
Réintroduction du Brome des Ardennes, *Bromus bromoideus* (Lej.) Crépin : Une approche quantitative

Auteur : Claus, Céline

Promoteur(s) : Monty, Arnaud; 6933

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/15213>

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.

**REINTRODUCTION
DU BROME DES ARDENNES,
BROMUS BROMOIDEUS (LEJ.) CREPIN :
UNE APPROCHE QUANTITATIVE**

CELINE CLAUS

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

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

(CO)-PROMOTEUR(S): ARNAUD MONTY ET JULIEN PIQUERAY

© 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 académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

REINTRODUCTION
DU BROME DES ARDENNES,
***BROMUS BROMOIDEUS* (LEJ.) CREPIN :**
UNE APPROCHE QUANTITATIVE

CELINE CLAUS

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

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

(CO)-PROMOTEUR(S): ARNAUD MONTY ET JULIEN PIQUERAY

Remerciements

Ce mémoire de fin d'études est le résultat d'un travail de recherche de plusieurs mois. En préambule je souhaite donc adresser tous mes remerciements aux personnes qui ont contribué à l'élaboration de ce travail.

Tout d'abord je tiens à remercier Arnaud Monty, promoteur de ce mémoire pour l'encadrement et le suivi de mon travail, les nombreux conseils donnés et sa disponibilité. Un grand merci à mon co-promoteur Julien Piqueray, responsable scientifique chez Natagriwal, pour ses conseils, son suivi, son aide très précieuse sur le terrain et pour le temps qu'il m'a consacré.

Je tiens également à remercier Pascal Bignerou, agriculteur en charge des parcelles à Ychippe, d'avoir pris du temps pour répondre à mes nombreuses questions et Jérôme Pierreux pour le bon suivi de l'expérience menée à Gembloux.

Un grand merci à Martine Ottocale et Sarah Bethume qui ont pris du temps pour relire et corriger ce travail.

Je tiens à remercier tous les membres de l'équipe de l'unité « Biodiversité et Paysages » pour leur accueil, sympathie et accompagnement dans la réalisation de mon travail de fin d'étude. Un tout grand merci à Lucie Rivière, doctorante, qui a pris le temps de m'écouter, de m'aider dans mon expérience, de répondre à mes nombreuses questions. Merci pour sa bienveillance, gentillesse et bonne humeur quotidienne. Merci également à Cynthia Thomas pour son appui technique apporté à l'élaboration de ce travail et durant les manipulations de laboratoire. Merci pour son soutien et sa disponibilité.

Je remercie tout le corps professoral de Gembloux Agro-Bio Tech pour la qualité de la formation que j'ai pu suivre et leur volonté manifeste de transmettre les connaissances et la rigueur scientifique.

Je voudrais également remercier mon compagnon, Cyril Voss, qui m'a soutenue et aidée tout au long de ce travail et de mes études. Merci d'avoir été présent dans les moments les plus durs comme dans les plus joyeux.

Pour finir, je tiens à remercier mon papa, ma maman, et mes amis pour l'aide apportée de près ou de loin et pour leur soutien tout au long de mon parcours académique.

Résumé

L'anthropocène est sur la trajectoire d'une sixième extinction massive des espèces. L'érosion de la biodiversité est un problème mondial qui touche tous les écosystèmes. Particulièrement, les agrosystèmes qui sont fortement affectés par les activités humaines. Dès lors, des mesures sont mises en place pour contrer le déclin des espèces et des milieux. La conservation des espèces peut s'entreprendre par leur réintroduction. Notamment, la réintroduction d'espèces éteintes à l'état sauvage qui est une technique rarement utilisée pour restaurer des populations. Elle fut possible pour le Brome des Ardennes, *Bromus bromoideus* (Lej.) Crépin, grâce à du matériel stocké *ex situ* dans le Jardin Botanique de Meise. Cette espèce, qui fait partie intégrante du patrimoine belge, est éteinte dans la nature depuis 1935. Sa réintroduction a eu lieu en 2020 dans la réserve naturelle domaniale de la Plaine d'Ychippe, qui est le premier site protégé de Wallonie dont l'objectif principal est la restauration de milieux agricoles extensifs. C'est dans le cadre du projet de réintroduction de l'espèce, dans son aire de répartition indigène, que cette étude a pu voir le jour. Elle a été menée pour veiller au suivi et à la viabilité à long terme du projet. Cette étude avait pour but de : A) confirmer ou non l'hypothèse que *B. bromoideus* a un comportement cultural similaire à *B. grossus* et *B. secalinus*, deux bromes messicoles dont l'espèce est biologiquement proche. B) identifier les différences de performances entre les trois espèces de bromes et leur niveau de spécialisation à la culture d'épeautre, avec comme hypothèse initiale que *B. secalinus* est moins spécialisée à la culture d'épeautre que *B. grossus* et encore que *B. bromoideus*. Et finalement, C) évaluer l'influence des trois Bromes messicoles sur le rendement de l'épeautre. Deux types de données ont été utilisées : i) des données de l'expérience contrôlée en champs, nommée « Expérience Gembloux 2019-2020 » et ii) des données issues d'une parcelle messicole, nommée « Ychippe BM1 2021-2022 ». Pour répondre aux objectifs A) et B), la croissance de la population de *B. bromoideus* a été quantifiée au cours d'un cycle complet de culture et comparée à *B. grossus* et *B. secalinus*. Les cycles de multiplication sont établis pour chaque espèce à partir d'une graine avec les variables suivantes : 1) nombre de plants germés à partir d'une graine, 2) le nombre d'inflorescences produites par plant, 3) le nombre de graines produites par plant, 4) le nombre de graines récoltées par plant, 5) le nombre de graines tombées au sol, 6) le taux de spécialisation, 7) le taux de performance, 8) le nombre de graines stockables. Pour les objectifs A) et B) des analyses de la variance à un facteur ont été effectuées pour toutes les variables des cycles de l'expérience i). Pour l'expérience ii) les analyses de la variance à un facteur ont été réalisées pour les variables 2) et 3). Deux analyses de la variance à deux facteurs, les espèces et les expériences, ont été réalisées pour les variables 2) et 3). Finalement, l'objectif C) sera analysé par une analyse de la variance à un facteur sur le rendement pour les trois espèces. Pour l'expérience i), les résultats indiquent que les variables 1), 4), 7) et 8) sont significativement plus grandes pour *B. grossus* que pour *B. bromoideus*. *B. secalinus* est similaire aux deux espèces. Il n'y a pas de différence entre les espèces pour 5) et 6). Pour la variable 3) *B. grossus* est plus grand que *B. secalinus* qui est lui-même plus grand que *B. bromoideus*. Pour la variable 2), *B. bromoideus* est plus petite que *B. grossus* et *B. secalinus*. Pour l'expérience ii) il n'y a pas de différence entre les espèces pour 2) et 3). Finalement, il y a une différence significative pour 3), *B. grossus* produit plus entre les expériences i) et ii). Pour expliquer 2), il n'y a pas d'interaction entre l'expérience et l'espèce. Pour répondre aux objectifs A), B) et C), bien que les espèces évoluent dans la même niche écologique, elles semblent pouvoir coexister dans la même culture. Néanmoins, il faudra prendre attention à ce que *B. grossus* ne prenne pas le dessus dans certains systèmes de culture. L'hypothèse sur le taux de spécialisation n'est pas vérifiée. Finalement, les trois espèces de brome influencent le rendement en épeautre dans la culture.

Abstract

The Anthropocene is on its way to a sixth massive extinction of species. The erosion of the biodiversity is a worldwide problem disturbing all ecosystems, particularly the agrosystems highly affected by human activities. Consequently, measures are put in place to counter the decline of species and environments. Conservation of species can be done through their reintroduction, especially by reintroducing species extinct in the wild, which is a technique seldom used to restore populations. This has been made possible for the Brome des Ardennes, *Bromus bromoideus* (Lej.) Crepin, thanks to material stored *ex situ* in the Botanical Garden of Meise. This species, which is part of the Belgian heritage, is extinct in the wild since 1935. Its reintroduction took place in 2020, in the state wildlife area located in the Plaine d'Ychippe, which is the first protected zone in Wallonia whose main goal is to restore extensive agriculture environments. It is within the framework of the project of reintroduction of the species in its native area of distribution, that this study was able to see the day. This study was conducted to follow up on and ensure the viability of the project. The study's goals are: A) Confirm or not the hypothesis that *B. bromoideus* has a cultural behavior similar to *B. grossus* and *B. secalinus*, two segetal bromes which are biologically close species. B) Identify the differences in performances between the three bromes species and their degree of specialization to spelt cultivation. With the initial hypothesis that *B. secalinus* is less specialized to spelt cultivation than *B. grossus* and *B. bromoideus*. C) Finally, evaluate the influence of the *Bromus* segetal on the spelt's yields. Two types of data have been used: i) Data from experience monitored in the fields, named « Gembloux Experiment 2019-2020 » and ii) Data from a field named « Ychippe 2021-2022 ». To answer the objectives A) and B) the growth of the *B. bromoideus* population has been quantified during a complete cultivation cycle and compared to *B. grossus* and *B. secalinus*. The cycles of multiplication are established for each species from one seed with the following variables: 1) number of plants germinated from one seed; 2) number of inflorescences produced per seedling; 3) number of seeds produced per seedling; 4) number of seeds harvested per seedling; 5) number of seeds fallen on the ground; 6) degree of specialization; 7) rate of performance; 8) number of seeds storable. For the A) and B) objectives, one-way analysis of variance has been made for all the variables of the cycles of the experiment i). For experiment ii) one-way analysis of variance has been made for the variables 2) and 3). Two two-way analyses of variance, with the factors species and experiments, have been done for the variables 2) and 3). Finally, objective C) will be analyzed by a one-way analysis of variance on the three species' yield. For experiment i), results indicate that variables 1), 4), 7) and 8) are significantly larger for *B. grossus* than for *B. bromoideus*. *B. secalinus* is similar to the two species. There is no difference between the species for 5) and 6). For variable 3) *B. grossus* is larger than *B. secalinus*, which is itself larger than *B. bromoideus*. For variable 2) *B. bromoideus* is smaller than *B. grossus* and *B. secalinus*. For experiment ii) there is no difference between the species for 2) and 3). Finally, there is a significant difference for 3), *B. grossus* produces more between the experiments i) and ii). To explain 2), there is no interaction between the factors experiment and species. To answer the objectives A), B) and C), even though the species evolve in the same ecological niche it seems they can coexist in the same cultivation. Nevertheless, precautions must be taken so *B. grossus* does not take over in some cultivation systems. The hypothesis on the degree of specialization has not been verified. Finally, the three brome species influence the spelt production in cultivation.

Table des matières

Résumé.....	1
Abstract	2
Table des matières	3
Table des tableaux et figures	5
Liste des abréviations.....	6
1. Contexte	7
1.1 Erosion de la biodiversité	7
1.2 La réintroduction au service de la conservation	8
1.3 La flore messicole	12
1.4 Le cas des Bromes messicoles d'Europe	14
1.4.1 Historique <i>B. bromoideus</i>	15
1.4.2 Description <i>B. bromoideus</i>	17
2. Objectifs.....	19
3. Matériel et méthode	20
3.1 Expérience Gembloux 2019-2020	20
3.1.1 Localisation et mise en place.....	20
3.1.2 Suivi et récolte des données.....	21
3.1.3 Démarche de quantification.....	22
3.2 Expérience Ychippe BM2 2020-2021.....	24
3.2.1 Localisation et mise en place.....	24
3.2.2 Suivi de l'expérience et récolte des données	24
3.2.3 Démarche de quantification.....	25
3.3 Expérience Gembloux2 et Ychippe BM1 2021-2022.....	25
3.3.1 Récolte des échantillons.....	25
3.3.2 Localisation et mise en place.....	25
3.3.3 Suivis et récoltes des données	26
3.3.4 Démarche de quantification.....	26
3.4 Test de germination	27
4. Résultats	28
4.1 Influence du brome sur les rendements de l'épeautre.....	28
4.2 Présence de Brome dans la banque de semence du sol	28
4.3 Taux de germination des espèces	28
4.4 Facteurs caractérisant le comportement des espèces.....	29
4.4.1 Expérience Gembloux 2019-2020	29
4.4.2 Expérience Ychippe BM1 2021-2022.....	30

4.4.3	Expérience Ychippe BM1 2021-2022 et Gembloux 2019 – 2020	30
4.5	Cycles Expérience Gembloux 2019-2020	32
4.5.1	<i>Bromus bromoideus</i>	32
4.5.2	<i>Bromus grossus</i>	32
4.5.3	<i>Bromus secalinus</i>	33
4.6	Cycles Expérience Ychippe BM1 2021-2022.....	34
4.6.1	<i>Bromus bromoideus</i>	34
4.6.2	<i>Bromus grossus</i>	35
4.6.3	<i>Bromus secalinus</i>	35
5.	Discussion	36
5.1	La présence de brome influence-t-elle le rendement de la culture d'épeautre ?	36
5.2	Y a-t-il une différence dans les cycles de culture de <i>B. secalinus</i> , <i>B. bromoideus</i> et <i>B. grossus</i> ?	37
5.2.1	Présence de bromes dans la banque de semences du sol	37
5.2.2	Taux de germination.....	38
5.2.3	Comportement en culture de <i>B. bromoideus</i> , <i>B. grossus</i> et <i>B. secalinus</i>	38
6.	Conclusion et perspectives	41
7.	Contribution de l'étudiant	43
8.	Annexes	44
9.	Références bibliographiques	45
10.	Références Web	51

Table des tableaux et figures

Tableau 1 - Résultats du test de germination mené, en laboratoire, sur <i>B. bromoideus</i> , <i>B. grossus</i> et <i>B. secalinus</i>	29
Tableau 2 - Moyennes des variables à expliquer, accompagnées de l'écart-type et la P-valeur générale résultant de l'ANOVA 1 facteur pour les trois espèces de Bromus.....	29
Tableau 3 - Moyennes du nombre de graines produites par plant pour les sites de l'expérience Gembloux 2019-2020 et Ychippe BM1 2021-2022 et pour les trois espèces de Bromes.....	31
Tableau 4 - Nombre d'individus par hectare pour Gembloux 2019 - 2020 et Ychippe BM1 2021 - 2022	32
Figure 1 - Représentation des différents types de translocation de conservation.....	9
Figure 2 - Répartition des statuts des 106 espèces messicoles en Wallonie	13
Figure 3 - Répartition du Brome des Ardennes en Wallonie.....	17
Figure 4 - Évolution des superficies d'épeautre de 1846 à 2017 en Belgique en relation avec les superficies totales cultivées en céréales.....	18
Figure 5 - Schématisation de l'évolution du projet de réintroduction de <i>B. bromoideus</i>	20
Figure 6 - Plan du dispositif expérimental pour l'expérience Gembloux 2019-2020.....	21
Figure 7 - Représentation du cycle pour <i>B. bromoideus</i> , <i>B. secalinus</i> et <i>B. grossus</i>	23
Figure 8 - Plan du dispositif aléatoire pour l'expérience Gembloux2 2021-2022.....	25
Figure 9 - Histogramme de la moyenne du rendement des parcelles (kg/ha) de Gembloux 2019-2020	28
Figure 10 - Boxplot de la moyenne du nombre d'inflorescences produites par plant en fonction des espèces et des sites de l'expérience	31
Figure 11 - Cycle de développement 2019-2020 de <i>B. bromoideus</i> , à partir d'une graine	32
Figure 12 - Cycle de développement 2019-2020 de <i>B. grossus</i> , à partir d'une graine.	33
Figure 13 - Cycle de développement 2019-2020 de <i>B. secalinus</i> , à partir d'une graine	34
Figure 14 - Cycle de développement 2021-2022 de <i>B. bromoideus</i> , à partir d'une graine	34
Figure 15 - Cycle de développement 2021-2022 de <i>B. grossus</i> , à partir d'une graine	35
Figure 16 - Cycle de développement 2021-2022 de <i>B. secalinus</i> , à partir d'une graine	36

Liste des abréviations

- BNIP- Belgian Nature Integrated Project
- CBN – Conservatoires Botaniques Nationaux
- ITS – Internal transcribed spacer (Espaceur interne transcrit)
- JB – Jardin botanique
- N2000 – Natura 2000
- UE – Unité Expérimentale

1. Contexte

1.1 Erosion de la biodiversité

L'anthropocène est sur la trajectoire d'une sixième extinction massive des espèces (Pievani, 2014). Les principales causes de ce déclin reposent sur les activités humaines. Ces dernières exercent diverses pressions anthropiques sur les écosystèmes qui se manifestent de manières directes ou indirectes. La transformation des habitats, la surexploitation des ressources, l'introduction d'espèces invasives ou encore la pollution en sont quelques exemples (Vitousek et al., 1997). İşik (2011) analyse en détails les nombreuses conséquences de l'ensemble des activités humaines menaçant la diversité biologique et qui conduisent à la raréfaction ou à l'extinction des espèces. Elles varient de la dégradation des écosystèmes, à l'érosion de la diversité génétique et du potentiel évolutif, pour finir à l'extinction des espèces et populations. Finalement, les facteurs anthropiques couplés à des facteurs environnementaux propres aux espèces peuvent également entraîner des perturbations ou destructions des habitats dont dépendent strictement des espèces rares et/ou endémiques (İşik, 2011).

Les perturbations anthropiques soudaines de l'environnement ne permettent pas toujours aux espèces de s'adapter. Celles-ci dépendent de leur potentiel évolutif, qui s'avère crucial en termes de survie si elles ne veulent pas être vouées à l'extinction. Au contraire, d'autres espèces ont la capacité de s'adapter rapidement aux modifications de leur habitat et peuvent ainsi diminuer leur risque d'extinction (Olivieri et al., 2001). La destruction actuelle des habitats n'a pas toujours de conséquences visibles immédiates. Celle-ci peut générer des dettes d'extinction² pour certaines espèces, qui sont alors vouées à une extinction future (Tilman et al., 1994). Actuellement, d'un point de vue mondial le taux d'extinction des espèces est de plusieurs dizaines à centaines de fois plus important que le taux moyen de ces dix derniers millions d'années et cette tendance continue à s'accélérer (Diaz et al., 2019).

Néanmoins, la biodiversité est indispensable au maintien et au développement durable de la société humaine. L'Homme dépend des ressources naturelles pour vivre et se nourrir. Ce constat ne fait que s'accroître au même titre que la démographie mondiale (Diaz et al., 2019). La diversité biologique assure des fonctions écologiques qui produisent des biens et services écosystémiques nécessaires à l'Homme et à ses activités. Les fonctions écologiques englobent la régularisation (climat, pollution, événements extrêmes, processus biologiques, ...), le soutien (cycle eau, de la matière), la production (alimentation, eau, énergie, ...) et les services culturels (cadre de vie, loisirs, patrimoine, ...) (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

En réponse à l'érosion de la biodiversité mondiale, des organisations sont mises en place telles que l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, en anglais IUCN). Elle représente l'une des principales organisations non-gouvernementales mondiales consacrées à la conservation de la nature (UICN, 2022a). Particulièrement, la Liste rouge de l'IUCN est un outil largement reconnu et utilisé depuis les années 2000 dans le monde entier. Cette liste est reprise dans des contextes scientifiques, politiques et populaires comme moyen de mettre en évidence les espèces les plus menacées au monde (Mace et al., 2008). L'intégration d'espèces au sein de la liste permet de souligner leur risque d'extinction. La liste se base sur un ensemble d'informations exhaustives déterminées pour

² Extinction future des espèces en raison des événements du passé.

les espèces menacées ou non. Ces informations reprennent la taxonomie, le statut de conservation, la distribution géographique, les besoins pour l'habitat, la biologie, les menaces, les populations, l'exploitation et les actions de conservations (Vié, et al., 2008).

Par ailleurs, la protection de la nature se fait également à une échelle plus régionale. En Wallonie, la loi du 12 juillet 1973 sur la Conservation de la Nature, qui a été amendée au fil du temps par des arrêtés et décrets, encadre la protection et la gestion d'une série d'habitats et d'espèces animales et végétales sur le territoire. Cette loi a été revue sur la base de conventions et de législations internationales, telles que la Convention de Berne de 1979 relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, ainsi que la directive 92/43/C.E.E. sur la protection des habitats et des espèces et, enfin, la directive 2009/147 sur la protection des oiseaux, etc. (Fagot et al., 2000 ; La Biodiversité en Wallonie, 2022a). Ces législations permettent d'établir une base légale pour protéger les espèces menacées. Elles permettent également de mettre en place les mesures nécessaires pour maintenir ou adapter les populations de la faune et de la flore sauvage à un niveau qui correspond aux exigences écologiques, scientifiques et culturelles (Kiss, 1980).

La liste rouge de l'IUCN comporte sept catégories définies en termes de risque d'extinction des espèces. Celles-ci sont basées sur cinq critères indépendants, révisés en 2001 (IUCN, 2001), liés aux aspects de la perte et du déclin des populations et de l'étendue de l'aire de répartition. Une espèce est affectée à une catégorie si elle atteint le seuil quantitatif pour au moins un critère. Il s'agit de : « Éteint (EX) », « Éteint à l'état sauvage (EW) », « En danger critique d'extinction (CR) », « En danger (EN) », « Vulnérable (VU) », « Quasi menacé (NT) », « Préoccupation mineure (LC) ». En outre, la dénomination d'espèces en « Données insuffisantes (DD) », reflète une absence de catégorie pour celles-ci. Deux catégories sont reprises pour les espèces éteintes : éteintes (EX) et éteintes dans la nature (EW) (Mace et al., 2008; Vié, et al., 2008). Une espèce se classe dans la catégorie « Éteinte » quand il ne reste aucun individu vivant dans le monde. Le terme « Éteint à l'état sauvage » fait, quant à lui, référence à des espèces dont seuls des individus en captivité, sous gestion humaine ou avec une/des population(s) naturalisée(s), en dehors de l'aire de répartition initiale, sont encore vivants. Dès lors, il ne reste plus d'individus dans leur aire de répartition historique et/ou dans leurs habitats connus et/ou probables, à des périodes appropriées (rythme diurne, saisonnier, annuel) (IUCN, 2012). Actuellement la Liste rouge statue de 49 espèces connues, depuis les années 1500, comme éteintes à l'état sauvage sur un total d'environ 143 mille espèces évaluées dans le monde et excluant les espèces déjà éteintes (EX). Dans cette liste plus de la moitié, soient 42 espèces, font partie du règne des végétaux (IUCN, 2022b). Des estimations récentes font état qu'un cinquième des espèces végétales du monde sont considérées comme menacées de disparaître (Pimm et al., 2017).

