

Analyse de l'état de conservation de la Flore vasculaire de Wallonie

Louis-Marie Delescaille¹, Philippe Frankard¹, Xavier D. A. Baumans¹, Guillaume Petit¹, Colette Delmarche¹, Pascal Dupriez¹, Jean-Louis Gathoye¹, Oliver Schott¹, Yvan Barbier¹, Marc Dufrêne²

Résumé : Ce travail propose une analyse de l'état et des causes de disparition de la Flore vasculaire de Wallonie. Des états des lieux par catégorie de menace ainsi que par grand type de milieu sont présentés. Les causes de raréfaction/disparition sont détaillées. Une analyse de l'impact de différents paramètres environnementaux est réalisée. Enfin, un état de la situation des statuts de protection, mis en rapport avec l'état de menace, est proposé. Le bilan pour la flore vasculaire indigène wallonne reste très préoccupant, celle-ci étant soumise aux causes de dégradation bien connues (destructions directes des habitats, pratiques culturales intensives, assèchement des zones humides, pollution, etc.) auxquelles viennent maintenant se superposer le changement climatique et la problématique des espèces exotiques envahissantes.

Mots clés : Flore vasculaire, Wallonie, Liste rouge, Conservation, Protection

Summary : This work provides a comprehensive assessment of the status and drivers of decline of the vascular flora of Wallonia. It includes detailed overviews structured by threat category and by major habitat type. The principal causes of rarity and local extinction are examined in depth. An analysis of the influence of multiple environmental parameters on species trends is also presented. Finally, the current protection statuses are evaluated in relation to the documented levels of threat. The overall outlook for Wallonia's native vascular flora remains highly concerning. The flora continues to be affected by long-established pressures — such as direct habitat destruction, intensive agricultural practices, drainage of wetlands, and various forms of pollution — which are now compounded by the impacts of climate change and by the growing issue of invasive alien species.

Keywords : Vascular flora, Wallonia, Red List, Conservation, Protection

Zusammenfassung : Diese Arbeit präsentiert eine Analyse des Zustands und der Ursachen für das Verschwinden der Gefäßpflanzen in der Wallonie. Es werden Bestandsaufnahmen nach Bedrohungskategorie sowie nach Hauptlebensraumtyp vorgestellt. Die Ursachen für Seltenheit/Verschwinden werden detailliert beschrieben. Eine Analyse der Auswirkungen verschiedener Umweltparameter wird durchgeführt. Schließlich wird ein Überblick über den Schutzstatus in Bezug auf den Bedrohungsstatus präsentiert. Die Bilanz für die einheimische wallonische Gefäßflora bleibt sehr besorgniserregend. Sie ist den gut bekannten Gefährdungsursachen ausgesetzt (direkte Zerstörungen der Lebensräume, intensive landwirtschaftliche Praktiken, Austrocknung von Feuchtgebieten, Verschmutzung usw.), die nun durch den Klimawandel und das Problem invasiver gebietsfremder Arten zusätzlich verstärkt werden.

Samenvatting : Dit werk biedt een analyse van de toestand en van de oorzaken van het verdwijnen van de vaatflora in Wallonië. Er worden overzichten gepresenteerd per categorie van bedreiging en per groot type milieu. De oorzaken van de zeldzaamwording en het verdwijnen worden gedetailleerd besproken. Daarnaast wordt een analyse uitgevoerd van de impact van verschillende omgevingsparameters. Ten slotte wordt een stand van zaken gegeven over de beschermingsstatussen, in relatie tot de bedreigingsstatus. De balans voor de inheemse Waalse vaatflora blijft zeer zorgwekkend: zij wordt blootgesteld aan de welbekende oorzaken van achteruitgang (rechtstreekse vernietiging van habitats, intensieve landbouwpraktijken, drooglegging van vochtige gebieden, vervuiling, enz.), waarop zich nu bovendien de effecten van klimaatverandering en de problematiek van invasieve uitheemse soorten stapelen.

¹ SPW ARNE/DEMNA/Direction de la Nature et de l'Eau

² ULiège – Gembloux Agro-Bio Tech – UR TERRA / Biodiversité, Ecosystèmes, Paysages

Table des matières

1. Introduction.....	2
2. Méthodes.....	3
3. Analyse et discussion.....	4
3.1 Etat des lieux par catégorie de menace.....	4
3.1.1. Espèces disparues au niveau régional (RE).....	4
3.1.2. Espèces en danger critique (CR).....	5
3.1.3. Espèces en danger (EN).....	6
3.1.4. Espèces vulnérables (VU).....	7
3.1.5. Espèces quasi menacées (NT).....	7
3.1.6. Espèces non évaluées (data deficient).....	7
3.1.7. Espèces de préoccupation mineure.....	8
3.2. Les causes de raréfaction ou de disparition des espèces.....	8
3.2.1. La destruction.....	8
3.2.2. La fragmentation.....	8
3.2.3. Les modifications de l'environnement biophysique.....	9
3.2.4. Les espèces exotiques envahissantes.....	10
3.2.5. Le changement climatique.....	10
3.2.6. Conclusion : comparaison avec les régions limitrophes.....	10
3.3. Répartition des espèces de la liste rouge en fonction de leur statut et de leur habitat.....	11
3.3.1. Richesse spécifique des habitats.....	11
3.3.2. Statut de conservation des espèces en fonction de leur habitat.....	12
3.4. Statut des taxons de la flore wallonne en fonction de certains paramètres environnementaux.....	16
3.4.1. Eutrophisation.....	16
3.4.2. Acidité du substrat.....	18
3.4.3. Luminosité.....	18
3.4.4. Humidité du substrat.....	20
3.4.5. Thermophilie.....	21
3.5 Liste rouge et espèces protégées.....	21
4. Conclusions.....	23
Remerciements.....	24
Bibliographie.....	25

1. Introduction

Une évaluation du statut de conservation des plantes supérieures de Wallonie a été publiée conjointement au présent travail (Frankard *et al.*, 2026). Plus qu'une simple actualisation de la liste des espèces rares, menacées et protégées de Wallonie parue 20 ans plus tôt (Saintenoy-Simon *et al.*, 2006), le travail avait pour objectif de dresser un inventaire le plus exhaustif possible des menaces pesant sur la Flore vasculaire de Wallonie.

Cet inventaire étant établi (1284 taxons considérés comme indigènes), le présent manuscrit propose une analyse détaillée des causes de raréfaction et de disparition de ladite Flore.

En premier lieu, nous proposons un bref état de la situation par catégorie de menace. Quand cela est possible, une comparaison par rapport à la précédente liste (espèces évaluées aux deux périodes) est proposée.

