Quarries, threatened species, pioneer grassland, direct seeding, *Petrorhagia prolifera*, Proliferous Pink, temporary nature

Résumé

Parmi les habitats les plus en danger en Europe, se trouvent les pelouses sèches et pionnières. Celles-ci abritent souvent une grande biodiversité et sont considérées comme prioritaires par la directive habitat. Les carrières, de par leurs activités, engendrent des perturbations qui produisent des habitats analogues aux pelouses pionnières et l'industrie extractive représente donc une opportunité pour le développement d'espèces liées à ces milieux. Notre étude porte sur l'introduction d'espèces pionnières menacées en Région wallonne dans les pelouses de carrières actives, dans un but de conservation. Pour ce faire, nous avons étudié, dans un premier temps, le succès d'installation de neuf espèces pionnières menacées et semées en carrière par des pourcentages de présence-absence ainsi que par l'estimation des tailles de populations. 130 populations potentielles distribuées sur 50 parcelles et 18 carrières ont ainsi été examinées. Dans un second temps, nous nous sommes focalisés sur *Petrorhagia prolifera* (L.) P.W. Ball & Heywood, pour analyser si des différences existaient au niveau de variables de fitness entre les populations installées en fonction de paramètres édaphiques, afin d'établir, pour de futures introductions, les paramètres importants à prendre en compte pour maximiser les chances d'installation. Pour répondre à ce deuxième objectif, des Anovas entre populations ont été réalisées sur les variables édaphiques et de fitness. De plus, nous avons mis en relation les variables de fitness avec une analyse en composante principale sur les variables édaphiques. Les résultats de la première partie montrent un taux d'installation global de 54% avec une seule espèce n'ayant développé aucune population. Les résultats de la deuxième phase montrent que *P. prolifera* est une espèce pour qui la proportion de sable du sol joue un rôle important et qu'elle semble plutôt tolérante face aux autres facteurs étudiés. Ensemble, ces résultats illustrent le potentiel des carrières en activité comme zones de conservation d'espèces pionnière menacées. Ajoutant à cela l'immense réseau de carrières en Wallonie, cette méthode de conservation pourrait s'avérer d'un intérêt tout particulier pour des dynamiques de métapopulations et de conservation.

Mots-clés : Carrières, espèces menacées, pelouses pionnières, semis, *Petrorhagia prolifera*, œillet prolifère, nature temporaire

Table des matières

PARTIE I.....	1
1. Introduction.....	2
2. Projet "Life in Quarries".....	2
2.1. Brève présentation.....	2
2.2. Cadre du travail.....	3
3. Notions théoriques.....	5
3.1. Dynamique des écosystèmes.....	5
3.1.1. Succession écologique.....	5
3.1.2. Théorie du climax.....	5
3.1.3. Perturbations naturelles et anthropiques.....	6
3.2. Espèces et pelouses pionnières.....	7
3.2.1. Espèces pionnières.....	7
3.2.2. Pelouses pionnières.....	7
3.3. Populations et conservation.....	8
3.3.1. Populations.....	8
3.3.2. Conservation.....	8
3.4. Ecologie de la restauration.....	9
3.4.1. Restauration écologique.....	9
3.4.2. Théorie des filtres.....	10
3.4.3. Gestion dynamique.....	11
3.5. Nature temporaire.....	11
4. Intégration des notions théorique au TFE.....	12
5. Bibliographie.....	13
PARTIE II.....	16
1. Abstract.....	17
2. Introduction.....	17
3. Material and methods.....	18
3.1. Study area.....	18
3.2. Species selection, reproduction and introduction.....	18
3.3. Phase I: Global success.....	19
3.4. Phase II: Population characteristics for <i>Petrorhagia prolifera</i>	19
3.5. Data analysis.....	21
4. Results.....	22
4.1. Phase I: Global success.....	22
4.2. Phase II: Specific success.....	23

5. Discussion	26
6. Acknowledgment.....	28
7. References	29
8. Supplementary material.....	31
Appendix 1: Information about species' accessions	31
Appendix 2: Map of species' natural populations location.....	31
Appendix 3: Detailed information of global success rates	32
Appendix 4: Pictures of the visited plots for <i>Petrorhagia prolifera</i>	33
Appendix 5: Mean, standard deviation and p-values for other soil parameters	34

LISTE DES FIGURES

PARTIE I

Figure 1 : Actions mises en places dans le projet Life in Quarries.	3
Figure 2 : Successions écologiques	5
Figure 3 : Trajectoires écologiques.	10

PARTIE II

Figure 1: Visited quarries during the study	20
Figure 2: Population size graph.....	23
Figure 3 : Corelation circle.....	26

LISTE DES TABLEAUX

PARTIE I

Tableau 1 : Espèces cibles du projet Life in Quarries	4
---	---

PARTIE II

Table 1 : Target species of the Life in Quarries project	19
Table 2 : Establishment succes rates of the target species	22
Table 3 : Population variables results.....	24
Table 4 : Soil parameters results	25

PARTIE I

Mise en contexte du travail de fin d'études

Notice

Dans ce document d'avant-propos à l'article scientifique, le contexte du travail de fin d'études est explicité et les notions théoriques, nécessaires à sa compréhension, développées.

1. Introduction

Il est aujourd'hui admis dans le monde scientifique que la dégradation d'habitats naturels est la cause principale de l'érosion de la biodiversité (Brooks et al., 2002; Hoekstra et al., 2005; Hanski, 2011). Ces habitats naturels sont en effet sujet à une diversité de dégradations telles que la fragmentation, l'homogénéisation, la suppression par changement d'affectation du sol et bien d'autres encore (Houghton, 1994; Fahrig, 2003; Pierre et al., 2014). La plupart de ces causes sont d'origine anthropique et affecte de manière significative et souvent négative ces habitats (Hannah et al., 1995).

Pourtant les habitats et écosystèmes sont également naturellement perturbés (feu, attaques de parasites, tempêtes, érosion des berges, etc.) et se voient ainsi 'dégradés' de façon récurrentes (Bengtsson et al., 2000; Turner, 2010). La connotation négative au mot 'dégradation' ne doit cependant pas envahir le lecteur car ces dégradations conduisent à créer de nouveaux habitats parfois essentiels à la survie de certaines espèces.

L'Homme a ainsi contribué de manière positive à la biodiversité en créant par ses activités de nouveaux habitats favorables à toute une série d'espèces, certaines étant rares (Plieninger et al., 2011; Báldi et al., 2013). Les milieux 'anthropiques' bien étudiés, sont les milieux semi-naturels dans le contexte agricole. Plusieurs études mettent en avant l'importance de ces milieux tels que les prairies pâturées ou fauchées pour promouvoir une diversité spécifique au sein du paysage agricole. Certaines études présentent le potentiel de ces milieux pour les espèces végétales, (Dutoit et al., 1995; Austrheim et al., 1999; Lindborg et al., 2004; Pykälä, 2005), d'autres, pour les insectes (Pfiffner et al., 2000; Di Giulio et al., 2001; Duelli et al., 2003; Bartual, 2019), ou encore pour les oiseaux (Söderström et al., 2000; Selmi et al., 2003; Sabatier et al., 2015). D'autres exemples viennent des activités minières (en carrière) qui en détruisant et en modifiant le milieu ont ainsi créé des habitats pour les espèces pionnières et des espaces de nature temporaire comparables à ceux créés par des perturbations naturelles (Beneš et al., 2003; Tropek et al., 2008). C'est dans ce cadre de nature temporaire créée par des perturbations/ activités anthropiques et de développement de biodiversité dans de tels milieux que s'inscrit le sujet de ce travail de fin d'études.

2. Projet "Life in Quarries"

2.1. Brève présentation

Life est l'acronyme de "L'Institut Financier pour l'Environnement"¹. C'est un programme lancé par l'Europe en 1992 qui a pour objectif de financer des projets ayant pour but d'améliorer l'environnement au sens large. Il existe plusieurs types de projets pouvant bénéficier de ce financement. Les projets dits traditionnels subdivisés en trois catégories : Nature et Biodiversité, Ressources Naturelles et Environnement, et Gouvernance et Informations Environnementales ; les projets dits intégrés qui sont les projets de grandes envergures (échelle régionale ou nationale) ; les projets préparatoires qui servent à mettre en œuvre la législation européenne sur l'environnement ; et les projets d'assistance technique qui servent à élaborer les projets intégrés. Un projet accepté par le programme Life peut se voir accorder un cofinancement allant jusqu'à 60% en fonction du type de projet, voire 75% si la moitié du budget est allouée pour améliorer la conservation d'habitats ou d'espèces prioritaires.

Le projet "Life in Quarries" (LIFE14 NAT/BE/000364)² est un projet du type traditionnel Nature et Biodiversité qui a débuté en octobre 2015 et qui se terminera en septembre 2021. Il couvre un budget d'environ 5 millions d'euros, dont 56% sont financés par le programme Life.

Ce projet est issu d'un partenariat entre la FEDIEX (Fédération de l'Industrie Extractive et Transformatrice de Belgique), le Département Nature et Forêt de la Région wallonne, l'Unité

¹ Pour plus d'informations aller sur le site internet << <https://ec.europa.eu/easme/en/life> >>.

² Pour plus d'informations aller sur le site internet << <http://www.lifeinquarries.eu/> >>.

Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège), l'asbl Natagora et le Parc Naturel des Plaines de l'Escaut.

Son but est d'allier biodiversité et activités extractives. Pour ce faire, plusieurs actions visant la gestion d'habitats et des espèces associées sont mises en place. Ces actions peuvent être divisées en deux groupes en fonction de la nature temporaire ou permanente de l'œuvre. Dans les ouvrages permanents pour ne citer que quelques exemples, il y a, (1) la restauration de pierriers, (2) la restauration et la gestion de prairies maigres par la fauche ou le pâturage, (3) la gestion des plans d'eau et la création de pentes douces. Pour ce qui est des ouvrages temporaires, la liste est également longue avec par exemple, la gestion dynamique des mares et pelouses pionnières, le développement de lots de graines, le rafraichissement de falaises meubles. Ces différentes actions sont mises en place dans les 27 carrières participantes. La Figure 1 ci-dessous est un schéma non exhaustif des différentes actions du projet.

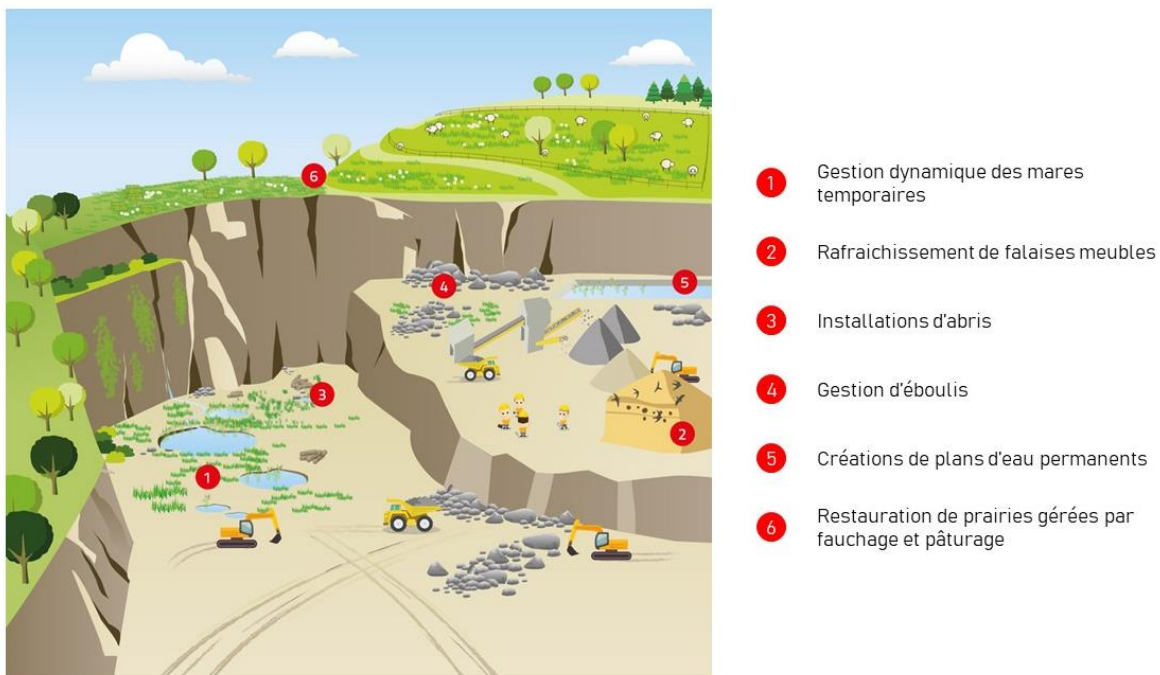


Figure 1 : Schéma non exhaustif des différentes actions mises en place dans le cadre du projet Life in Quarries. Image provenant du site web de Life in Quarries.

2.2. Cadre du travail

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, les deux actions du projet qui sont mises en avant sont la gestion dynamique des pelouses pionnières et le déploiement des lots de graines de plantes vasculaires au sein des carrières. Ce travail porte sur l'évaluation de la mise en place de populations de plantes patrimoniales dans les pelouses pionnières des carrières au départ d'un semis.

Avant la production et le semis des lots de graines, une étape de sélection des espèces a été faite sur base de différents critères. (i) L'écologie de l'espèce : celle-ci doit être oligotrophe (typique des milieux pauvres), tolérante à la sécheresse, héliophile (appréciant la lumière) et non saline. Ces différents critères sont respectivement représentés par les indices d'Ellenberg³ (1974) fertilité du sol : N(1;5), humidité : F(1;5), lumière : L(6;9) et salinité du sol : S(0). En plus de ces conditions écologiques, l'espèce doit si possible être représentative des habitats Natura 2000, 6110 (Pelouses rupicoles calcaires ou basiphiles de l'Alyso-Sedion albi) et/ou 6120 (Pelouses calcaires de sables xériques). (ii) Le caractère indigène de

³ Les indices d'Ellenberg sont un référentiel d'écologie des espèces. Chaque lettre (F, N, L, S, T, K, R) représente une condition du milieu et est subdivisé en classes (chiffres) qui représentent un état sur le gradient de cette condition du milieu. Par exemple, une espèce qui a un indice L=9 est une espèce de pleine lumière stricte.

l'espèce. (iii) Ne pas être une fougère ou appartenir aux familles botaniques suivantes : *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*, *Orchidaceae*. (iv) Être du type biologique thérophyte ou hémicryptophyte selon la classification de Raunkiaer⁴ (1934), et annuelle ou bisannuelle. Enfin (v), être une espèce patrimoniale wallonne, c'est-à-dire figurer sur la liste rouge (IUCN wallon) avec la notion EX (éteinte), CR (en danger critique d'extinction), EN (en danger d'extinction), VU (vulnérable) ou DD (données manquantes), ou être sous un statut de protection. Le Tableau 1 ci-dessous reprend la liste des espèces sélectionnées selon ces critères.

Tableau 1 : Choix des espèces patrimoniales pour le semis en carrière du projet Life in Quarries.