1.2 La réintroduction au service de la conservation

Le déclin des populations animales et végétales a suscité des actions de conservation pour enrayer l'extinction ou le risque d'extinction des espèces. Parmi ces actions, la translocation de conservation consiste au mouvement délibéré et à la libération d'un organisme vivant avec pour objectif principal un avantage de conservation. Ceci inclut généralement l'amélioration du statut de conservation de l'espèce cible, localement ou globalement, et/ou la restauration des fonctions ou des processus de l'écosystème naturel (IUCN, 1987; IUCN/ SSC, 2013). Pour que le transfert soit un succès, il doit se baser sur une connaissance globale de l'écologie et de la biologie de l'espèce (Godefroid et al., 2011, 2016). Il peut s'agir notamment de déterminer la taille minimale viable de la population pour une

translocation (Menges, 2008). La translocation au sens large se définit comme le « *déplacement par l'homme d'organismes vivants d'une zone à une autre, avec libération dans une autre zone* » (IUCN, 1987; IUCN/ SSC, 2013). La translocation de conservation regroupe plusieurs concepts : le renforcement, la réintroduction, la colonisation assistée et le remplacement écologique (Figure 1). Le choix du concept dépend de l'objectif premier de la conservation et du type de translocation, dans ou en dehors de l'aire de répartition naturelle de l'espèce (IUCN/ SSC, 2013; Seddon et al., 2014). Le renforcement se définit comme une translocation d'un organisme dans une population existante de congénères dans l'aire de répartition naturelle, tandis que la réintroduction est une translocation d'un organisme à l'intérieur de son aire de répartition indigène dont il a disparu (IUCN, 1987; IUCN/ SSC, 2013). La colonisation assistée et le remplacement écologique font référence respectivement à un renforcement et une réintroduction en dehors de l'aire de répartition naturelle de l'espèce. Par ailleurs, les avancées technologiques ouvrent la porte à de nouvelles disciplines de conservation des espèces telles que la désextinction. Celle-ci consiste à « ressusciter » des espèces disparues sur la base de matériel génétique retrouvé ou conservé (Jørgensen, 2013; Richmond et al., 2016). Néanmoins cette pratique, qui n'a pas encore été réalisée à large échelle, est sujette à de profondes questions éthiques (Cohen, 2014).

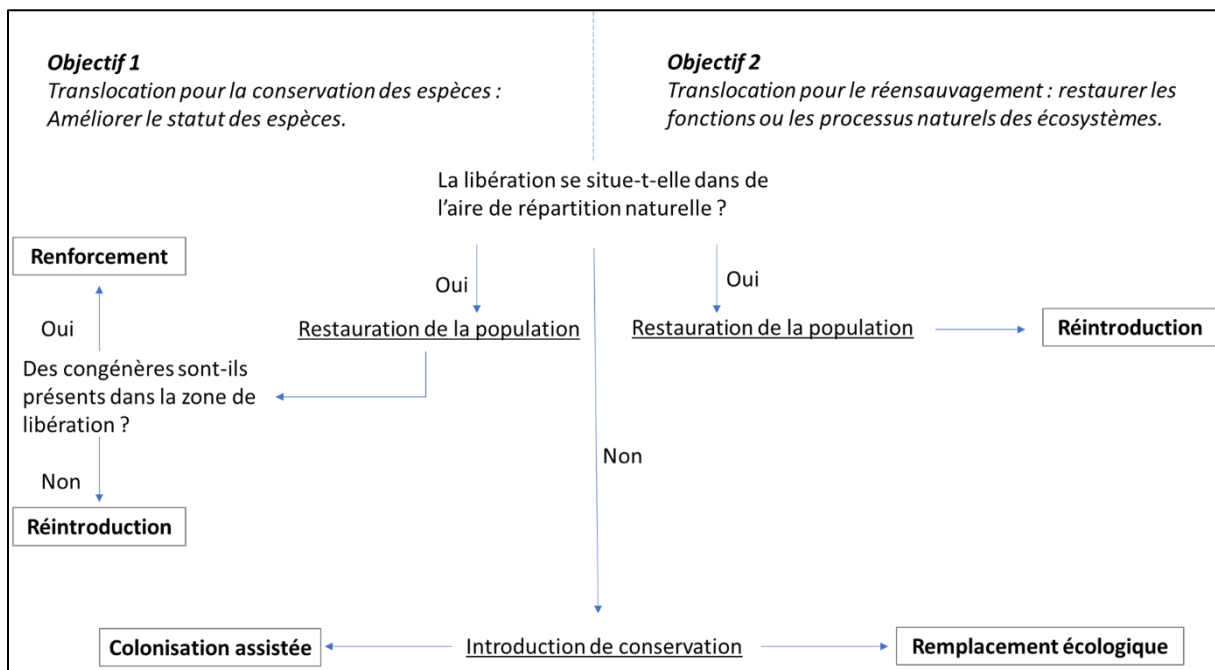


Figure 1 - Représentation des différents types de translocation de conservation. Réalisée sur la base des données de l'IUCN/SSC(2013) et de Seddon et al. (2014).

Certaines espèces éteintes dans la nature, telles que l'arbuste toromiro (*Sophora toromiro* Skottsbo.) (Mauder, 1997; Mauder et al., 2001) ou le mammifère oryx algazelle (*Oryx dammah* Cretzschmar) (Gordon et al., 1993) font l'objet de programmes de réintroduction dans leur habitat originel. Ces programmes ont pour but de rétablir des populations viables et capables de perdurer sans gestion humaine.

Néanmoins, certains programmes de réintroduction peuvent porter à discussions concernant leur apport à la biodiversité mondiale. Maynard (1998) démontre que la variabilité génétique des

populations, mesurée par le taux d'hétérozygotie ou la fréquence allélique³, augmente linéairement avec l'effectif des populations. Daily (1997) énonce que l'amplitude des services écosystémiques rendus par les espèces a une relation positive avec l'effectif de la population concernée. Il est donc possible que la réintroduction d'espèces rares et de population isolées, avec une faible diversité génétique, ne contribue pas significativement aux fonctions écologiques (Teyssède et al., 2004).

Les intérêts d'une réintroduction sont multiples (Guerrant et al., 2007). Ils peuvent être d'ordre culturel, écologique, biologique, économique (Novak et al., 2021) ou une combinaison de ces différents ordres. À titre d'exemple, il peut y avoir un intérêt paysager, résultant d'intérêts culturel et écologique, à conserver les coquelicots (*Papaver rhoeas* L.) et les bleuets (*Cyanus segetum* Hill.) dans les campagnes, ces espèces faisant historiquement et culturellement partie du paysage rural (Marzio et al., 1997). Ces efforts permettent le maintien d'une diversité au sens large dans les écosystèmes. Il en va de même pour la réintroduction d'espèces endémiques, qui, en plus de leur valeur biologique, peuvent avoir une valeur pour le patrimoine de la région dont chacune est originaire. Par exemple, la réintroduction de *Lysimachia minoricensis* J.J.Rodr, une plante endémique de Minorque, une île des Baléares, qui était éteinte dans la nature depuis 1900, fut possible grâce au maintien de collections *ex situ* dans plus de 20 jardins botaniques européens (Maunder et al., 2001). Nonante pourcents de la liste des espèces végétales menacées d'Europe sont endémiques à un seul pays (Sharrock et al., 2009; Godefroid et al., 2020).

Plusieurs études font état de l'importance des jardins botaniques (Maréchal, 1937; Maunder, Higgins, et al., 2001; Donaldson, 2009; Oldfield, 2009; Abeli et al., 2020) et de leurs banques de graines (Cochrane et al., 2007), concernant le potentiel de réintroduction d'espèces végétales éteintes. De Cugnac (1936) invitait déjà ses collègues botanistes ou « amis de la nature » à cultiver dans les jardins de collections, *ex situ*, ou dans la nature, *in situ*, les espèces menacées afin de perpétuer et d'étendre la dissémination naturelle des espèces. Lombrana et al. (2020) démontre l'efficacité des banques de graines grâce à son étude sur la viabilité à long terme des semences dans des conditions de stockage spécifique (*cf.* ci-après). Une telle expérience a été menée sur *Senecio morisii*, une plante endémique de Sardaigne. Elle a démontré que, par la comparaison avec des graines fraîches, les graines stockées pendant dix ans, à des conditions de température et d'humidité précises, avaient un pourcentage de germination plus élevé. Par ailleurs, leur croissance respective et la survie de leurs semis ne présentaient pas de différences significatives. Ces résultats sont positifs en termes de succès pour la germination et pour l'établissement des semis. Cette dernière étape est également décisive pour assurer la propagation des plantes et le succès d'une réintroduction. Godefroid et son équipe (2011) ont revu la littérature de 249 réintroductions, au sens large, d'espèces végétales dans le monde. Il en ressort que, pour les plantes réintroduites, le taux de survie est de 52%, que celui de floraison est de 19% et celui de fructification de 16%, ce qui est assez faible. Les taux de survie rapportés dans la littérature sont également beaucoup plus élevés que ceux en réalité. Ceci s'explique probablement par la non-publication des tentatives ratées, les résultats négatifs étant moins publiables ou considérés comme inintéressants (Godefroid et al., 2011). L'étude conclut que la réintroduction de plantes en tant qu'outil de conservation pourrait être améliorée par : 1) une attention accrue à la biologie des espèces, 2) l'utilisation d'un plus grand nombre de transplants et 3) une meilleure prise en compte de la production et du recrutement des graines.

³ Taux de présence d'un allèle au sein d'une population

La réintroduction d'individus éteints dans la nature est une mesure très rarement entreprise dans le monde. Seules treize tentatives de réintroduction d'espèces végétales EW à l'échelle mondiale ont été réalisées et ce, sur base de matériel stocké *ex situ* (Abeli et al., 2020).

Pour les espèces animales, la conservation *ex situ* est controversée. En effet, une étude de McPhee (2004) détermine que des populations captives sur plusieurs générations ont moins de chances de survie lors d'une réintroduction à cause de leur variance comportementale. Cette difficulté engendrera la nécessité d'un relâchement d'un plus grand nombre d'individus, pour atteindre la taille de la population sauvage visée. Jules et al. (2008) a démontré que, dans le cas de réintroductions, les carnivores capturés dans la nature ont significativement plus de chances de survivre que ceux qui sont nés en captivité. D'autre part, une synthèse de la littérature, réalisée sur 240 espèces animales, identifie les problèmes qui sont le plus souvent rencontrés concernant le succès de la translocation : 1) le comportement des animaux, 2) suivi par les difficultés de monitoring, 3) le manque de financement, 4) la qualité de l'habitat de réintroduction, 5) le manque de connaissances de base sur l'espèce et 6) le manque de soutien public (Berger-Tal et al., 2020). Néanmoins, des études font état de réintroductions animales réussies comme pour le Condor Californien (*Gymnogyps californianus* Shaw) (Toone et al., 1994) à présent en danger critique (CR), ou le cerf du Père David (*Elaphurus davidianus* Milne-Edwards) (Cheng et al., 2021), qui est néanmoins encore sous le statut EW sur la liste rouge de l'IUCN.

Finalement, le succès d'une translocation au sens large doit prendre en compte les problèmes génétiques tels que 1) la dépression de consanguinité, 2) la viabilité de la reproduction, 3) l'adaptation locale et 4) le potentiel évolutif de la population transloquée (Menges, 2008). En effet, l'objectif de la réintroduction est de rétablir une population résiliente qui conserve les ressources génétiques suffisantes pour subir un changement évolutif adaptatif (Guerrant, 1996). Par exemple, pour les plantes arables annuelles, il est prouvé qu'en plus de leurs faibles niveaux de diversité génétique, les populations *ex situ* expriment une représentation incomplète des allèles issus de la nature (Brütting et al., 2013). Pour les espèces annuelles, il peut être recommandé de ne pas dépasser cinq à six cycles de régénération dans les collections *ex situ*, et ce afin de ne pas réduire la diversité génétique de l'espèce (Schoen et al., 2001; Godefroid et al., 2020).

Par conséquent, la réintroduction ne doit pas être vue comme un substitut à la conservation des habitats primaires ou à la conservation *in situ* (Maunder, 1992). Godefroid et al. (2020) a établi un arbre décisionnel de neuf étapes pour considérer la réintroduction d'une espèce végétale éteinte dans la nature. Il reprend des conditions telles que l'existence actuelle de l'habitat de l'espèce, la levée des menaces sur l'espèce ou encore l'exigence écologique de l'espèce face à l'habitat dans lequel elle est réintroduite. Ces conditions, si elles sont respectées, augmentent les chances du succès d'une réintroduction d'espèces végétales éteintes dans la nature.

1.3 La flore messicole

Les plantes non cultivées ou adventices se définissent comme l'ensemble de la flore émergente, sauvage ou non, dans les habitats artificialisés. Pour les agrosystèmes, les plantes non semées sont considérées comme des adventices ou des « mauvaises herbes » (Olivereau, 1996; Bellanger, 2011). Les adventices sont liées à l'histoire de l'agriculture (Dekker, 1997; Gerbaud, 1999) : depuis que l'Homme cultive, il réduit la proportion d'adventices afin de diminuer la concurrence avec les espèces semées (Dekker, 1997). Plus précisément, il limite les messicoles qui font partie des adventices. Le terme de « messicole » (du latin *messis*, moisson) et son synonyme « ségétale », sera défini dans le présent travail d'après Olivereau (1996) en tant que « *plantes annuelles, ou plus rarement vivaces, qui ont un cycle biologique similaire à celui des céréales et qui vivent de façon exclusive ou préférentielle dans les milieux soumis à la moisson* ». Par exemple, la Noix-de-terre (*Bunium bulbocastanum* L.), le Glaïeul des moissons (*Gladiolus segetum* Miller) et la Gesse tubéreuse (*Lathyrus tuberosus* L.) sont des vivaces (Olivereau, 1996).

L'origine de l'apparition de la majorité des messicoles en Europe est liée à celle de l'agriculture du Néolithique, ± 9500 à 4000 Av. J. -C. (Chiaroni et al., 2019). Les messicoles sont arrivées il y a environ 6000 ans, lors de la colonisation des populations issues du Moyen-Orient et des régions méditerranéennes, qui maîtrisaient déjà l'agriculture. Ces archéophytes, espèces introduites des temps anciens, ont été apportées en mélange avec les semences céréalières importées (Marzio et al., 1997). Elles représentent un héritage vivant de plusieurs millénaires d'histoire de l'agriculture en Europe.

La plupart des messicoles sont des Thérophytes, plantes annuelles qui survivent à la mauvaise saison sous la forme de graines, avec une stratégie de reproduction *r*, selon le modèle évolutif de MacArthur et al. (1967). Cela signifie qu'elles consacrent une grande partie de leur énergie à la reproduction et produisent un grand nombre de graines en peu de temps. À titre d'exemple, un pied de Folle Avoine (*Avena fatua* L.) produit en moyenne 200 graines, la Nielle des blés (*Agrostemma githago* L.), 2 000 graines et le Coquelicot (*Papaver rhoeas* L.), entre 50 000 et 60 000 graines (Olivereau, 1996). De manière générale, la dispersion des semences de messicoles se fait par barochorie, par anémochorie, par hydrochorie, par zoochorie ou encore par anthropochorie (Olivereau, 1996). Deux grandes stratégies de survie des espèces sont connues chez les messicoles, le mimétisme ou l'adaptation aux rotations d'une culture. Dans le premier cas, la date de maturité et la taille de leurs graines sont similaires à celles des céréales. Ce mimétisme permet à l'espèce de se trouver dans la récolte de la semence céréalière en évitant son élimination lors du tri des graines. C'est le cas, par exemple, des Nielles des blés, du Brome épais (*Bromus grossus* Desf. ex DC.), et de l'Ivraie enivrante (*Lolium temulentum* L.) (Lemoine, 2016). Dans le second cas, les messicoles sont moins spécialisées et s'adaptent au cycle de rotation des cultures. Les graines produites se retrouvent au sol et attendent la culture prochaine pour recommencer un cycle de croissance. De façon plus générale, et afin de finir leur cycle biologique, peu de messicoles fleurissent et fructifient après juillet et août. Cette caractéristique leur permet de se retrouver dans la moissonneuse et de ne pas être éliminées (Olivereau, 1996)

Les messicoles étaient jusqu'au début du XXI^{ème} siècle fréquemment rencontrées et présentes dans les paysages d'Europe. À présent, le déclin de la flore messicole y a été constaté en raison des pressions anthropiques auxquelles sont soumis les agrosystèmes ou écosystèmes agricoles (Storkey et al., 2012). L'intensification de l'agriculture et les changements dans les pratiques agricoles

d'après 1945 expliquent le déclin des espèces spécialisées au milieu agricole (Storkey et al., 2012). L'agriculture moderne, synonyme d'avancée dans les technologies agricoles et d'augmentation des intrants (Stoate et al., 2001), engendre une augmentation des rendements en céréales. Celle-ci a pour résultat une diminution du nombre de plantes non cultivées dans les champs (Robinson et al., 2002). Storkey (2012) détermine une relation positive entre les rendements de céréales telles que le blé, une céréale d'hiver, et le nombre d'espèces de plantes non cultivées rares, menacées ou récemment éteintes de la flore européenne. Cette augmentation de rendement est due à une combinaison de l'utilisation d'engrais et d'herbicides. Les pratiques intensives agricoles modifient l'équilibre de la composition et de la structure des populations entraînant un déclin de leur diversité (Meerts, 1988). Néanmoins ces espèces font partie intégrante des paysages agricoles et leur disparition implique une diminution du patrimoine mondial (Olivereau, 1996).

En Belgique, en 1969, Lawalrée et Delvosalle ont constaté la disparition de 24 taxons messicoles et la raréfaction alarmante de 29 taxons. Vanhecke (1985,1986) avait établi la situation critique des messicoles et plus particulièrement de celles retrouvées sur les sols calcaires. Sur les 33 taxons recensés, huit avaient déjà disparu et 20 étaient menacées d'une disparition à très court terme (Meerts, 1988). Quinze pourcents de l'ensemble des espèces végétales wallonnes menacées ou disparues sont des messicoles. Legast (2008) fait état d'une disparition ou d'une menace d'environ 60% d'espèces messicoles, soit 75 sur 119 recensées en région wallonne. Parmi ces espèces, 21% ont entièrement disparu, 6% sont en danger, 4% sont vulnérables et 32% sont menacées d'extinction. Les données de 2016 (Figure 2) confirment la tendance à la régression des messicoles dans les paysages wallons.

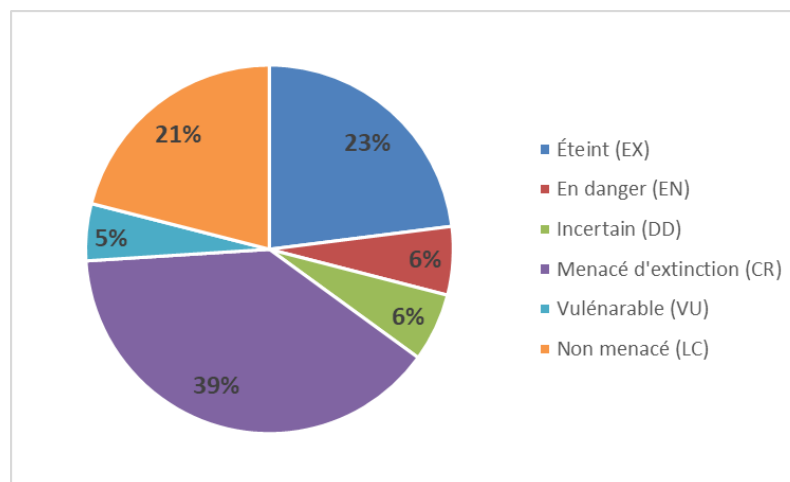


Figure 2 - Répartition des statuts des 106 espèces messicoles en Wallonie. Données issues de Lemoine (2016)

Les pratiques à l'origine du déclin des messicoles sont diverses (Olivereau, 1996). De Cugnac (1936) annonce que les premières messicoles vouées à disparaître sont les annuelles les plus spécialisées, dont l'aire de répartition ou l'habitat est inféodé à des cultures spécifiques, d'autant plus, si ces cultures sont elles-mêmes en recul dans les paysages campagnards. Storkey et al. (2012) fait le même constat : les messicoles spécialisées à une seule culture sont particulièrement vulnérables, davantage encore si celles-ci ont coévolué pour imiter les caractéristiques morphologiques ou phénologiques de la culture. La spécialisation d'une espèce joue un rôle important dans l'avenir de sa conservation.

Le tri des semences et leur origine sont des facteurs importants de la régression des messicoles. Les récoltes étaient autrefois triées manuellement et exemptées des messicoles. L'avancée des technologies a permis un tri automatisé et plus efficient et ce, au détriment des messicoles. De plus, elles étaient fréquemment réensemencées alors qu'à présent les agriculteurs ne sèment presque plus leurs propres semences (Olivereau, 1996). Ils achètent des mélanges avec des taux de germination vérifiés et exempts d'impuretés. Cela limite la possibilité, pour les messicoles à stratégie mimétique, de se trouver dans les champs l'année suivante.

Une autre grande cause du déclin des adventices, et par conséquent des messicoles, est l'utilisation d'herbicides dans les cultures céréalières, survenue principalement après 1945 (Robinson et al., 2002). L'utilisation d'herbicides permet de limiter l'influence des adventices, qui se marque sur les cultures par la compétition pour l'eau, les éléments fertilisants, et la lumière (Meerts, 1988). Meerts (1988) constate une richesse en messicoles plus importante sur des champs qui n'avaient pas reçu d'herbicides les années précédentes. Gautier et al. (2018) démontre que l'abondance des messicoles est dépendante du désherbage (chimique ou mécanique), de l'apport en azote, du labour des terres et de l'origine des semences. De plus, il établit que le type d'agriculture (conventionnel, biologique, à haute valeur environnementale), la longueur de la rotation des cultures, l'origine des semences et l'apport en azote minéral sont des paramètres qui ont un effet significatif sur la richesse spécifique en messicoles.

Un élément important dans la persistance des populations végétales est la banque de semences du sol. Celle-ci joue un rôle pertinent pour l'évaluation du risque d'extinction locale d'une espèce car elle constitue un réservoir pour régénérer les populations (Baskin et al., 1998; Beaume et al., 2011). Dans le cas des messicoles à stratégie mimétique, des études ont observé que la banque de semences du sol ne semble pas se créer et permettre la constitution d'un réservoir pour maintenir l'espèce (Dutoit et al., 2003; Piqueray et al., 2018). Finalement, une combinaison des causes citées peut également être à l'origine de la disparition ou de la raréfaction d'une espèce.