Les principales causes de raréfaction et disparition des espèces sont présentées, agrémentées d'exemples illustrant la situation wallonne.

Une analyse par grands types de milieux est ensuite réalisée. Plus qu'un simple état des lieux, le but est de mettre en évidence des éventuelles fragilités ou capacités de résilience de certains d'entre eux.

Une évaluation de la situation est également envisagée sous le prisme de la sensibilité à certains paramètres environnementaux, dont une tentative d'objectivation est matérialisée par les échelles de tolérance d'Ellenberg (Ellenberg *et al.*, 1992). De l'eutrophisation à la thermophilie, en passant par la luminosité, l'humidité et l'acidité du substrat, une tentative de préciser la menace en fonction des différents indices est détaillée.

Enfin, une réflexion sur le statut de protection des espèces wallonnes, en lien avec leur statut de menace, est proposée.

2. Méthodes

La comparaison avec la liste des espèces menacées (Saintenoy-Simon *et al.*, 2006) est un premier outil d'évaluation de la situation. Toutefois, à l'époque, seuls 554 taxons avaient reçu un statut. Entre temps, la taxonomie a évolué et les méthodes d'échantillonnage ont progressé. L'analyse statistique menée pour établir la liste rouge actuelle avait pour but de permettre la comparaison entre les deux périodes (cf. Desender *et al.*, 2010 ; Dufrene, 2017 ; Frankard *et al.*, 2026). Tous facteurs pris en compte, il est possible de tirer certains enseignements de la comparaison pour 543 taxons, évalués aux deux époques.

En ce qui concerne la comparaison par types de milieux, chaque taxon a été rattaché à l'habitat dans lequel il est le plus fréquemment présent. Afin d'utiliser une base aussi objective que possible, les types de milieux ont été définis sur la base des grandes unités phytosociologiques présentes en Europe occidentale (Bardat *et al.*, 2001). L'attribution par milieu a été publiée précédemment, conjointement à la liste rouge (Frankard *et al.*, 2026). Les taxons ont ainsi été répartis en dix grands types d'habitats caractéristiques de la Flore wallonne, résumés dans le tableau 1.

Tableau 1. Résumé des dix grands types d'habitats choisis pour catégoriser la Flore wallonne.

Label	Type
Aqu.	Milieux aquatiques et semi-aquatiques des eaux stagnantes ou courantes
Cul.	Cultures et moissons
For.	Forêts, lisières internes et coupes forestières
Fri.	Friches et sites rudéralisés
Lan.	Landes, ourlets et pelouses acidiphiles
Pel.	Pelouses et ourlets externes sur sols basiques
Pra.	Prairies et mégaphorbiaies
Roc.	Rochers et éboulis
Ton.	Tonsures à annuelles
Tou.	Tourbières, marais, prairies paratourbeuses

Une description plus détaillée en est donnée ci-après. Ce sont :

les habitats aquatiques qui regroupent les formations aquatiques à pleustophytes (*Lemnetea minoris*), à hydrophytes (*Potametea pectinati*), amphibies (*Littorelletea uniflorae*) et semi-aquatiques (*Phragmiti australis-Magnocaricetea elatae* p.p., *Glycerio fluitantis-Nasturtietea officinalis*), ainsi que les formations aquatiques pionnières des tourbières (*Utricularietea intermedio-minoris*) ;

les cultures et moissons (*Stellarietea mediae*) ;

les formations arbustives (*Crataego monogynae-Prunetea spinosae*, *Salicetea purpureae*), les forêts (*Quercu roboris-Fagetea sylvatica*, *Alnetea glutinosae*, *Vaccinio myrtillii-Piceetea abietis*), les lisières internes (*Cardaminetea hirsutae*) et les coupes forestières (*Epilobietea angustifolii*) ;

les friches à annuelles (*Sisymbrietea officinalis*) ou vivaces (*Galio aparines-Urticetea dioicae*, *Artemisietea vulgaris*) ;

les landes (*Calluno vulgaris-Ulicetea minoris*), nardaies (*Nardetea strictae*) et ourlets acidiphiles (*Melampyro pratensis-Holcetea mollis*) ;

les pelouses calcicoles (*Festuco valesiacae-Brometea erecti* ; *Sedo albi-Scleranthetea biennis* p.p.), ourlets calcicoles (*Trifolio medii-Geranietea sanguinei*) et les pelouses calaminaires (*Violetea calaminariae*) ;

les prairies (*Agrostietea stoloniferae*, *Arrhenatherethea elatioris*, *Molinio caeruleae-Juncetea acutiflori* p.p.) et les mégaphorbiaies (*Filipendulo ulmariae-Convulvuletea sepium*) ;

les végétations vivaces des habitats rocheux (rochers, dalles rocheuses, éboulis) (*Asplenieta trichomanis*, *Sedo albi-Scleranthetea biennis* p.p., *Thlaspietea rotundifolii*) ;

les tonsures = les végétations pionnières à annuelles des sols secs (*Koelerio glaucae-Corynephoretea canescens* ; *Sedo albi-Scleranthetea biennis* p.p.) à humides (*Bidentetea tripartita*, *Isoeto durieui-Juncetea bufonii*) ;

les végétations des tourbières (*Oxycocco-palustris-Sphagnetetea magellanici*), des bas-marais (*Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae*, *Phragmiti australis-Magnocaricetea elatae* p.p.) et des prairies tourbeuses (*Molinio caeruleae-Juncetea acutiflori* p.p.) ;

Comme mentionné en introduction, pour tenter d'objectiver l'impact de certaines pressions environnementales sur la raréfaction des espèces, les échelles de tolérance à divers facteurs développées par Ellenberg, depuis 1950, pour la flore d'Europe centrale (principalement l'Allemagne) (Ellenberg *et al.*, 1992) ont été utilisées. Elles sont brièvement décrites dans le tableau 2. Lorsque des valeurs indicatrices manquaient pour certains taxons dans cette publication, les valeurs correspondantes calculées par Stieperaere & Franssen (1982) pour les groupes socio-écologiques auxquels appartiennent ces taxons ont été reprises. Enfin, lorsque les données n'étaient disponibles ni dans Ellenberg ni dans Stieperaere & Franssen, les indices d'Ellenberg adaptés pour les taxons du Royaume Uni (Hill *et al.*, 1999 ; Hill *et al.*, 2000) ont été utilisés. Lorsqu'un taxon est indifférent ou possède une large gamme de tolérance à un facteur, aucune valeur ne lui est attribuée (« Ind. » dans les graphiques).