Espèce	Nom vernaculaire	IUCN Wallon	Statut de protection	Famille	Type	Raunkiaer	Floraison
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	Erythrée petite centaurée	NT	OUI	<i>Gentianaceae</i>	Bisannuelle	Hémicryptophyte	juin - septembre
<i>Dianthus armeria</i> L.	Œillet velu	VU	/	<i>Caryophyllaceae</i>	Bisannuelle	Hémicryptophyte	juin - aout
<i>Filago vulgaris</i> Lam.	Cotonnière allemande	CR	/	<i>Asteraceae</i>	Annuelle	Thérophyte	juin - septembre
<i>Galeopsis angustifolia</i> Ehrh. ex Hoffm.	Galéopsis à feuilles étroites	DD	/	<i>Lamiaceae</i>	Annuelle	Thérophyte	juin - octobre
<i>Jasione montana</i> L.	Jasione des montagnes	EN	/	<i>Campanulaceae</i>	Bisannuelle	Hémicryptophyte	juin - septembre
<i>Lathyrus hirsutus</i> L.	Gesse hérissée	CR	/	<i>Fabaceae</i>	Bisannuelle	Hémicryptophyte	mai - juillet
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W. Ball & Heywood	Œillet prolifère	DD	/	<i>Caryophyllaceae</i>	Annuelle	Thérophyte	mai - octobre
<i>Silene gallica</i> L.	Silène de France	EX	/	<i>Caryophyllaceae</i>	Annuelle	Thérophyte	mai - juillet
<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.	Faux bouillon blanc	DD	/	<i>Scrophulariaceae</i>	Bisannuelle	Hémicryptophyte	juillet - aout

Une fois les espèces sélectionnées, un appel d'offre public a été lancé pour la récolte et la production de ces espèces. C'est la société wallonne ECOSEM, spécialisée dans la production et la vente de fleurs sauvages wallonnes, qui a remporté cet appel d'offre. La récolte des espèces s'est faite en suivant le plus possible les bonnes pratiques de conservation (récolte dans des populations > 50 individus et collecte de maximum 20% des graines) à la main. La Wallonie étant située sur deux régions bioclimatiques, et afin de respecter le pool génétique, chaque espèce a fait l'objet d'une collecte dans chaque région si population viable il y avait. Par la suite ces graines ont été mises en cultures pour un ou deux ans et enfin récoltées.

Parallèlement à cette production, les parcelles devant accueillir le semis ont été désignées. Cette désignation s'est faite sur base du substrat des parcelles et de la distribution de l'espèce (là où l'espèce était peu ou pas connue) en accord avec l'avis de certains naturalistes. Les carriers ont également contribué au choix des parcelles en désignant celles qui ne seraient pas exploitées dans les 2 à 5 années à venir et qui ne présentaient pas trop de contraintes techniques.

En automne 2019 la quasi-totalité des semis ont été réalisés. Certaines parcelles nécessitant encore un semis de l'une ou l'autre espèce, seront ensemencées au courant de l'automne 2020.

⁴ Les types biologiques de Raunkiaer servent de classification des végétaux en fonction de la disposition de leurs organes de survie à la mauvaise saison. Les espèces thérophytes passent la mauvaise saison à l'état de graine (typiquement les annuelles) alors que les hémicryptophytes, passent la mauvaise saison avec leurs bourgeons à la surface du sol (typiquement les plantes à rosettes).

3. Notions théoriques

3.1. Dynamique des écosystèmes

Pour bien apprécier la nature dynamique des écosystèmes, il faut comprendre les notions de succession écologique, de climax et de perturbations.

3.1.1. Succession écologique

La succession écologique désigne l'évolution d'un écosystème au cours du temps. Une succession complète est le passage d'un stade dit initial avec une communauté d'espèces pionnières jusqu'à un stade final ou climacique représenté par une végétation climacique (Figure 2). La succession primaire est le terme utilisé lorsque le stade initial est brut, c'est-à-dire quand il n'y a pas encore de sol et que la roche mère est le seul support disponible. (Walker et al., 2003). Ce stade 'brut' peut se retrouver après une catastrophe naturelle comme un glissement de terrain, un retrait de glacier, une éruption volcanique ou suite à des activités anthropiques. A contrario, la succession secondaire, est quand le stade initial possède déjà un sol. Ces stades peuvent se retrouver après une perturbation telle qu'un feu ou une tempête par exemple.

Ces stades pionniers sont fréquents dans les paysages anthropisés par le fait des activités humaines. Les espèces inféodées à ces milieux sont donc parfois présentes dans nos villes, comme dans des ports, des parkings, le long des routes etc. La dynamique dans les paysages anthropiques peut donc présenter des intérêts pour la conservation d'espèces pionnières.

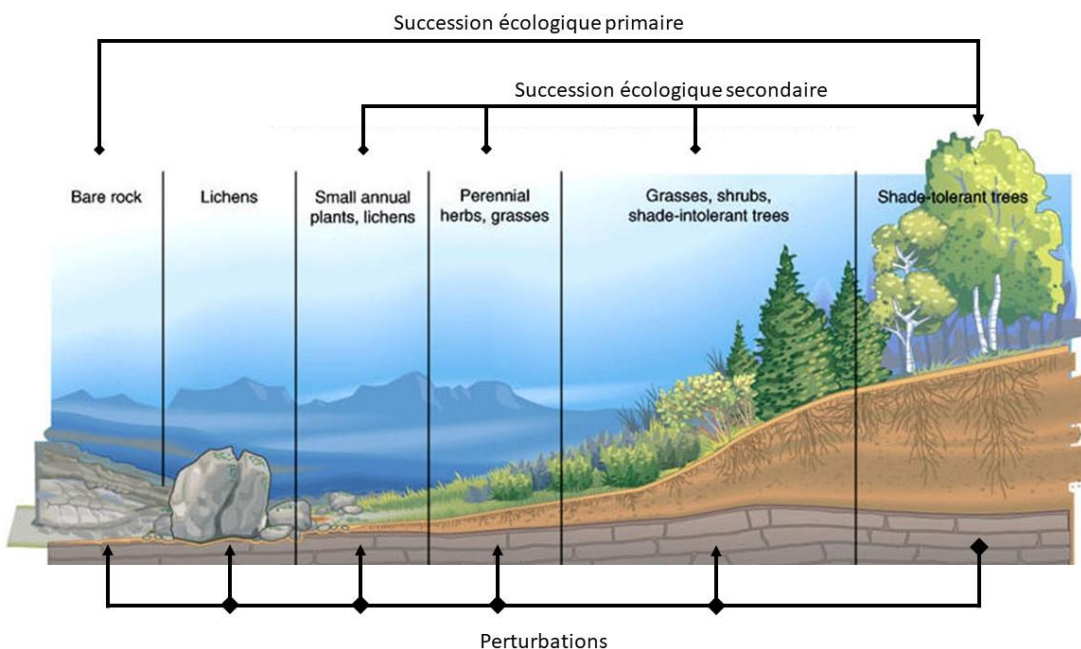


Figure 2 : Représentation des successions écologiques et des possibilités d'évolution pour chaque stade d'un écosystème (image prise sur <https://visityellowstonenationalparkyall.weebly.com/succession.html> et retravaillée).

3.1.2. Théorie du climax

Pour ce qui est du climax, trois grandes écoles existent. La première défend la théorie du « monoclimax » ou de « climax climatique » (Clements, 1916, 1936) : « à défaut de perturbations, la nature évolue vers un même état d'équilibre, uniquement dépendant du climat ». En d'autres termes, pour une région climatique donnée, un seul équilibre existe et n'est possible qu'avec un seul ensemble d'espèces. Cette notion est assez proche du concept de formations végétales. La seconde, défend la notion de « polyclimax » (Tansley, 1920, 1939). Assez proche de la vision de Clements (1936), à la différence près que les

facteurs édaphiques entrent dans l'équation. Autrement dit, pour une région climatique donnée, il existe plusieurs équilibres mais toujours avec la notion d'ensemble d'espèces défini pour chaque équilibre. Enfin, la troisième connue sous le nom de « *Climax pattern theory* » (Whittaker, 1953) stipule que la notion de climax est théorique. En fait la définition du climax est ici l'équilibre de productivité, de structure et de populations dans un site donné. Comme les populations entrent dans la définition et que celles-ci sont dynamiques et dépendantes des facteurs environnementaux, il existe une infinité d'équilibre possible. Par exemple, deux sites identiques en termes de climat et des facteurs environnementaux, n'atteindront jamais le même équilibre, la même communauté d'espèces. Pour faire simple, les deux premières visions voient le climax comme un ensemble d'espèces défini à l'équilibre (avec un ou plusieurs ensembles possibles par région climatique) alors que la troisième voit le climax comme l'équilibre et non pas comme l'ensemble des espèces.

3.1.3. Perturbations naturelles et anthropiques

Les perturbations sont également une composante de la dynamique des écosystèmes. En modifiant l'environnement et en créant de nouveaux habitats, elles restaurent ou maintiennent un stade antérieur de la succession écologique. Il est intéressant de noter que la nature des perturbations peut se placer dans un espace tridimensionnel. Le premier axe définit la temporalité de la perturbation, c'est-à-dire la durée entre deux perturbations. Le second axe définit l'ampleur de la perturbation ou encore la surface affectée par celle-ci. Enfin, le troisième axe définit la sévérité / l'intensité de la perturbation (White, 1979; Romme et al., 1998; Walker et al., 2003).

Bien que ces perturbations éloignent un écosystème de son climax théorique, elles permettent de retourner vers un stade de succession antérieur, recréer une nouvelle succession écologique ou préserver un stade particulier. Ce qui en fait, en réalité, la composante principale / le moteur de la dynamique des écosystèmes. À l'échelle d'un paysage, les perturbations prennent encore plus d'importance. En agissant sur les différents écosystèmes, elles contribuent à la création d'une mosaïque de stades de successions écologiques et donc à la conservation d'une multitude d'habitats et de communautés d'organismes.

Les prairies et pelouses pâturées ou fauchées sont un bel exemple d'écosystème perturbé. Les animaux par l'herbivorie ou les hommes par la fauche, empêchent le développement d'une strate arborée et maintiennent ces écosystèmes à un stade de végétation dit ouvert. Ces écosystèmes sont souvent désignés comme des écosystème semi-naturels, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas urbanisés, qu'ils restent naturels mais que leurs structures et compositions ainsi que certaines fonctions sont façonnées par les actions humaines (ici le pastoralisme ou la fauche) ("Environmental and Social Standards," 2018). Ces milieux souvent riches en biodiversité (Dutoit et al., 1995; Báldi et al., 2013; Poniatowski et al., 2020) et assez anciens, ont pu être gardé comme tel pendant des décennies par des pratiques agricoles traditionnelles. Malheureusement, le changement de ces pratiques met en danger ces écosystèmes, ces habitats et espèces reliées (Hopkins, 2009; Török et al., 2012). Les prairies ou pelouses ainsi abandonnées, par exemple, évoluent vers un stade forestier, et les espèces inféodées aux milieux ouverts ont tendance à disparaître.

Autre exemple qui s'approche un peu plus des perturbations qui nous intéressent dans ce travail, à savoir celles qui ne maintiennent pas un écosystème mais qui le remettent à un stade plus précoce, est celui des hirondelles de rivages (*Riparia riparia*) et des berges. L'action de l'eau et de l'érosion sur les berges, de manière tout à fait naturelle, les font s'effondrer et les remettent à nues. Ces berges dépourvues de végétation et meubles, sont le lieu de prédilection de l'hirondelle de rivage pour la nidification. Cependant, les aménagements de rivières entrepris par l'homme, comme la rectification (suppression des méandres) ou la consolidation des berges, a empêché ces perturbations d'avoir lieu et ont fait décliner les populations d'hirondelles de rivage (Girvetz, 2010). Beaucoup de populations se retrouvent maintenant dans des sites artificiels comme des tas d'argile ou de sable dans les carrières (Fasol, 2007). Cet exemple montre l'importance des perturbations pour certaines espèces et les conséquences que peuvent avoir la réduction ou suppression de celles-ci.

Le secteur de l'industrie extractive, dans lequel se déroule ce travail de fin d'études, peut être vu comme initiateur de perturbations. Dans le système tridimensionnel évoqué plus haut, ces perturbations seraient de faible intervalle de temps, de forte intensité et généralement de faible ampleur à l'échelle d'une carrière. Ceci engendre une surface plus ou moins constante dans le temps mais mobile dans l'espace, d'habitats de stades de succession initiaux ou pionniers. Cette caractéristique des carrières en activité représente dès lors un potentiel pour le développement de populations d'espèces pionnières.

3.2. Espèces et pelouses pionnières

3.2.1. Espèces pionnières

Les espèces pionnières sont par définition les premières espèces à coloniser un milieu et qui, souvent, rendent ce milieu propice à l'arrivée d'autres espèces. Comme dit au point 3.1.1, ce sont les espèces des stades initiaux dans la succession écologique. Ces organismes ont des caractéristiques communes qui les rendent aptes à coloniser ces milieux aux conditions rudes. Ces espèces sont souvent oligotrophes (milieux pauvres), apprécient la pleine lumière, ont une croissance rapide et une bonne capacité de dispersion.

En 1974, Grime propose une théorie sur les stratégies écologiques des plantes connue sous le nom de stratégies CSR. D'après cette théorie, il existe trois facteurs principaux qui affectent l'environnement de la plante et trois grandes stratégies (types de végétaux) en fonction de la tolérance à l'un de ces facteurs. Le premier facteur étant la compétitivité entre organismes, le deuxième facteur étant le stress, faisant référence à des conditions abiotiques difficiles et enfin le facteur de perturbations faisant référence à la destruction du milieu ou de la plante elle-même. Les trois stratégies sont : la stratégie compétitive (C), la stratégie de tolérance au stress (S) et la stratégie rudérale (R). Les végétaux classés dans la première stratégie (C) ont hérité de traits leur permettant de s'approprier au mieux les ressources. Ces traits sont par exemple une grande surface foliaire, un système racinaire développé ou encore une croissance soutenue. Les végétaux classés dans la seconde stratégie (S) présentent des caractéristiques de conservation de ressources (p.ex. les plantes succulentes et la ressource eau), ont une croissance lente et comme les C, ont une reproduction plutôt faible. Enfin les rudérales (R) regroupent les végétaux qui présentent des caractéristiques telles qu'un cycle de vie court, une forte allocation d'énergie à la production de graines en quantité et une petite taille mais à croissance rapide.

Evidemment toutes les espèces ne sont pas aux extrêmes de ces stratégies et il existe des espèces ayant des traits intermédiaires pouvant alors être classées comme CS ou SR ou tout autre combinaison. Les espèces pionnières ont des caractéristiques des stratégies S et R mais rarement C et se retrouveraient dans cette classification tout le long du gradient SR.

Quelques années auparavant, MacArthur et Wilson ont proposé ce qui s'appelle le modèle évolutif r/K. Ce modèle tente de mettre en relation la taille des populations, la stratégie de reproduction et les aléas environnementaux. Ceci a donné naissance à la théorie des stratégies r/K. Les espèces dites de stratégie "r" sont des espèces dont la fécondité est très élevée mais dont la survie est faible. En d'autres termes, ces espèces ont une très grande descendance mais peu d'individus atteignent l'âge adulte. A l'inverse, les espèces de stratégie K ont une faible fécondité mais le taux de survie est élevé. A noter que "r" et "K" étant les extrêmes d'un gradient. Les espèces de stratégie "r" se retrouvent en fait dans des milieux stressant ou perturbés alors que les espèces de stratégies "K" dans des milieux plutôt stables et riches. Suivant ce modèle ci, les espèces pionnières seraient plutôt classées vers les espèces à stratégie "r".