1.4 Le cas des Bromes messicoles d'Europe

En Europe, le genre *Bromus* L. de la famille des Poaceae comprend des espèces adventices de cultures céréalières (Koch et al., 2016), *Bromus secalinus* L., *B. grossus* Desc ex Dc, et *Bromus bromoideus* (Lej.) Crepin, respectivement le brome seigle, le brome épais et le brome des Ardennes. Le genre *Bromus* L. comprend quatre sections et les trois messicoles sont reprises dans la section *Bromus* subsect. *Coriacei* (Tournay, 1961). Ces espèces ont été longtemps considérées comme étroitement liées sur la base de leur morphologie et de leurs affinités génétiques. En effet, leurs hybrides sont fertiles et leurs descendants également (Tournay, 1968). Par ailleurs, ces bromes seraient inconnus à l'état sauvage et seraient issus de *Bromus racemosus* subsp. *commutatus* (*B. commutatus*) (Jauzein, 2001; Delescaille, 2011). *B. bromoideus* a été considéré comme une sous-espèce, *B. grossus* ssp. *Eburonensis*, (Tournay, 1968), et plus tard, comme un mutant de *B. grossus* (Scholz, 1970; Koch et al., 2016; Godefroid et al., 2020). Qui plus est, selon Smith (1983), *B. bromoideus* et *B. grossus* partagent des schémas sérologiques identiques, qui diffèrent légèrement de *B. secalinus* (Ainouche et al., 1997). Néanmoins, l'étude d'Ainouche (1997) a montré que les trois espèces de brome ont les mêmes séquences ITS. Finalement, l'étude de Koch et al. (2016) démontre que *B. grossus* et *B. bromoideus* sont des unités taxonomiques bien distinctes, tant sur le plan génétique que morphologique. *B. bromoideus* a évolué à partir du pool génétique de *B. grossus*. Le brome des Ardennes est donc bien une espèce à elle seule.

Ces derniers résultats confirment l'étude de Jauzein (1995) qui considère *B. bromoideus* comme une variante, due à une mutation accidentelle, de *B. grossus* (Godefroid et al., 2020).

B. secalinus a une distribution large dans l'Europe de l'Ouest et se rencontre notamment dans des champs de seigle (*Secale cereale* L.) et de froment (*Triticum aestivum* L.) (De Cugnac et al., 1936). L'espèce est classée comme en danger d'extinction (CR) sur la liste des Plantes Protégées et Menacées de Wallonie (La biodiversité en Wallonie, 2022c). *B. grossus*, quant à lui, est endémique d'Europe et pousse en Belgique et en Allemagne où elle est menacée (CR) (La biodiversité en Wallonie, 2022c). Par le passé, son aire de répartition comprenait la Suisse, la France, le Luxembourg, l'Italie, l'Autriche et la Tchéquie (Smith, 1973). En raison de la spécialisation plus faible de *B. secalinus* et des mesures de conservations ainsi que des études déjà entreprises sur *B. grossus*, la suite de ce travail se concentrera majoritairement sur la description de *B. bromoideus*. Par ailleurs, *B. grossus* est largement décrit par Delescaille (2011) et Fabri (1983), et étudié par Piqueray et al. (2018), pour sa conservation en Belgique.

1.4.1 Historique *B. bromoideus*

Sa taxonomie a été longtemps discutée mais le monde scientifique s'accorde aujourd'hui pour nommer le Brome des Ardennes sous le nom latin *Bromus bromoideus* (Lej.) Crepin et pour le classer dans le genre des *Bromus*. La taxonomie des spécimens est synthétisée par Tournay (1968).

La première découverte de l'espèce fut faite en 1821 par Dumortier dans un champ d'épeautre à Douxflamme (Comblain-au-pont). Celui-ci ne la décrit pas, étant donné qu'il pense avoir à faire à *Bromus nitidus*, qui sera par la suite décrit comme *Bromus grossus* var. *glaber*. En 1823, Pierre-Joseph Michel observe dans les moissons à Aywaille des spécimens glabres qu'il envoie à Dumortier et Lejeune pour être identifiés. Ce dernier reconnaît une nouvelle espèce du genre américain *Calotheca* et la décrit sous le nom de *C. bromoidea*. Lejeune s'empresse de faire connaître sa découverte à la Société Royale d'Agriculture et de Botanique de Gand ainsi qu'à l'Académie des Curieux de la Nature de Bonn. Cette dernière reconnaît la découverte de Lejeune. Dumortier, quant à lui, compare le spécimen reçu à ceux récoltés en 1821 et décrit alors un nouveau genre *Michelaria*, nommant le spécimen *M. bromoidea*. Par ailleurs, il suggère qu'il serait peut-être mieux de rapporter la plante au genre *Bromus* et de la nommer *Bromus arduennensis*. Lejeune ignore le genre *Michelaria* et dédie la plante à Marie-Anne Libert, la renommant *Libertia arduennensis*. Finalement, en 1825, Lejeune publie le genre *Libertia* et *Libertia arduennensis*.

À l'été 1828 des exemplaires de la variété velue sont découverts, probablement par Lejeune, à Polleur, sur des terrains calcaires. Après des observations faites sur des spécimens glabres en culture depuis 1824, Lejeune et Courtois tirent la conclusion que le genre *Libertia* n'est pas le bon genre. En effet, Courtois aurait observé des individus portant, sur la même panicule, des épillets de *Bromus* et d'autres de *Libertia*. Ils concluent également que les variétés glabres et velues sont des variétés remarquables de *B. grossus*. Néanmoins plusieurs scientifiques respectés affirment n'avoir jamais observé de telles transformations. Crépin déclare avoir examiné des milliers d'échantillons en plus de dix ans de culture et Dumortier en 20 ans sans pour autant avoir observé de modifications. En 1954, Tournay confirme qu'après 130 générations, les caractères de l'espèce initialement décrits sont maintenus. Finalement en 1829, Kunth classe les bromes découverts dans le genre *Bromus* : il est largement soutenu par la communauté scientifique de l'époque. Par ailleurs, Strail a considéré la variété velue comme une espèce distincte qu'il nomme *Michelaria villosa*. Cependant, l'Académie estime que ces conclusions sont prématurées sans une étude de mise en culture des deux spécimens

et décide donc de ne pas publier les travaux de Strail. En 1860, Crépin adopte le nom scientifique *B. arduennensis* Dumortier et distingue la variété velue en *var. villosus*.

Finalement, en 1867, Crépin rectifie le nom des spécimens découverts et de ses parrains pour *Bromus bromoideus* (Lejeune) Crépin (De Cugnac, 1961). Ce dernier, qui était alors en voie de raréfaction depuis 1882 (Maréchal, 1937), s'éteint dans la nature en 1935, date de sa dernière observation (De Cugnac, 1954).

Néanmoins et heureusement, cette messicole belge, qui avait suscité un grand engouement dans le monde scientifique et était célèbre pour ses représentations sur la couverture de la *Flore* de Crépin (Tournay, 1968), a été conservée dans des jardins botaniques (Maréchal, 1937; De Cugnac, 1961; Tournay, 1968). Cette messicole, importante au patrimoine belge, avait été cultivée dans 35 JB en Europe. Néanmoins, en 1936, seuls six JB possédaient encore l'espèce. Parmi ces institutions *ex situ*, une seule se situait en Belgique : il s'agissait du JB de Liège qui a conservé l'espèce depuis au moins 100 ans, sans interruption (De Cugnac, 1936). En 1983, le JB de Liège a donné des graines de *B. bromoideus* au JB de Meise. Cette donation proviendrait probablement de graines récoltées en nature et multipliée par le JB de Liège plusieurs années auparavant. Celles-ci ont été cultivées par le JB de Meise entre 1985 et 1990. Par manque d'intérêt ou de financement la culture a ensuite été abandonnée (Godefroid et al., 2020).

Au grand bonheur du patrimoine belge, un lot de semences a été conservé et oublié dans la banque de graines du JB de Meise à moins de 20 degrés Celsius et de cinq pourcents d'humidité relative. De manière fortuite en 2005, Dave Alpin a redécouvert ce lot, qui comptabilise dix mille graines (Du Brulle, 2005) : cela a relancé l'espoir de faire revivre cette endémique que le monde scientifique pensait alors éteinte définitivement. Depuis 2006, l'espèce est à nouveau cultivée au JB de Meise ainsi que dans sept sites *ex situ* et ce, afin d'éviter une perte de l'espèce (Godefroid et al., 2020).

Bien que les JB ou les CBN, Conservatoires Botaniques Nationaux, représentent des refuges efficaces pour les raretés de la flore indigène, ils peuvent être source de questionnements. En effet, la qualité du matériel conservé doit entrer en compte si des programmes de réintroduction de l'espèces doivent voir le jour. L'étude de Godefroid et al. (2020) retrace un manque d'information sur les conditions de cultures des plants de brome des Ardennes dont proviennent les graines des JB ou des CBN. Celles-ci ne reprennent, par exemple, pas 1) la taille de la population *ex situ*, 2) le nombre de générations en culture ou 3) encore la proximité avec des taxons proches. Par ailleurs, des planches d'herbier du JB de Meise contenant du matériel séché, dont des graines de *B. bromoideus*, ont été analysées par un taxonomiste. Il en résulte que 57 pourcents d'entre elles sont d'origine sauvage connue. Malheureusement, les tests de germination réalisés sur ces graines n'ont pas été positifs et, aucune des graines n'a germé. Par conséquent, seules des graines issues de plants reproduits en JB pendant au moins 50 ans pourront constituer une source pour une éventuelle réintroduction. Bien qu'aucune analyse moléculaire n'ait été effectuée sur l'espèce, il est probable que les semences de *B. bromoideus* aient une diversité génétique réduite (Godefroid et al., 2020). En effet, celles-ci sont issues de multiples régénérations à partir de matériel sauvage collecté il y a plus de 85 ans. Pour garantir une diversité génétique suffisante de la population à réintroduire, plusieurs sources de semences peuvent être nécessaires (Vergeer et al., 2005; Godefroid et al., 2020). Néanmoins, dans le cas de *B. bromoideus*, le maintien de l'espèce dans les collections résulte d'échanges entre institutions. Cela restreint le nombre de provenances différentes de l'espèce (Godefroid et al., 2020). Finalement, toutes ces informations incitent à la prudence quant à l'utilisation de ces semences dans une réintroduction.

Elles suggèrent également que des études sont nécessaires pour déterminer si les graines conservées *ex situ* sont génétiquement représentatives de l'espèce et ce, grâce à des individus qui proviennent de la nature et qui sont conservés dans des planches d'herbier.

1.4.2 Description *B. bromoideus*

En ce qui concerne la répartition de l'espèce, elle était principalement recensée en Belgique (Figure 3). Maréchal (1937) mentionne 49 stations sur le territoire belge et une seule à la frontière belgo-française, à Givet. Il renseigne l'espèce comme une des rares plantes endémiques de nos régions. Elle se localisait en Haute Belgique sur des sols argilo-calcaires ou argilo-schisteux, sur les pentes et sur les sommets des collines. Sa répartition, assez restreinte, s'étendait sur environ 90 km de long, à 10-15 km de large, de la Meuse à la Vesdre, et de Givet, à l'Ouest, à Chaudfontaine, à l'Est (Maréchal, 1937). Cette messicole calcicole (Meerts, 1988) est commensale, presque exclusive, des cultures d'épeautre (Maréchal, 1937), tout comme *B. grossus* (Delescaille, 2011; Piqueray et al., 2018). Néanmoins, elle a été observée, dans de très rares cas, dans un champ de froment (*Triticum vulgare* (var. *hibernum*)) par Strail en 1854 (Maréchal, 1937).

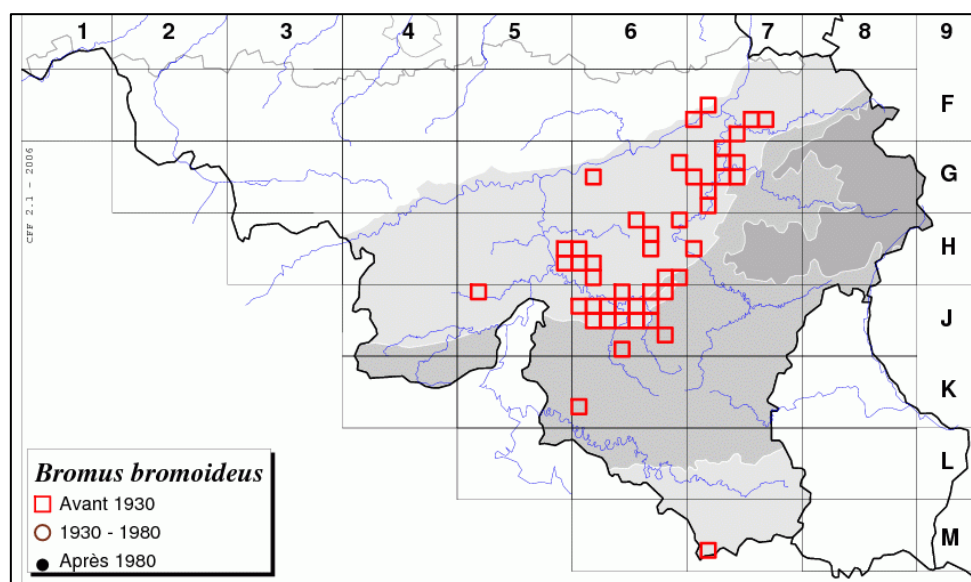


Figure 3 - Répartition du Brome des Ardennes en Wallonie (Observatoire biodiversité Wallonie, 2010).

B. bromoideus s'est raréfié par l'épuration de plus en plus perfectionnée et par la sélection des semences destinées aux semailles. Abondante entre 1821 et 1880, elle a également décliné à cause de la diminution des superficies cultivées d'épeautre (Figure 4) (Maréchal, 1937; Olivereau, 1996; Piqueray et al., 2018).

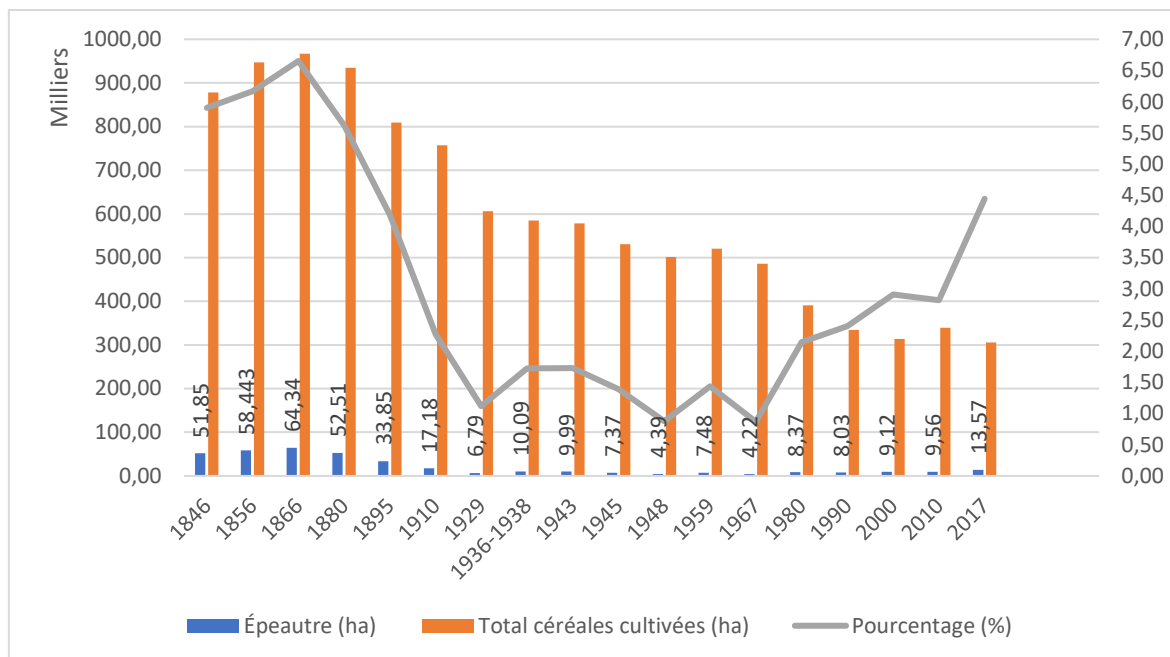


Figure 4 - Évolution des superficies d'épeautre de 1846 à 2017 en Belgique en relation avec les superficies totales cultivées en céréales. Données de 1846-1948 : Total pour Froment, Seigle, Avoine, Épeautre, Méteil, Orge et Escourgeon et le Sarrasin (Forget, 1949) ; de 1959-1967 : Total pour Froment (hiver-printemps), Épeautre, Seigle et Méteil, Orge (printemps-hiver), Maïs grain, Avoine, Sarrasin et autres céréales (Institut national de statistique (Belgium), 1967) ; de 1980-2017 : Total pour Froment (hiver-printemps), Epeautre, Seigle et Méteil, Orge(printemps-hiver), Maïs grain, Avoine, Triticale et autres céréales (Service Public Fédéral Belge, 2017).

Tout comme le *B. grossus* et *B. secalinus*, le brome des Ardennes a un cycle de vie qui imite celui de l'épeautre. Ils ont une auto-fertilité importante ; ils sont capables de maintenir leur pouvoir germinatif pendant plusieurs années au cours du stockage à sec, de ne pas avoir de dormance, ce qui permet une germination automnale rapide, à la lumière comme à l'ombre, et les plantules peuvent hiverner (Käsermann, 1999; Delescaille, 2011). Ces annuelles, hautes de 30 à 80 cm, germent en automne, fleurissent en juin-juillet et sont récoltées en juillet-août. Les graines restent attachées à la panicule pendant la récolte, de sorte que les épillets sont récoltés avec l'épeautre (Piqueray et al., 2018). Le commensalisme de l'espèce s'explique non seulement par la similitude des cycles de culture et du développement végétatif des deux espèces, mais aussi par la dimension presque identique des diaspores, empêchant l'élimination des caryopses de brome lors du triage des deux semences (Tournay, 1968).

Au sens de Mathon (1959), *B. bromoideus* est une monocarpique arhythmophyte. La plante passe l'hiver à cause de son développement lent et non parce que sa croissance nécessite une période froide. Il s'agit de l'une des rares différences avec le développement de l'épeautre, qui est une vraie monocarpique rythmophyte, dont le développement est dépendant d'une période de froid (Tournay, 1968). Le caractère distinctif des semences est la présence d'oreillettes latérales situées vers le milieu de la glumelle, présentant trois arêtes, qui est inférieure à chaque fleur (De Cugnac, 1954).

L'étude réalisée sur *B. grossus* par Piqueray et al. (2018) démontre la quasi absence de l'espèce en champs d'une année à l'autre, malgré un semi d'un mélange de l'adventice et de sa commensale, lors de la première année. L'espèce ne peut donc pas compter sur sa banque de graines pour se maintenir et elle reste dépendante de semis de graines d'épeautre non nettoyées. *B. bromoideus*

devrait se comporter comme *B. grossus* à la vue de leurs grandes similitudes, déjà énoncées. Ces deux espèces se rapprochent de *B. secalinus* qui a une banque de graines dite transitoire (Bonn, 2004), graines qui sont viables moins d'une année dans le sol. Par ailleurs, les graines de *B. bromoideus* ont une bonne capacité de stockage pendant plusieurs années et sans perdre leur viabilité (De Cugnac, 1954). En effet, les tests de germination réalisés par Godefroid (2020) sur sept lots de graines conservés au JB de Meise indiquent une moyenne de 72 pourcents de germination. Ces lots sont issus de différentes sources et datent pour certains de plusieurs dizaines d'années. Par ailleurs, ce résultat comprend une donnée à six pourcents de germination qui fait nettement descendre la moyenne. Finalement, *B. bromoideus* ainsi que *B. grossus* et *B. secalinus*, sont des anécophytes : elles n'ont pas d'habitat naturel connu hormis les champs cultivés, des habitats créés par l'Homme. Elles sont donc extrêmement dépendantes de l'Homme et des agrosystèmes. C'est ce que démontre Piqueray et al. (2018) pour *B. grossus* qui est dépendant du semis d'une culture céréalière non nettoyée.

Concernant les mesures de protection, *B. bromoideus*, comme *B. grossus*, est strictement protégé par l'Annexe 1 de la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne). Cette liste reprend les espèces de flore strictement protégées. De plus, *B. grossus* est repris dans l'Annexe VI.a., la liste des espèces végétales strictement protégées et figurant à l'Annexe IV de la Directive européenne Habitats 92/43/CEE. Cette annexe oblige les états membres de la Directive à mettre en place les mesures nécessaires pour instaurer un système de protection stricte des espèces végétales. Il est notamment interdit de cueillir, de ramasser, de détenir ou de transporter les spécimens protégés par l'Annexe (La Biodiversité en Wallonie, 2022b). *B. grossus* est également repris dans le LIFE BNIP qui recense actuellement 46 sites de micro-réintroduction de cette espèce N2000 (Andries, 2020). Il est en catégorisé DD sur la liste rouge de l'IUCN. En revanche, *B. secalinus* n'est présent sur aucune de ces annexes ou liste. Enfin, le brome des Ardennes est classé comme éteint à l'état sauvage (EW) sur la liste rouge de l'IUCN et comme éteint (EX) sur la liste des plantes protégées et menacées de Wallonie (La biodiversité en Wallonie, 2022c).

Étant donné que les deux espèces *B. grossus* et *B. bromoideus* sont très similaires et, pour le dernier endémique à la Belgique, il serait judicieux, pour le patrimoine Belge, d'élever le Brome des Ardennes au même statut de protection que *B. grossus*. Une telle décision encouragerait à mettre en place des mesures de réintroduction dans son aire de répartition originelle.

2. Objectifs

Les objectifs de cette étude sont issus du projet de réintroduction du Brome des Ardennes dans la nature. Cette réintroduction fut possible grâce à la collaboration des partenaires suivants : le Jardin Botanique de Meise à l'origine de ce projet, le Département de la Nature et des Forêts, Natagriwal et enfin, les agriculteurs, Pascal et Cédric Bignerion. La réintroduction a été faite avec hypothèse que l'espèce se comporterait de la même façon que *B. secalinus* et particulièrement que *B. grossus*, ce dernier ayant été récemment réintroduit et étant fortement lié à la culture de l'épeautre.

Les objectifs de cette étude sont au nombre de trois : le premier visera (a) à confirmer ou non l'hypothèse de la similitude de comportement de culture de *B. bromoideus* vis-à-vis de *B. grossus* et *B. secalinus*. Il s'agira en deuxième lieu (b) d'identifier les différences de performance entre les trois espèces de bromes et du niveau de spécialisation à la culture d'épeautre et ce, avec l'hypothèse initiale que *B. secalinus* est moins spécialisé à la culture d'épeautre que *B. grossus* et encore que *B.*

bromoideus. Enfin cette étude aura pour troisième objectif (c) d'évaluer l'influence des bromes messicoles sur le rendement de l'épeautre.

Ces objectifs permettront *in fine* de déterminer l'espèce la plus adaptée au système et d'émettre des conseils sur la gestion de la réintroduction de l'espèce *B. bromoideus*, en répondant à la question suivante : « Peut-il être envisagé de conserver conjointement *B. grossus* et *B. bromoideus* à long terme ? »

Pour ce faire, la croissance de la population de *Bromus bromoideus* a été quantifiée au cours d'un cycle complet de culture, dans les conditions envisagées pour la réintroduction. Elle a été comparée à *B. grossus* et *B. secalinus*. Celle-ci a été établie sous la forme d'un cycle de multiplication pour chaque espèce à partir d'une graine. Deux types de données seront principalement utilisées, dans un premier temps des données de l'expérience, nommée « Expérience Gembloux 2019-2020 », contrôlée en champs pour un semis en 2019 et une récolte en 2020. Et des données issues d'une parcelle messicole BM1 à Ychippe, nommée « Ychippe BM1 2021-2022 » pour un semis en 2021 et une récolte en 2022.