Tableau 2. Table résumée des échelles d'Ellenberg utilisées dans ce travail, et leur signification.

Indice	Echelle	Plage de variation	Description
N	Azote	[1,9]	Gradient de concentration en azote, allant de 1 (sol très pauvre, espèce très nitrophobe) à 9 (sol très riche, espèce très nitrophile)
R	Acidité/pH	[1,9]	Gradient d'acidité du sol, allant de 1 (espèce acidiphile) à 9 (espèce basiphile)
L	Luminosité	[1,9]	Gradient de luminosité/exposition à la lumière, allant de 1 (ombre profonde, espèce sciaphile) à 9 (pleine lumière, espèce héliophile)
F	Humidité	[1,12]	Gradient d'humidité allant de 1 (très sec, espèce hydrophobe) à 12 (très humide/aquatique, espèce submergée)
T	Température	[1,9]	Gradient de température allant de 1 (climat froid, espèce thermophobe) à 9 (climat très chaud, espèce thermophile)

Quant à la réflexion sur les espèces protégées, la liste figure aux annexes VIa, VIb et VII du décret du 6/12/2001 « relatif à la conservation des sites Natura 2000 ainsi que de la faune et de la flore sauvages ». Un résumé de leurs contenus respectifs est décrit dans le tableau 3.

Tableau 3. Table résumée des annexes VIa, VIb et VII du décret du 6 décembre 2001, relatif à la conservation des sites Natura 2000 ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

Annexe	Contenu	Taxons	Description
VIa	Espèces végétales strictement protégées	6	Intégralement protégées, à tous les stades de leur cycle biologique (cf. article 3 dudit décret pour les implications de cette protection). Espèces figurant à l'annexe IVb de la Directive 92/43/CEE et/ou à l'annexe I de la Convention de Berne.
VIb	Espèces végétales menacées en Wallonie	300	Intégralement protégées, à tous les stades de leur cycle biologique (cf. article 3 dudit décret pour les implications de cette protection).
VII	Espèces végétales wallonnes partiellement protégées	21	Interdiction de commerce et de destruction intentionnelle ainsi que les espèces végétales qui doivent faire l'objet de limitations de prélèvement en vertu de l'annexe V de la Directive 92/43 et/ou de l'annexe III de la Convention de Berne. Partiellement protégées signifie que leurs parties aériennes peuvent être cueillies, ramassées, coupées, détenues, transportées ou échangées en petite quantité.

3. Analyse et discussion

3.1 Etat des lieux par catégorie de menace

3.1.1. Espèces disparues au niveau régional (RE)

En ce qui concerne les espèces disparues (108 espèces en 2006 ; 95 en 2022), la situation s'est quelque peu améliorée, 29 taxons ayant été retrouvés depuis 2000 dans leurs stations / habitats d'origine (*Ato-cion armeria*, *Bromus bromoideus*, *Calepina irregularis*, *Carex distans*, *Cirsium dissectum*, *Eleocharis multicaulis*, *Filipendula vulgaris*, *Fritillaria meleagris*, *Hieracium schmidtii*, *Luronium natans*, *Mentha pulegium*, *Oenanthe pimpinelloides*, *O. silaifolia*, *Polycnemum majus*, *Polygala calcarea*, *Potamogeton friesii*, *Prunella grandiflora*, *Rosa elliptica*, *Silene gallica*) ou dans des habitats de substitution : carrières (*Cladium mariscus*, *Filago arvensis*, *F. lutescens*, *F. pyramidata*), friches (*Fumaria muralis*, *Linaria arvensis*), cimetières (*Calendula arven-*

RE

sis, *Gagea villosa*, *Torilis nodosa*, *Trifolium micranthum*). Il s'agit parfois de populations découvertes ou redécouvertes récemment et seul un suivi à long terme permettra de confirmer leur statut. En outre, certains de ces taxons sont parfois représentés par un très petit nombre d'individus, n'apparaissent que dans un seul site (*Cladium mariscus*, *Filago lutescens*, *Fritillaria meleagris*, *Linaria arvensis*, *Polygala calcarea*, *Prunella grandiflora*, *Rosa elliptica*) ou dans un très petit nombre de sites (*Bromus bromoideus*, *Filago arvensis*, *Hieracium schmidtii*, *Mentha pulegium*, *Oenanthe silaifolia*, *Polycnemum majus*, *Potamogeton friesii*), ce qui rend leur statut extrêmement précaire.

Remarques :

Six taxons considérés dans la présente évaluation n'avaient pas été pris en compte lors de l'évaluation précédente, leur disparition étant très ancienne ou leur statut d'indigénat incertain. Il s'agit d'*Anacamptis laxiflora*, *Festuca valesiaca*, *Herminium monorchis*, *Oenanthe pimpinelloides*, *Silene gallica* et *Eleocharis multicaulis*. Les trois derniers ont cependant été retrouvés au cours de la dernière période.

Alchemilla micans, considérée comme disparue lors de l'évaluation précédente, est maintenant considérée et évaluée comme une variété d'*Alchemilla acutiloba* (*A. acutiloba* var. *micans*).

Le cas du brome des Ardennes (*Bromus bromoideus*) est particulier dans la mesure où l'espèce non revue en nature depuis 1935 a été conservée en jardin botanique et a pu être réintroduite dans des cultures d'épeautre. Son maintien repose néanmoins sur l'adoption de techniques d'exploitation particulières (réutilisation de semences fermières), techniques qui permettent également de conserver d'autres espèces messicoles (Godefroid *et al.*, 2020 ; Piquera *et al.*, 2018). Celui de la nielle des blés (*Agrostemma githago*) est aussi particulier et a déjà été discuté précédemment (Frankard *et al.*, 2026). Elle est considérée comme déficiente en données dans la liste actuelle.

En revanche, treize taxons n'ont plus été revus depuis plus de 25 ans et sont désormais considérés comme disparus. Il s'agit d'*Alisma gramineum*, *Baldellia repens* subsp. *cavanillesii*, *Campanula cervicaria*, *Carex praecox* subsp. *curvata*, *Caucalis platycarpus*, *Centaurea calcitrapa*, *Dichoropetalum carvifolia*, *Dryopteris expansa*, *Koeleria arenaria*, *Liparis loeselii*, *Physalis alkekengi* var. *alkekengi*, *Podospermum laciniatum*, *Trocdaris verticillata*. Certains d'entre eux avaient probablement déjà disparu lors de l'évaluation précédente mais n'avaient pas été listés comme tels (*Alisma gramineum*, *Baldellia repens* subsp. *cavanillesii*, *Liparis loeselii*, *Trocdaris verticillata*).