3.2.2. Pelouses pionnières

Les pelouses pionnières qui nous intéressent sont celles mentionnées au point 2, à savoir les "pelouses rupicoles calcaires ou basiphiles de l'Alyso-Sedion albi" (habitats Natura 2000, 6110) autrement dit, les pelouses pionnières des substrats rocheux, et "les pelouses calcaires de sables xériques" (habitat Natura 2000, 6120).

Le premier habitat est un habitat prioritaire et est caractérisé par une flore d'espèces pionnières et de plantes grasses (généralement des *Crassulaceae*). Les conditions écologiques y sont très rudes. Les sols sont inexistantes ou très minces (roche mère calcaire affleurante) et le déficit hydrique ainsi que l'ensoleillement y sont très importants. La sécheresse résultante de ces conditions impose que la flore qui vient s'y installer ait des traits physiologiques adaptés. Ces pelouses ont un faciès de pelouses rases avec un recouvrement végétal faible. En Belgique, cet habitat est absent de la partie atlantique et est dans un état de conservation médiocre dans la partie continentale.

Le deuxième habitat, également prioritaire, est caractérisé par une flore xérophile et calcicole. Il partage certaines espèces communes avec l'habitat détaillé ci-dessus. Son sol sableux et calcaire en fait un sol fortement drainant, d'où la présence d'espèces xérophiles. Ces pelouses sont des milieux ouverts plus ou moins denses avec des hauteurs de végétation plutôt basses. Cet habitat est dans un état (très) défavorable de conservation sur l'ensemble de l'Europe.

3.3. Populations et conservation

3.3.1. Populations

Une population est par définition un groupe d'individus d'une même espèce présent sur un espace donné et étant potentiellement interfécond. Au sein d'une population, on retrouve tous les stades de développement de cette espèce. Il y a donc des individus juvéniles (non féconds), pré-adultes, adultes etc. Pour qu'une population puisse survivre dans le temps, il est nécessaire que les adultes se reproduisent et que les juvéniles survivent jusqu'à eux-mêmes pouvoir se reproduire. Si la reproduction nécessite plus d'un individu il est alors également essentiel que ceux-ci puissent se rencontrer. Tout ceci nous amène à la dynamique des populations. Le taux de survie des différents stades, le potentiel de rencontre des individus pour la reproduction et le taux de reproduction en lui-même vont donc influencer la taille des populations et faire fluctuer celle-ci, jusqu'à parfois amener à l'extinction de la population. Ces différents taux sont naturellement liés à l'environnement et aux besoins des individus. Les stratégies CSR et r/K théoriques expliquées plus haut, sont en fait des stratégies adoptées/héritées par les individus pour maintenir une population viable dans le temps en fonction du milieu dans lequel ils se trouvent.

Les métapopulations sont quant à elles l'ensemble de populations locales et discrètes dont les dynamiques sont partiellement indépendantes. Une métapopulation reprend donc des espaces où les individus d'une population sont encore présents mais également des espaces vacants où les populations se sont éteintes. L'échange entre ces populations permet non seulement un brassage, mais également une maintenance des populations dans le temps et l'espace génétique avec les émigrations et les immigrations. (Monty, 2017)

3.3.2. Conservation

La biologie ou écologie de la conservation, est une discipline qui étudie les interactions entre Hommes et espèces, entre espèces et autres interactions dans le but de pouvoir maintenir la biodiversité (ou un maximum de celle-ci) dans le temps, en proposant des techniques pratiques. C'est une discipline récente ayant vu le jour à la suite de la prise de conscience des pertes du capital naturel. Il existe une multitude de techniques pour conserver des espèces et pour n'en citer que quelques-unes, il y a par exemple les banques de graines, les jardins botaniques, la réintroduction d'espèces dans leur milieu naturel (par différentes méthodes). Il existe cependant deux grandes approches dans la conservation, soit une approche populationnelle ou une espèce en particulier est ciblée ; soit une approche plus globale qui vise plutôt à conserver de grands espaces ou des espèces ayant besoin d'un grand domaine vital pour protéger un ensemble d'espèces. Dans l'approche populationnelle, plus spécifique il y a les méthodes dites "*ex-situ*" qui conservent l'espèce en dehors de son milieu naturel (pensons aux zoos, banques de graines etc.) ou les méthodes dites "*in-situ*" où l'espèce est protégée ou réintroduite dans son environnement naturel. (Monty, 2018)

Dans le cadre de ce mémoire, nous travaillons à l'échelle de l'espèce et c'est la méthode *in-situ* qui nous intéresse. En effet, notre but est de conserver des espèces pionnières et en danger d'extinction dans leur milieu naturel, ou du moins des milieux analogues et ce dans un réseau de carrière. Nous espérons par là, pouvoir recréer des dynamiques de populations, permettre à des populations isolées de se maintenir et à de nouvelles populations de se développer ; conservant ainsi des espèces menacées en Wallonie.

3.4. Ecologie de la restauration

L'écologie de restauration est une discipline scientifique qui sert à fournir les notions théoriques nécessaires à la mise en place de projets de restauration écologique.

3.4.1. Restauration écologique

La SER (Society for Ecological Restoration) définit la restauration écologique comme "*un procédé qui permet d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit. Cette restauration vise à amener un écosystème dégradé sur une trajectoire de rétablissement qui permet une adaptation aux changements locaux et globaux ainsi que la persistance et l'évolution des espèces qui le compose.*" (Gann et al., 2019). L'écosystème de référence, qu'il soit réel ou conceptuel, est quant à lui l'écosystème dont on cherche à atteindre l'état par la restauration et qui permet de déterminer les objectifs de restauration. C'est également ce dernier qui sert d'étalon pour évaluer si la restauration est un succès ou non. Enfin, il faut préciser la nature dynamique du concept de l'écosystème de référence car en effet, ce dernier suit une trajectoire écologique et change d'état au cours du temps. La trajectoire écologique peut être vue comme l'histoire de vie passée et future d'un écosystème. En restauration, on cherche donc à placer l'écosystème dégradé sur une trajectoire désirée afin que celui-ci atteigne par la suite, et sans trop d'interventions de l'Homme, un état de la trajectoire écologique du système de référence.

Un écosystème dégradé peut être placé sur diverses trajectoires écologiques en fonction du but recherché. En effet, à côté de la restauration qui a comme objectif de remettre l'ensemble de l'écosystème en état, la réhabilitation ne restaure, elle, qu'une partie des fonctions de l'écosystème. La réallocation/réaffectation elle, a pour but de créer un nouvel écosystème totalement différent de celui avant dégradation. Enfin, si l'écosystème est résilient, il peut retrouver partiellement ou totalement son état initial par successions spontanées et ce, sans interventions humaines. L'ensemble de ces explications est visible sur la Figure 3 ci-dessous.

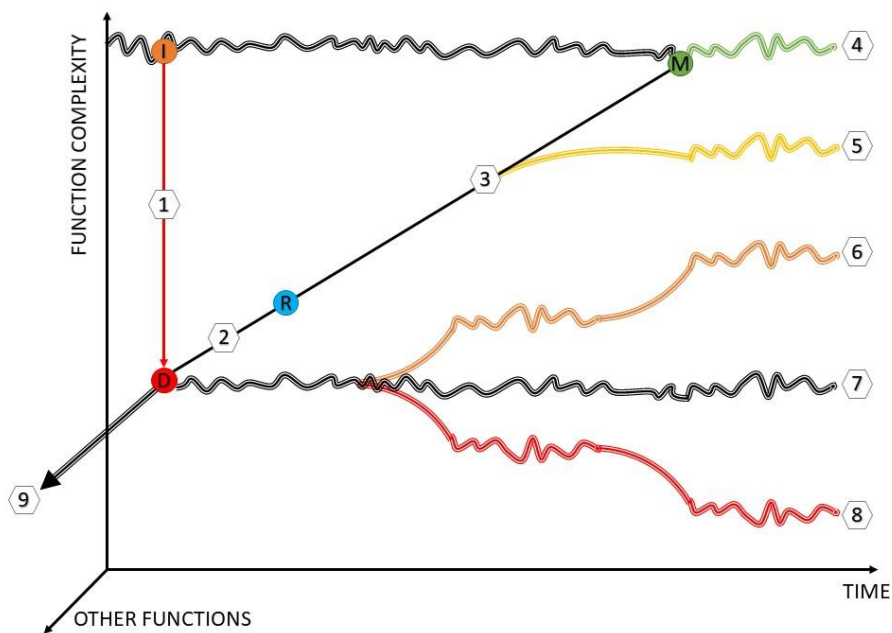


Figure 3 : Représentation des différentes trajectoires d'un écosystème. 1 : dégradation de l'écosystème de référence (I) à l'état dégradé (D); 2 : Restauration de l'écosystème ; 3 : Gestion de l'écosystème ; 4 : Restauration écologique réussie ; 5 : Réhabilitation ; 6 : Résilience de l'écosystème (restauration sans intervention humaine) ; 7 : Pas de restauration et pas de résilience ; 8 : la dégradation continue ; 9 : Réaffectation. Notez qu'une restauration écologique peut échouer et passer de l'état R à la trajectoire 7 par exemple. La trajectoire de l'écosystème de référence est représentée par la courbe IM.

En carrière, les perturbations créent ce genre d'écosystèmes dégradés au faciès d'habitats pionniers. L'action de gestion des pelouses pionnières dans le projet "Life in Quarries", utilise ces habitats dégradés/pionniers pour développer des populations de plantes vasculaires typiques de ces milieux. Cette action se place plutôt dans une optique de réaffectation, avec comme objectif non pas de revenir à un état de pré-perturbation mais bien de développer un nouvel habitat qui, dans certains cas, n'a plus rien à voir avec l'état pré-perturbé. Si les espèces cibles devaient venir de manière naturelle et spontanée sur ces espaces, elles devraient passer un bon nombre de barrières. Ces barrières et les manières de les contourner sont, en écologie de la restauration, ce que l'on appelle respectivement les filtres et les levées de filtres.

3.4.2. Théorie des filtres

En écologie de la restauration, il est courant de prendre en compte la théorie des filtres pour mener à bien un projet. Par filtres, on entend des barrières qui empêchent l'installation et le développement d'espèces. Selon les sources, le nombre et le type de filtres varient (Poff, 1997; Temperton et al., 2004; Cristofoli et al., 2010; Hulvey et al., 2014). Dans ce document, nous prenons ceux définis par Cristofoli et Mahy (2010) qui en dénombrent trois. Ces trois types de filtres, qui expliquent pourquoi une espèce ne serait pas présente sur un site donné, sont : (i) Les filtres à la dispersion qui empêchent les espèces de coloniser de nouvelles zones. Cela peut être lié à une barrière physique comme la fragmentation d'habitats et donc un manque de connectivité ou à l'absence de banque de graines et donc une impossibilité d'établissement. (ii) Les filtres abiotiques qui reprennent les facteurs environnementaux empêchant l'installation de l'espèce comme l'exposition, le niveau trophique ou hydrique du site mais également des perturbations comme le feu. Enfin (iii) les filtres biotiques qui expliquent l'absence d'une espèce à cause d'un autre organisme. Par exemple, l'impact des pathogènes ou de l'herbivorie.

Dans un projet de restauration au sens large, il est important de pouvoir identifier ces filtres et de trouver des manières de les lever. Certaines expériences ont pu démontrer l'efficacité de différentes techniques. Par exemple, la levée de filtres abiotiques peut se faire par la technique du "topsoil removal" (étrépage)

qui consiste à retirer la couche de sol superficiel et ainsi changer les teneurs en différents éléments (Jacquemart et al., 2003; Jaunatre et al., 2014). Pour lever les filtres à la dispersion il est possible de faire des transferts de topsoil (Vécrin et al., 2003; Piqueray et al., 2020), semer des lots de graines (Foster et al., 2007; Jongepierová et al., 2007) ou encore transférer du matériel végétal comme du foin (Klimkowska et al., 2010; Sullivan et al., 2020). Une technique assez unique expérimentée dans les steppes de la Crau est l'utilisation d'espèces ingénieuses⁵, en l'occurrence des fourmis comme vecteurs de dispersion naturelle et comme modificateurs de facteurs édaphiques (De Almeida et al., 2020). Bien souvent, plusieurs techniques sont utilisées ensemble pour maximiser les chances de réussite de restauration écologique.

Pour en revenir aux carrières et à l'action de développement de populations des plantes vasculaires, le filtre le plus important est celui de la dispersion. Du fait de la perturbation, la banque de graines n'est définitivement plus présente au niveau de la parcelle d'intérêt et à moins que des populations de ces espèces se trouvent dans les environs, il est fort peu probable de voir des populations se développer de manière spontanée sur ces parcelles. La manière de lever ce filtre à la dispersion dans ce cas-ci a été de semer ces espèces d'intérêt.

3.4.3. Gestion dynamique

La gestion dynamique n'est en fait rien d'autre qu'une organisation précise des différentes activités à mettre en place afin de pouvoir atteindre plusieurs objectifs. Cette organisation doit faire en sorte que les activités liées à la réussite d'un objectif "X" n'interfèrent pas sur la réussite d'un autre objectif "Y".

Dans notre cas, il faut comprendre que le premier objectif est l'extraction des ressources géologiques alors que le second est de garder des espaces temporairement en dehors de l'extraction pour y favoriser la biodiversité. La gestion dynamique est ici l'organisation des activités à mettre en place pour garder au sein de la carrière un réseau de nature temporaire mobile dans le temps et l'espace mais constante en surface, afin de permettre aux carriers de continuer leurs activités extractives tout en favorisant le développement d'habitats et d'espèces d'intérêt.

3.5. Nature temporaire

Le concept de nature temporaire peut être défini comme « *le développement de la nature dans une zone non initialement destinée à sa conservation et dont le propriétaire serait autorisé à la supprimer* » ou encore comme « *le développement d'écosystèmes pionniers, résultants de la régénérescence de milieux, la plupart du temps liée à l'activité anthropique* » (Vissyrias, 2019) .

Ces zones de nature temporaire se retrouvent un peu partout dans nos sociétés comme sur des chantiers, dans des carrières, dans des zones désaffectées, etc. Elles pourraient, de ce fait et avec une bonne gestion, représenter un intérêt non négligeable pour la biodiversité. De plus, elles peuvent dans certains cas constituer des habitats parfois devenus rares et améliorer la connectivité spatiale (par pas japonais⁶) pour certaines espèces. Par exemple, au Pays-Bas, un inventaire mené sur une zone de nature temporaire au niveau du port d'Amsterdam a pu mettre en évidence la présence de crapauds calamites (*Bufo calamita*), d'Azuré commun (*Polyommatus icarus*), ou encore d'orchidées (orchis négligé (*Dactylorhiza praetermissa*) et ophrys abeille (*Ophrys apifera*)) (Melchers et al., 2016). Une étude menée en Angleterre a démontré l'importance des friches industrielles pour certaines population de scarabées dont certaines espèces rares (Eyre et al., 2003). D'un autre côté, elles peuvent aussi avoir des impacts négatifs

⁵ Une espèce ingénieuse est une espèce qui modifie son environnement de manière disproportionnée et significative par rapport à son activité et/ou sa présence. On parle d'ingénieuse autogénique si la modification de l'environnement se fait par la seule présence de l'espèce et d'ingénieuse allogénique si ce sont ses activités qui modifient l'environnement.