3. Matériel et méthode

L'ensemble des expériences décrites ci-dessous fait partie du projet de réintroduction du *B. bromoideus* en nature. Celles-ci visent à encadrer le suivi de cette réintroduction. La Figure 5 schématise les différentes expériences, articulées dans le temps et l'espace.

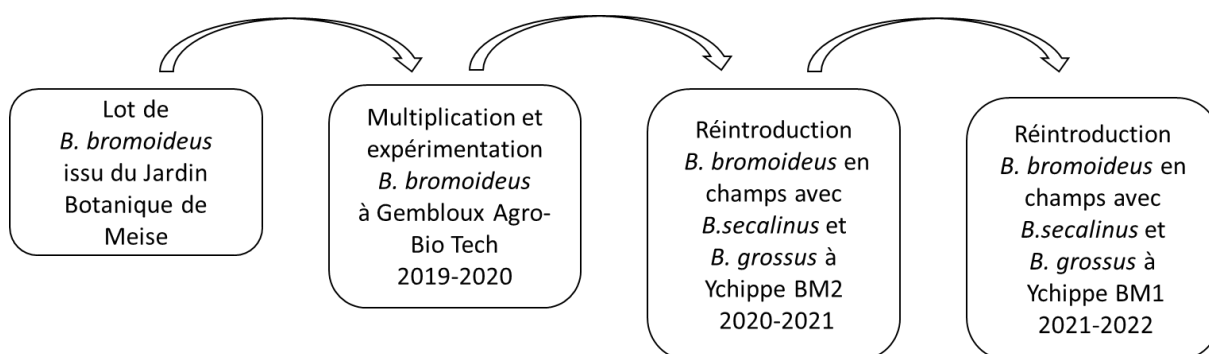


Figure 5 - Schématisation de l'évolution du projet de réintroduction de *B. bromoideus*.

3.1 Expérience Gembloux 2019-2020

3.1.1 Localisation et mise en place

Le 12 novembre 2019, seize placettes de 2m x 8m ont été semées avec un mélange d'épeautre et des trois espèces de brome messicole selon quatre modalités (Figure 6), réparties en carré latin. En outre, une placette de 64 mètres carrés de multiplication en plein de *B. bromoideus* a été réalisée afin d'accroître le nombre de semences de l'espèce en vue d'une réintroduction future.

Au préalable, un labour suivi d'une préparation du sol à l'aide d'une herse rotative a été effectué. Le semis s'est déroulé suivant le protocole expérimental à l'aide d'un semoir d'expérimentation. Cette expérimentation se situait au Petit Bordia, sur les terrains de la plateforme *AgricultureIsLife* de Gembloux Agro Bio Tech (50°34'06.3"N 4°42'43.7"E).

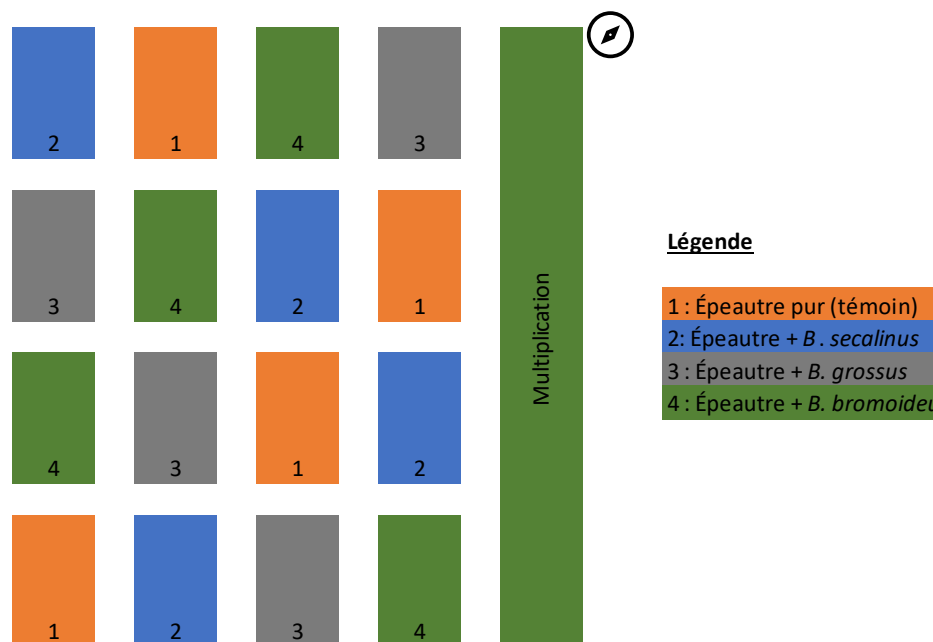


Figure 6 - Plan du dispositif expérimental pour l'expérience Gembloux 2019-2020

Les semences de *B. bromoides* étaient issues de la banque de graines du Jardin Botanique de Meise. Les semences de *B. grossus* et *B. secalinus* ont été récoltées manuellement en juillet-août 2019 dans un champ de conservation à Houyet. La variété d'épeautre semée est le Cosmos, variété la plus cultivée de Belgique et décrite comme une référence pour beaucoup d'agriculteurs (Escarnot et al., 2013). La culture précédente sur les parcelles expérimentales était des pommes de terre.

Le semis s'est fait à raison de 168 kg/ha pour l'épeautre contre 5 kg/ha de brome, pour arriver environ à la norme de 170 kg/ha semés. La densité de la variété Cosmos recommandée est de 300 g/m² et chaque unité expérimentale de 16 mètres carrés a étéensemencée avec 269 grammes d'épeautre (16,8g/m²*16m²), soit 1,08 kg par modalités (Figure 6). Au contraire, les parcelles de multiplication ont été semées avec 8,61 kilogrammes d'épeautre. Dans le cas des bromes, pour ensemencer une unité expérimentale de 16 mètres carrés, 8 grammes ont été nécessaires. Soit 32 grammes pour les 64 mètres carrés des trois modalités comprenant du brome. Cette quantité correspond à environ 3000 graines. Cette mesure a été calculée en fonction du poids de 100 graines de chaque brome pesé préalablement.

3.1.2 Suivi et récolte des données

En juillet 2020 avant la moisson, un suivi des placettes a été effectué afin de déterminer la production de graines sur pied. Pour ce faire, la densité d'inflorescence a été mesurée par la mise en place aléatoire de quatre quadrats de 0,5*0,5m par unité expérimentale (UE). De plus, le nombre d'inflorescences et de graines pour cinq plants, choisis aléatoirement par UE, a également été comptabilisé. Il a été observé lors du relevé que les graines de *B. secalinus* tombaient déjà des inflorescences lors du passage dans la parcelle. Les graines ont été dénombrées par une règle de trois, en pesant 100 graines du sachet de cinq plants.

La récolte a été réalisée le 3 août 2020 à l'aide d'une moissonneuse d'expérimentation. Par suite, le rendement total en grammes par parcelle a été mesuré, ainsi que l'humidité et le poids (en

gramme) à l'hectolitre par parcelle. Chaque récolte a été entreposée dans des sachets codés par parcelle.

Durant l'automne 2020, trois échantillons de 33 centilitres ont été prélevés dans chaque sachet pour séparer manuellement le brome de l'épeautre. Cette étape a été réalisée par trois observateurs différents et ce, pour chacun des sachets reprenant la récolte des parcelles. Les échantillons triés ont ensuite été stockés dans des congélateurs.

En janvier 2022, les échantillons de bromes ont à nouveau été exemptés des impuretés d'épeautre afin d'assurer leur pureté. Les récoltes triées par parcelle ont été pesées à l'aide d'une balance (KERN EG 420-3NM) avec une précision de 10^{-3} grammes. Le poids de 100 graines des différentes espèces de brome a été mesuré pour chaque parcelle.

3.1.3 Démarche de quantification

L'ensemble des données est repris dans une feuille Excel qui regroupe dans chaque unité expérimentale (UE) :

- a) La modalité : Épeautre pur, Épeautre + *B. secalinus*, Épeautre + *B. grossus*, Épeautre + *B. bromoideus*
- b) Le rendement total exprimé en grammes / 16 m²
- c) Le rendement total exprimé en kg/ha : $((b)/16) * 10$
- d) Le rendement d'épeautre sans brome exprimé en kg/ha : $(c)-((l)/16) * 10$
- e) La masse de graines semées de brome : 8 grammes pour 16 m²
- f) La densité de graines semées (nbr/16m²) : calculée sur base du poids de 100 graines de chaque brome semé
- g) La masse d'épeautre pesée (en grammes) des échantillons
- h) La masse de brome pesée (en grammes) des échantillons
- i) La masse totale de brome et d'épeautre (grammes) pesée des échantillons : $(g)+(h)$
- j) La masse de 100 graines de brome pesée pour la récolte de 2020
- k) Le pourcentage de brome des échantillons pesés = $((h)/(i)) * 100$
- l) La masse de brome dans le rendement total $(g/16m^2) = ((h)*(b)) / 100$
- m) La densité de graines de brome dans le rendement total $(nbr/16m^2) = ((k)/(h)) * 100$
- n) Le nombre de graines de brome dans le rendement total par plant = $(m)/(f)$
- o) Le nombre d'inflorescences comptées avant récolte sur cinq plants choisis aléatoirement
- p) Le nombre de graines comptées sur les cinq plants
- q) La densité d'inflorescence moyenne (des quatre quadrats) mesurée avant récolte
- r) Le nombre moyen d'inflorescences par plant = $(o)/5$
- s) Le nombre moyen de graines par plant = $(p)/5$
- t) La densité de plants $(nombre/16m^2) = ((q)/(r)) * 16$
- u) Le taux de germination = $(t)/(f)$
- v) La densité de graines produites sur pied $(nbr/16m^2) = (t)*(s)$
- w) Le nombre de graines de brome tombées au sol par plant = $(s)-(n)$
- x) La production de graines sur pied par UE = $(s)* (t)$
- y) Le taux de multiplication biologique du brome = $(x)/(f)$
- z) Le taux de multiplication agronomique du brome = $(m)/(f)$
- aa) Le taux de performance (avec 173 : quantité de graines semées en kg/ha) = $(173) / (c)* (n)$
- bb) Le taux de spécialisation = $(n)/(s)$

Les données recueillies à Gembloux permettent d'établir un cycle à partir d'une graine semée pour chaque espèce de brome. Les cycles reprennent les moyennes pour chaque espèce : du taux de germination (u), du nombre moyen d'inflorescences par plant (r), du nombre de graines produites par plant (s), du nombre de graines récoltées par plant (n), du nombre de graines tombées par plant (w), du taux de multiplication biologique (y), du taux de multiplication agronomique (z) et du taux de performance de l'espèce (aa).

Le taux de multiplication biologique (point 4 - Figure 7) représente le nombre de graines qu'une graine semée a produit en moyenne dans les conditions environnementales. Tandis que le taux agronomique (point 5 - Figure 7) représente le nombre moyen de graines récoltées par graine semée. Il est dépendant du taux biologique, de la quantité de graines produites par l'espèce, et de la capacité de l'espèce à passer dans la moissonneuse.

Le taux de performance (point 7 - Figure 7) représente le nombre de graines de brome générées à partir d'une graine, qui se retrouvent dans la moissonneuse et qui seront ressemées l'année suivante. Ce taux dépend du rapport la quantité semée et du rendement total le tout multiplié par le taux agronomique du brome considéré. La différence entre le taux agronomique et le taux de performance indique le nombre de graines pouvant être stockées (point 8 - Figure 7). Les différentes variables sont reprises dans la Figure 7.

Le taux de spécialisation (bb) a été calculé sur la base du rapport du nombre de graines récoltées (point 6 - Figure 7) et du nombre de graines produites (point 4 - Figure 7). Il représente le niveau de spécialisation de l'espèce par rapport au brome.

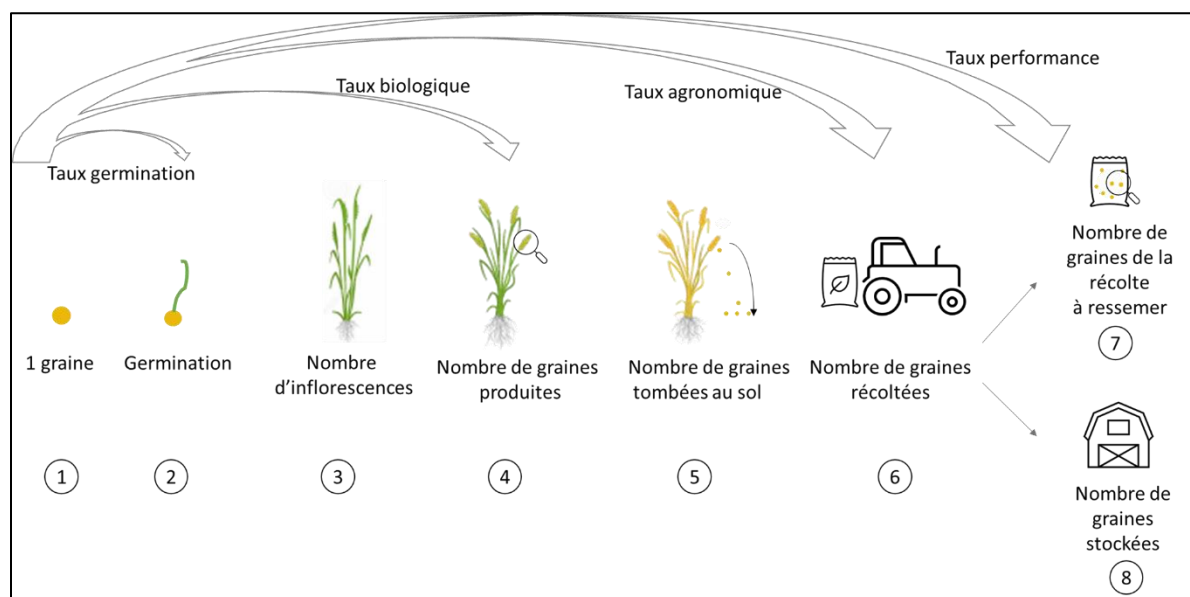


Figure 7 - Représentation du cycle pour *B. bromoideus*, *B. secalinus* et *B. grossus*.

Chaque moyenne est accompagnée par son erreur standard, qui mesure la précision avec laquelle une distribution d'échantillons représente une population en utilisant l'écart-type. Elle est calculée par le rapport de l'écart-type (σ) et de la racine carrée de la taille de l'échantillon (n) :

$$(1) \quad ES = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad \text{Avec} \quad \sigma = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})}{\sqrt{n}}$$

Plusieurs analyses de la variance à un facteur, ANOVA 1, ont été réalisées pour vérifier s'il existe des différences entre chaque espèce pour les variables reprises dans les cycles. Ceci, dans le but d'établir les différences de production entre les espèces. Une ANOVA 1 a également été réalisée pour déterminer si les rendements d'épeautre sont affectés par la présence de brome. Toutes ces analyses ont été compilées sur RStudio (Version 4.1.2).

Pour chaque ANOVA, l'hypothèse nulle est l'égalité des moyennes, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de différence significative entre les moyennes des espèces *B. secalinus*, *B. grossus* et *B. bromoideus* pour la variable à expliquer, la variable explicative étant l'espèce. Au préalable, les conditions d'applications ont été vérifiées. Le test de Shapiro permet de vérifier que les échantillons suivent une loi normale, avec H0 : la distribution est normale. Un échantillon est considéré comme normal si la p-valeur est supérieure à 0,05. La deuxième condition est l'homoscédasticité, l'égalité des variances, qui a été réalisée avec le test Fligner-Killeen avec H0 : les variances sont homogènes. Elle sera respectée si la p-valeur est supérieure à 0,05. Finalement la troisième condition, qui est considérée comme respectée, est le prélèvement de façon aléatoire et indépendante des échantillons dans la population.

3.2 Expérience Ychippe BM2 2020-2021

3.2.1 Localisation et mise en place

Le 6 novembre 2020, la parcelle de conservation messicole Ychippe BM-2 située à Ychippe, Ciney (50°15'03.7"N 5°08'30.6"E), a été semée de façon extensive avec un mélange d'épeautre et des trois bromes messicoles, *B. bromoideus*, *B. secalinus*, *B. grossus*. La parcelle se situe dans la réserve naturelle domaniale de la Plaine d'Ychippe, qui est le premier site protégé de Wallonie dont l'objectif principal est la restauration de milieux agricoles extensifs (La biodiversité en Wallonie, 2022d). La parcelle est en agriculture biologique.

La parcelle, d'environ deux hectares et demi, a été préalablement labourée à la charrue. Par la suite, un premier passage avec une herse rotative a été réalisé afin de casser les mottes de terre, suivi d'un passage avec le semoir pour semer à raison de 206 kg/ha. Le mélange semé était constitué de 400 kilogrammes de semences d'épeautre biologique R1 agrémentées de 100 kilogrammes de semences contaminées par *B. secalinus* et *B. grossus* issues de la récolte de la parcelle de 2020 et de 15 kilogrammes de semences de *B. bromoideus* en mélange avec l'épeautre. Ce dernier mélange est issu de la parcelle de multiplication de l'essai de Gembloux en 2019-2020 (Annexe 1).

3.2.2 Suivi de l'expérience et récolte des données

En juillet 2021, un suivi a été réalisé sur la parcelle. Un quadrat de 1m*1m a été disposé dix fois sur la longueur de la parcelle. Le nombre d'inflorescences de *B. bromoideus*, *B. secalinus* et *B. grossus* y a été comptabilisé et répertorié. Finalement, la parcelle a été moissonnée le 2 septembre 2021. La partie basse de la parcelle n'ayant pas été récoltée, le rendement a été d'environ deux tonnes par hectare soit deux cents grammes par mètre carré.

En automne 2021, trois échantillons de 33 centilitres ont été prélevés d'un échantillon de la récolte pour trier manuellement : *B. secalinus*, *B. grossus*, *B. bromoideus*, l'épeautre, les impuretés et les graines nues, non identifiables. Les impuretés comprennent un mélange de raygrass (*Lolium* spp.), de vesce (*Vicia* spp.), de bleuet (*Cyanus segetum* Hill) et autres messicoles initialement retrouvées dans le mélange de la parcelle. Chaque partie de l'échantillon a été pesée à l'aide d'une balance (KERN EG 420-3NM).

3.2.3 Démarche de quantification

L'ensemble des données est repris dans une feuille Excel. Celle-ci comprend, 1) la densité d'inflorescence de chaque espèce, 2) le poids en grammes de chaque partie de l'échantillon ainsi que 3) le poids de 100 graines des espèces de *Bromus*. La proportion de chaque partie de l'échantillon trié a pu être déterminée. Néanmoins, les cycles n'ont pas pu être réalisés pour cette année par manque de données récoltées.

3.3 Expérience Gembloux2 et Ychippe BM1 2021-2022

3.3.1 Récolte des échantillons

Le 21 octobre 2021 un carottage sur la bande de conservation messicole non labourée, Ychippe BM2, a été réalisé. La longueur de la parcelle a été estimée en nombre de pas d'homme afin d'y disposer dix fois un quadrat, de 1m*1m, espacés équitablement. Celle-ci comptait 170 pas, par conséquent, le quadrat a été disposé sur la longueur de la parcelle tous les 19 pas. Le carottage a été effectué aux quatre coins du quadrat, avec une tarière de 25 cm de long et 2,1 cm de diamètre, sur les 15 premiers centimètres du sol. Chaque carotte a été emballée individuellement dans des sachets avec un codage à un chiffre et une lettre. Le chiffre correspondant au nombre du quadrat et la lettre à une des quatre extrémités du quadrat. Les échantillons ont été conservés pendant sept jours à température ambiante dans un garage à l'abri de la lumière du jour. Les sachets ont été légèrement ouverts afin d'évacuer l'excédent d'humidité de la terre et d'obtenir un substrat facilement dispersible dans les bacs de l'expérience.

3.3.2 Localisation et mise en place

L'expérience Gembloux2 a été mise en place devant la serre du bâtiment G52 de Géopédologie à Gembloux Agro-Bio Tech (50°33'48.7"N 4°42'08.3"E). Le 28 octobre, quarante bacs de 56x42x13 centimètres ont été remplis d'une couche de deux centimètres de pierre de lave, surmontée d'une couche de quatre centimètres de terreau (ECOTERRA® SEMIS & BOUTURAGES DCM). Un arrosage superficiel par le haut avec un jet en fine pluie a été effectué afin de tasser légèrement le terreau.

Le 29 octobre 2021, les quarante échantillons ont été dispersés aléatoirement dans les bacs (Figure 8). Un très léger arrosage a également été réalisé afin de faire adhérer au mieux les échantillons au substrat.

Serre									
2A	3A	2D	9D	1C	6D	1A	10D	4B	9C
7B	5A	1B	5B	8D	6B	2B	8C	1D	7C
4A	3B	6C	5C	10B	7D	4C	2C	3C	7A
4D	10A	8B	9A	9B	8A	5D	6A	10C	3D
Parking									

Figure 8 - Plan du dispositif aléatoire pour l'expérience Gembloux2 2021-2022. Le chiffre correspondant au nombre du quadrat et la lettre à une des quatre extrémités du quadrat.

En parallèle, le 28 octobre 2021, un semis sur la parcelle messicole Ychippe BM1 2021-2022 (50°15'3.0320"N 5°08'11.5286" E) a été réalisé de manière extensive. La parcelle, d'environ deux hectares, a préalablement été labourée à la charrue. Le semis a été réalisé par un premier passage avec une herse rotative suivie du semoir, pour un semis du mélange d'épeautre et des bromes messicoles à raison de 224kg/ha. Le mélange pour la parcelle est constitué de 400 kilogrammes de semences d'épeautre Bio R1, certifiés, agrémentés d'environ 16 kilogrammes de semences

contaminées par *B. secalinus* et *B. grossus* de la récolte de 2020, de 16 kilogrammes de semences contaminées par *B. secalinus* et *B. grossus* et *B. bromoideus* de la récolte de 2021, ainsi que de 16 kilogrammes de semences de *B. bromoideus* en mélange avec l'épeautre (issu de la parcelle de multiplication de l'essai de Gembloux en 2019-2020) (Annexe 1).

3.3.3 Suivis et récoltes des données

Depuis la mise en place de l'expérience Gembloux2, un passage a été effectué chaque semaine pour retirer les dicotylédones afin de ne pas induire de concurrence dans les bacs, lors de la pousse des bromes et de l'épeautre. Les monocotylédones ont été conservées et comptabilisées mensuellement par bac afin de garder un suivi de leur présence. À partir du 28 février 2022, un arrosage par le haut a été effectué tous les deux jours. L'arrosage, fait par aspersion, a été réalisé en fonction de la météo afin de garder un substrat humide.