Bien que légèrement inférieure à l'évaluation précédente, la proportion d'espèces disparues en Wallonie (7,4 %) est importante, mais assez similaire à celle observée au Grand-Duché de Luxembourg (7,6 %), dans les Hauts-de-France (8,8 %), dans certains états ouest-allemands comme la Saar (8 %) (Colling, 2005 ; Hauguel & Toussein, 2019 ; Korneck *et al.*, 1996). En revanche, elle est supérieure à celle de la Flandre (4,8 % mais ne considérant que les espèces disparues après 1972) et de la Lorraine (4 %) (Van Landuyt *et al.*, 2006 ; Bonassi, 2015).

Il est admis que la proportion d'espèces disparues décroît significativement avec l'augmentation de la taille du pays ou de la région considérés. Cela s'explique par le fait que les régions ou les pays de petite taille comptent en moyenne moins de sites favorables aux espèces et que la probabilité d'extinction régionale est généralement plus élevée (Gärdenfors *et al.*, 2001). Par exemple, Korneck *et al.* (1996) ont montré que le nombre de taxons végétaux disparus avait diminué de 25 % en Allemagne unifiée par rapport à l'ancienne Liste rouge de l'Allemagne de l'Ouest, en raison de l'agrandissement de la superficie du pays.

Les comparaisons entre les listes rouges de différents pays / régions doivent donc tenir compte de l'influence de la taille du territoire considéré sur le niveau de menace. Néanmoins, de nombreuses espèces végétales inscrites sur la liste rouge wallonne sont également menacées dans les régions proches, soit parce qu'elles sont soumises aux mêmes causes de déclin, par exemple les espèces des cultures et moissons, soit parce qu'il s'agit de populations isolées ou marginales au sein de leur aire de distribution.

3.1.2. Espèces en danger critique (CR)

Le nombre d'espèces en danger critique (238) représente 20 % de la flore actuelle (1189 taxons). Si l'on ne considère que les taxons évalués aux deux périodes, on remarque une amélioration du statut (289 en 2006 pour 238 en 2022). Néanmoins, il s'agit toujours du statut de menace comportant le plus grand nombre de taxons. Cette catégorie regroupe :



les espèces présumées disparues mais retrouvées entre les deux évaluations, à l'exception de *Torilis nodosa* (désormais localement fréquente) et de *Fumaria muralis*, une espèce manifestement en extension d'aire ;

des espèces très rares, inféodées à des habitats particuliers (*Artemisia alba*, *A. campestris*, *Blackstonia perfoliata*, *Calla palustris*, *Carex limosa*, *Corallorhiza trifida*, *Crassula tillaea*, *Draba aizoides*, *Eryngium campestre*, *Gentianella campestris*, *Hammarbya paludosa*, *Limodorum abortivum*, *Pilosella peleteriana*, *Sempervivum funckii* var. *aqualiense*, *Trifolium micranthum*, etc.) dont la survie à moyen et long terme n'est pas assurée pour diverses raisons liées à la disparition ou à l'évolution de leur habitat, à leur isolement géographique et / ou à la (très) faible taille de leurs populations ;

des espèces de découverte récente ou en extension d'aire dont les populations restent limitées dans l'espace (*Buphthalmum salicifolium*, *Crepis praemorsa*, *Epipactis microphylla*, *Hypericum linariifolium*, *Vandenboschia speciosa*³, etc.) ;

des taxons dont l'indigénat était incertain (*Callitriche truncata* subsp. *occidentalis*, *Lilium bulbiferum* subsp. *croceum*, *Potamogeton friesii*, *P. nodosus*) ou des taxons mal connus ou d'identification douteuse (*Galeopsis ladanum*, *Rosa stylosa*) ;

d'une espèce dont le statut taxonomique a été modifié (*Epipactis leptochila*) précédemment représentée par deux sous-espèces ;

des espèces qui ont connu une régression historique marquée de leur aire de répartition et / ou de la taille de leurs populations et qui, pour certaines, sont à la limite de l'extinction (*Antennaria dioica*, *Carex pauciflora*, *Cryptogramma crispa*, *Genista germanica*, *Gentiana cruciata*, *Helichrysum arenarium*, *Neotinea ustulata*, etc.). À noter qu'*Helichrysum arenarium* et *Gentiana cruciata* ont bénéficié d'un plan d'action axé sur leurs habitats (LIFE herbages) et qu'*Antennaria dioica* fait actuellement l'objet d'un projet de réintroduction en Flandre (LIFE Harwin) avec la plantation de plants issus de graines récoltées à Elsenborn, site qui bénéficiera aussi d'actions de renforcement des populations existantes (500 plants). La survie à long terme de ces populations devra être évaluée ;

des espèces à éclipses liées à des habitats temporaires ou dont l'existence dépend de circonstances particulières : coupes forestières (*Hypericum androsaemum*, *H. montanum*, *Stachys germanica*), berges temporairement exonées (*Callitriche palustris*, *Cyperus fuscus*), cultures et moissons sur sols pauvres, secs ou humides, calcaireux ou siliceux.

Le statut de conservation s'est en revanche amélioré entre les deux évaluations pour plusieurs espèces et, pour certaines, la progression est importante : treize sont passées de la catégorie CR à la catégorie VU : *Brassica nigra*, *Carex binervis*, *Cirsium eriophorum*, *Euphorbia platyphyllos*, *Fumaria capreolata*, *Hydrocharis morsus-ranae*⁴, *Lathraea clandestina*, *Lathyrus hirsutus*⁴, *L. nissolia*, *Leucogonum vernum*, *Lycopodiella inundata*, *Verbasicum phlomoides*, *Veronica polita*. Et quatre espèces ont même été sorties de la liste des espèces menacées (CR→NT : *Arctium tomentosum*, *Crepis foetida*, *Laphangium luteoalbum*, *Orobanche minor*).

L'amélioration du statut de conservation d'*Utricularia australis* (CR→EN) et de *Lycopodiella inundata* (CR→VU) peut clairement être mise en relation avec les mesures de restauration appliquées aux tourbières ; celui de *Carex binervis* (CR→VU), probablement sous-estimé lors de la précédente évaluation, bénéficie également des mesures de restauration des landes humides des hauts plateaux ardennais (Frankard *et al.*, 2020). Pour plusieurs espèces messicoles, l'amélioration peut être attribuée à des prospections plus ciblées de ces habitats mais aussi à la mise en place d'un plan d'action pour *Bromus grossus*, une espèce des annexes de la Directive Habitats (Delescaille & Piqueray, 2019 non publié ; Piqueray *et al.*, 2018) et à l'instauration de mesures agro-environnementales axées sur les messicoles spontanées (Piqueray *et al.*, 2013a).