⁶ Le terme de pas japonais désigne un ensemble de taches non connectées qui permettent néanmoins une connectivité écologique entre des taches de superficie plus importante. C'est un type de corridor écologique qui permet à une ou plusieurs espèce(s) d'atteindre différents habitats fragmentés.

en servant de zone d'implantation pour des espèces exotiques envahissantes mais également en ayant des effets de pièges écologiques (Vriens et al., 2013). Cependant, comme le dit Shoukens (2017), la nature temporaire ne peut en aucun cas devenir une excuse pour limiter et ou diminuer les efforts de conservations et de restauration. La nature permanente ne sert que de bonus.

En Europe de l'ouest, certaines activités extractives en carrières créent des habitats de type pionnier servant à une diversité d'espèces rares et protégées. Une étude en République tchèque a montré que peu de temps après l'arrêt des activités en carrières, certaines espèces d'araignées en danger ont spontanément recoloniser le milieu (Tropek et al., 2008). Une deuxième étude en République tchèque a elle mis en évidence la présence de carabidés rares et protégés au sein de carrières (Nováková et al., 2013). Une autre étude en Pologne a démontré l'importance des carrières de sables pour des espèces végétales en danger dans leur pays comme le Liparis de Loesel (une orchidée (*Liparis loeselii*)) ou la grassette commune (*Pinguicula vulgaris*) une plante carnivore (Czylok et al., 2009). Enfin toujours en République tchèque, une étude sur les papillons en carrières a démontré l'importance de ces milieux pour certaines espèces (Beneš et al., 2003). Pour quelques acteurs de l'industrie extractive conscients que cette biodiversité profite de leurs sites, l'arrêt de leurs activités n'est cependant pas envisageable. Les milieux créés sont donc un exemple type de nature temporaire car voués à disparaître dans un futur plus ou moins proche.

Une solution pour pouvoir concilier cette nature en carrière et les activités économiques semble donc de gérer les sites de manière réfléchi et dynamique.

4. Intégration des notions théorique au TFE

Les perturbations, de nature plutôt intenses, engendrées par les activités extractives au sein des carrières, génèrent des espaces exempts de végétation, avec des sols inorganiques très pauvres, souvent exposés de manière intense au soleil et présentant une rétention en eau très faible. Autrement dit, ces espaces ont un faciès typique d'habitats pionniers. A côté de cela, une des façons les plus courantes d'exploiter en carrière, est l'exploitation par front. Cette méthode consiste à extraire pendant un certain laps de temps les ressources sur un front et de quitter pendant ce temps-là les autres fronts. Le front abandonné est donc laissé à la nature mais voué à disparaître dans un futur plus ou moins proche ce qui en fait une zone de nature temporaire. Ces deux caractéristiques des carrières expliquent la présence de zones pionnières temporaires au sein de celles-ci. Etant abandonnées temporairement, ces zones peuvent donc servir de refuge pour toute une série d'espèces adaptées à de telles conditions, et c'est donc une opportunité pour les espèces pionnières menacées d'extinction. Cependant, pour que ces espèces s'installent, elles doivent se trouver dans ou à proximité de ces zones, c'est-à-dire passer le filtre à la dispersion, ce qui est rarement le cas. L'introduction de ces dernières (par le semis dans notre cas) est donc une des seules solutions pour qu'elles s'installent et s'y développent, permettant ainsi de conserver des populations viables. Pour garantir une surface constante et un renouvellement de ces conditions pionnières, une gestion dynamique est nécessaire. En effet si aucune mesure n'est prise lors du changement de front, ou que le front abandonné se voit exploiter plus tôt que prévu, le risque de perdre cette biodiversité qui s'est installée au sein de la carrière est grand.

5. Bibliographie

- Austrheim G., Gunilla E., Olsson A. & Grøntvedt E., 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biol. Conserv.* **87**(3), 369–379.
- Báldi A., Batáry P. & Kleijn D., 2013. Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Landscape ecology and biodiversity in agricultural landscapes **166**, 28–34.
- Bartual A.M., 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes 10.
- Beneš J., Kepka P. & Konvička M., 2003. Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conserv. Biol.* **17**(4), 1058–1069.
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A. & Menozzi P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manag.* **132**(1), 39–50.
- Brooks T.M., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B.D., Rylands A.B., Konstant W.R., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G. & Hilton-Taylor C., 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conserv. Biol.* **16**(4), 909–923.
- Clements F.E., 1916. Plant succession; an analysis of the development of vegetation 658.
- Clements F.E., 1936. Nature and Structure of the Climax. *J. Ecol.* **24**(1), 252–284.
- Cristofoli S. & Mahy G., 2010. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnol Agron Soc Env.* 9.
- Czylok A. & Szymczyk A., 2009. Sand quarries as biotopes of rare and critically endangered plant species. In: *Rare, Relict and Endangered Plants and Fungi in Poland*. 187–192.
- De Almeida T., Blight O., Mesléard F., Bulot A., Provost E. & Dutoit T., 2020. Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts on soil and vegetation. *Biol. Conserv.* **245**, 108547.
- Di Giulio M., Edwards P.J. & Meister E., 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Insect diversity in agricultural grasslands. J. Appl. Ecol.* **38**(2), 310–319.
- Duelli P. & Obrist M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl. Ecol.* **4**(2), 129–138.
- Dutoit T., Alard D., Lambert J. & Frileux P.N., 1995. Biodiversité et valeur agronomique des pelouses calcicoles : effets du pâturage ovin. *Fourrages* **142**, 145–158.
- Ellenberg H., 1974. *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas*, Scripta Geobotanica, 97.
- Environmental and Social Standards, 2018. .
- Eyre M.D., Luff M.L. & Woodward J.C., 2003. Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? *J. Insect Conserv.* **7**(4), 223–231.
- Fahrig L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**(1), 487–515.
- Fasol M., 2007. Cas d’adaptation de l’hirondelle de rivage (*Riparia riparia*). Une colonie s’installe dans une tour du château de La Roche-en-Ardenne. *Aves* **44**(1), 13–25.
- Foster B.L., Murphy C.A., Keller K.R., Aschenbach T.A., Questad E.J. & Kindscher K., 2007. Restoration of Prairie Community Structure and Ecosystem Function in an Abandoned Hayfield: A Sowing Experiment. *Restor. Ecol.* **15**(4), 652–661.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J., Hallett J.G., Eisenberg C., Guariguata M.R., Liu J., Hua F., Echeverría C., Gonzales E., Shaw N., Decler K. & Dixon K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restor. Ecol.* **27**(S1).
- Girvetz E.H., 2010. Removing erosion control projects increases bank swallow (*Riparia riparia*) population viability modeled along the Sacramento River, California, USA. *Biol. Conserv.* **143**(4), 828–838.
- Hannah L., Carr J.L. & Lanckerani A., 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set 28.
- Hanski I., 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO* **40**(3), 248–255.

- Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H. & Roberts C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* **8**(1), 23–29.
- Hopkins A., 2009. Relevance and functionality of semi-natural grassland in Europe – status quo and future prospective.
- Houghton R.A., 1994. The Worldwide Extent of Land-Use Change. *BioScience* **44**(5), 305–313.
- Hulvey K.B. & Aigner P.A., 2014. Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. *J. Appl. Ecol.* **51**(4), 997–1005.
- Jacquemart A.-L., Champluvier D. & De Sloover J., 2003. A test of mowing and soil-removal restoration techniques in wet heaths of the High Ardenne, Belgium. *Wetlands* **23**(2), 376–385.
- Jaunatre R., Buisson E. & Dutoit T., 2014. Topsoil removal improves various restoration treatments of a Mediterranean steppe (La Crau, southeast France). *Appl. Veg. Sci.* **17**(2), 236–245.
- Jongepierová I., Mitchley J. & Tzanopoulos J., 2007. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biol. Conserv.* **139**(3–4), 297–305.
- Klimkowska A., Kotowski W., Diggelen R.V., Grootjans A.P., Dzierża P. & Brzezińska K., 2010. Vegetation Re-development After Fen Meadow Restoration by Topsoil Removal and Hay Transfer. *Restor. Ecol.* **18**(6), 924–933.
- Lindborg R. & Eriksson O., 2004. Effects of Restoration on Plant Species Richness and Composition in Scandinavian Semi-Natural Grasslands. *Restor. Ecol.* **12**(3), 318–326.
- Melchers M. & Smit G.F.J., 2016. Tijdelijke Natuur Westpoort. Ontwikkeling 2009 - 20016. (No. 16–259), Culemborg, Bureau Waardenburg.
- Monty A., 2017. *Ecologie générale : Partie II*.
- Monty A., 2018. *Méthodes d'analyses de la biodiversité*.
- Nováková L. & Šťastná P., 2013. Diversity of Carabidae in limestone quarries of South Moravia. *Acta Univ. Agric. Silv. Mendel. Brun.* **61**(3), 757–764, DOI:10.11118/actaun201361030757.
- Pfiffner L. & Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* **78**(3), 215–222.
- Pierre J.I.S. & Kovalenko K.E., 2014. Effect of habitat complexity attributes on species richness. *Ecosphere* **5**(2), art22.
- Piqueray J., Gilliaux V., Wubs E.R.J. & Mahy G., 2020. Topsoil translocation in extensively managed arable field margins promotes plant species richness and threatened arable plant species. *J. Environ. Manage.* **260**, 110126.
- Plieninger T. & Gaertner M., 2011. Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. *J. Nat. Conserv.* **19**(1), 18–23.
- Poff N.L., 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* **16**(2), 391–409.
- Poniatowski D., Stuhldreher G., Helbing F., Hamer U. & Fartmann T., 2020. Restoration of calcareous grasslands: The early successional stage promotes biodiversity. *Ecol. Eng.* **151**, 105858.
- Pykälä J., 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* **108**(2), 109–117.
- Raunkiaer C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer*.
- Romme W.H., Everham E.H., Frelich L.E., Moritz M.A. & Sparks R.E., 1998. Are Large, Infrequent Disturbances Qualitatively Different from Small, Frequent Disturbances? *Ecosystems* **1**(6), 524–534.
- Sabatier R., Teillard F., Rossing W.A.H., Doyen L. & Tichit M., 2015. Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal* **9**(5), 899–907.
- Schoukens H., 2017. Reconciliation ecology in practice: Legal and policy considerations when implementing temporary nature on undeveloped lands in the European Union. *Land Use Policy* **67**, 178–189.
- Selmi S. & Boulinier T., 2003. Breeding bird communities in southern Tunisian oases: the importance of traditional agricultural practices for bird diversity in a semi-natural system. *Biol. Conserv.* **10**.
- Söderström B. & Pärt T., 2000. Influence of Landscape Scale on Farmland Birds Breeding in Semi-Natural Pastures. *Conserv. Biol.* **14**(2), 12.

- Sullivan E., Hall N. & Ashton P., 2020. Restoration of upland hay meadows over an 11-year chronosequence: an evaluation of the success of green hay transfer. *Restor. Ecol.* **28**(1), 127–137.
- Tansley A.G., 1920. The Classification of Vegetation and the Concept of Development. *J. Ecol.* **8**(2), 118–149.
- Tansley A.G., 1939. British Ecology During the Past Quarter-Century: The Plant Community and the Ecosystem. *J. Ecol.* **27**(2), 513–530.
- Temperton V.M., Hobbs R.J., Nuttle T. & Halle S., 2004. *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*, Island Press, 459.
- Török P., Kapocsi I. & Deák B., 2012. Conservation And Management Of Alkali Grassland Biodiversity in Central-Europe. In: Zhang, W.-J. ed. *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*, Environmental Health : Physical, Chemical and Biological Factors. Hauppauge, N.Y: Nova Science Publishers, 109–118.
- Tropek R. & Konvicka M., 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts, Czech Republic. *Land Degrad. Dev.* **19**(1), 104–114.
- Turner M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* **91**(10), 2833–2849.
- Vécrin M.P. & Muller S., 2003. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Appl. Veg. Sci.* **6**(2), 271–278.
- Vissyrias N., 2019. Chantiers, carrières, friches urbaines... Quelle gestion pour la « nature temporaire » ? *Rencontres* (64), 6.
- Vriens L., Gyselings R., Mergeay J. & Van den Bergh E., 2013. Advies betreffende de ecologische effecten van tijdelijke natuur.
- Walker L.R. & Moral R. del, 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*, Cambridge University Press, 459.
- White P.S., 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Bot. Rev.* **45**(3), 229–299.
- Whittaker R.H., 1953. A Consideration of Climax Theory: The Climax as a Population and Pattern. *Ecol. Monogr.* **23**(1), 41–78.

PARTIE II

Master Thesis

Quarries' temporary habitats as opportunity for
endangered pioneer plant species conservation

Johan Jacob

January 2021

Co-promotors: Grégory Mahy and Maxime Séleck

1. Abstract

Aim: 1. Assess whether dynamically managed pioneer grasslands areas in active quarries can serve as potential sites for development of new core populations and conservation of Southern Belgium threatened plant species by introduction actions. 2. Evaluate if fitness differences exist among the introduced and established populations of *Petrorhagia prolifera* (L.) P.W. Ball & Heywood as well as environmental factors explaining them in order to maximise chances for future introductions.

Methods: A first phase of this study was to evaluate the global success rate of nine introduced species through absence – presence percentages and populations' sizes estimations. Fifty sown plots were prospected, representing 130 populations. In the second phase, we collected *P. prolifera* individuals and soil samples in seven plots distributed over four quarries. To discriminate populations, ANOVAs were run on population variables as well as on soil parameters. A Principal Component Analysis on soil factors, with fitting of populations' variables on it, was used for testing relationship between population variables and soil factors.

Results: Based on presence – absence, some 54% of all introductions were successfully established and all but one species developed new populations. Established populations of *P. prolifera* did not show significant differences except for one plot presenting higher mean of flowers and seeds productions per individual as well as a greater mean height. Results also show importance of sand as edaphic factor for *P. prolifera* to thrive on.

Conclusion: Introduction of endangered pioneer plants in quarries' temporary pioneer grassland represents an opportunity for conservation of threatened species especially if applied to a large network of quarries. Our study illustrates that conservation actions can take place during quarrying and could benefit from areas temporarily outside of activity. Results for *P. prolifera* shows that this species presents a great range of tolerance in terms of edaphic factors. Further studies could however help define whether pioneer species can maintain and disperse in the quarries over longer periods of time.