Les plants de monocotylédones présentes dans les bacs ont été repiquées en laboratoire pour une identification ultérieure. L'expérience a été arrêtée le 15 mai 2022.

Concernant l'expérience en champs Ychippe BM1 2021-2022, un suivi de la parcelle messicole a été réalisé le 24 juin 2022. Il s'est constitué en une identification du nombre de pieds de bromes présents sur dix quadrats de 2m*2m répartis équitablement sur la longueur centrale de la parcelle, soit 40 m² échantillonnés. La longueur a été déterminée en nombre de pas d'homme et l'échantillonnage a été exécuté tous les 19 pas.

Le 14 juillet 2022, un prélèvement de plants sur la parcelle Ychippe BM1 2021-2022 a été réalisé. Trois fois cinq plants de chaque espèce (15 individus par espèce) ont été récoltés dans la parcelle. La récolte s'est déroulée par le choix d'un point aléatoire dans la parcelle à partir duquel les individus les plus proches de chaque espèce ont été récoltés. Ils ont été prélevés à l'aide d'une petite pelle pour garder l'ensemble du plant. Les échantillons ont été repris en laboratoire. Le nombre d'inflorescences et de graines produites par plant a été déterminé pour chaque espèce. Pour le nombre de graines produites par plant, les graines ont été retirées de chaque individu et stockées pour les cinq plants de la répétition, dans une enveloppe. Sur l'ensemble des graines, 100 graines ont été prélevées et pesées à l'aide d'une balance (KERN EG 420-3NM).

Un passage sur bande de conservation messicole Ychippe BM2 (site du carottage) a également été effectué. Un grand nombre de plants de *B. bromoideus* y a été observé, alors que l'espèce n'avait pas été ressemée. Des plants de *B. grossus* y ont également été observés, en plus faible densité.

Finalement, la semaine du 25 juillet 2022, la parcelle Ychippe BM1 2021-2022 a été récoltée avec un rendement d'environ deux tonnes et demie par hectare.

3.3.4 Démarche de quantification

Les données de 2021-2022 ont été compilées dans un classeur Excel. Les données reprises de l'expérience Gembloux2 2021-2022 devraient permettre d'établir la présence ou non de brome dans la banque de semences du sol. Dans le but de compléter le cycle de culture des espèces avec une indication sur le nombre de graines tombées au sol (Figure 7).

Comme pour l'expérience Gembloux 2019-2020, les données recueillies à Ychippe BM1 2021-2022 ont permis d'établir un cycle pour chaque brome (Figure 7). Cette fois, le cycle sera établi pour une culture en nature, sans condition contrôlée et sans réplica. Les données récoltées sur le terrain, telles que le nombre de graines produites par plant et le nombre d'inflorescences seront

accompagnées de leur erreur standard. Néanmoins, le taux de germination et le taux agronomique n'ont pas pu être déterminés. Le premier car la proportion de chaque espèce semée n'est pas connue, et le second car la quantité de brome qui se trouve dans la récolte n'a pas pu être comptabilisée par manque de temps entre la moisson et la remise de cette étude. Ces taux ont donc été repris des cycles qui avaient été établis pour l'expérience Gembloux 2019-2020.

Une analyse de la variance à un facteur, l'espèce, a été réalisée sur le nombre de graines produites et le nombre d'inflorescences produites par plant pour les données de l'expérience Ychippe BM1 2021-2022.

Afin de comparer les données du nombre de graines produites et du nombre d'inflorescences produites par plant entre les sites de Gembloux 2019-2020 et Ychippe 2021-2022 pour chacune des espèces, deux analyses de la variance à deux facteurs ont été réalisées : les deux facteurs, variables explicatives, sont l'espèce et le site de l'expérience.

Les conditions d'applications ont également été vérifiées sous les mêmes hypothèses que celles mentionnées dans la « Démarche de quantification » de l'expérience Gembloux 2019-2020.

3.4 Test de germination

Pour évaluer la qualité des graines, un test de germination a été réalisé du 28 juin au 4 juillet 2022 dans le laboratoire du bâtiment G52 de Géopédologie à Gembloux Agro-Bio Tech (50°33'48.7"N 4°42'08.3"E).

Il a été effectué sur les échantillons de l'expérience Gembloux 2019-2020 pour l'UE 206 de *B. bromoideus*, 205 de *B. grossus* et 204 de *B. secalinus*, ainsi que pour un échantillon de *B. bromoideus*, *B. secalinus* et *B. grossus* de la récolte Ychippe BM2 2020-2021. Toutes les graines ont été sélectionnées aléatoirement dans les échantillons. Pour chaque test, 50 graines ont été prélevées et réparties dans deux boîtes de Pétri (8 boîtes de 25 graines). Les graines ont préalablement été exemptées de leur enveloppe. Elles ont ensuite été disposées dans les boîtes de Pétri sur du papier filtre (Macherey-Nagel, MN 616 MD Ø 90mm ÷ Nr.2) imbibé d'eau distillée. Les boîtes ont été scellées à l'aide de Parafilm M (4In. X 125 FT.) et ont été annotées avec l'espèce et la provenance des graines. Celles-ci sont installées dans un incubateur (Incubateur réfrigéré illuminé POL-EKO Aparatura) qui a été réglé pour obtenir une durée de jour de 8 heures (16h nuit) et une température de 20° Celcius, suivant le protocole de Godefroid et al. (2020).

À partir de la mise en place, les germinations dans chaque boîte de Pétri ont été relevées tous les jours jusqu'à atteindre un plateau de germination. Finalement, le taux de germination a été calculé en divisant le nombre de graines ayant germé par le nombre total de graines disposées dans les boîtes de Pétri.

4. Résultats

4.1 Influence du brome sur les rendements de l'épeautre

Le test de Shapiro pour les trois modalités testées (Épeautre+ *B. bromoideus*, Épeautre + *B. grossus*, Épeautre + *B. secalinus*, Épeautre) et le test de Fligner-Killen ont révélé des p-valeurs supérieures à 0,05. Il n'y a donc pas de différence significative dans la variance des échantillons et ceux-ci suivent une distribution normale. Les trois conditions d'applications étant respectées, l'ANOVA 1 a pu être réalisé.

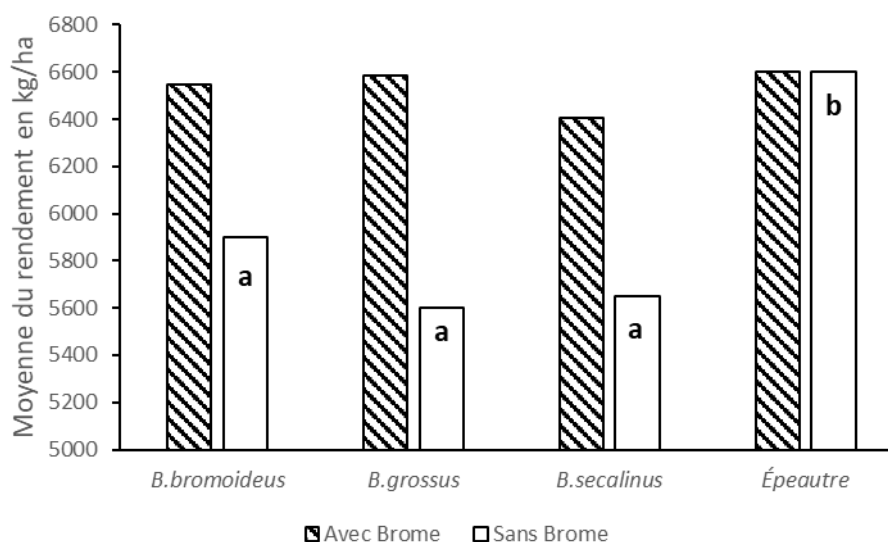


Figure 9 - Histogramme de la moyenne du rendement des parcelles (kg/ha) de Gembloux 2019-2020 avec (hachuré) et sans brome (plein) en fonction de la modalité. Il a été réalisé sur Excel (Office 365). Les lettres a et b représentent le résultat d'une structuration des moyennes effectuées, sur le logiciel R, sur les données sans la part de brome dans le rendement.

Le résultat de l'ANOVA donne une p-valeur = 0,001, les trois espèces exercent une influence hautement significative sur le rendement en épeautre (Figure 9). Le rendement de l'épeautre pur (6600,16 kg/ha ± 186,04) est plus élevé que le rendement en mélange avec *B. secalinus* (5650,71 kg/ha ± 156,30), *B. bromoideus* (5897,96 kg/ha ± 61,22) et *B. grossus* (5601,73 kg/ha ± 129,16).

4.2 Présence de Brome dans la banque de semence du sol

Sur l'ensemble des bacs de l'expérience Gembloux 2, 14 monocotylédones ont germé. Seuls 6 (43%) monocotylédones ont pu être repiquées et placées en laboratoire. Aucun plant de *Bromus* n'a été retrouvé dans l'expérience Gembloux 2 2021-2022, réalisée à partir d'un carottage sur la parcelle Ychippe 2020-2021.

4.3 Taux de germination des espèces

De manière générale, les taux de germination des trois espèces sont bons, avec plus de 80% de germination (Tableau 1). Des graines issues de la récolte 2021 ont pourri lors du test de germination. La germination a été rapide avec un palier de germination atteint, selon l'espèce, en trois ou quatre jours après la mise en place.

Tableau 1 - Résultats du test de germination mené, en laboratoire, sur *B. bromoideus*, *B. grossus* et *B. secalinus*. L'incubateur avec des conditions de 8h de jours, 16h nuit et 20° Celcius.

Espèce	Provenance	Nombre de graines testées	Nombre de graines germées	Nombre de graines pourries	Palier de germination (jours)	Taux de germination mesuré
<i>B. bromoideus</i>	UE 206 Récolte 2020	50	49	0	4	0,98
<i>B. grossus</i>	UE 205 Récolte 2020	50	46	0	3	0,92
<i>B. secalinus</i>	UE 204 Récolte 2020	50	47	0	4	0,94
<i>B. bromoideus</i>	Ychippe BM2 Récolte 2021	50	41	4	4	0,82
<i>B. grossus</i>	Ychippe BM2 Récolte 2021	50	46	5	3	0,92
<i>B. secalinus</i>	Ychippe BM2 Récolte 2021	50	49	3	4	0,98

4.4 Facteurs caractérisant le comportement des espèces

4.4.1 Expérience Gembloux 2019-2020

Les conditions d'applications étaient toutes respectées sauf pour les données du nombre de graines produites où les variables présentaient une hétéroscédasticité. Les données ont été transformées par la racine carrée pour obtenir une p-valeur supérieure à 0,05 pour respecter la condition d'égalité des variances. Les résultats des ANOVA 1 pour l'expérience Gembloux 2019-2020 sont repris dans le Tableau 2.

Tableau 2 - Moyennes des variables à expliquer, accompagnées de l'écart-type et la P-valeur générale résultant de l'ANOVA 1 facteur pour les trois espèces de Bromus. Les lettres en exposant représentent la structuration des moyennes, effectuée avec le logiciel R. Toutes les valeurs des variables à expliquer sont pour un plant. * Les données du nombre de graines produites ont dû subir une transformation racine carrée pour respecter la condition d'application d'homoscédasticité.

	<i>B. bromoideus</i>	<i>B. grossus</i>	<i>B. secalinus</i>	p-valeur
<i>Moyenne pour une graine ± SE :</i>				
Plants germés	0,66 ^a ± 0,08	0,91 ^b ± 0,05	0,72 ^{ab} ± 0,04	0,036
Inflorescences	1,65 ^a ± 0,1	2,75 ^b ± 0,26	2,75 ^b ± 0,22	0,006
Graines produites*	168,75 ^a ± 15,41	313,10 ^c ± 17,51	242,8 ^b ± 2,13	1,30*10 ⁻⁴
Graines récoltées	98,41 ^a ± 19,6	178,67 ^b ± 20,59	129,59 ^{ab} ± 12,57	0,033
Graines tombées au sol	70,34 ± 30,79	134,43 ± 26,00	113,21 ± 13,39	0,224
Taux de spécialisation	0,61 ± 0,15	0,58 ± 0,07	0,53 ± 0,05	0,860
Taux de performance	2,57 ^a ± 0,45	4,67 ^b ± 0,45	3,48 ^{ab} ± 0,24	0,014
Graines stockables	95,84 ^a ± 19,14	174,00 ^b ± 20,15	126,11 ^{ab} ± 12,33	0,034

En moyenne, le nombre de plants germés pour une graine est significativement (p-valeur = 0,036) différent pour les espèces. Le nombre moyen de plants germés est plus élevé pour *B. grossus* (0,91 ± 0,05) que pour *B. bromoideus* (0,66 ± 0,08). Quant à *B. secalinus* (0,72 ± 0,04), il possède une moyenne du nombre de plants germés similaire à *B. grossus* et *B. bromoideus*. Cette constatation est également vraie pour le nombre de graines récoltées par plant, pour le taux de performance et pour

le nombre de graines stockables. Cette dernière variable étant issue de la différence entre le nombre de graines récoltées et le taux de performance. La moyenne de graines récoltées par plant de *B. grossus* ($178,67 \pm 20,59$) est significativement plus importante que celle de *B. bromoideus* ($98,41 \pm 19,6$). La moyenne du nombre de graines récoltées pour *B. secalinus* ($129,59 \pm 12,57$) reste similaire à *B. grossus* et *B. bromoideus*. Le taux de performance de *B. grossus* ($4,67 \pm 0,45$) est plus élevé que pour *B. bromoideus* ($2,57 \pm 0,45$). Celui de *B. secalinus* ($3,48 \pm 0,24$) est similaire à *B. bromoideus* et *B. grossus*. Finalement, la moyenne du nombre de graines stockées qui sont issues de la récolte de *B. grossus* ($174,00 \pm 20,15$) est significativement plus grande que celle de *B. bromoideus* ($95,84 \pm 19,14$). Celle de *B. secalinus* ($126,11 \pm 12,33$) étant similaire à *B. bromoideus* et *B. grossus*.

Les moyennes du nombre d'inflorescences produites par plant sont significativement hautement différentes (p-valeur = 0,006). *B. grossus* ($2,75 \pm 0,26$) et *B. secalinus* ($2,75 \pm 0,22$) produisent en moyenne un nombre d'inflorescences plus élevé que *B. bromoideus* ($1,65 \pm 0,1$).

Les moyennes du nombre de graines produites par plant sont significativement très hautement différentes (p-valeur = $1,30 \cdot 10^{-4}$) entre les trois espèces. En moyenne, *B. grossus* ($313,10 \pm 17,51$) produit plus de graines que *B. secalinus* ($242,8 \pm 2,13$) et que *B. bromoideus* ($168,75 \pm 15,41$).

Finalement, Il n'y a pas de différence significative entre le nombre moyen de graines tombées au sol (p-valeur = 0,224) par plant et le taux de spécialisation (p-valeur = 0,860) pour les trois espèces.

4.4.2 Expérience Ychippe BM1 2021-2022

Les conditions d'applications étant toutes respectées, les ANOVA 1 ont pu être réalisées. Il en résulte qu'il n'a pas de différence significative entre les moyennes du nombre d'inflorescences produites (p-valeur = 0,566) par plant et entre les moyennes du nombre de graines produites (p-valeur = 0,789) par plant pour les trois espèces : *B. bromoideus*, *B. grossus* et *B. secalinus*.

4.4.3 Expérience Ychippe BM1 2021-2022 et Gembloux 2019 – 2020

Les conditions d'applications étant toutes respectées, les ANOVA à deux facteurs ont pu être réalisées. Il n'y a pas d'interaction entre le site de l'expérience (Gembloux 2019-2020 ou Ychippe BM1 2021-2022) et l'espèce de brome pour expliquer la variation du nombre d'inflorescences produites par plant (p-valeur=0,903). Les effets des facteurs sont interprétés sans l'interaction de ceux-ci. Il en résulte que le site influence significativement (p-valeur=0,025) le nombre moyen d'inflorescences produites par plant. Le nombre moyen d'inflorescences produites par plant à Gembloux 2019-2020 ($2,38 \pm 0,19$) est plus faible que celui Ychippe BM1 2021-2022 ($3,16 \pm 0,34$). L'espèce est également un facteur qui influence significativement (p-valeur=0,027) la moyenne du nombre d'inflorescences produites par plant. Le nombre moyen d'inflorescences produites par plant de *B. bromoideus* ($2,06 \pm 0,3$) est plus faible que celui de *B. secalinus* ($3,09 \pm 0,34$) et *B. grossus* ($3 \pm 0,27$). Cette relation est vraie peu importe le site de l'expérience (Figure 10).

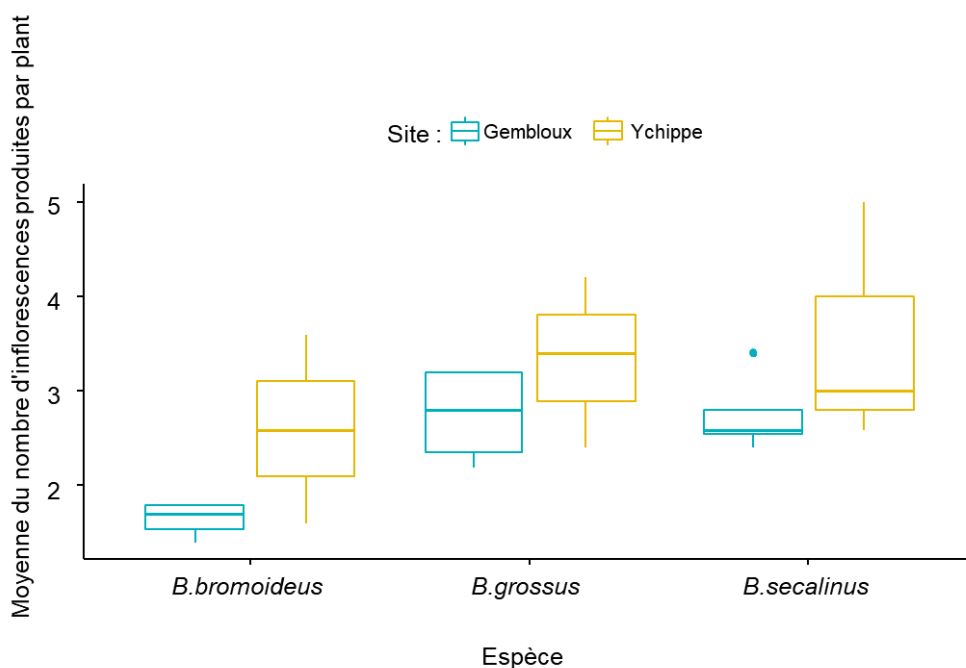


Figure 10 - Boxplot de la moyenne du nombre d'inflorescences produites par plant en fonction des espèces et des sites de l'expérience, Gembloux 2019-2020 et Ychippe BM 1 2021-2022.

Concernant le nombre moyen de graines produites par plant, il y a une légère interaction entre le site et l'espèce de brome (p -valeur = 0,084). Les facteurs ne peuvent être étudiés indépendamment l'un de l'autre. Trois ANOVA 1 ont donc été réalisées pour analyser par espèce les différences entre le nombre moyen de graines produites à Gembloux 2019-2020 et Ychippe BM1 2021-2022. Pour l'espèce *B. bromoideus* la moyenne du nombre de graines produites par plant n'est pas influencée par le site (p -valeur = 0,283). C'est également le cas pour *B. secalinus* (p -valeur = 0,539). En revanche, pour *B. grossus* (p -valeur = 0,062) la différence entre les moyennes est significative. Le site influence le nombre de graines produites par plant. La moyenne de production de graines est plus importante à Gembloux 2019-2020 qu'à Ychippe BM1 2021-2022. Ces moyennes sont reprises dans le Tableau 3.

Tableau 3 - Moyennes du nombre de graines produites par plant pour les sites de l'expérience Gembloux 2019-2020 et Ychippe BM1 2021-2022 et pour les trois espèces de Bromes. Celles-ci sont accompagnées de l'écart-type.

	Gembloux 2019-2020	Ychippe BM1 2021-2022
<i>B. bromoideus</i>	168,75 ± 15,41	232,62 ± 59,61
<i>B. grossus</i>	313,10 ± 17,51	227,08 ± 35,18
<i>B. secalinus</i>	242,80 ± 2,13	273,84 ± 56,17

Le nombre d'individus par hectare est repris dans le Tableau 4. Pour les trois espèces de brome, la densité est plus beaucoup élevée pour l'expérience Gembloux 2019-2020 que pour celle de Ychippe BM1 2021-2022. Les densités Gembloux 2019-2020 ne sont significativement pas différentes entre les espèces (p -valeur = 0,115).

Tableau 4 - Nombre d'individus par hectare. Les données de Gembloux 2019-2020 sont une moyenne issue du rapport entre le nombre d'inflorescences moyennes par m² et le nombre d'inflorescences par plant. Les données de Ychippe BM1 2021-2022 sont issues de relevés directs sur de terrain.

	Gembloux 2019-2020	Ychippe BM1 2021-2022
B. bromoideus	340277,78 ± 42695,63	3500
B. grossus	352272,73 ± 19670,09	3250
B. secalinus	433300,34 ± 23530,22	0

4.5 Cycles Expérience Gembloux 2019-2020

Les cycles représentés ci-dessous sont le résultat, pour chacune des espèces, des variables reprises de la Figure 7 au départ d'une graine semée.

4.5.1 Bromus bromoideus

Au départ d'une graine semée en automne, $0,66 \pm 0,08$ plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. bromoideus* produit $1,65 \pm 0,1$ inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne $168,75 \pm 15,41$ graines. Seule une moyenne de $98,41 \pm 19,6$ graines est récoltée. Ce qui signifie qu'en moyenne $70,34 \pm 30,79$ sont tombées au sol. Au départ d'une graine semée, en moyenne, $2,57 \pm 0,45$ graines seront destinées à être ressemées l'an prochain. Cette mesure provient du rapport de la quantité semée (173 kg/ha) et du rendement moyen de l'espèce ($6545,47 \text{ kg/ha} \pm 158,27$) le tout multiplié par le taux agronomique (98,41). La différence entre le taux agronomique et le taux de performance donne une moyenne de $95,84 \pm 19,14$ graines pouvant être stockées. Ces résultats sont représentés dans la Figure 11.