3.1.3. Espèces en danger (EN)

Le nombre d'espèces en danger (EN) a augmenté entre les deux périodes d'évaluation et est passé de 97 en 2006 à 128 en 2022.

EN

Cette catégorie regroupe :

des taxons précédemment non évalués qui sont manifestement en situation précaire (*Alchemilla acutiloba* var. *acutiloba*, *Asperula cynanchica*, *Bromus arvensis*, *Bupleurum falcatum*, *Chenopodium murale*, *Crataegus*

³ Fougère de la famille des Hymenophyllaceae connue uniquement sous la forme de prothalles à reproduction végétative. Les individus feuillés (sporophytes) ont une distribution limitée à l'Europe occidentale, en climat océanique.

⁴ Espèces fréquemment introduites.

rosiformis, *Dianthus carthusianorum*, *Fourraea alpina*, *Gentianella germanica*, *Medicago sativa* subsp. *falcata*, *Mentha longifolia*, *Muscari comosum*, *Myosotis laxa* subsp. *cespitosa*, *Nepeta cataria*, *Orobanche teucrii*, *Prunella laciniata*, *Raphanus raphanistrum*, *Vicia lathyroides*) ou qui avaient été évalués à un autre niveau taxonomique (*Alchemilla filicaulis*) ;

des taxons considérés comme vulnérables précédemment mais dont la situation s'est détériorée (*Carex flava*, *Catabrosa aquatica*, *Gagea spathacea*) ;

des taxons qui restent soumis à des contraintes qui ne leur permettent pas de connaître un meilleur statut (49) ;

des taxons considérés précédemment en situation critique (55) mais dont le statut a été réévalué en raison d'une meilleure connaissance de leur distribution ou parce que leurs habitats (et leurs populations) sont mieux protégés ou ont bénéficié de mesures de restauration ;

deux taxons qui avaient disparu mais qui ont été à nouveau observés dans les dernières décennies et qui sont, au moins localement, en extension (*Fumaria muralis*, *Torilis nodosa*).

3.1.4. Espèces vulnérables (VU)

Le nombre d'espèces vulnérables a fortement augmenté entre les deux périodes d'évaluation. Il est passé de 59 à 155.



Le statut de conservation vulnérable concerne :

de nombreux taxons non évalués précédemment (67). Parmi ceux-ci, 19 (28 %) sont des espèces forestières, 9 (13 %) des espèces des pelouses basophiles et 7 (10 %) des espèces des rochers et éboulis ;

des taxons dont le statut s'est amélioré au cours de la période concernée (13 taxons en danger critique et 33 taxons en danger en 2006) ;

des taxons (42) qui conservent le même degré de menaces.

Commentaires sur les espèces menacées

Au total, 43,8 % des espèces de la flore wallonne actuelle sont menacées à des degrés divers (20 % sont en danger critique, 10,8 % en danger et 13 % sont vulnérables). Ces proportions sont particulièrement élevées par rapport à certaines régions voisines. Ainsi, les espèces menacées représentent 28 % de la flore des Pays-Bas (Sparrius *et al.*, 2014), 19,8 % de la Flandre (Van Landuyt *et al.*, 2006), 17 % de la Lorraine (Bonassi, 2015), 13,3 % dans les Hauts-de-France (Hauguel & Toussaint, 2019). Certains auteurs ne considèrent pas *de facto* les espèces très rares comme étant menacées, estimant que si les stations connues se maintiennent, les espèces ne sont pas en danger.

Néanmoins, il a semblé pertinent d'inclure les espèces très rares de la flore wallonne dans la catégorie CR ou EN, lorsque des données anciennes permettent de valider une réduction du nombre de stations et / ou une réduction de la taille des populations, ainsi que lorsque leurs milieux de vie se dégradent ou que leur pérennité n'est pas garantie.

3.1.5. Espèces quasi menacées (NT)

Pour rappel, la distinction entre les taxons presque menacés (NT) et non menacés (LC) n'a pas été réalisée lors de l'élaboration de la précédente évaluation. Ont donc été considérés comme presque menacés des taxons non évalués précédemment (96) et des taxons dont le degré de menace a été réévalué et considéré comme moins sévère (16). Il s'agit dans ce cas d'espèces peu fréquentes, mais dont la taille des populations et la répartition géographique (rareté) est légèrement supérieure aux seuils quantitatifs retenus pour l'application de la méthodologie UICN.



3.1.6. Espèces non évaluées (data deficient)

52 taxons sont classés dans la catégorie « DD », car les informations réunies sont insuffisantes pour la détermination de leur statut de conservation. Parmi celles-ci, on note :

des taxons à l'identification délicate, renseignés de manière imprécise rendant leur prise en compte impossible (*Euphrasia stricta* dont une partie des données est notée *E. officinalis-stricta*) ;

Utricularia vulgaris dont toutes les données sont notées *U. australis-vulgaris* ;

Euphrasia officinalis qui est un agglomérat de plusieurs sous-espèces ;

un taxon issu du groupe de *Rosa canina* (*R. squarrosa*) ;

des taxons subsécifiques élevés au rang d'espèces (Frankard *et al.*, 2026) ;

des espèces récemment décrites en Wallonie dont le statut d'indigénat est incertain ou dont la distinction est récente comme *Platanthera fornicata* considérée actuellement comme une espèce à part entière mais qui a été confondue avec *Platanthera bifolia* ou avec l'hybride *Platanthera chlorantha* x *bifolia* ;

un taxon fréquemment cultivé et localement naturalisé, dont seule une variété est indigène et l'aire d'indigénat incertaine (*Populus nigra* var. *nigra*).

3.1.7. Espèces de préoccupation mineure

Il s'agit majoritairement des taxons déjà considérés comme non menacés lors de la précédente évaluation, à l'exception de neuf taxons manifestement plus fréquents qu'estimé précédemment. Six étaient considérés vulnérables (*Ceratophyllum demersum*, *Dianthus armeria*, *Lonicera xylosteum*, *Spirodela polyrhiza*, *Stuckenia pectinata*, *Valerianella carinata*), trois en danger (*Conium maculatum*, *Cyanus segetum*, *Lycopsis arvensis*). Certains sont fréquemment semés, introduits comme contaminants de semences ou dispersés avec des déchets verts (*Cyanus segetum*). *Lonicera xylosteum*, parfois cultivé dans les parcs et jardins, peut s'en échapper et apparaître dans des stations plus ou moins naturelles. Et *Conium maculatum* a connu une extension fulgurante le long des infrastructures de communication (bermes centrales des autoroutes) au cours de la dernière décennie, phénomène observé également dans les régions voisines.