Key-words: Quarries, Patrimonial species, Pioneer grassland, Direct Seeding, *Petrorhagia prolifera*, Proliferous Pink

2. Introduction

Scientists agree that a high diversity of patches (habitats) in a landscape, help to sustain high levels of biodiversity (Burnett et al., 1998; Pickett et al., 2012). Yet, human activities often cause habitat loss through homogenisation of landscapes (Hannah et al., 1995; Young et al., 2005; Halpern et al., 2008). However, some anthropogenic actions can also present opportunities by maintaining habitat states and landscape heterogeneity or through the creation of new types / analogous habitats by mimicking natural perturbations (Krebs et al., 1999; Söderström et al., 2001; Brockerhoff et al., 2009; Lundholm et al., 2010).

Pioneer habitats, recently emphasised as being important for biodiversity can host species rich communities with rare and vulnerable species (Swanson et al., 2011; Pardini et al., 2015; Poniatowski et al., 2020). "Rupicolous calcareous or basophilic grasslands of the *Alyso-Sedion albi*" (6110 Natura 2000 habitat) and "Xeric sand calcareous grasslands" (6120 Natura 2000 habitat), two types of pioneer, calcareous grasslands identified as priority habitats by EU's Habitat Directive (EU 92/43/EEC) are however evaluated as in an unfavourable to bad conservation status throughout Europe (Poschlod et al., 2002). Disturbances driven by extractive activities in quarries can mimic natural processes and lead to areas favouring these types of grasslands.

Quarries' disturbances and habitat creation fit inside de concept of temporary nature (Vriens et al., 2013; Schoukens, 2016; Vissyrias, 2019). This concept could be defined as 'the development of (pioneer) nature in areas temporarily outside of human activities but which are doomed to disappear in a near

future for construction or other purposes'. These temporary areas could serve as extra for conservation and biodiversity purposes as they can represent appreciable surfaces. While often transient, they could still play a key role for development of core population of specialized endangered pioneer species. Quarries' disturbances create harsh ecological conditions like bare and poor soils, favourable for pioneer species and grasslands to develop on. Moreover, pattern and regime of these disturbances makes it possible to keep constant surfaces (but moving in time and space) with such conditions at the scale of the quarries' lifespans.

In the last twenty years, interest in quarries as sites potentially sustaining and developing biodiversity has largely increased (Beneš et al., 2003; Tropek et al., 2008; Šálek, 2012; Heneberg et al., 2013). Most of these studies took however place in newly to long time abandoned quarries. As part of the "Life in Quarries" project (LIFE14 NAT/BE/000364, <http://www.lifeinquarries.eu>), which purpose is to ally extractive activities and biodiversity by dynamic management, our study took place in active quarries.

Our aim is to assess if active quarries' pioneer grasslands, seen as temporary nature areas, could be used as potential sites to develop and conserve endangered pioneer plant species populations in Wallonia, Southern Belgium. Belgium is typical of western human dominated landscapes, with urbanisation, agriculture and forestry causing natural habitat and biodiversity decrease. Southern Belgium present a high variety of geologic materials and 160 active quarries were counted in 2010. Expanding over about 15.000 ha, which represents 0.9% of its territory, development of threatened species populations could be a great opportunity to create metapopulation dynamics and core populations for the neighbouring landscapes.

Seed dispersal and seedbank being two important features for establishment of species and success of restoration projects (Bakker et al., 1996), the Life in Quarries overcome these filters through direct introduction of threatened pioneer species.

To assess the success of this pioneer species introduction program, our study was divided in two phases. The first, aimed at evaluating the installation success of nine selected pioneer species introduced in a regional network of quarries. The second, focused on seven installed populations of *Petrorhagia prolifera* (L.) P.W.Ball & Heywood., aimed at evaluating population and fitness traits and test for differences among populations in relation to environmental conditions.

3. Material and methods

3.1. Study area

A first phase of our study took place in 18 quarries of the Life in Quarries project where species were sown (representing 50 plots). Seven quarries were located in the Atlantic region while 11 were Continental. The prevailing extraction type was limestone with 12 quarries, others being dolomite (1), porphyry (2), sandstone (2) and sand (1). The eighteen quarries and their extracted material are presented in Figure 1.

3.2. Species selection, reproduction and introduction

Threatened species specialists of pioneer grasslands and potentially adapted to dynamic biodiversity management were selected based on six criteria. (i) Ecology (Oligotrophic plant with a good tolerance to drought – Moisture (F), Nitrogen (soil fertility, N), Light availability (L), Soil salinity (S) represented by Ellenberg values (1974) comprised respectively between 1 and 5, 1 and 5, 6 and 9 and 0; (ii) characteristic species of «EU Habitat Directive», 6110 (Rupicolous calcareous or basophilic grasslands of the *Alyso-Sedion albi*) or of 6120 (Xeric sand calcareous grasslands) habitat); (iii) Being indigenous to Southern Belgium. (iv) Other than *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*, *Orchidaceae* family or ferns. (v) Presenting a therophytic or hemicytrophitic life-form according to Raunkiaer's classification (1934) and for the latest, early blooming (biennial). (vi) Being a Walloon threatened species (i.e., included in regional Red lists as EX, CR, EN, VU or DD and/or legally protected).

For the nine selected threatened species (Table 1), seeds were hand collected from 20 existing populations in autumn 2016 and 2017 (Supplementary material, Appendix 1 & 2). Belgium presenting two biogeographical regions (Atlantic and Continental), accessions were collected separately in each region to limit genetic pollution. During 2018 and 2019, accessions were reproduced ex-situ in order to obtain large quantities of seeds. Sixteen out of the 20 accessions were successfully reproduced.

Desired sowing densities were of 100 seeds.m⁻² but for *Lathyrus hirsutus* (large seeds), 2seeds.m⁻². Seeds were therefore weighted with waste material to estimate the mass of seeds to sow in the different plots. For each quarry, accessions to sow were selected based on (i) the absence of the species, (ii) the substrates of the sites and (iii) the ecology of the species. Within quarries, plots were selected as those for which maintenance over two to five years could be provided by the quarry manager.

Broadcast seeding by hand was realized in autumn 2019 on the selected plots (except for one sown in April 2020).

Table 1 : Threatened species of our study. Type B and A are respectively biennial and annual, Raunkiaer's classification H and T respectively hemicryptophytic and therophytic. Introductions x/y: x number of different quarries where the species was introduced, y number of plots sown. * Previously thought to be extinct in Belgium but discovered.

Species	Common name	Walloon IUCN	Protection	Family	Type	Raunkiaer's classification	Flowering period	Introductions (sites / plots)
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	Common Centaury	NT	YES	<i>Gentianaceae</i>	B	H	June - September	1 / 2
<i>Dianthus armeria</i> L.	Deptford Pink	VU	/	<i>Caryophyllaceae</i>	B	H	June - August	12 / 31
<i>Filago vulgaris</i> Lam.	Common Cudweed	CR	/	<i>Asteraceae</i>	A	T	June - September	3 / 4
<i>Galeopsis angustifolia</i> Ehrh. Ex Hoffm.	Red Hemp-nettle	DD	/	<i>Lamiaceae</i>	A	T	June - October	5 / 13
<i>Jasione montana</i> L.	Sheep's-bit	EN	/	<i>Campanulaceae</i>	B	H	June - September	1 / 1
<i>Lathyrus hirsutus</i> L.	Hairy Vetchling	CR	/	<i>Fabaceae</i>	B	H	May - July	6 / 12
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W.Ball & Heywood	Proliferous Childing Pink	DD	/	<i>Caryophyllaceae</i>	A	T	May - October	14 / 34
<i>Silene gallica</i> L.	Small-flowered catchfly	(EX)*	/	<i>Caryophyllaceae</i>	A	T	May - July	1 / 2
<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.	Dense-flowered Mullein	DD	/	<i>Scrophulariaceae</i>	B	H	July - August	13 / 31

Filago vulgaris, *Silene gallica*, *Centaurium erythraea* and *Jasione montana* all present a single accession. These species also are the least sown species of the project, with respectively, four, two, two and one sown plot(s). *Petrorhagia prolifera*, *Verbascum densiflorum* and *Dianthus armeria* were the most sown species with respectively, 34, 31 and 31 sown plots. Annuals were sown on 53 plots versus 77 for biennials.

3.3. Phase I: Global success

In each plot, surveys on all sown species were conducted, between July 7th and July 24th of 2020, to determine whether populations had developed. Individuals were searched by wandering through the plots from the limits to the centre in spiral during 20 to 30 minutes. When sown species were observed, population size were estimated and assigned to one of the following classes: [1,5];]5-50];]50,500] ;]500,1000] ;]1000,5000] ; >5000 individuals.

3.4. Phase II: Population characteristics for *Petrorhagia prolifera*

Species and plot selection

Petrorhagia prolifera (L.) P.W. Ball & Heywood (hereafter referred as *Petr*) was chosen, based on its annual cycle, allowing us to estimate demographic parameters the first year of population introduction, as well as its large number of successful germinations in the different quarries.

From 34 plots where *Petr* was sown, 7 plots were selected for detailed population characterization, based on six criteria. First criterion was that a population was installed in the plot. Second criterion considered security concerns and accessibility, third rejected plots with grazing or mowing management, fourth lead us to work only in the Continental quarries, fifth deleted plots that were altered between sowing and sampling period. We finally only kept limestone extraction sites (dolomite included). Moreover, we deleted two redundant plots from Petons' quarry. Figure 1, shows the location in Southern Belgium of all sown quarries from the project and the four selected ones.

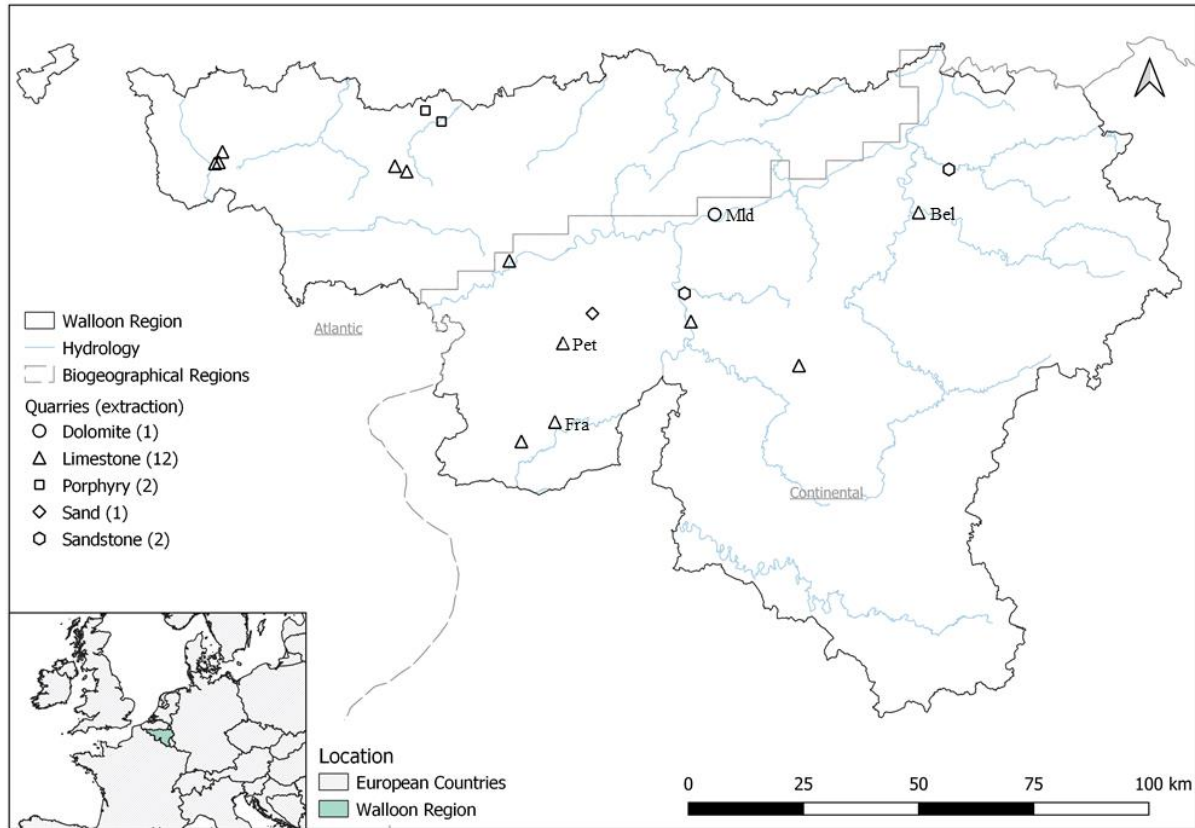


Figure 1: Visited quarries during the study and selected quarries for 2nd phase, Mld: Carrière de Marche-les-Dames, Bel: Belle Roche Sablar, Fra: Carrière de Frasnes and Pet: Carrière Les Petons.

In terms of bedding material of the selected plots, all were covered with spoils pertaining to the different quarries. However, spoils' fragment sizes, thickness of covering and compaction were different.

Sampling

Selected plots were surveyed between September 7th and September 10th, 2020. Random quadrats (1m²) in the plots were used as sampling areas.

For each plot, our objective was to sample four quadrats with presence and four with absence of the species. Therefore, a first quadrat was generated and surveyed then a second and so on until the 4&4 combination was reached, resulting in at least eight surveyed quadrats per plot.

For each quadrat, the number of individuals was counted and the total vegetation cover was estimated in percentage.

In the first four encountered quadrats with presence, four individuals per quadrat were collected (one at each cardinal point) as well as a total of four fruits from neighbouring individuals. If less than four individuals were present in the quadrat, collecting was realized in a two-meter radius from the quadrat's centre.

At the centre of both first four quadrats of absences and first four of presences, a 5-15 cm depth soil sample was collected with a hand shovel, leading to at least 100g of fine earth being collected.

Measurements

For each collected individual of *Petr*, height, number of fruits (separated in mature (hereafter *capsules*) and immature) and number of flowers were counted. Mean quantities of seeds per capsule for *Petr* were counted on the nearly mature collected fruits.

Soil samples were sieved in two fractions. The first fraction containing the fine-earth particles (according to USDA classification, ("SSM - Ch. 3. Examination and Description of Soil Profiles | NRCS Soils," December-7-2020)) was analysed for soil texture (derived method of NF X 31-107), pH (H₂O) (NF ISO 10390), organic C (derived method of NF ISO 10694) and CaCO₃ content (derived method of NF ISO 10693) by the "Centre Provincial De L'Agriculture Et De La Ruralité". The second fractions containing particles >2mm were further sieved in fractions between 2 and 6 mm (fine gravel), 6 and 20 mm (medium gravel) and ≥20mm (coarse gravel) (Jahn et al., 2006).

3.5. Data analysis

Statistical analyses of data were performed in R, on RStudio environment (RStudio Team, 2019) using 'stats' (R Core Team, 2019) and 'vegan' (Oksanen et al., 2019) packages. Plots were drawn using 'ggplot2' (Wickham, 2016) package.

Global success for target species

Global success was analysed using presence/absence percentages over the sown plot for each species and each species accession. The estimated populations sizes per species are presented in histograms.

Population characteristics for *Petrorhagia prolifera*

Population and Fitness

As each selected plot represented a distinct population of *Petr*, seven populations were sampled. Two, accessions were harvested and produced for *Petr* in the Continental region (C1 and C2). Plots in Belle Roche Sablar quarry (Bel_A and Bel_B plot) were sown with C2 accession while others with C1.