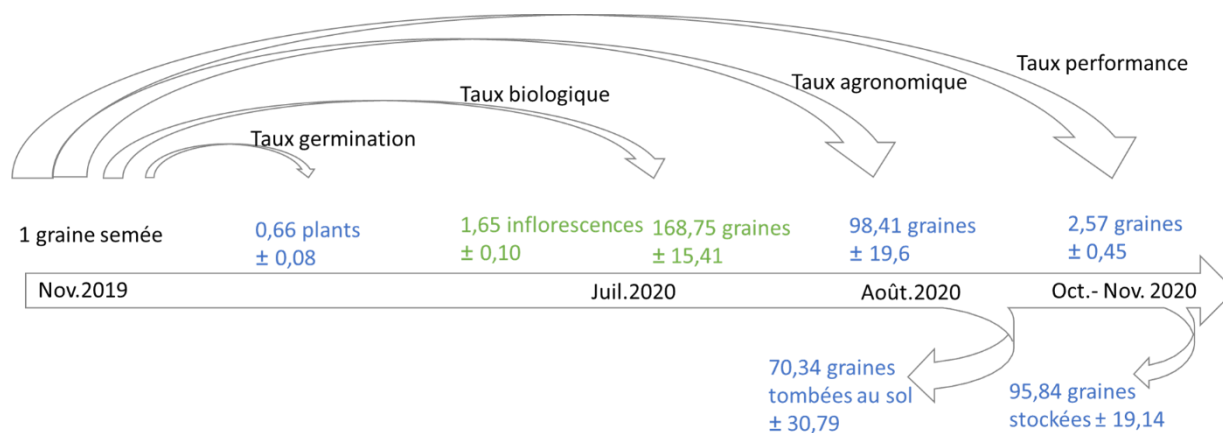


Figure 11 - Cycle de développement 2019-2020 de *B. bromoideus*, à partir d'une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d'inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l'année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l'expérience Gembloux 2019-2020. Les données issues de calculs (en bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365).

4.5.2 Bromus grossus

Au départ d'une graine semée en automne, $0,91 \pm 0,05$ plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. grossus* produit $2,75 \pm 0,26$ inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne $313,10 \pm 15,41$ graines. Seule une moyenne de $178,67 \pm 20,59$ graines est récoltée. Ce qui signifie qu'en moyenne $134,43 \pm 26,00$ sont tombées au sol. Au départ d'une graine semée, en moyenne, $4,67 \pm 0,45$ graines

seront destinées à être ressemées l’an prochain. Cette mesure se base sur le rapport de la quantité semée (173 kg/ha) et le rendement moyen de l’espèce (6583,13 kg/ha \pm 176,19) le tout multiplié par le taux agronomique (178,67). En moyenne, 174,00 \pm 2,15 graines sont stockées de la récolte. Ces résultats sont représentés dans la Figure 12.

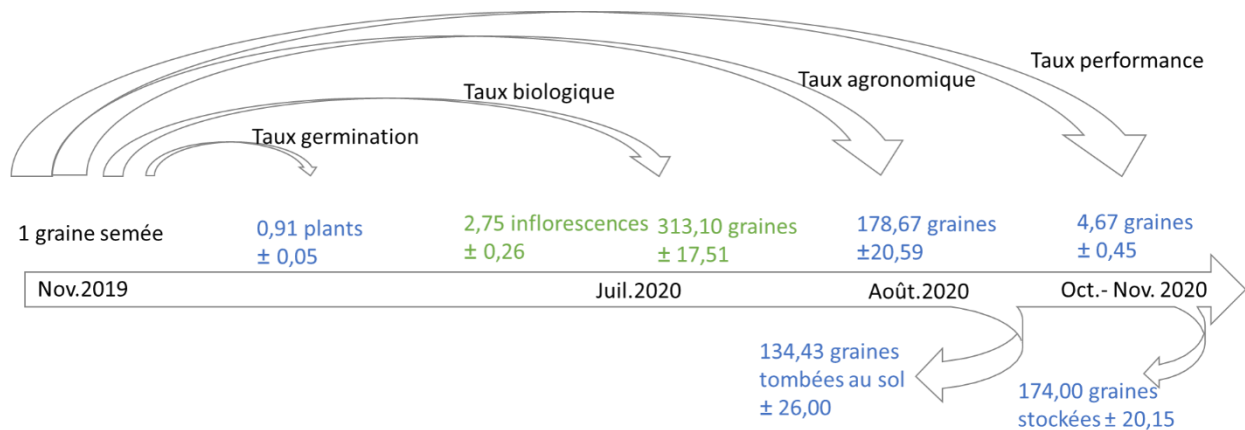


Figure 12 - Cycle de développement 2019-2020 de *B. grossus*, à partir d’une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d’inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l’année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l’expérience Gembloux 2019-2020. Les données issues de calculs (en bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365).

4.5.3 *Bromus secalinus*

Au départ d’une graine semée en automne, 0,72 \pm 0,04 plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. secalinus* produit 2,75 \pm 0,22 inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne 243,80 \pm 2,13 graines. Seule une moyenne de 129,59 \pm 12,57 graines est récoltée. Ce qui signifie qu’en moyenne 113,21 \pm 13,39 sont tombées au sol. Au départ d’une graine semée, en moyenne, 3,48 \pm 0,24 graines seront destinées à être ressemées l’an prochain. Cette mesure se base sur le rapport de la quantité semée (173 kg/ha) et le rendement moyen de l’espèce (6405,78 kg/ha \pm 215,69) le tout multiplié par le taux agronomique (129,59). En moyenne, 126,11 \pm 12,33 graines sont stockées de la récolte. Ces résultats sont représentés dans la Figure 13.

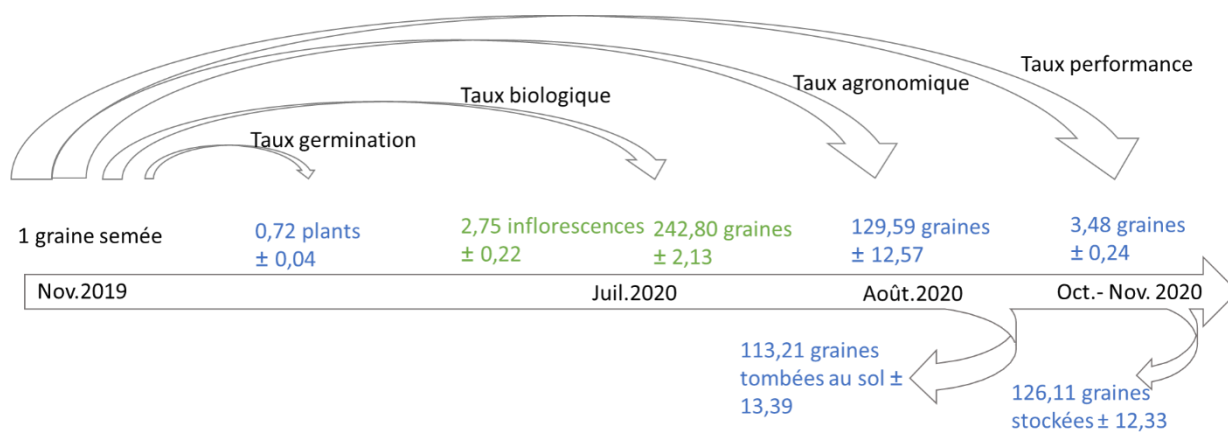


Figure 13 - Cycle de développement 2019-2020 de *B. secalinus*, à partir d'une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d'inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l'année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l'expérience Gembloux 2019-2020. Les données issues de calculs (en bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365).

4.6 Cycles Expérience Ychippe BM1 2021-2022

Les cycles représentés ci-dessous sont le résultat, pour chacune des espèces, des variables reprises de la Figure 7.

4.6.1 *Bromus bromoideus*

Au départ d'une graine semée en automne, 0,66 plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. bromoideus* produit $2,6 \pm 0,58$ inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne $232,62 \pm 59,61$ graines. Seules 98,41 graines sont récoltées. Ce qui signifie que 134,21 sont tombées au sol. Au départ d'une graine semée, 8,82 graines seront destinées à être ressemées. Cette mesure se base sur le rapport de la quantité semée (224 kg/ha) et le rendement de la parcelle (2500 kg/ha) le tout multiplié par le taux agronomique (98,41). Finalement, 89,59 graines sont stockées de la récolte. Ces résultats sont représentés dans la Figure 14.

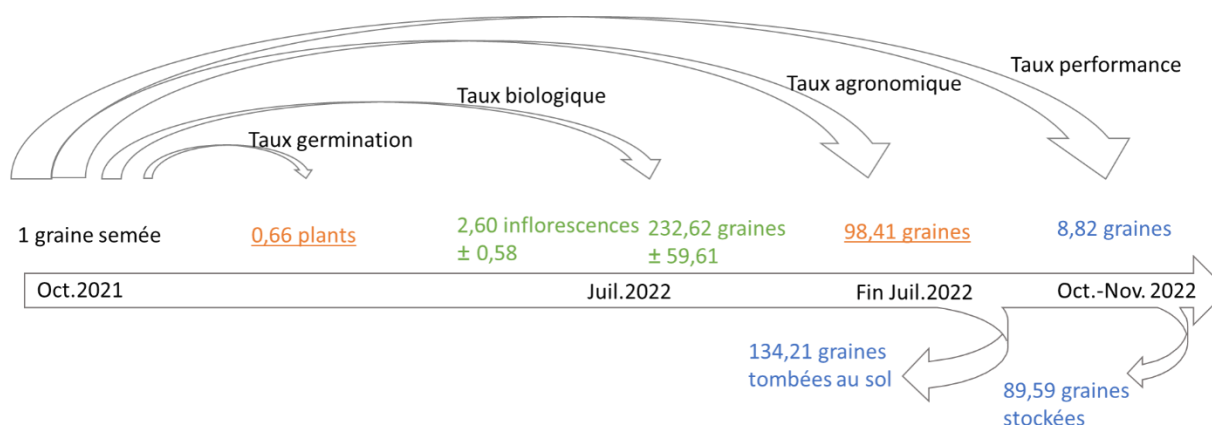


Figure 14 - Cycle de développement 2021-2022 de *B. bromoideus*, à partir d'une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d'inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l'année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l'expérience Ychippe BM1 2021-2022. Les données issues de calculs (en

bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365). Le taux de germination et le taux agronomique (en orange) ont été repris de l'expérience Gembloux 2019-2020.

4.6.2 *Bromus grossus*

Au départ d'une graine semée en automne, 0,66 plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. grossus* produit $3,33 \pm 0,52$ inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne $227,08 \pm 35,18$ graines. Seules 178,67 graines sont récoltées. Ce qui signifie que 48,41 sont tombées au sol. Au départ d'une graine semée, 16,01 graines seront destinées à être ressemées l'an prochain. Cette mesure se base sur le rapport de la quantité semée (224 kg/ha) et le rendement de la parcelle (2500 kg/ha) le tout multiplié par le taux agronomique (178,67). Finalement, 162,66 graines sont stockées de la récolte. Ces résultats sont représentés dans la Figure 15.

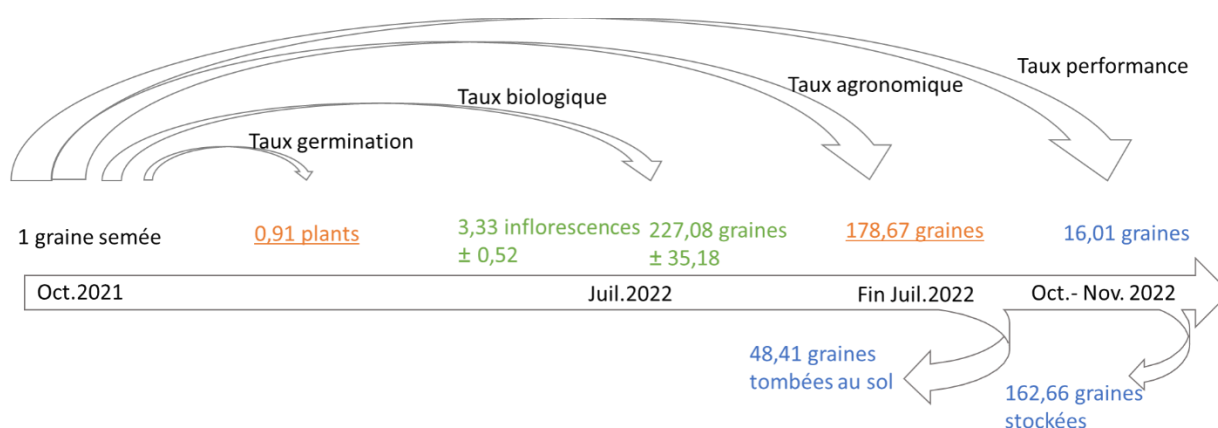


Figure 15 - Cycle de développement 2021-2022 de *B. grossus*, à partir d'une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d'inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l'année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l'expérience Ychippe BM1 2021-2022. Les données issues de calculs (en bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365). Le taux de germination et le taux agronomique (en orange) ont été repris de l'expérience Gembloux 2019-2020.

4.6.3 *Bromus secalinus*

Au départ d'une graine semée en automne, 0,72 plants sont attendus. En moyenne un plant de *B. secalinus* produit $3,53 \pm 0,74$ inflorescences sur lesquelles sont retrouvées en moyenne $273,84 \pm 56,17$ graines. Seules 129,59 graines sont récoltées. Ce qui signifie que 144,25 sont tombées au sol. Au départ d'une graine semée, 11,61 graines seront destinées à être ressemées l'an prochain. Cette mesure se base sur le rapport de la quantité semée (224 kg/ha) et le rendement de la parcelle (2500 kg/ha) le tout multiplié par le taux agronomique (129,59). Finalement, 117,98 graines sont stockées de la récolte. Ces résultats sont représentés dans la Figure 16.

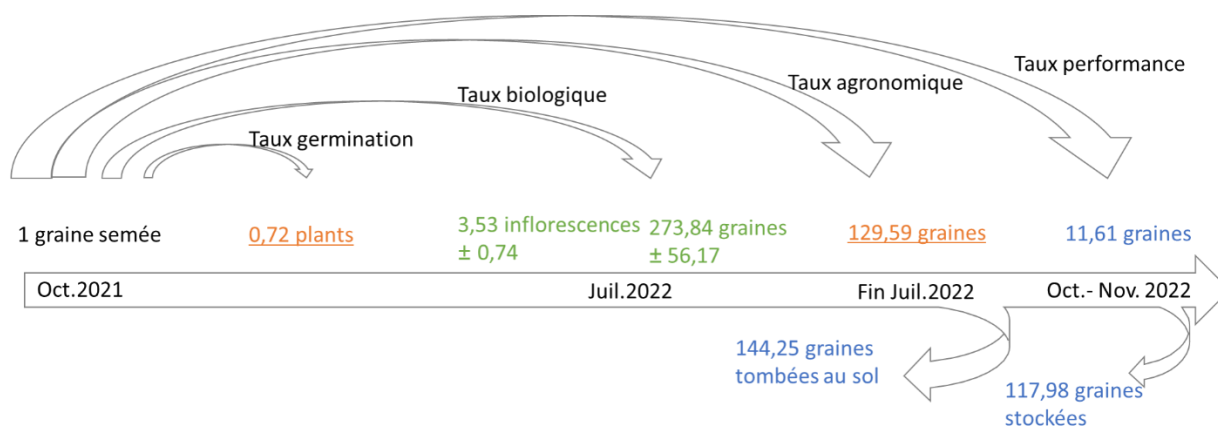


Figure 16 - Cycle de développement 2021-2022 de *B. secalinus*, à partir d'une graine. Le cycle reprend la moyenne du taux de germination moyen, la moyenne du nombre d'inflorescences produites, la moyenne du nombre de graines produites (taux biologique), la moyenne du nombre de graines récoltées (taux agronomique), le nombre de graines qui seront ressemées l'année T+1 (taux de performance) et le nombre de graines stockées de la récolte. Les données de terrains (en vert) sont issues directement de mesures prises sur le terrain de l'expérience Ychippe BM1 2021-2022. Les données issues de calculs (en bleu), incluant des données de terrain directes, ont été réalisées sur Excel (Office 365). Le taux de germination et le taux agronomique (en orange) ont été repris de l'expérience Gembloux 2019-2020.

5. Discussion

5.1 La présence de brome influence-t-elle le rendement de la culture d'épeautre ?

La présence de *B. bromoideus*, *B. grossus* et *B. secalinus* influence le rendement dans la culture expérimentale réalisée à Gembloux en 2019-2020. Ce résultat correspond aux observations de Piquera et al. (2018) sur *B. grossus*. Dans le cas de systèmes avec des densités de bromes importantes, celui-ci est compétitif par rapport à l'épeautre.

L'épeautre est cultivé à destination de l'alimentation humaine ou animale. Dans le cas de l'alimentation humaine, la présence de bromes peut avoir un impact au niveau de la rentabilité de la parcelle. Selon les résultats, la culture en mélange représente une perte de rendement de 10 % pour une culture avec *B. bromoideus*, de 15 % avec *B. grossus* et 12% avec *B. secalinus* par rapport à une culture d'épeautre pur. Ces résultats sont plus faibles que ceux mesurés pour *Bromus tectorum* L. (Challaiah et al., 1986) et nettement plus faibles que pour *B. secalinus* (Koscelny et al., 1990) dans une culture de blé d'hiver. De manière générale, la présence de certaines messicoles peut réduire jusqu'à 30% et plus le rendement d'une culture de céréale (Siddiqui et al., 2010). Cependant, un quart des agriculteurs seraient prêts à contribuer à la réintroduction de *B. bromoideus* si des aides compensatoires à la perte de rendement sont instaurées (Abeli et al., 2021)

Les graines de *B. grossus* peuvent être facilement triées avant la mouture de l'épeautre par le tarare. Cette étape est normalement réalisée dans le processus de transformation de l'épeautre pour obtenir de la farine destinée à l'alimentation humaine. Il n'y aurait donc pas d'étape supplémentaire au traitement de l'épeautre due à la présence de brome. De plus, d'un point de vue légal, la présence de quelques semences de *B. grossus* dans les lots d'épeautre semblerait ne pas poser de problème pour des meuniers artisanaux (Lebailly, 2020).

Dans le cas de l'alimentation pour le bétail, le mélange bromes-épeautre peut être donné à l'animal sans tri. La valeur nutritionnelle du brome, ici du brome mou (*Bromus mollis* L.), est considérée

comme de faible qualité fourragère (Forton et al., 2017). Le VEM⁴ (VoederEenheid Melk) humide du brome est de 860 et son DVE⁵ de 77 g/MS (Cuvelier et al., 2021). A titre indicatif le Ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) considéré comme une graminée de bonne qualité fourragère (Forton et al., 2017) a un VEM de 910 et un DVE de 84 g/MS en début d'épiaison (Cuvelier et al., 2021). Par ailleurs, dans le cas où la quantité de *B. grossus* est inférieure à 3% en masse le mélange brome-épeautre permet d'atteindre une qualité nutritionnelle correcte (Lebailly, 2020).

Bien que l'utilisation de *B. bromoideus* dans le fourrage animal permette sa valorisation, ce n'est pas le but premier de sa réintroduction. L'objectif du projet de réintroduction de *B. bromoideus* est de retrouver dans nos paysages campagnards cette messicole qui est historiquement et biologiquement associée à la Belgique.

5.2 Y a-t-il une différence dans les cycles de culture de *B. secalinus*, *B. bromoideus* et *B. grossus* ?

Cette étude avait pour but de confirmer ou non l'hypothèse de la similitude de comportement de culture de *B. bromoideus* vis-à-vis de *B. grossus* et *B. secalinus* ainsi que d'identifier les différences de performance entre les trois espèces de bromes et leur niveau de spécialisation à la culture d'épeautre

5.2.1 Présence de bromes dans la banque de semences du sol

L'expérience Gembloux2 2021-2022 qui avait pour but de vérifier la présence de bromes dans la banque de semences du sol n'a pas été concluante. Les résultats obtenus ne représentent pas la réalité pour *B. bromoideus* étant donné que les observations de l'année 2022 ont montré un grand nombre de plants dans la bande de conservation Ychippe BM2. Des individus de *B. grossus* y ont également été observés, en plus faible densité. Pour *B. bromoideus*, cette observation est contraire à celle observée pour *B. grossus* par Piqueray et al. (2018). Ceux-ci mentionnent la disparition, presque systématique, de *B. grossus* l'année suivant l'introduction de graines non nettoyées. Plus rarement, des faibles densités de plants de *B. grossus* ont été observées l'année suivant la culture et en particulier lorsque des céréales d'hiver étaient cultivées. D'après le résultat des observations sur la bande messicole Ychippe BM2, une germination de *B. bromoideus* l'année T+1 de la culture pourrait avoir lieu si aucun travail du sol et/ou semis d'autre céréale n'est effectué.

Le protocole de carottage aurait dû consister au raclage de la terre de surface et ce, sur une surface plus grande que celle de la largeur de la tarière (2,1 cm) aux quatre coins d'un quadrat. Ce type de prélèvement, contrairement au carottage, aurait été plus représentatif de la culture. La parcelle Ychippe BM2 2020-2021 venait d'être moissonnée en août et n'avait pas encore été labourée, les graines de *B. bromoideus* étaient donc toutes en surface et auraient pu être récoltées plus facilement.

Concernant les espèces *B. secalinus* et *B. grossus*, le protocole de carottage aurait pu permettre la mise en évidence de leur présence. Étant donné que les espèces sont à leur troisième année de culture sur cette parcelle, des semences auraient pu se retrouver sur la profondeur de carottage (15cm). De plus, le protocole de suivi des plants germés aurait pu être amélioré par le repiquage des monocotylédones germées. Ces plants repiqués et mis en laboratoire auraient été placés en conditions

⁴ Le VEM est une unité exprimant les besoins ou les apports d'un aliment en énergie pour la production de lait.

⁵ Le DVE désigne les protéines digestibles dans l'intestin pour le ruminant, il est exprimé en grammes/Matière sèche

idéales pour atteindre leur maturité et permettre leur identification. Cette technique aurait évité la perte des plantules à cause des conditions météorologiques.

5.2.2 Taux de germination

Les résultats des tests de germination en laboratoire indiquent une bonne qualité des graines pour toutes les espèces. Ces taux sont supérieurs à ceux établis sur le terrain. Ce résultat peut s'expliquer en comparant les conditions environnementales en laboratoire à celles en nature. Les paramètres environnementaux tels que la température et la lumière peuvent influencer la germination (Zaman et al., 2010). Néanmoins, Käsermann (1999) a décrit *B. secalinus*, *B. grossus* et *B. bromoideus* comme peu sensibles à la luminosité pour la germination. Le nombre de semences de messicoles pouvant germer au champ peut être moins élevé qu'en laboratoire suite à des aléas climatiques. De plus, les graines peuvent être consommées par des espèces granivores tel que les carabidés (Kulkarni et al., 2015). Dans les agrosystèmes, les souris, les fourmis et certains oiseaux sont généralement les principaux groupes d'organismes responsables de la consommation des semences d'adventices sur le champ, et ce, de par leurs activités exercées sur le sol (Sarabi, 2019)

Käsermann (1999) fait état d'une germination en quelques jours après stockage à sec. Ce qui correspond aux résultats obtenus avec un palier de germination atteint en 3 à 4 jours dépendamment des espèces. Cela coïncide également aux résultats de Godefroid et al. (2020) sur des tests de germination réalisés sur *B. bromoideus*. Cependant, le temps de germination issu du test de germination de *B. secalinus* ne correspond pas aux 35 jours mesurés par le Royal Botanic Gardens Kew (2022) dans les mêmes conditions de température et de lumière. Dans le cas du test de germination mené lors de cette étude, il a été réalisé dans des boîtes de Pétri, sur du papier filtre humidifié, avec des graines exemptes de leur enveloppe. Le Jardin Botanique Royal de Kew mentionne une culture dans 1% d'agar et n'indique pas si les graines étaient débarrassées de leur enveloppe.