3.2. Les causes de raréfaction ou de disparition des espèces

Les causes de disparition ou de raréfaction des espèces indigènes sont multiples mais résultent principalement de l'intensité des activités humaines. Ce phénomène est très ancien dans nos régions densément peuplées. Il s'est accéléré lors de la Révolution industrielle, dès le milieu du XIX^e siècle, puis s'est fortement intensifié à partir de la seconde moitié du XX^e (Delvosalle *et al.*, 1969). Et il continue d'agir, avec des intensités variables en fonction des habitats et des espèces concernés.

Les causes les plus fréquemment évoquées sont la destruction directe des habitats, leur fragmentation, les modifications de leurs caractéristiques, les invasions biologiques mais aussi le réchauffement climatique (Claessens *et al.*, 2022).

3.2.1. La destruction

La destruction d'un habitat correspond à une destruction physique définitive ou à une modification des conditions édaphiques telle que les espèces caractéristiques de l'habitat ne peuvent plus s'y développer. Certaines causes de destruction, comme le défrichement ou le reboisement des anciens parcours pastoraux (landes et pelouses sèches), l'aménagement des grands cours d'eau pour lutter contre les crues et pour faciliter la navigation, les travaux d'assainissement des zones humides, l'ouverture de carrières, le développement des réseaux de communication (rail, route et eau) sont déjà anciennes et, pour certaines, datent des débuts de la Belgique (Claessens *et al.*, 2022) mais elles se sont intensifiées tout au long du XX^e siècle. À celles-ci s'ajoutent une urbanisation importante, le développement d'infrastructures industrielles, commerciales ou de loisirs, l'extension du réseau de voies de communication, l'intensification des modes de production agricole promue par des opérations foncières d'envergure (remembrements) et par l'utilisation généralisée d'intrants chimiques, la pollution de l'eau et des sols.

3.2.2. La fragmentation

La fragmentation se définit comme la division de grandes surfaces continues en surfaces plus petites et isolées les unes des autres avec, pour conséquence, une perte nette de surface, une réduction de la taille des « taches individuelles » d'habitat, un accroissement de leur isolement spatial et un accroissement de l'effet de lisière (Saunders *et al.*, 1991). Or, de plus petites surfaces ont une capacité d'accueil plus faible, les populations qui peuvent s'y développer sont également de taille plus faible. Dans ces conditions, elles sont plus sensibles aux variations environnementales extrêmes, à la perte de diversité génétique des individus, à l'augmentation de la consanguinité (Honnay & Jacquemyn, 2007 ; Oostermeijer *et al.*, 1996). Les effets de la fragmentation sur les habitats ont notamment été étudiés dans les landes (Piessens *et al.*, 2005 ; Taymans & Mahy 2007, 2008) et dans les pelouses calcaires (Butaye *et al.*, 2005).

Des études menées sur des espèces patrimoniales montrent une réduction graduelle de l'aire occupée et de la taille des populations, soit par destruction partielle des stations (exploitation des carrières, des remblais, pillages, etc.), évolution naturelle de l'habitat (boisement, densification du tapis végétal, etc.), problèmes liés à la reproduction (nécessité d'une pollinisation croisée, absence de pollinisateurs, populations clonales, faible qualité des graines produites), multiplication de phénomènes climatiques extrêmes (sécheresses, e.a.).

À titre d'exemple, la régénération des populations de *Scorzonera humilis* est corrélée d'une part à des variables environnementales comme la productivité de la végétation et l'humidité des sols (Colling *et al.*, 2002) et, d'autre part, à la disponibilité en pollen (Colling *et al.*, 2004). L'augmentation de la productivité (liée à la disponibilité en nutriments) et la diminution de l'humidité du sol entraînent une diminution du nombre de germinations, une augmentation de la proportion de plantes âgées qui subsistent par reproduction végétative. Ceci provoque à terme le vieillissement des populations et le développement de populations clonales. Par ailleurs, l'espèce n'est

généralement pas autofertile et la pollinisation croisée avec des plantes génétiquement différentes est nécessaire pour assurer la survie à long terme des populations.

Arnica montana est également une espèce auto-incompatible, qui a besoin d'une pollinisation croisée avec des individus génétiquement différents, afin d'assurer la production de graines fertiles. Diverses études ont montré que les petites populations, souvent isolées, présentent une faible diversité génétique et une forte consanguinité (populations clonales issues de la reproduction végétative) et ne sont donc pas viables à long terme car la qualité germinative des graines est faible et le succès des semis erratique, voire nul. (Godefroid *et al.*, 2016 ; Kahmen & Poschlod, 2000 ; Luijten *et al.*, 1996 & 2000). C'est pourquoi des renforcements de populations sont souvent nécessaires pour assurer la conservation de l'espèce (Duwe *et al.*, 2017 ; Luijten *et al.*, 2000 & 2002 ; Maurice *et al.*, 2016). On estime que la taille minimale des populations doit être de 500 à 1000 individus pour qu'elles soient viables à long terme (Colling, 2005).

Gentianella germanica et *Gentianopsis ciliata* sont deux espèces rares qui dépendent des insectes pour la pollinisation. Des études ont montré que les perspectives pour ces espèces sont mauvaises car elles souffrent des faibles densités d'insectes actuelles. Elles ont aussi mis en évidence une dépression de consanguinité, les descendants issus de croisements à courte distance présentant des performances de germination et de croissance inférieures à ceux issus de croisements à longue distance (Fischer & Matthies, 1997, Oostermeijer *et al.*, 2002). En outre *Gentianopsis ciliata* n'est pas autofertile et ses petites populations nécessitent des renforcements pour empêcher leur extinction (Oostermeijer *et al.*, 2002). À ces problèmes liés à la reproduction et à la diversité génétique, s'ajoute le fait que ce sont des espèces qui fleurissent tard dans la saison et qui sont défavorisées par des pratiques de fauchage précoce destructrices (Luijten *et al.*, 1999).

L'évolution du statut d'*Alopecurus rendlei*, une graminée annuelle de prairies fraîches, présente dans les districts mosan occidental et lorrain a été documentée dans ce dernier district par Remacle (2013) et Remacle & Jacobs (2024). Les auteurs ont constaté que l'espèce a disparu de 22 stations entre 2007 et 2022 et que la surface occupée par l'espèce a été réduite de 46 % au cours de la même période. Dans le cas de cette espèce inféodée au milieu agricole, la régression est attribuée à la destruction de l'habitat (labour et mise en culture de la parcelle), à l'accroissement de la fertilisation ou, au contraire, à l'abandon de la fauche (sols trop humides).