Variables used to characterize those populations are (i) *Population density* ($Nb\ ind / m^2$); (ii) *Number of individuals per sown seed* ($Nb\ ind / sS$); (iii) *Mean Height* ($mHeight$); (iv) *Produced flowers per individual* (sum of flowers and fruits (immature and capsules)) (Flo / ind); (v) *Mean number of seeds per fruit* (mS / Fru); (vi) *Maximum seeds per individual* ($MaxS / ind$) and (vii) *Potentially produced seeds per sown seed* ($PotS / sS$).

« $Nb\ ind / sS$ » is the quotient of the quadrat's « $Nb\ ind / m^2$ » by the plot's sowing density (seeds/m²). « $MaxS / ind$ » is calculated as the product of « Flo / ind » and the quadrat's « mS / Fru ». « $PotS / sS$ » is the quotient of mean « $MaxS / ind$ » (of the quadrat) divided by the plot's sowing density.

In order to increase homoscedasticity of the variables, $mHeight$ was log transformed, $Nb\ ind / m^2$, Flo / ind , $MaxS / ind$ and $PotS / sS$ were square root transformed.

To find out if significative difference existed between the populations, analyses of variance (ANOVA) were run on each variable using function 'aov'. If significative, a 'TukeyHSD' analysis was run to perform grouping.

Soil analysis

First, we tested whether edaphic parameters (fine earth, clay, silt (fine, coarse and total), sand (fine, coarse and total), gravel (fine, medium, coarse and total), pH, CaCO₃, organic C) as well as vegetation cover differed between presence and absence quadrats within each population through ANOVAs. If necessary, data were transformed (log for: vegetation cover, clay, silt (fine, coarse and total), CaCO₃ and fine gravel; square root for: fine sand and medium gravel) and ANOVAs executed. Second, we

tested if edaphic parameters differed between populations (on presence quadrats) with an ANOVA test followed by means structuring with Tukey's test.

Link between population characteristics and soil

A principal component analyse (PCA) on the correlation matrix of soil parameters was executed through function 'rda'. Population variables were subsequently fitted using function 'envfit'. The correlation matrix was computed using function 'cor'.

4. Results

Threatened species are hereafter referred as: « *Cent* » (*Centaureum erythraea*), « *Dian* » (*Dianthus armeria*), « *Fila* » (*Filago vulgaris*), « *Gale* » (*Galeopsis angustifolia*), « *Jasi* » (*Jasione montana*), « *Lath* » (*Lathyrus hirsutus*), « *Petr* » (*Petrorhagia prolifera*), « *Sile* » (*Silene gallica*) and « *Verb* » (*Verbascum densiflorum*).

4.1. Phase I: Global success

Table 2 presents the percentages of success (plots with presence / sown plots) for each species in general and based on accession. Presence for annual species range from 88.2 to 100% whereas for biennial species it varies from 0 to 50%. Among accessions, it varies from 75 to 100% for annuals and from 0 to 60% for biennials. A total of 70 populations developed out of the 130 introductions. Appendix 3, details the success in the different types (extracted material) of quarries.

C2 accession for *Petr* displayed poorer results of success compared to both other accessions of this species (C2: 75%, A1 and C1: 100%). The same observation is true for C1 accession of *Lath* (A1: 60% and C1: 28.6%) and A1 accession of *Dian* (A1: 0% and C1: 18.5%).

Sizes of all populations encountered were estimated and classified (Figure 2). Biennial species do not present populations exceeding 1000 individuals and number of observed populations are lesser than for annuals. The 70 developed populations are distributed as follows: 6 ([1,5]), 22 ([5,50]), 23 ([50,500]), 11([500,1000]), 5 ([1000,5000]) and 3 (>5000).

Table 2 : Success rates (%) of the sown threatened species with number of sown plots and number of different quarries the plots are distributed over. A and C respectively representing Atlantic and Continental biogeographical regions for the accessions.

Species	Life cycle	Success % (number of sowings/number of quarries)			Average 1000 Seed Weight (g)
		Global	Accession based	Accession	
<i>Filago vulgaris</i>	annual	100% (4/3)	100% (4/3)	A1	0.023
<i>Silene gallica</i>	annual	100% (2/1)	100% (2/1)	A1	0.360
<i>Galeopsis angustifolia</i>	annual	92.3% (13/5)	87.5% (8/4)	C1	2.660
			100% (5/1)	C2	1.460
			100% (5/5)	A1	0.400
<i>Petrorhagia prolifera</i>	annual	88.2% (34/14)	100% (13/4)	C1	0.330
			75% (16/5)	C2	0.420
<i>Lathyrus hirsutus</i>	biennial	41.7% (12/6)	60% (5/4)	A1	34.180
			28.6% (7/2)	C1	37.140
<i>Verbascum densiflorum</i>	biennial	35.5% (31/12)	37.5% (8/5)	A1	0.110
			34.8% (23/8)	C1	0.100
<i>Centaureum erythraea</i>	biennial	50% (2/1)	50% (2/1)	C1	0.011
<i>Dianthus armeria</i>	biennial	16.1% (31/12)	0% (4/4)	A1	NA
			18.5% (27/8)	C1	0.230
<i>Jasione montana</i>	biennial	0% (1/1)	0% (1/1)	A1	0.028

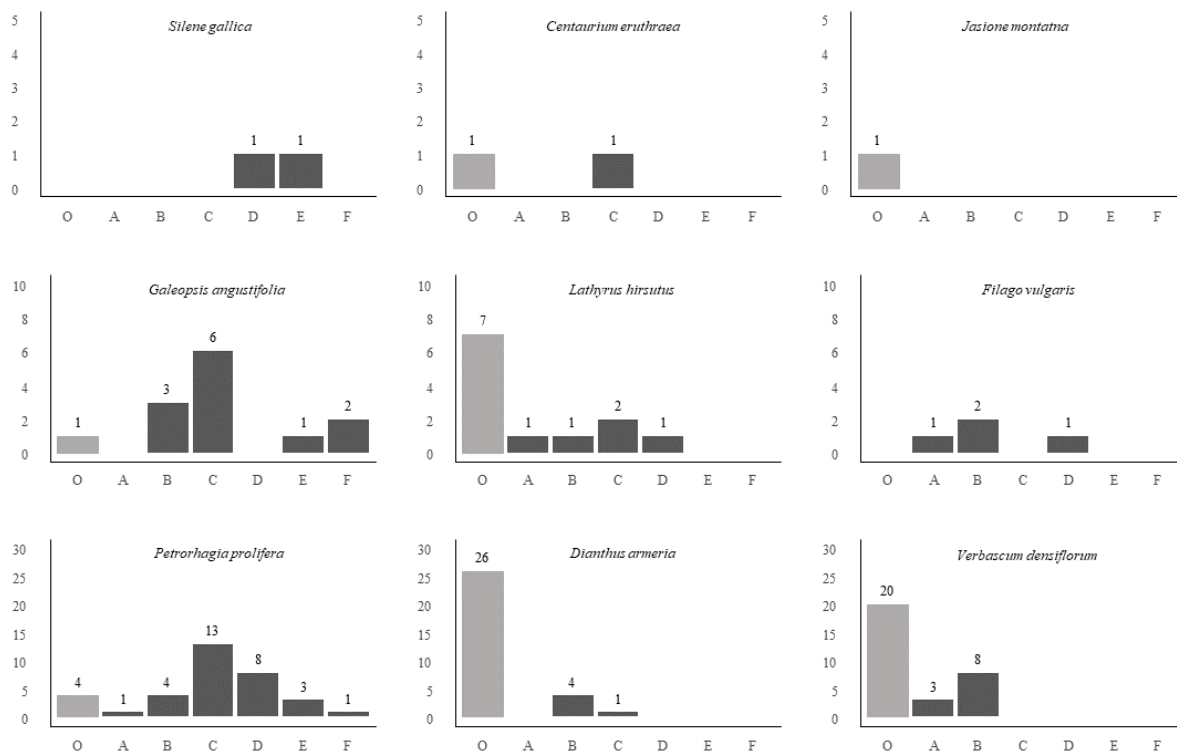


Figure 2: Number of populations for each size category and for each species. O: 0; A: [1,5]; B: [5,50]; C: [50,500]; D: [500,1000]; E: [1000,5000]; F: >5000.

4.2. Phase II: Specific success

Plot description

Bel_A and Pet_Fe were covered with a thick layer of fine fragments of spoil and no important compaction was detected. Pet_I was covered with a large layer of coarse fragments and was quite compact underneath. Pet_D, presented a layer of silty clay with above a thin layer of fine and coarse gravels. Bel_B, was heterogeneously covered, the boundaries of the plots presented small heaps of fine spoil, the centre was a thin layer of medium gravel and the rest was a compacted soil. Fra_A, was covered with a thin layer of small-sized spoil and bedrock was visible in some areas. Mld_E presented a heap of fine to medium size spoil all the way through the plot, the rest of the plot being compact and thin. Pictures of the plots are available in the supplementary materials (Appendix 4)

Population and fitness results

Numbers of sampled quadrats to reach the 4&4 combination were different between the plots. In Bel_A, Pet_D and Pet_I, the first eight sampled quadrats lead to the combination. In Bel_B and Mld_E we had to sample nine quadrats (5 presence and 4 absence) to encounter the combination. In Fra_A, nine quadrats were also needed (5 absence, 4 presence) for the combination and finally in Pet_Fe, 12 quadrats were sampled (8 presence and 4 absence).

Nb ind / m², *Nb ind / sS*, *mS / Fru* and *PotS / sS* parameters showed no significant differences (p-values of 0.56, 0.487, 0.132 and 0.309 respectively) between the populations. On the other hand, *mHeight*, *Flo / ind* and *MaxS / ind* showed highly significant difference (p-value < 0.001) (Table 3).

Tukey's test on these significant variables highlighted the difference of Bel_A's population. *Flo / ind* in Bel_A (mean (SD): 45.1 (70.0)) was much higher than that of Pet_Fe (5.8 (8.0)), the second largest of

the other populations. *MaxS / ind* in Bel_A also was the highest (693 (1091.8)) and varied from 16 (12.7) (Pet_D) to 92 (134.2) (Pet_Fe) in other populations. *mHeight* was the only for which Bel_A's population was grouped with Pet_Fe's and Pet_I's populations (respective 22.4 (13.8), 12.7 (6.9) and 12.0 (4.8)).

In the ranges, the maximum value for *Nb ind / m²* (177) and *Nb ind / sS* (1.4) were coming from observations in Pet_I; *mS / Fru* (24) from Fra_A and the others (*Height*: 50, *Flo / ind*: 239, *MaxS / ind*: 3920, *PotS / sS*: 357) from Bel_A. The minimum value (0) for *Nb ind / m²*, *Nb ind / sS* and *PotS / sS* ranges were coming from the absence quadrats. Minimum for presence quadrats being respectively 2 for Fra_A and Pet_Fe, 0.02 for Fra_A and 0.25 for Pet_Fe. Minimum of *Height* (2 cm) was observed in Mld_E, *Flo / ind* (0) as well as *MaxS / ind* (0) in all populations except Fra_A and Bel_A, and finally, *mS / Fru* (5) in Pet_D.

Table 3 : Population variables calculations; A = area of the plot in m²; n = total number of quadrats; values = mean (SD); p-value ***: < 0.001; Observations are the number of measurements used for the calculations: 63 presenting all quadrats, 112 all sampled individuals (16 per plot), 28 quadrats with individuals and fruits sampling.

Factor	Observations	Range	Populations / plots							p-value
			Bel_A A=728 n=8	Bel_B A=613 n=9	Fra_A A=4745 n=9	Mld_E A=2520 n=9	Pet_D A=1501 n=8	Pet_Fe A=469 n=12	Pet_I A=5086 n=8	
Nb ind / m ²	63 (Σn)	[0 - 177]	5 (7.4)	5 (9.2)	6 (12.4)	18 (26.3)	5 (6.4)	19 (24.4)	30 (61.2)	0.56
Nb ind / sS	63 (Σn)	[0 - 1.4]	0.05 (0.08)	0.04 (0.07)	0.06 (0.12)	0.18 (0.26)	0.05 (0.06)	0.21 (0.28)	0.23 (0.47)	0.487
Height (cm)	112 (16*7)	[2 - 50]	22.4 (13.8) ^b	8.4 (6.2) ^a	8.3 (2.3) ^a	8.7 (5.0) ^a	7.4 (3.2) ^a	12.7 (6.9) ^{ab}	12.0 (4.8) ^{ab}	***
Flo / ind	112 (16*7)	[0 - 239]	45.1 (70.0) ^b	2.9 (3.0) ^a	3.4 (2.9) ^a	3.4 (3.7) ^a	1.6 (1.2) ^a	5.8 (8.0) ^a	5 (2.7) ^a	***
mS / Fru	28 (4*7)	[5 - 24]	15 (3.8)	12 (3.3)	20 (5.5)	17 (6.1)	11 (5.7)	15 (3.6)	17 (2.9)	0.132
MaxS / ind	112 (16*7)	[0 - 3920]	693 (1091.8) ^b	31 (27.0) ^a	74 (64.4) ^a	45 (45.9) ^a	16 (12.7) ^a	92 (134.2) ^a	87 (50.9) ^a	***
PotS / sS	63 (Σn)	[0 - 357]	51.8 (124.2)	1.7 (3.6)	2.0 (2.6)	10.0 (17.7)	0.8 (1.1)	24.6 (42.2)	27.5 (65.8)	0.309

Soil parameters results

Out of the 112 p-values (16 parameters, 7 plots) from analysis of variance between quadrats of absence and presence in a same plot, only five presented significant differences (p-value < 0.05). Fra_A showed lower values of fine earth with absence (42.84 (9.4) vs 64.91 (9.0) respectively for absence and presence quadrats) and consequently higher ones for total gravel (57.2 (9.4) vs 35.1 (9.0)) while Pet_D showed lower values in case of absence for coarse sand (15.2 (6.1) vs 28.4 (2.3)), sand (24.5 (9.1) vs 40.6 (1.8)) as well as CaCO₃ (25.9 (9.2) vs 45.4 (3.2)).

Table 4 presents the results of analyses between populations for nine parameters (only totals were kept for the soil fractions) based on the presence quadrats. All were highly significantly different (p-value < 0.001) between plots, only vegetation cover presented a p-value between 0.01 and 0.05 but plots belonged to the same group (Tukey's test).

Pet_D and Pet_Fe were the most different plots in terms of soil fractions. Pet_D presented the lowest percentage for sand (40.6 (1.8)), the highest for clay (27.1 (2.7)) and the second highest for silt (32.3 (3.3), first was for Bel_B 35.2 (8.4)) and gravel (74.4 (3.0), first was for Pet_I 86.4 (6.7)). While Pet_Fe presented the opposite, highest for sand (90 (1.3)) and lowest for clay (2.8 (0.5)), silt (7.2 (1.3)) and gravel (15.2 (2.5)). Bel_A and Mld_E were the most similar plots, in terms of soil texture with respective mean values of 5.9 (1.3) and 3.9 (0.7) for clay, 17.9 (3.7) and 18.7 (0.9) for silt and 76.2 (4.8) and 77.5 (1.4) for sand. Difference however for these plots were fine earth with 63.9 (8.0) versus 32.6 (5.2). Bel_B plot and Fra_A plot globally presented average soil fractions, but Fra_A presented the lowest mean value for vegetation cover (0.8 (0.3)) and the highest for CaCO₃ (70.4 (14.9)). Organic C, was very low, below 1.0% for most plots (0 for Bel_A, Fra_A, Pet_D and Pet_I and 4.8 (6.5) for Bel_B). Mld_E on the other hand presented highest values of 55.7 (16.1) five time larger than for the second: Pet_I with only 10.3 (19.2).