5.2.3 Comportement en culture de *B. bromoideus*, *B. grossus* et *B. secalinus*

Dans l'expérience Ychippe BM1 2021-2022, système de terrain, moins de plants par unité de surface ont été retrouvés pour des densités de semis plus élevées que pour le système expérimental, l'expérience Gembloux 2019-2020. Le nombre de plants retrouvés dans le système de terrain représente à peine 1 % du système expérimental. La densité de semis est plus importante dans un environnement en agriculture biologique. Le taux de semis doit être au minimum *1.5 le taux recommandé en agriculture conventionnelle pour maximiser les rendements (Beavers et al., 2008). De plus, dans le cas d'environnement fertile, le taux de semis entraîne une influence positive correspondante sur le nombre de plants retrouvés en champ (Darwinkel et al., 1977). La différence de densité de plant retrouvé pour les systèmes pourrait venir d'une part, par la présence de plusieurs messicoles dans le mélange semé à Ychippe BM1 2021-2022. Et d'autre part, par une plus grande concurrence pour les ressources du sol déjà potentiellement moins abondantes sur le champ à Ychippe BM1 2021-2022 qu'à Gembloux 2019-2020.

Les résultats de l'étude indiquent qu'il n'y a pas de différence entre le nombre de graines produites pour *B. bromoideus* et *B. secalinus* entre les sites de Gembloux 2019-2020 et Ychippe 2021-2022, où les densités de semis et de plants par unité de surface sont différentes. Le résultat obtenu correspond à l'étude menée sur *B. secalinus* en champs de blé qui démontre qu'aucune différence significative n'a été constatée dans la production de graines pour des densités plus importantes (Koscelny et al., 1990). L'augmentation des densités peut induire plus de concurrence entre les individus et diminuer la production de graines des adventices (Bajwa et al., 2017). Ce qui n'est pas le cas pour *B. grossus* qui

produit un plus grand nombre de graines dans le système expérimental, où la concurrence est plus importante. Ce résultat peut s'expliquer car les sols plus fertiles induisent des rendements en grains plus importants (Wang et al., 2018). La production de graines de *B. grossus* semblerait affectée positivement par une densité d'individus et une fertilité de sol plus élevées, contrairement à *B. secalinus* et *B. bromoideus* qui ne sont pas impactés.

Plus d'inflorescences sont produites en moyenne dans le système de terrain que dans le système expérimental. Ceci s'explique car les plants qui sont soumis à une faible concurrence ont tendance à investir plus de ressources dans la production de talles. Par conséquent, plus la plante produit de talles, plus d'inflorescences peuvent être portées et donc plus de grains peuvent être produits, ce qui entraîne un meilleur fitness (Gooding, 2009; Rauschkolb et al., 2019). Le tallage peut être important dans des environnements plus fertiles et à plus faible concurrence (Gooding, 2009). Les résultats indiquent que moins d'inflorescences seront produites dans un environnement plus fertile avec plus de concurrence, que dans un environnement moins fertile avec moins de concurrence. De manière générale, *B. grossus* produit un nombre d'inflorescences qui, peu importe le système, reste supérieur à *B. secalinus* et à *B. bromoideus*. Bien que le système de terrain soit également composé d'autres messicoles, l'effet de la concurrence sur la production d'inflorescences s'y confirme. Le nombre d'inflorescences produites est comparable entre les espèces. Cet effet de la concurrence est également vrai pour le système expérimental, où les plants sont en plus forte compétition et où il y a une différence significative dans le nombre d'inflorescences produites par espèce.

Pour un plus petit nombre d'inflorescences produites chez *B. bromoideus*, l'espèce produira un nombre de graines identiques dans les deux systèmes, contrairement à *B. grossus*. Par conséquent, pour un environnement moins fertile et à plus faible concurrence *B. bromoideus* est tout autant productive que pour un environnement plus riche et concurrentiel. Contrairement à *B. grossus* qui est moins productive dans un environnement moins fertile. Tout comme l'épeautre (Burny, 2015), *B. bromoideus* semble se satisfaire de sol plus pauvre. Dès lors, il faut être attentif à ce que, dans le cas énoncé, *B. bromoideus* pourrait peut-être supplanter *B. grossus*. Finalement, les deux espèces n'ont pas exactement le même comportement de production. Dans un système plus fertile, *B. grossus* prendra le dessus sur *B. bromoideus*. Il faudra alors rééquilibrer les proportions de chacun lors du semis l'année suivante.

Dans les deux systèmes, le nombre de graines qui peuvent être stockées, par plant après une culture, semble évoluer de la façon suivante : $B. grossus > B. secalinus > B. bromoideus$. Ces effectifs représentent une source suffisante pour maintenir des stocks des espèces. En comparaison avec d'autres messicoles, telle que la Garidelle fausse nigelle (*Garidella nigellastrum* L.) qui produit en moyenne 24 à 30 graines (Beaume et al., 2011), le nombre de graines produites par les trois bromes est élevé. Elle reste faible comparé aux 2000 graines produites pour la Nielle des blés ou aux 50 000 à 60 000 pour le Coquelicot (Olivereau, 1996).

Pour le système expérimental et de terrain, un stade de culture plus avancé a été observé pour *B. secalinus*. Les résultats incluant le nombre de graines produites et récoltées par plant sont à considérer avec précaution pour cette espèce. Lors du passage dans les parcelles pour la prise des données de terrain de Gembloux 2019-2020, un grand nombre de graines se détachaient déjà des inflorescences. Les données du nombre de graines produites par plant sont donc probablement sous-estimées. Par conséquent, le taux de spécialisation pourrait être surestimé. Des observations similaires ont été faites pour l'expérience à Ychippe BM1 2021-2022. Les semences en champs arrivaient à maturité comparées

à *B. bromoideus* et *B. grossus*. Lors du comptage des graines, celles-ci se détachaient facilement des inflorescences. Bien qu'il n'y ait pas de différence significative entre les trois *Bromus*, le taux de spécialisation semblerait suivre un gradient. *B. secalinus* paraîtrait moins spécialisée à la culture d'épeautre que *B. grossus* et *B. bromoideus*. Ce résultat coïncide avec la présence plus généralisée de *B. secalinus* dans différentes cultures et plus répandues en Europe (De Cugnac, 1936). Dans les paysages campagnards allemands, elle est décrite comme dominante du genre *Bromus* surtout dans des céréales d'hiver, compétitive, liée à des pertes de rendement et à des difficultés de récolte. Sa présence est associée à un travail du sol réduit, à des semis précoces et à des rotations majoritairement composées de céréales d'hiver (Moray, 2005). Pour *B. secalinus*, hormis pour le rendement, les résultats de l'étude ne correspondent pas avec ceux énoncés par Moray (2005). Finalement, ce gradient de spécialisation des espèces pourrait expliquer, en partie, la régression et/ou disparition de *B. grossus* et *B. bromoideus*. En effet, les espèces rares et spécialisées sont particulièrement vulnérables à l'extinction (Davies et al., 2004). Dans le système de terrain, avec un taux agronomique fixé, *B. grossus* a un taux de spécialisation qui semble plus élevé que *B. bromoideus* et *B. secalinus*. Ces résultats sont contraires à ceux attendus et à ceux issus du système expérimental.

D'après les données du système expérimental, *B. grossus* produit un plus grand nombre de graines par plant dont une plus grande partie se retrouveront dans la moissonneuse et seront destinées à être ressemées. Son taux de performance est significativement supérieur à *B. bromoideus*. *B. grossus* a une meilleure capacité à produire des graines et à assurer la contamination des récoltes que *B. bromoideus*. L'espèce pourrait donc facilement prendre le dessus sur *B. bromoideus* et se trouver en plus grand nombre d'année en année. Dans le cas du système de terrain, le taux de germination et le taux agronomique ont été repris du système expérimental. Ces hypothèses sont basées sur le fait que ces variables sont propres à l'espèce et non au système dans lequel évolue l'espèce. Pour le système de terrain, le taux de performance de *B. grossus* est presque double (*1.8) par rapport à celui de *B. bromoideus*. Ces résultats sont en relation avec ce qui a été observé pour *B. grossus* par Piqueray et al. (2018). Les densités de l'espèce en champs auraient tendance à augmenter d'année en année. Il faudra donc veiller à diluer le mélange récolté avant de le ressemer afin qu'elle ne prenne pas le dessus sur *B. bromoideus*. Le système de terrain, avec un rendement de 2,5 tonnes/ha toutes espèces confondues, a des taux de performances quatre fois plus élevés qu'un système avec un fort rendement d'environ 6 tonnes/ha en moyenne. Le système avec le rendement le plus faible produira des taux de performance plus élevés pour les espèces. Ce résultat pourrait être propre à la biologie de l'espèce ou à la situation fort différente des deux systèmes.

Finalement, bien que les résultats aient permis d'identifier des différences entre les espèces *B. bromoideus* et *B. grossus*, leur coexistence semble possible. De plus, si *B. grossus* est considéré comme une espèce parapluie (Piqueray et al., 2018) pour les autres messicoles, *B. bromoideus* pourra profiter des sites de réintroduction de l'espèce. L'effort de conservation des bromes en mélange avec l'épeautre pourrait ne pas se limiter dans des exploitations où de l'agriculture biologique est pratiquée. L'étude de Schumacher et al. (2018) a permis d'identifier des individus de *B. grossus* et *B. secalinus* dans les bordures de champ conventionnel où des herbicides non actifs sur le genre *Bromus* ont été utilisés. Finalement l'étude de Rauschkolb et al. (2019) menée sur *B. grossus* a identifié des différences de performances entre des plantes d'origine sauvage ou d'origine *ex situ*. Ces différenciations ont pu être induites par la sélection naturelle, la dérive génétique, la dépression consanguine et l'adaptation aux conditions de culture *ex situ*. Bien que le comportement de *B. bromoideus* pourrait être différent,

ce qui ne pourra jamais être vérifié, les résultats de l'étude n'indiquent pas que l'adaptation de l'espèce aux conditions de culture en jardins botaniques soit défavorable à sa réintroduction.

6. Conclusion et perspectives

L'importance de conserver la biodiversité mondiale déclinante n'est plus à démontrer. Ce constat se retrouve également dans les agrosystèmes qui sont fortement affectés par les activités humaines. La conservation des espèces peut s'entreprendre par leur réintroduction. Particulièrement, la réintroduction d'espèces éteintes à l'état sauvage est une technique rarement utilisée pour restaurer des populations. Cependant, elle fut possible pour le Brome des Ardennes grâce à du matériel stocké *ex situ* dans le Jardin Botanique de Meise. Cette espèce, qui fait partie intégrante du patrimoine belge, est éteinte dans la nature depuis 1935. Sa réintroduction a été possible grâce à la collaboration d'un réseau de passionnés.

C'est dans le cadre du projet de réintroduction de l'espèce dans son aire de répartition indigène, entrepris en 2020, que cette étude a pu voir le jour. Elle a été menée pour veiller au suivi et à la viabilité à long terme du projet. Les résultats ont permis de quantifier la production du cycle de culture de *Bromus bromoideus*, de le mettre en lien avec les deux messicoles dont il est biologiquement proche, *B. grossus* et *B. secalinus*, et finalement d'émettre des conseils sur sa gestion pour donner suite à sa réintroduction en nature.

A la question « Peut-il être envisagé de conserver conjointement *B. grossus* et *B. bromoideus* à long terme ? » La réponse est, selon les résultats présentés ci-dessus, oui. Bien que les espèces évoluent dans la même niche écologique, elles semblent pouvoir coexister. Néanmoins, il faudra prendre attention à ce qu'une des deux espèces ne prenne pas le dessus. Dans des environnements plus riches et à plus forte concurrence *B. grossus* produit plus d'inflorescences et plus de graines par plant que *B. bromoideus*. Dans le cas d'environnement plus pauvre et avec moins de concurrence *B. bromoideus* pourrait prendre le dessus sur *B. grossus*. Les performances productives de *B. bromoideus* semblent peu affectées par le système dans lequel elle évolue. Contrairement à *B. grossus* qui produit moins de graines par plant dans un système à plus faible concurrence. De manière générale, une plus grande quantité d'inflorescences est produite dans le système avec le moins de concurrence. Dans le système à plus forte concurrence pour les variables : 1) du nombre de plants germés à partir d'une graine, 2) du nombre de graines récoltées dans la moissonneuse à partir d'un plant, 3) du taux de performance et 4) du nombre de graines stockables à partir d'un plant, *B. grossus* est significativement plus productive que *B. bromoideus*. *B. secalinus* est similaire aux deux espèces. Il n'y a pas de différence entre les espèces pour le nombre de graines tombées au sol et pour le taux de spécialisation. Le taux de performance des trois espèces est quatre fois plus important dans un système à moins de concurrence et moins de rendement par unité, que dans un système à plus de concurrence et plus de rendement par unité de surface. Néanmoins, peu importe le système, les taux de performance sont élevés. Le nombre de graines qui seront destinées à être ressemées devra donc être dilué pour la culture suivante, et ce afin de ne pas exprimer des densités d'espèces trop élevées en champ. Une étude ultérieure pourrait être menée pour déterminer la quantité recommandée à mélanger aux semences d'épeautre selon le système.

Concernant la présence de *B. bromoideus* dans la banque de semences du sol, les observations indiquent qu'une germination l'année T+1 de la culture pourrait avoir lieu si aucun travail du sol et/ou semis d'autre céréale n'est effectué.

A l'hypothèse du gradient de spécialisation des espèces de bromes, la réponse dépend du système dans lequel les espèces évoluent. D'une part, les résultats sur base de l'étude expérimentale ne permettent pas d'identifier de différence significative du taux de spécialisation des espèces à la culture d'épeautre. D'autre part, pour le système de terrain (à plus faible concurrence), avec un taux agronomique fixé, *B. grossus* semble avoir un taux de spécialisation plus élevé que *B. bromoideus* et *B. secalinus*. Une étude plus approfondie devra être réalisée pour affirmer l'hypothèse du taux de spécialisation de *B. grossus* et *B. bromoideus* dans des conditions de terrain. Les proportions de la récolte de 2022 n'ont pas pu être comptabilisées à cause des délais très courts entre la moisson et le rendu de l'étude. Par conséquent une erreur potentielle réside sur le taux agronomique repris d'un système à un autre. Finalement, sur base des observations recueillies de l'expérience Gembloux 2019-2020 et Ychippe 2021-2022, les graines de *B. secalinus* arriveraient à maturité plus rapidement que celles de *B. bromoideus* et de *B. grossus*. *B. secalinus* serait donc moins spécialisée à la culture d'épeautre si ces graines tombent avant la récolte de la culture.

La présence de brome influence les rendements en épeautre. Néanmoins, selon l'objectif de l'agriculteur (alimentation humaine ou animale) les impacts ne seront pas les mêmes. Dans le cas de l'alimentation animale, le brome peut être donné en mélange avec l'épeautre sans tri préalable. La perte de rendement n'a que peu d'implication s'il est considéré que pour une quantité inférieure à 3% en masse le mélange permet d'atteindre une qualité nutritionnelle correcte pour le bétail. Dans le cas de culture d'épeautre destinée à l'alimentation humaine, l'agriculteur verra une perte sur son rendement, néanmoins l'épeautre reste valorisable pour la mouture de farine. De plus, la perte de rendement reste moins élevée - entre 10 % et 15% - que pour certaines messicoles qui peuvent induire une perte de rendement de 30 % et plus.

La réintroduction de *B. bromoideus* pourrait profiter du programme de réintroduction de *B. grossus* - considérée comme une espèce parapluie - qui est déjà mis en place dans 46 sites en Wallonie. A la vue des résultats de cette étude, *B. bromoideus* devrait être élevée au même statut de protection que *B. grossus*, afin de permettre sa réintroduction à plus large échelle en Wallonie et potentiellement en dehors de Réserve Naturelle Domaniale. De plus, le regain pour les cultures d'épeautre est une aubaine pour rétablir des populations suffisantes de l'espèce dans les campagnes wallonnes.

Pour conclure, le projet de réintroduction du brome des Ardennes est viable à long terme si un réseau d'acteurs sensibilisés est prêt à intégrer cette messicole dans les cultures d'épeautre. Ce dernier point peut ne pas être évident dans un monde agricole où la plupart des mauvaises herbes sont considérées comme néfastes pour les cultures. Néanmoins, le regain vers une alimentation plus raisonnée et biologique pousse au changement de mentalités et pratiques culturales. Cette réintroduction apporte une diversité indéniable à l'agrosystème mais elle met également au jour l'importance de la conservation de matériel végétal dans des banques de graines, sans laquelle ce projet n'aurait pas été réalisable. Seules 13 tentatives de réintroduction d'espèces végétales éteintes dans la nature ont été réalisées sur base de matériel *ex situ*. Le brome des Ardennes vient s'ajouter à cette liste. Finalement, ce projet a initié le retour dans nos paysages campagnards de cette espèce endémique à la Belgique.

7. Contribution de l'étudiant

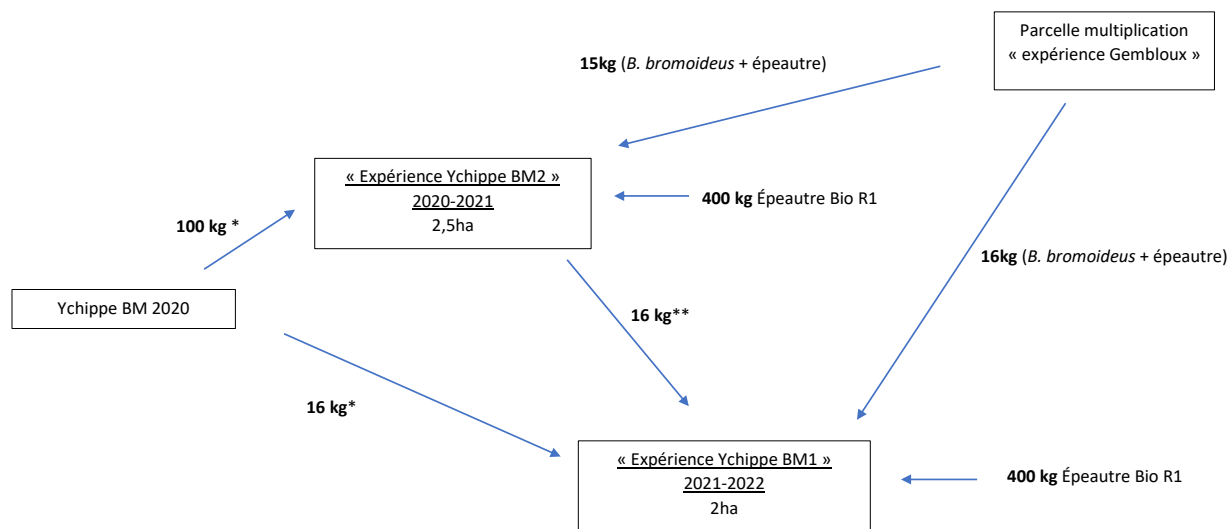
L'entièreté de la rédaction du mémoire a été réalisée par l'étudiante. Les données utilisées pour répondre aux objectifs de l'étude viennent des sources suivantes :

- Les données Gembloux 2019-2020 ont été compilées par l'équipe de Jérôme Pierreux, sur base de l'expérience de terrain de la plateforme *AgricultureIsLife* de Gembloux Agro Bio Tech
- Les relevés issus de la parcelle Ychippe BM2 2020-2021 ont été réalisés par Julien Piqueray et Arnaud Monty. Les cultures de 2020-2021 et de 2021-2022 ont été mises en place et gérées par Pascal et Cédric Bignerou.
- Les relevés issus de la parcelle Ychippe BM1 2021-2022 et le carottage sur la parcelle Ychippe BM2 2020-2021 ont été réalisés par l'étudiante avec l'aide de Julien Piqueray.
- L'expérience Gembloux2 2021-2022 a été mise en place par l'étudiante en concertation avec ses promoteurs, Julien Piqueray et Arnaud Monty. Le suivi a été réalisé par l'étudiante.
- Le travail en laboratoire de pesée, incluant second tri des échantillons des récoltes, et le test de germination ont été réalisés par l'étudiante. Le premier tri a été réalisé par d'autres étudiants les années précédentes.

Pour l'étude l'étudiante a bénéficié d'un accès aux infrastructures du laboratoire d'Écologie du bâtiment G52 de Géopédologie à Gembloux Agro-Bio Tech. Les résultats ont été compilés par l'étudiante sur Excel (Office 365) et Rstudio (Version 4.1.2).