3.2.3. Les modifications de l'environnement biophysique

La modification anthropique des cycles de l'azote et du phosphore constitue une menace majeure pour la biodiversité des écosystèmes naturels et semi-naturels (Dise *et al.*, 2011 ; Janssens *et al.*, 1997 ; Rasmont, 2005 ; Smith *et al.*, 1999 ; Stevens *et al.*, 2010 ; Van Landuyt *et al.*, 2008). Ces modifications sont directes, par l'application d'engrais ou d'amendements destinés à augmenter la production des cultures ou du fourrage, ou indirectes, par les apports eutrophisants atmosphériques, par le lessivage des sols agricoles ou par le rejet des effluents domestiques, agricoles ou industriels dans les eaux de surface (Brahy, 2007 ; Grizzetti *et al.*, 2011).

Les effets sur la flore de l'application directe d'engrais sont bien connus : les espèces oligotrophes, souvent de petite taille, peu productives, sont remplacées par des espèces nitrophiles, généralement de grande taille, et capables d'utiliser et de recycler l'azote et le phosphore de manière efficace, ce qui augmente leur compétitivité (Janssens *et al.*, 1997). Les effets des effluents azotés et phosphorés rejetés dans les eaux de surface sont également bien documentés (SPW ARNE – DEMNA – DEE, 2024 ; Pinay *et al.*, 2017 ; Dodds *et al.*, 2016).

Les rejets atmosphériques d'azote eutrophisant jouent eux aussi un rôle non négligeable dans la régression de la diversité biologique des écosystèmes naturels. En 2010, la presque totalité des surfaces occupées par des milieux ouverts semi-naturels de Wallonie, en particulier les milieux oligotrophes (landes, marais et tourbières notamment), était affectée par des dépôts azotés dépassant la charge critique en azote eutrophisant (ICEW 2014). Par conséquent, des espèces indigènes à caractère envahissant sont favorisées par l'eutrophisation atmosphérique diffuse et impactent négativement la diversité floristique de certains habitats (voir « Eutrophisation »).

L'acidification des sols et des eaux de surface est une conséquence indirecte de la pollution atmosphérique générée par les émissions d'oxydes d'azote (NO et NO₂), de dioxyde de soufre (SO₂) et d'ammoniac (NH₃). Une des conséquences les plus marquantes concerne la réduction de la biodiversité, principalement dans les écosystèmes peu tamponnés (eaux stagnantes oligotrophes, sols siliceux oligotrophes).

L'acidification des sols peut également résulter de pratiques culturales. Ainsi, la dégradation de la litière produite sous les plantations monospécifiques de résineux, e.a. d'épicéa (*Picea abies*), a des effets similaires en acidifiant le sol, en éliminant presque totalement les espèces herbacées du sous-bois ou en favorisant l'extension d'espèces acidiphiles.

L'utilisation de pesticides a des effets directs et indirects sur la faune et la flore, en raison de la simplification de l'habitat et de la diminution des populations d'insectes pollinisateurs essentiels pour la survie de nombreuses espèces végétales domestiques et sauvages. Par ailleurs, certaines espèces développent une résistance aux herbicides nécessitant l'utilisation de nouvelles molécules mais aussi favorisant une compétition plus forte vis-à-vis des autres espèces.

3.2.4. Les espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes impactent majoritairement des milieux déjà fortement perturbés par l'activité humaine (friches rudérales) ou par l'eutrophisation (berges et pièces d'eau). Toutefois, de plus en plus de cas d'invasion sont signalés dans les milieux semi-naturels d'intérêt biologique (eaux courantes ou stagnantes, landes, pelouses sèches, rochers, mégaphorbiaies, forêts). Au niveau des espèces et de leurs populations, les espèces exotiques envahissantes ont un impact par compétition directe pour l'espace ou les ressources. Certaines espèces exotiques modifient les caractéristiques biogéochimiques de l'habitat, notamment les espèces vivant en symbiose avec des bactéries fixatrices d'azote comme les fabacées. L'impact du robinier (*Robinia pseudacacia*) est particulièrement illustratif de ce fait, le sous-bois étant dominé par des espèces nitrophiles (*Urtica dioica*, *Rubus* agg.) (Boer, 2012 ; Cierjacks *et al.*, 2013).

Des maladies cryptogamiques ou des parasites introduits provoquent de lourdes pertes affectant certaines espèces qui peinent à se maintenir ou à se rétablir (graphiose de l'orme, chalarose du frêne, Pyrale du buis, e.a.)

3.2.5. Le changement climatique

Bien que la destruction, la fragmentation, la modification des habitats et les invasions biologiques soient identifiées comme les principales menaces pesant sur la biodiversité à court et moyen termes, les effets des changements climatiques, déjà perceptibles, constituent assurément la menace la plus importante à long terme, surtout pour les espèces indigènes qui sont à la limite de leurs exigences écologiques (Thuiller, 2007 ; Natural England & RSPB, 2020). Il pourrait aussi conduire à l'extension de certaines espèces thermophiles (Harchies *et al.*, 2025 ; Walker *et al.*, 2025). C'est vraisemblablement le cas pour des espèces annuelles (*Laphangium luteoalbum*) ou vivaces (*Anacamptis pyramidalis*, *Ophrys apifera*) disposant de moyens de dispersion à longue distance et qui, outre le fait qu'elles sont facilement identifiables et donc plus fréquemment renseignées, sont, au moins pour certaines, favorisées par la restauration de leurs habitats. L'extension récente de *Parietaria judaica* (une espèce thermophile typique des vieux murs) est sans doute également favorisée par le réchauffement du climat mais son mode de dispersion n'est pas clairement établi.

Certaines espèces xérophiles des pelouses calcicoles (*Hippocrepis comosa*, *Linum tenuifolium*, *Veronica satureiifolia*) semblent également profiter de meilleures conditions de régénération (tapis herbacé plus ouvert, favorisant la germination et réduisant la compétition) mais leur dispersion reste purement locale. À l'inverse, certaines espèces plus mésophiles semblent régresser suite aux sécheresses répétées des dernières années, par exemple *Anthyllis vulneraria*, *Gentianella germanica* ou *Dactylorhiza viridis* (Frankard *et al.*, 2026). On manque cependant de recul et de données détaillées pour pouvoir objectiver ces modifications.

S'il est difficile d'attribuer au changement climatique l'amélioration du statut de conservation de certaines espèces menacées, l'extension récente de certaines espèces exotiques est manifestement liée aux hivers moins rigoureux qui leur permettent de subsister pendant la mauvaise saison (Walker *et al.*, 2025).