Table 4 : Summary of the edaphic factors for each plot; A = area of the plot in m²; n= number of soil samples for presence quadrats; values = mean (SD); *** = p-value < 0.001, * = 0.01 < p-value < 0.05.

Factor	Observations	Range	Plots						p-value	
			Bel_A A=728 n=4	Bel_B A=613 n=4	Fra_A A=4745 n=4	Mld_E A=2520 n=4	Pet_D A=1501 n=4	Pet_Fe A=469 n=4		Pet_I A=5086 n=4
Vegetation cover (%)	28 (Σn)	[0.5 - 35]	8.9 (14.2) ^a	17.6 (14.6) ^a	0.8 (0.3) ^a	10.3 (11.3) ^a	18.8 (10.3) ^a	1.5 (1.4) ^a	2.3 (2.4) ^a	*
Fine earth (%)	28 (Σn)	[8.6 - 86.4]	63.9 (8.0) ^c	40.6 (9.0) ^b	64.9 (9.0) ^c	32.6 (5.2) ^b	25.6 (3.0) ^{ab}	84.8 (2.5) ^d	13.6 (6.7) ^a	***
Clay (%)	28 (Σn)	[2.2 - 28.9]	5.9 (1.3) ^{bc}	10.8 (6.3) ^c	9.9 (4.2) ^c	3.9 (0.7) ^{ab}	27.1 (2.7) ^d	2.8 (0.5) ^a	7.8 (2.5) ^{bc}	***
Silt (%)	28 (Σn)	[5.8 - 43.6]	17.9 (3.7) ^b	35.2 (8.4) ^c	26.5 (10.7) ^{bc}	18.7 (0.9) ^b	32.3 (3.3) ^c	7.2 (1.3) ^a	21.6 (2.9) ^{bc}	***
Sand (%)	28 (Σn)	[38.2 - 91.3]	76.2 (4.8) ^{cd}	54.0 (12.8) ^{ab}	63.6 (13.8) ^{bc}	77.5 (1.4) ^{cd}	40.6 (1.8) ^a	90 (1.3) ^d	70.7 (3.4) ^{bc}	***
Gravel (%)	28 (Σn)	[13.6 - 91.4]	36.1 (8.0) ^b	59.4 (9.0) ^c	35.1 (9.0) ^b	67.4 (5.2) ^c	74.4 (3.0) ^{cd}	15.2 (2.5) ^a	86.4 (6.7) ^d	***
pH	28 (Σn)	[8.6 - 9.3]	9.1 (0.05) ^{bc}	8.8 (0.1) ^a	9.1 (0.1) ^b	9.2 (0.2) ^{bc}	8.7 (0.0) ^a	9.3 (0.05) ^c	9.1 (0.06) ^b	***
CaCO ₃ (%)	28 (Σn)	[11.9 - 84.2]	63.0 (12.1) ^b	45.9 (18.9) ^b	70.4 (14.9) ^b	13.9 (3.2) ^a	45.4 (3.2) ^b	66.7 (9.6) ^b	49.6 (9.0) ^b	***
Organic C (‰)	28 (Σn)	[0.0 - 79.4]	0.0 (0) ^a	4.8 (6.5) ^a	0.0 (0.0) ^a	55.7 (16.1) ^b	0.0 (0.0) ^a	0.0 (0.0) ^a	10.3 (19.2) ^a	***

Table in Appendix 5 presents the means and standard deviations as well as p-values for the other soil parameters (fine and coarse sand and silt, fine, medium and coarse gravel).

Links between population characteristics and soil

Soil parameters used for the ordination were total sand, total silt, clay, fine earth, CaCO₃ and organic C (all parameters being percentages except for organic C in ‰ (g/kg)). These parameters were remaining after (i) grouping the soil fractions, (ii) suppressing vegetation cover and pH (the first being not significantly different between populations and the second comprised in a range of 8.6 to 9.3 thus probably not inducing differences between populations), and (iii) suppressing gravel as it brings the same information as fine earth (fine earth + gravel = 100%). The fitted population variables were number of seeds per fruit, height, population density and produced flowers per individual.

In the PCA of soil parameters, eigenvalues of PC1 and PC2 were respectively of 3.1 and 2.0, representing explained proportion of 52% and 33%. Figure 3, shows the population variable fitted onto the correlation circle of the ordination for soil factors.

The first principal component (PC1) axis was best correlated to texture parameters clay, silt and sand; the last one being negatively correlated to both firsts. PC2 on the contrary was most representative of organic C and CaCO₃. For the population variables, only *Height* was explained by PC1 and positively correlated to sand. Other population variables, were not well represented in this correlation circle. Respective p-values obtained with 'envfit' for *Nb ind / m²*, *mS / Fru*, *mHeight* and *Flo / ind*, being 0.46, 0.74, 0.055 and 0.135; and 0.06, 0.02, 0.2, 0.13 for R².

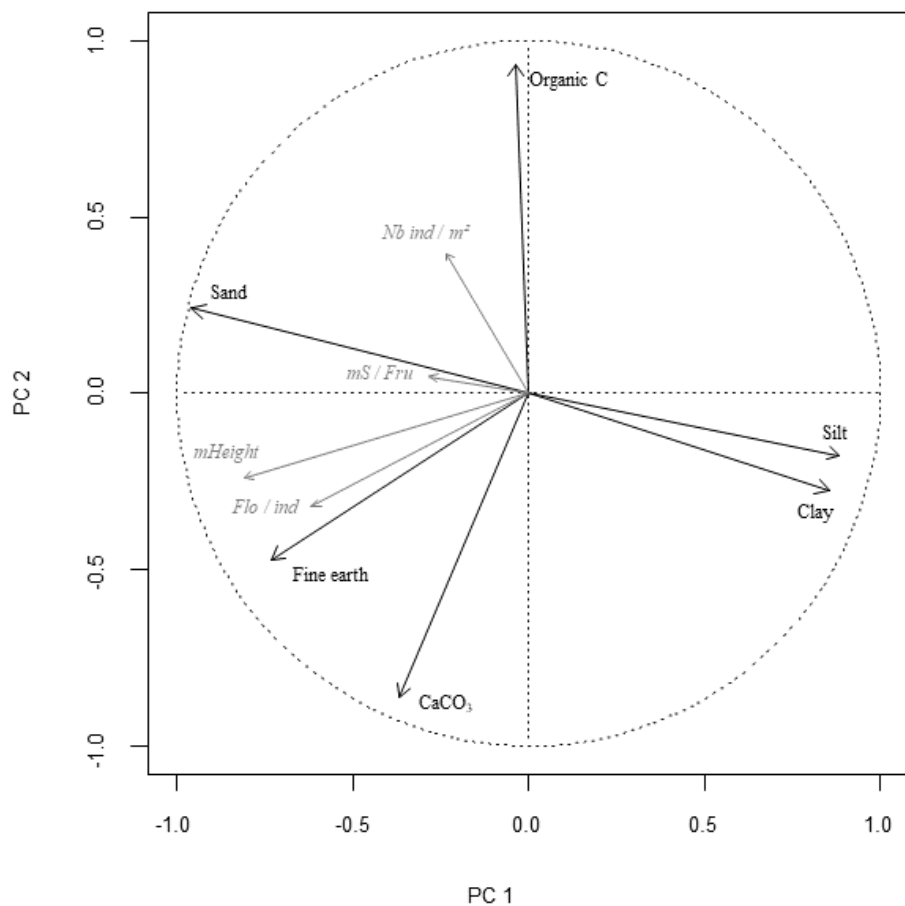


Figure 3 : Correlation circle of the principal component analyse on soil factors with fitted population variables.

5. Discussion

The present study is, to our knowledge, the first to examine the success of direct introduction of threatened pioneer plant species in the context of dynamic temporary nature management in active quarries. Annual species introductions were a great success (90.6%) compared to biennials (15.6%), and development of new population cores for the regionally critically endangered species (*Lathyrus hirsutus* and *Filago vulgaris*) represent promising opportunities. Population characterization for *Petrorhagia prolifera* demonstrated through the large ranges of edaphic factors that it is a quite tolerant species to these studied parameters; however, lack of sand could be a limiting factor for populations to thrive.

The review of grassland restoration through seeding from Hedberg and Kotowski (2010), informs us that our results of success for annuals are similar to ones obtained in the reviewed studies, when comparing number of introduced species and number of established species. However, we did not work on community introductions for restoration purposes, as in papers reviewed by Hedberg and Kotowski.

Global as well as specific results in our study were obtained with a single sampling / survey and present the populations at a given time. It is therefore hazardous to conclude on long-term population dynamics but some results can however be useful for a first characterization. In the case of *P. prolifera*, seed counting was done on immature fruits, leading to a probable overestimation of viable seed quantities. Hence, surveying and sampling in the coming years could be interesting for a better knowledge of population dynamics, success rates and populations viability. Other environmental parameters such as soil moisture, competition or predation on the plants, microsite topography should also be taken into account in future studies. Concerning biennials' poor success, several hypotheses could explain this: (i) analogous pioneer grassland in quarries could be unfit for development of such species, (ii) under detection of rosettes from biennials could result from difficult identification on first year of growth, or (iii) as in the study of Novák and Prach (2010), part of seeds could have entered dormancy and seedlings

could emerge within two or three years under more favourable climatic conditions. For *Dianthus armeria*, seeds enter in dormancy once shed from the parents, and need cold winters to break it as well as high temperatures for germination (Baskin et al., 1988). Winter in 2019-2020 in Belgium was however one of the hottest never recorded which could explain the low success for this species.

The obtained results could reveal themselves of great interest for Southern Belgium if introduced species can develop viable populations in quarries. With about 160 active quarries (15.000ha) distributed all over the region, and with wise choices, introductions of threatened species into this network could create metapopulations and thereby allow for the maintenance of threatened species populations through time and space. All of this in relation to dynamic management of pioneer habitats in line with extractive activities.

Regarding the populations of *P. prolifera*, the potential produced seeds per sown seed and number of individuals per sown seed proxies are to be viewed as first approach parameters in the evaluation of populations' persistence. The first could be used as a proxy for proportion of offspring production and the second as a proxy for seed development rate. Used together, these proxies could approximate the population development, number of individuals per sown seed tending towards zero meaning a lot of seeds are needed for one individual to develop and potential produced seeds per sown seed tending towards zero meaning seedbank is not going to renew itself. Values for three of our seven populations (Bel_B, Fra_A and Pet_D) lead us therefore to suppose their establishment could be limited in the coming years. Their potential produced seeds per seed being close to one (inferior to one for Bel_B) and their number of individuals per sown seed tending towards zero.

Looking at soil parameters of these populations further highlights the importance of sand for *P. prolifera*'s development and survival. All three populations presenting soil's sand percentages inferior to 70%. Despite the fact that results from the PCA and the fitting of population variables on it, only demonstrated that height was correlated to sand, a 0.7 correlation value between height and flower production, accentuate the relevance of sand as limiting factor for the development. Finally, results of ANOVAs between absence and presence quadrats for Pet_D showed significant differences for sand. When ordering ascendingly sand values for all quadrats, Pet_D's absent quadrats are the first four and presence quadrats are in the first ten (5th, 7th, 8th, 10th), while population variables are the lowest (except for population density and individuals per sown seed). Sand is thus to be seen as a limiting factor for *P. prolifera*, in consistence with the known habitats of this species. According to the wide ranges in which *P. prolifera* was found for the other edaphic factors, our analyses suggest that this species might be quite tolerant to these.

Thompson (1970) studied germination rates of different species of *Caryophyllaceae* in response of temperature and incubation time. His study demonstrated that *P. prolifera*'s germination was high as 14 days of incubation at 6°C were enough to obtain a 69% of germinations while three days were enough to obtain 90% of germination at 16°C to 31°C. On the other hand, Godefroid and al. (2018) showed for restored sandy grassland that some typical species were absent from seedbank because of short-term persistent / transient seeds, such as *P. prolifera*. These results illustrate the importance of knowledge about species' ecology and traits as well as the effect of wise site and substrate selections for successful introductions. Moreover, this also shows the importance of lifting the dispersion filters for species in conservation and restoration projects.

Spontaneous successions as restoration tool for post-mining sites has been largely studied and recognized as effective for high value habitat restorations (Novák et al., 2003; Tropek et al., 2010; Šálek, 2012). However, some studies also point out the importance of target communities' proximity and the varying results of spontaneous successions (Buisson et al., 2006; Novák et al., 2006; Alday et al., 2011; Mudrák et al., 2016), which can lead to less valuable habitats. We thus advocate the interest and legitimacy of threatened species introductions during extractive activities. Introducing species, in quarries during the extractive life of these, could procure constant temporarily set-aside areas and allow these species to colonize continually new opportunities resulting from exploitation. Such strategies

could lead to conservation of endangered species in extraction sites and lead to spontaneous successions towards target communities.

With a great capacity of management as well as good relations and collaboration between quarrymen, scientist, naturalist and other people willing to involve for biodiversity conservation and with a legal status for temporary nature in European policy as recommended by Schoukens (2017) : introductions in active quarries could represent win-win situations as they propose conservation of endangered / protected species during extraction activities, make spontaneous succession likely to develop into target communities and finally reduce the prohibitive costs of full technical reclamation after mining.

6. Acknowledgment

We would like to thank all people involved in the "Life in Quarries" project for the investment of time and energy in such an interesting venture. Also, we would like to show our gratitude to the quarryman that accepted our presence in their sites for this study. Finally, we thank the funders of this project for making this study possible.