8. Annexes

Annexe 1 - Schéma des semis des parcelles messicoles à Ychippe 2020-2021



*Mélange = Épeautre+ *B. secalinus*+ *B. grossus* + impuretés (= autres messicoles)

** Mélange = Épeautre+ *B. bromoideus* + *B. secalinus*+ *B. grossus* + impuretés (= autres messicoles)

9. Références bibliographiques

- Abeli T., Dalrymple S., Godefroid S., Mondoni A., Müller J.V., Rossi G. & Orsenigo S., 2020. Ex situ collections and their potential for the restoration of extinct plants. *Conservation Biology* **34**(2), 303–313, DOI:10.1111/cobi.13391.
- Abeli T., Rossi G., Orsenigo S., Dalrymple S.E. & Godefroid S., 2021. On farm plant reintroduction: A decision framework for plant conservation translocation in EU agro-ecosystems. *Journal for Nature Conservation* **65**, 126113, DOI:10.1016/j.jnc.2021.126113.
- Ainouche M.L. & Bayer R.J., 1997. On the origins of the tetraploid *Bromus* species (section *Bromus*, Poaceae): insights from internal transcribed spacer sequences of nuclear ribosomal DNA. *Genome* **40**(5), 730–743, DOI:10.1139/g97-796.
- Andries T., 2020. *LIFE BNIP Greening faster cities and regions: LIFE funding & integrated projects*.
- Bajwa A.A., Walsh M. & Chauhan B.S., 2017. Weed management using crop competition in Australia. *Crop Protection, Role of crop competition in weed management* **95**, 8–13, DOI:10.1016/j.cropro.2016.08.021.
- Barbault R., 1993. Une approche écologique de la biodiversité. *Nat. Sci. Soc.* **1**(4), 322–329, DOI:10.1051/nss/19930104322.
- Baskin C.C. & Baskin J.M., 1998. Chapter 7 - Germination Ecology of Seeds in the Persistent Seed Bank. In: Baskin, C.C., Baskin, J.M. eds. *Seeds*. San Diego: Academic Press, 133–179.
- Beaume S., Saatkamp A., Leriche A., Guende G., Tatin D. & Dutoit T., 2011. Distribution et écologie de la Garidelle fausse nigelle (*Garidella nigellastrum* L.) : application à sa conservation. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon et de la Réserve de biosphère Luberon-Lure* **10**, 60–73.
- Beavers R.L., Hammermeister A.M., Frick B., Astatkie T. & Martin R.C., 2008. Spring wheat yield response to variable seeding rates in organic farming systems at different fertility regimes. *Can. J. Plant Sci.* **88**(1), 43–52, DOI:10.4141/CJPS06051.
- Bellanger S., 2011. Etude de la biologie d'une messicole en régression: le bleuet (*Centaurea cyanus* L.) 256.
- Berger-Tal O., Blumstein D.T. & Swaisgood R.R., 2020. Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions. *Animal Conservation* **23**(2), 121–131, DOI:10.1111/acv.12534.
- Bonn S., 2004. Dispersal of plants in the Central European landscape - dispersal processes and assessment of dispersal potential exemplified for endozoochory (PhD Thesis).
- Brütting C., Hensen I. & Wesche K., 2013. Ex situ cultivation affects genetic structure and diversity in arable plants. *Plant Biology* **15**(3), 505–513, DOI:10.1111/j.1438-8677.2012.00655.x.
- Burny P., 2015. Développement récent de la culture de l'épeautre en Belgique. In: *Livre Blanc "Céréales."*
- Challaiah, Burnside O.C., Wicks G.A. & Johnson V.A., 1986. Competition Between Winter Wheat (*Triticum aestivum*) Cultivars and Downy Brome (*Bromus tectorum*). *Weed sci.* **34**(5), 689–693, DOI:10.1017/S0043174500067692.
- Cheng Z., Tian X., Zhong Z., Li P., Sun D., Bai J., Meng Y., Zhang S., Zhang Y., Wang L. & Liu D., 2021. Reintroduction, distribution, population dynamics and conservation of a species formerly extinct in the wild: A review of thirty-five years of successful Milu (*Elaphurus davidianus*) reintroduction in China. *Global Ecology and Conservation* **31**, e01860, DOI:10.1016/j.gecco.2021.e01860.
- Chiaroni J. & Schmitt A., 2019. La transition néolithique : la contribution de la génétique. *Corps* **17**(1), 143–160, DOI:10.3917/corp1.017.0143.
- Cochrane J.A., Crawford A.D. & Monks L.T., 2007. The significance of ex situ seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Aust. J. Bot.* **55**(3), 356, DOI:10.1071/BT06173.
- Cohen S., 2014. The Ethics of De-Extinction. *Nanoethics* **8**, 165–178, DOI:10.1007/s11569-014-0201-2.
- Cuena-Lombraña A., Sanna M., Porceddu M. & Bacchetta G., 2020. Does Storage under Gene Bank Conditions Affect Seed Germination and Seedling Growth? The Case of *Senecio morisii*

- (Asteraceae), a Vascular Plant Exclusive to Sardinian Water Meadows. *Plants* **9**(5), 581, DOI:10.3390/plants9050581.
- Cuvelier C., Hornick J.-L., Beckers Y., Froidmont E., Knapp E., Istasse L. & Dufrasne I., 2021. L'alimentation de la vache laitière. Aliments, calculs de ration, indicateurs d'évaluation des déséquilibres de la ration et pathologies d'origine nutritionnelle (No. 22), Les Livrets de l'Agriculture, Liège, Service Public de Wallonie. Agriculture, Ressources naturelles et Environnement.
- Daily G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*, Island Press, 415.
- Darwinkel A., Hag B.A. ten & Kuizenga J., 1977. Effect of sowing date and seed rate on crop development and grain production of winter wheat. *NJAS* **25**(2), 83–94, DOI:10.18174/njas.v25i2.17134.
- Davies K.F., Margules C.R. & Lawrence J.F., 2004. A Synergistic Effect Puts Rare, Specialized Species at Greater Risk of Extinction. *Ecology* **85**(1), 265–271, DOI:10.1890/03-0110.
- De Cugnac A., 1936. Un appel en faveur des plantes rares et des endémiques.—Nouvelles précisions au sujet de *Bromus arduennensis* Dumort. *Bulletin de la Société Botanique de France* **83**(6–7), 505–507, DOI:10.1080/00378941.1936.10837352.
- De Cugnac A., 1954. Le Brome des Ardennes: L'étonnante carrière d'une espèce rare des confins ardennais. *Bulletin de la Société Botanique de France* **58**, 38–75.
- De Cugnac A., 1961. A propos du «Brome des Ardennes», *Bromus arduennensis* Dumortier = *Bromus bromoideus* (Lejeune) Crépin. Rectification et validation du nom de deux variétés nouvelles obtenues expérimentalement. *Bulletin de la Société Botanique de France* **108**(3–4), 163–165, DOI:10.1080/00378941.1961.10838006.
- De Cugnac A. & Camus A., 1936. Sur quelques Bromes et leurs hybrides. IV. Deux espèces messicoles menacées de disparition: *Bromus (Serrafalcus) grossus* Desf. ex DC.; *Bromus (Michelaria) arduennensis* Dumort. *Bulletin de la Société Botanique de France* **83**(1–2), 47–68, DOI:10.1080/00378941.1936.10837290.
- Dekker J., 1997. Weed diversity and weed management. *Weed sci.* **45**(3), 357–363, DOI:10.1017/S0043174500092985.
- Delescaille L.-M., 2011. Le statut du brome épais (*Bromus grossus*) 14.
- Delouche J.C., 1971. Determinants of Seed Quality. *Proceedings of the Short Course for Seedsmen* **255**, 17.
- Diaz S., Settele J., Brondízio E.S., Ngo H.T., Guèze M., Agard J., Arneeth A., Balvanera P., Brauman K.A., Butchart S.H.M., Chan K.M.A., Garibaldi L.A., Ichii K., Liu J., Subramanian S.M., Midgley G.F., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Roy Chowdhury R., Shin Y.J., Visseren-Hamakers I.J. & Willis K.J., 2019. IPBES : Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, IPBES secretariat.
- Donaldson J.S., 2009. Botanic gardens science for conservation and global change. *Trends in Plant Science* **14**(11), 608–613, DOI:10.1016/j.tplants.2009.08.008.
- Du Brulle C., 2005. Régions.be - Le brome des Ardennes ressuscite à Meise. *Le Soir* 2.
- Dutoit T., Gerbaud É., Buisson É. & Roche P., 2003. Dynamique d'une communauté d'adventices dans un champ de céréales créé après le labour d'une prairie semi-naturelle : rôles de la banque de graines permanente. *Écoscience* **10**(2), 225–235, DOI:10.1080/11956860.2003.11682770.
- Escarnot E., Sinnaeve G. & Planchon V., 2013. 9. Evaluation de variétés européennes d'épeautre en région gembloutoise 10.
- Fabri R., 1983. *Bromus grossus* S.L. et *B. secalinus* S.L. en Belgique et au Grand-Duché de Luxembourg. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique* **116**(2), 207–223.
- Fagot J. & Dethier M., 2000. Législation et exercice de l'entomologie en Région wallonne. *Notes fauniques de Gembloux* **41**, 61-68.
- Forton F. & Meniger G., 2017. *La gestion des prairies. Note de cours A.*

- Gautier S., Desmoulins F., Swiderski C. & Le Bris C., 2018. Étude du lien entre présence de messicoles et pratiques agricoles en Indre-et Loire, Conservatoire botanique national du Bassin parisien / Muséum national d'Histoire naturelle, Association Hommes et Territoires.
- Gerbaud É., 1999. Le site d'étude, lieu-dit... commune de Rustrel (Vaucluse). *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon* (3), 14.
- Godefroid S., Le Pajolec S. & Van Rossum F., 2016. Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions: implications for designing protocols. *Plant Ecol* **217**(2), 169–182, DOI:10.1007/s11258-015-0526-0.
- Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A.-D., Agurauja R., Cowell C., Weekley C.W., Vogg G., Iriondo J.M., Johnson I., Dixon B., Gordon D., Magnanon S., Valentin B., Bjureke K., Koopman R., Vicens M., Virevaire M. & Vanderborght T., 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* **144**(2), 672–682, DOI:10.1016/j.biocon.2010.10.003.
- Godefroid S., Piqueray J., Delescaille L.-M., Monty A. & Mahy G., 2020. A framework to identify constraints to post-extinction recovery of plant species—Application to the case of *Bromus bromoideus*. *Journal for Nature Conservation* **54**, 125802, DOI:10.1016/j.jnc.2020.125802.
- Gooding M.J., 2009. CHAPTER 2 - The Wheat Crop. In: Khan, K., Shewry, P.R. eds. *Wheat (Fourth Edition)*, American Associate of Cereal Chemists International. AACC International Press, 19–49.
- Gordon I. & Gill P., 1993. Reintroduction of Scimitar-horned oryx *Oryx dammah* to Bou-Hedma National Park, Tunisia. *International Zoo Yearbook* **32**, 69–73, DOI:10.1111/j.1748-1090.1993.tb03517.x.
- Guerrant E.O., 1996. Designing populations: demographic, genetic, and horticultural dimensions. In: *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*. Island Press, 127–155.
- Guerrant E.O. & Kaye T.N., 2007. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Aust. J. Bot.* **55**(3), 362, DOI:10.1071/BT06033.
- Işık K., 2011. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? 7.
- IUCN, 1987. *The IUCN statement on translocation of living organisms*, Species Survival Commission, Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- IUCN, 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: IUCN Species Survival Commission, 30.
- IUCN, 2012. *Catégories et Critères de la Liste rouge de l'UICN : Version 3.1. Deuxième édition*, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: IUCN Species Survival Commission, 32.
- IUCN/ SSC, 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*, Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, 57.
- Jauzein, P. 1995. Flore des champs cultivées. Editions de l'Institut national de la recherche agronomique (INRA), Paris, 898.
- Jauzein P., 2001. Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique. In : LE PERCHEC, S., GUY, P. et FRAVAL, A. (dir.). Agriculture et Biodiversité des plantes. Dossier de l'Environnement de l'INRA, **21**,43-64.
- Jørgensen D., 2013. Reintroduction and De-extinction. *BioScience* **63**(9), 719–720, DOI:10.1525/bio.2013.63.9.6.
- Jule K.R., Leaver L.A. & Lea S.E.G., 2008. The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: A review and analysis. *Biological Conservation* **141**(2), 355–363, DOI:10.1016/j.biocon.2007.11.007.
- Käsermann C., 1999. *Bromus grossus* (CR). Fiches pratiques pour la conservation - Plantes à fleurs et fougères (situation octobre 1999).
- Kiss A.-C., 1980. La protection internationale de la vie sauvage. *afdi* **26**(1), 661–686, DOI:10.3406/afdi.1980.2411.

- Koch M.A., Meyer N., Engelhardt M., Thiv M., Bernhardt K.-G. & Michling F., 2016. Morphological and genetic variation of highly endangered *Bromus* species and the status of these Neolithic weeds in Central Europe. *Plant Syst Evol* **302**(5), 515–525, DOI:10.1007/s00606-016-1279-5.
- Koscelny J.A., Peeper T.F., Solie J.B. & Solomon S.G., 1990. Effect of Wheat (*Triticum aestivum*) Row Spacing, Seeding Rate, and Cultivar on Yield Loss from Cheat (*Bromus secalinus*). *Weed technol.* **4**(3), 487–492, DOI:10.1017/S0890037X00025823.
- Kulkarni S.S., Dosdall L.M. & Willenborg C.J., 2015. The Role of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in Weed Seed Consumption: A Review. *Weed sci.* **63**(2), 355–376, DOI:10.1614/WS-D-14-00067.1.
- Lawalrée A. & Delvosalle L. (1969) – Ptéridophytes et Spermatophytes rares, disparus ou menacés de disparition en Belgique. Bruxelles, Minist. Agric., Adm. Eaux et Forêts, Serv. Conserv. Nature.
- Lebailly J., 2020. Etude de l'intégration du brome épais dans les cultures d'épeautre (Rapport de stage), Natagriwal.
- Legast M., Mahy G. & Bodson B., 2008. Les messicoles fleurs des moissons. *AGRINATURE* **1**, 124.
- Lemoine C., 2016. Étude de l'efficacité et de la biodiversité floristique de bandes aménagées pour la conservation des plantes messicoles en Wallonie (Mémoire).
- MacArthur R. & Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton (New Jersey), 203.
- Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor C., Akçakaya H.R., Leader-Williams N., Milner-Gulland E. j. & Stuart S.N., 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology* **22**(6), 1424–1442, DOI:10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x.
- Maréchal A., 1937. Note sur *Bromus adruennensis* Dmrt. et sur le rôle des jardins botaniques dans la conservation des espèces rares. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique / Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging* **70**(1), 9.
- Marzio M.-C. & Jolivet C., 1997. À Méron, l'Outarde volera-t-elle au secours des messicoles ? *Crex* **2**, 63–73.
- Mathon C.-C., 1959. Rythmes de développement, vernalisation, photopériodisme et phytogéographie. Recherches expérimentales. *linly* **28**(2), 37–49, DOI:10.3406/linly.1959.8036.
- Maunder M., 1992. Plant reintroduction: an overview. *Biodivers Conserv* **1**(1), 51–61, DOI:10.1007/BF00700250.
- Maunder M., 1997. Conservation of the extinct Toromiro Tree, *Sophora toromiro*. *Curtis's Botanical Magazine* **14**(4), 226–231, DOI:10.1111/1467-8748.00113.
- Maunder M., Culham A., Alden B., Zizka G., Orliac C., Lobin W., Bordeu A., Ramirez J.M. & Glissmann-Gough S., 2001. Conservation of the Toromiro Tree: Case Study in the Management of a Plant Extinct in the Wild. *Conservation Biology* **14**(5), 1341–1350, DOI:10.1046/j.1523-1739.2000.98520.x.
- Maunder M., Higgins S. & Culham A., 2001. The effectiveness of botanic garden collections in supporting plant conservation: a European case study. *Biodiversity and Conservation* **10**, 383–401.
- Maynard Smith J., 1998. *Evolutionary genetics*, Oxford ; New York: Oxford University Press, 330.
- McPhee E., 2004. Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* **115**(1), 71–77, DOI:10.1016/S0006-3207(03)00095-8.
- Meerts P., 1988. Les groupes socio-écologiques de la flore messicole calcicole de la Belgique et description de trois stations-refuges à Tellin (Prov. du Luxembourg). *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique / Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging* **121**(1), 75–86.
- Menges E.S., 2008. Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Aust. J. Bot.* **56**(3), 187, DOI:10.1071/BT07173.

- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment.
- Moray R., 2005. Bromus species in winter wheat: distribution, relevance and population dynamics.
- Novak B.J., Phelan R. & Weber M., 2021. U.S. conservation translocations: Over a century of intended consequences. *Conservation Science and Practice* **3**(4), e394, DOI:10.1111/csp2.394.
- Oldfield S.F., 2009. Botanic gardens and the conservation of tree species. *Trends in Plant Science*, Special Issue: Plant science research in botanic gardens **14**(11), 581–583, DOI:10.1016/j.tplants.2009.08.013.
- Olivereau F., 1996. Les plantes messicoles des plaines françaises. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* **28**, 14.
- Olivieri I. & Vitalis R., 2001. La Biologie des Extinctions. *Medecine sciences: M/S* **17**, 63–69, DOI:10.4267/10608/1788.
- Pievani T., 2014. The sixth mass extinction: Anthropocene and the human impact on biodiversity. *Rend. Fis. Acc. Lincei* **25**(1), 85–93, DOI:10.1007/s12210-013-0258-9.
- Pimm S.L. & Raven P.H., 2017. The Fate of the World's Plants. *Trends Ecol. Evol.* **32**(5), 317–320, DOI:10.1016/j.tree.2017.02.014.
- Piqueray J., Gilliaux V., Gaillard T., Mahy G. & Delescaille L.-M., 2018. Uncleaned crop seed sowing as a tool to conserve Bromus grossus and restore species- rich arable-dependent plant communities. *Conservation Evidence* **15**, 6.
- Rauschkolb R., Szczeparska L., Kehl A., Bossdorf O. & Scheepens J.F., 2019. Plant populations of three threatened species experience rapid evolution under ex situ cultivation. *Biodivers Conserv* **28**(14), 3951–3969, DOI:10.1007/s10531-019-01859-9.
- Richmond D.J., Sinding M.-H.S. & Gilbert M.T.P., 2016. The potential and pitfalls of de-extinction. *Zoologica Scripta* **45**(S1), 22–36, DOI:10.1111/zsc.12212.
- Robinson R.A. & Sutherland W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* **39**(1), 157–176, DOI:10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x.
- Sarabi V., 2019. Factors that influence the level of weed seed predation: A review. *Weed Biology and Management* **19**(3), 61–74, DOI:10.1111/wbm.12186.
- Schoen D.J. & Brown A.H.D., 2001. The Conservation of Wild Plant Species in Seed Banks: Attention to both taxonomic coverage and population biology will improve the role of seed banks as conservation tools. *BioScience* **51**(11), 960–966, DOI:10.1641/0006-3568(2001)051[0960:TCOWPS]2.0.CO;2.
- Scholz H., 1970. Zur Systematik der Gattung Bromus L. subg. Bromus (Graminae). *Willdenowia* **6**, 139–160.
- Schumacher M., Ohnmacht S., Rosenstein R. & Gerhards R., 2018. How Management Factors Influence Weed Communities of Cereals, Their Diversity and Endangered Weed Species in Central Europe. *Agriculture* **8**(11), 172, DOI:10.3390/agriculture8110172.
- Seddon P.J., Griffiths C.J., Soorae P.S. & Armstrong D.P., 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* **345**(6195), 406–412, DOI:10.1126/science.1251818.
- Siddiqui I., Bajwa R. & Javaid A., 2010. Effect of six problematic weeds on growth and yield of wheat. *Pakistan Journal of Botany* **42**(4), 10.
- Sharrock S., & Jones M. (2009). Conserving Europe's threatened plants: Progress towards target 8 of the global strategy for plant conservation. Richmond: Botanic Gardens Conservation International.
- Smith P.M., 1973. Observations on some critical Bromegrasses. *Watsonia* **9**, 319–332.
- Smith P.M. 1983. Proteins, mimicry and microevolution in grasses. In Proteins and nucleic acids in plant systematics. Edited by U. Jensen and D.E. Fairbrothers. Springer Verlag, Berlin, 319-323.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., Snoo G.R. de & Eden P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**(4), 337–365, DOI:10.1006/jema.2001.0473.

- Storkey J., Meyer S., Still K.S. & Leuschner C., 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proc. R. Soc. B.* **279**(1732), 1421–1429, DOI:10.1098/rspb.2011.1686.
- Teysse re A., Barbault, R. & Chevassus-au-Louis B., 2004. Chapitre 2 : Vers une sixième grande crise d’extinctions ? In: *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche.* 241.
- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**(6492), 65–66, DOI:10.1038/371065a0.
- Toone W.D. & Wallace M.P., 1994. The extinction in the wild and reintroduction of the California condor (*Gymnogyps californianus*). In: Olney, P.J.S., Mace, G.M., Feistner, A.T.C. eds. *Creative Conservation.* Dordrecht: Springer Netherlands, 411–419.
- Tournay R., 1961. La nomenclature des sections du genre *Bromus* L. (Gramineae). *Bulletin du Jardin botanique de l’état a Bruxelles* **31**(2), 289–299, DOI:10.2307/3667334.
- Tournay R., 1968. Le Brome des Ardennes, “*Bromus arduennensis*” et ses proches, *B. secalinus* et *B. grossus*. *Bulletin du Jardin botanique national de Belgique / Bulletin van de National Plantentuin van België* **38**(3), 295, DOI :10.2307/3667441.
- Vanhecke L., 1985. Beschermde en bedreigde plantesoorten in België: de toestand in 1985. *Publ. Natuurhist. Gen. Limburg* **35** (3-4): 27-35.
- Vanhecke L., 1986. - Onze flora verwelkt. *Natuurreservaten* **86**, 140-143
- Vergeer P., van den Berg L.J.L., Roelofs J.G.M. & Ouborg N.J., 2005. Single-Family versus Multi-Family Introductions. *Plant Biology* **7**(5), 509–515, DOI:10.1055/s-2005-865904.
- Vi , J.-C., Hilton-Taylor C., Pollock C., Ragle, J., Smart, J., Stuart S.N. & Tong R., 2008. La Liste rouge de l’UICN: un outil capital pour la conservation de la nature. Presented at the La vie sauvage dans un monde en mutation – La Liste rouge de l’UICN des espèces menacées: Analyse de la Liste 2008.UICN, Gland, Suisse: Lynx Edicions.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. & Melillo J.M., 1997. Human Domination of Earth’s Ecosystems **277**, 7.
- Wang L., Sun J., Zhang Z., Xu P. & Shangguan Z., 2018. Winter wheat grain yield in response to different production practices and soil fertility in northern China. *Soil and Tillage Research* **176**, 10–17, DOI:10.1016/j.still.2017.10.001.
- Zaman S., Padmesh S. & Tawfiq H., 2010. Seed germination and viability of *Salsola imbricata* Forssk. *International Journal of Biodiversity and Conservation* **2**(12), 7.

10. Références Web

IUCN,2022a. A propos : Consulté le 16/05 à 12h20

<https://www.iucn.org/fr/a-propos>

IUCN, 2022b. Summary Statistics-Table : Consulté le 19/05 à 10h40

<https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics#Summary%20Tables>

La biodiversité en Wallonie,2022a. Législation – Espèces- Statut de protection des espèces en Wallonie : Consulté le 17/3/2022 à 11h15

<http://biodiversite.wallonie.be/>

La biodiversité en Wallonie,2022b. Législation – Espèces- Statut de protection des espèces en Wallonie - Annexe VI.a. Liste des espèces végétales strictement protégées et figurant à l'annexe IVb de la Directive 92/43/CEE et/ou à l'annexe I de la Convention de Berne : Consulté le 14/4/2022 à 8h20

<http://biodiversite.wallonie.be/>

La biodiversité en Wallonie,2022c. Espèces - Flore - Plantes protégées et menacées - Liste des taxons : Plantes protégées et menacées de Wallonie : Consulté le 20/4/2022 à 13h20

<http://biodiversite.wallonie.be/>

La biodiversité en Wallonie, 2022d. Sites - Rechercher un site intéressant ou protégé - 6004 - La Plaine d'Ychippe : Consulté le 24/5/2022 à 10h10

<http://biodiversite.wallonie.be/>

Observatoire biodiversité Wallonie, 2010. *Bromus bromoideus* (Lej.) Crépin : Consulté le 26/02 à 17h45

<http://observatoire.biodiversite.wallonie.be/especes/flore/LR2010/fiche2.aspx?id=55>

Royal Botanic Gardens Kew, 2022. Seed information database (SID). Version 7.1. : Consulté le 27/07 à 13h20

<https://data.kew.org/sid/sidsearch.html>

Service Public Fédéral Belge, 2017. Exploitations agricoles et horticoles - plus de chiffres – Tableau A : Consulté le 6/06 à 14h20

<https://statbel.fgov.be/fr/themes/agriculture-peche/exploitations-agricoles-et-horticoles/plus>