7. References

- Alday J.G., Marrs R.H. & Martínez-Ruiz C., 2011. Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *J. Veg. Sci.* 22(6), 1072–1083.
- Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M. & Thompson K., 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerlandica* 45(4), 461–490.
- Baskin C.C. & Baskin J.M., 1988. Germination Ecophysiology of Herbaceous Plant Species in a Temperate Region. *Am. J. Bot.* 75(2), 286–305.
- Beneš J., Kepka P. & Konvička M., 2003. Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conserv. Biol.* 17(4), 1058–1069.
- Brockerhoff E.G., Jactel H., Parrotta J.A., Quine C.P., Sayer J. & Hawksworth D.L. (Eds.), 2009. *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?*, Topics in Biodiversity and Conservation, Dordrecht: Springer Netherlands.
- Buisson E., Dutoit T., Torre F., Römermann C. & Poschlod P., 2006. The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115(1), 6–14.
- Burnett M.R., August P.V., Brown J.H. & Killingbeck K.T., 1998. The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity I. A Patch-Scale Perspective. *Conserv. Biol.* 12(2), 363–370.
- Consolidated text: Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, 2013. .
- Ellenberg H., 1974. *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas*, Scripta Geobotanica, 97.
- Godefroid S., Pajolec S.L., Hechelski M. & Rossum F.V., 2018. Can we rely on the soil seed bank for restoring xeric sandy calcareous grasslands? *Restor. Ecol.* 26(S2), S123–S133.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R. & Watson R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319(5865), 948–952.
- Hannah L., Carr J.L. & Lanckerani A., 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set 28.
- Hedberg P. & Kotowski W., 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *J. Nat. Conserv.* 18(4), 304–308.
- Heneberg P., Bogusch P. & Řehounek J., 2013. Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *J. Insect Conserv.* 17(3), 473–490.
- Jahn R. & FAO (Eds.), 2006. *Guidelines for soil description*, Rome: FAO, 97.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B. & Siriwardena G.M., 1999. The second Silent Spring? *Nature* 400(6745), 611–612.
- LiQ-admin, December-27-2020. Life in Quarries. *Life Quarr.* <http://www.lifeinquarries.eu/>, (27/12/2020).
- Lundholm J.T. & Richardson P.J., 2010. MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* 47(5), 966–975.
- Mudrák O., Doležal J. & Frouz J., 2016. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecol. Eng.* 95, 665–670.
- Novák J. & Konvička M., 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecol. Eng.* 26(2), 113–122.
- Novák J. & Prach K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6(2), 111–116.
- Novák J. & Prach K., 2010. Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 205(3), 179–183.
- Oksanen J., Guillaume Blanchet F., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.M., Szoecs E. & Wagner H., 2019. *vegan: Community Ecology Package*.
- Pardini E.A., Vickstrom K.E. & Knight T.M., 2015. Early Successional Microhabitats Allow the Persistence of Endangered Plants in Coastal Sand Dunes. *PLOS ONE* 10(4), e0119567.
- Pickett S., Ostfeld R.S., Shachak M. & Likens G.E., 2012. *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*, Springer Science & Business Media, 477.

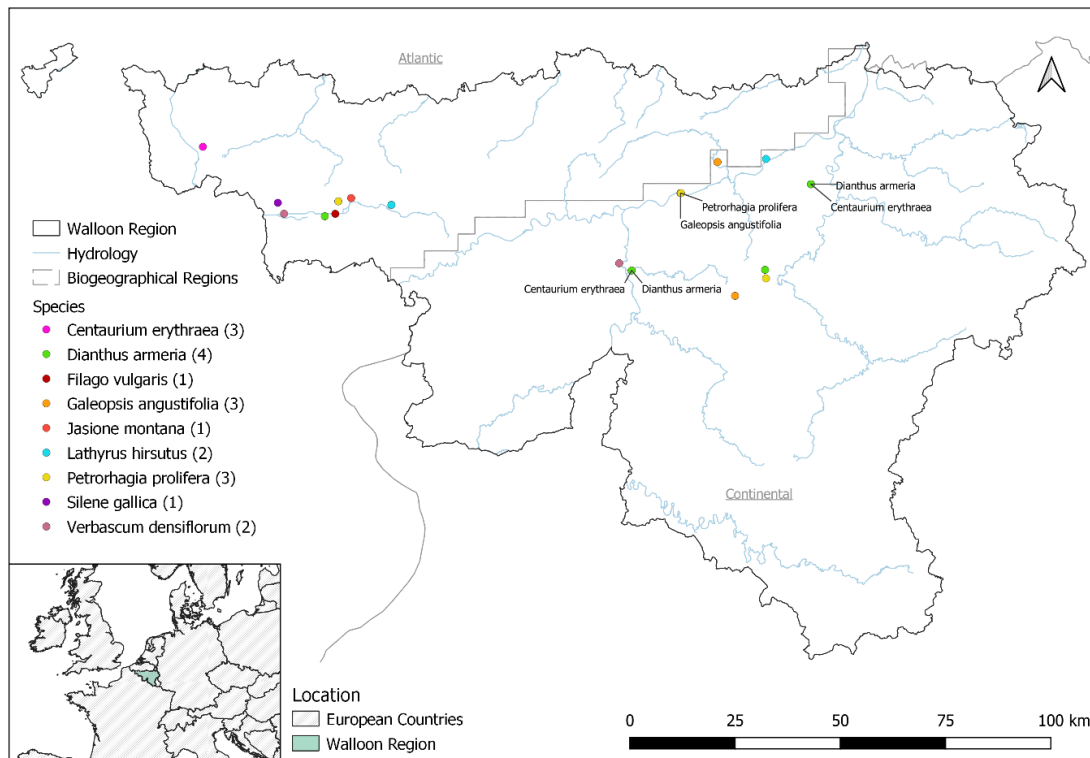
- Poniatowski D., Stuhldreher G., Helbing F., Hamer U. & Fartmann T., 2020. Restoration of calcareous grasslands: The early successional stage promotes biodiversity. *Ecol. Eng.* 151, 105858.
- Poschold P. & WallisDeVries M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biol. Conserv.* 104(3), 361–376.
- R Core Team, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Raunkiaer C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer.
- RStudio Team, 2019. RStudio: Integrated Development Environment for R, Boston, MA: RStudio, Inc.
- Šálek M., 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49(6), 1417–1425.
- Schoukens H., 2016. Tijdelijke natuur als green deal tussen economie en ecologie: van gemiste kansen naar win-win scenario's? 25.
- Schoukens H., 2017. Reconciliation ecology in practice: Legal and policy considerations when implementing temporary nature on undeveloped lands in the European Union. *Land Use Policy* 67, 178–189.
- Söderström B., Svensson B., Vessby K. & Glimskär A., 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodivers. Conserv.* 10, 1839–1863.
- SSM - Ch. 3. Examination and Description of Soil Profiles | NRCS Soils, December-7-2020. . https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054253#soil_structure, (07/12/2020).
- Swanson M.E., Franklin J.F., Beschta R.L., Crisafulli C.M., DellaSala D.A., Hutto R.L., Lindenmayer D.B. & Swanson F.J., 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front. Ecol. Environ.* 9(2), 117–125.
- Thompson P.A., 1970. A Comparison of the Germination Character of Species of Caryophyllaceae Collected in Central Germany. *J. Ecol.* 58(3), 699–711.
- Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I.H., Hejda M. & Konvicka M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47(1), 139–147.
- Tropek R. & Konvicka M., 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts, Czech Republic. *Land Degrad. Dev.* 19(1), 104–114.
- Vissyrias N., 2019. Chantiers, carrières, friches urbaines... Quelle gestion pour la « nature temporaire » ? *Rencontres* (64), 6.
- Vriens L., Gyselings R., Mergeay J. & Van den Bergh E., 2013. Advies betreffende de ecologische effecten van tijdelijke natuur.
- Wickham H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*, Springer-Verlag New York.
- Young J., Watt A., Nowicki P., Alard D., Clitherow J., Henle K., Johnson R., Laczko E., McCracken D., Matouch S., Niemela J. & Richards C., 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodivers. Conserv.* 14(7), 1641–1661.

8. Supplementary material

Appendix 1: Information about species' accessions

Species	Coordinates (L72)		Nb of individuals		Biogeographical Region		Collection date	Cultivation Status	collection method
	X	Y	Pop.	Collected	Brabançon	Mosan			
<i>Centaurium erythraea</i>	229895	134017	250	105		/	11-10-16	Canceled - redundant accession	Hand picking (small lots)
	85403	142897	5000	1500	x		20-10-16	x	
	187290	113528	750	300		x	25-10-16	x	
<i>Dianthus armeria</i>	229887	134028	150	105		(x)	11-10-16	Canceled - Cryptogamic disease	Hand picking / Combine harvesting
	114378	126409	100	80	x		30-06-17	x	
	187290	113528	450	54		(x)	25-10-16	Canceled - Cryptogamic disease	
	218992	113689	60	60		x	06-10-16	x	
<i>Filago vulgaris</i>	116870	126983	450	80	x		30-06-17	x	Combine harvesting
	198888	131907	1500	350		(x)	18-10-16	Canceled - no germination	Hand picking (Lasting seed production) + Combine harvesting
<i>Galeopsis angustifolia</i>	211854	107509	2000	640		x	25-10-16	x	Combine harvesting
	207682	139273	3000	1000		x	20-10-16	x	
<i>Jasione montana</i>	120640	130721	1000	210	x		31-07-17	x	Hand picking (Lasting seed production)
<i>Lathyrus hirsutus</i>	219231	140021	30	175		x	04-07-17	x	Combine harvesting
	130202	129114	50	370	x		30-06-17	x	
<i>Petrorhagia prolifera</i>	117590	129960	500	60	x		30-06-17	x	Combine harvesting
	199001	131887	100	50		x	18-10-16	x	
	219216	111652	1200	220		x	06-10-16	x	
<i>Silene gallica</i>	103218	129603	250	50	x		30-06-17	x	Combine harvesting
<i>Verbascum densiflorum</i>	184327	115243	5	5		x	11-10-17	x	Hand picking
	104696	127000	25	14	x		11-10-17	x	

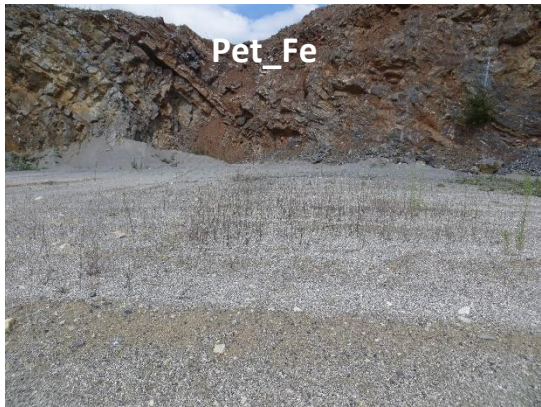
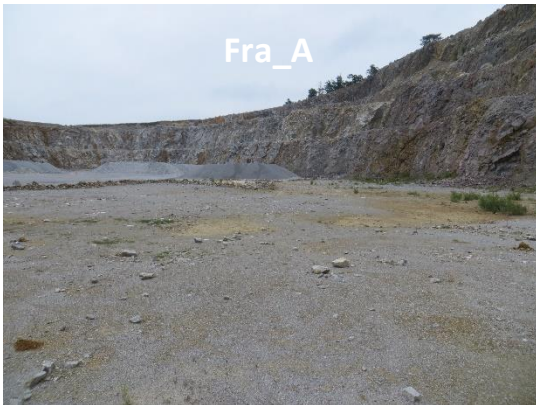
Appendix 2: Map of species' natural populations location



Appendix 3: Detailed information of global success rates

Species	Life cycle	Global success % (number of sowings/number of quarries)					Accession success % (number of sowings/number of quarries)						Average 1000 Seed Weight (g)
		Limestone	Sandstone	Porphyry	Sand	Global	Accession	Limestone	Sandstone	Porphyry	Sand	Global	
<i>Filago vulgaris</i>	annual	100% (1/1)		100% (3/2)		100% (4/3)	A1	100% (1/1)		100% (3/2)		100% (4/3)	0.023
<i>Silene gallica</i>	annual			100% (2/1)		100% (2/1)	A1			100% (2/1)		100% (2/1)	0.360
<i>Galeopsis angustifolia</i>	annual	100% (6/3)	85.7% (7/2)			92.3% (13/5)	C1	100% (6/3)	50% (2/1)			87.5% (8/4)	2.660
							C2		100% (5/1)			100% (5/1)	1.460
<i>Petrorhagia prolifera</i>	annual	96.3% (27/12)	57.1% (7/2)			88.2% (34/14)	A1	100% (5/5)				100% (5/5)	0.400
							C1	100% (13/4)			100% (13/4)	0.330	
							C2	88.9% (9/3)	57.1% (7/2)		75% (16/5)	0.420	
<i>Lathyrus hirsutus</i>	biennial	41.7% (12/6)				41.7% (12/6)	A1	60% (5/4)				60% (5/4)	34.180
							C1	28.6% (7/2)			28.6% (7/2)	37.140	
<i>Verbascum densiflorum</i>	biennial	35.5% (31/12)				35.5% (31/12)	A1	37.5% (8/5)				37.5% (8/5)	0.110
							C1	34.8% (23/8)			34.8% (23/8)	0.100	
<i>Centaureum erythraea</i>	biennial		50% (2/1)			50% (2/1)	C1		50% (2/1)			50% (2/1)	0.011
<i>Dianthus armeria</i>	biennial	17.4% (23/9)	0% (5/1)	0% (1/1)	50% (2/1)	16.1% (31/12)	A1	0% (3/2)		0% (1/1)		0% (4/4)	NA
							C1	20% (20/7)	0% (5/1)		50% (2/1)	18.5% (27/8)	0.230
<i>Jasione montana</i>	biennial	0% (1/1)				0% (1/1)	A1	0% (1/1)				0% (1/1)	0.028

Appendix 4: Pictures of the visited plots for *Petrorhagia prolifera*



Appendix 5: Mean, standard deviation and p-values for other soil parameters

Factor	Observations	Range	Stations							p-value
			Bel_A n=4	Bel_B n=4	Fra_A n=4	Mld_E n=4	Pet_I n=4	Pet_D n=4	Pet_Fe n=4	
Fine silt	28 (Σ n)	[2.9 - 25.9]	8.1 (2.5) ^b	17.0 (4.1) ^c	17.5 (7.4) ^c	8.2 (0.2) ^b	11.3 (1.9) ^{bc}	18.9 (1.5) ^c	3.7 (0.6) ^a	***
Coarse silt	28 (Σ n)	[2.5 - 22.2]	9.7 (1.9) ^b	18.2 (4.4) ^c	9.1 (3.2) ^b	10.4 (0.8) ^b	10.2 (1.1) ^b	13.4 (2.0) ^{bc}	3.4 (0.9) ^a	***
Fine sand	28 (Σ n)	[9.8 - 42.4]	26.6 (9.9) ^{cd}	22.0 (0.9) ^{bcd}	16.1 (0.5) ^{abc}	40.1 (2.6) ^e	30.5 (5.6) ^{de}	12.2 (1.7) ^a	15.4 (4.4) ^{ab}	***
Coarse sand	28 (Σ n)	[18.7 - 80.1]	49.6 (10.3) ^b	32 (13.0) ^{ab}	47.5 (13.7) ^{ab}	37.3 (3.7) ^{ab}	40.2 (8.5) ^{ab}	28.4 (2.3) ^a	74.6 (5.6) ^c	***
Fine gravel	28 (Σ n)	[6.3 - 35.0]	17.5 (7.8) ^a	17.3 (12.0) ^a	18.9 (4.4) ^a	19.7 (2.3) ^a	7.6 (1.7) ^a	9.4 (2.3) ^a	12.1 (1.1) ^a	**
Medium gravel	28 (Σ n)	[1.0 - 53.9]	14.5 (6.2) ^b	22.2 (10.0) ^b	15.2 (8.1) ^b	47.6 (6.6) ^c	21.4 (4.0) ^b	20.5 (7.8) ^c	2.3 (1.0) ^a	***
Coarse gravel	28 (Σ n)	[0.0 - 65.0]	4.1 (8.1) ^a	20.0 (19.7) ^a	0.9 (1.9) ^a	0.0 (0.0) ^a	57.3 (10.0) ^b	44.5 (12.7) ^b	0.9 (1.8) ^a	***