3.2.6. Conclusion : comparaison avec les régions limitrophes

Les causes de disparition ou de raréfaction des espèces indigènes identifiées en Wallonie sont les mêmes en Flandre (Van Landuyt *et al.*, 2006). Et le constat est similaire dans les régions limitrophes. Selon Korneck & Sukopp (1988), les principaux facteurs de menace pour les taxons végétaux de la Liste rouge allemande sont la modification ou l'abandon des pratiques d'utilisation des sols, la destruction d'habitats spécifiques, la mise en décharge, le drainage, la fertilisation et l'exploitation minière. Pour Colling (2005), ces mêmes facteurs sont responsables du déclin de nombreuses espèces végétales au Grand-Duché de Luxembourg. Dans les Hauts-de-France, la déprise agricole par abandon du pâturage et l'embroussaillage des pelouses et des marais d'un côté et, de l'autre, l'intensification agricole avec le retournement des prairies, le comblement des mares et l'utilisation des herbicides, l'assèchement des zones humides, aggravé par les fluctuations climatiques récentes, l'évolution de la sylviculture, les dépôts d'azote atmosphérique et l'impact de quelques espèces exotiques envahissantes sont cités comme étant les causes majeures de régression des espèces végétales (Hauguel & Toussaint, 2019).

L'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire et, en particulier, des espèces caractéristiques qui les définissent, peine à s'améliorer, malgré de louables efforts de restauration de certains d'entre eux (milieux tourbeux, landes, nardaies, pelouses calcaires) (les divers rapports sont disponibles à l'adresse suivante :

<https://biodiversite.wallonie.be/home/evaluation-biologique/resultats-des-monitorings/etats-de-conservation-des-habitats.html>.

3.3. Répartition des espèces de la liste rouge en fonction de leur statut et de leur habitat

Sur base de la répartition décrite dans la section « méthodes », nous proposons ci-après une évaluation par grands types de milieux.

3.3.1. Richesse spécifique des habitats

Ce sont les habitats forestiers et leurs annexes qui comptent le plus grand nombre d'espèces (260), soit 21.9 % de la flore actuelle (figure 1).

Viennent ensuite les pelouses calcaires et leurs annexes avec 158 espèces (13.3 % de la flore actuelle). Les prairies et les mégaphorbiaies totalisent 137 espèces (11.5 %) et les friches, 112 espèces (9.4 %).

Les habitats aquatiques et semi-aquatiques (99 espèces - 8.3 %), les tourbières et les habitats tourbeux (98 espèces - 8.2 %), les végétations pionnières (97 espèces - 8.2 %), les landes, les nardaies et leurs annexes (94 espèces - 7.9 %), les cultures et moissons (92 espèces - 7.7 %), malgré des surfaces occupées très différentes, possèdent à peu près le même nombre d'espèces. Enfin, les habitats rocheux, malgré leur extension spatiale très réduite, totalisent 42 espèces (3.5 %).

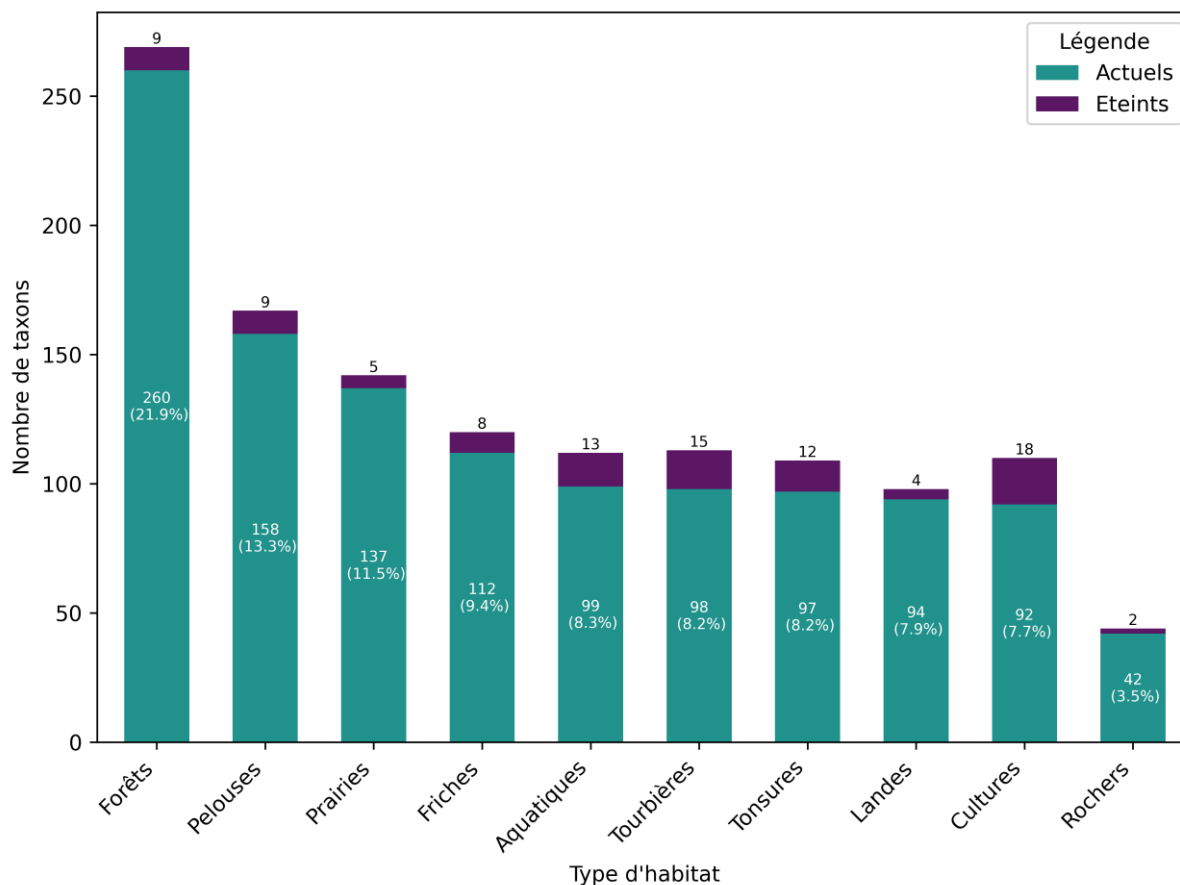


Figure 1. Nombre de taxons éteints, nombre et proportion de taxons de la flore actuelle, évalués en fonction de leur habitat. Les habitats sont ordonnés selon leur richesse (décroissante) en taxons.

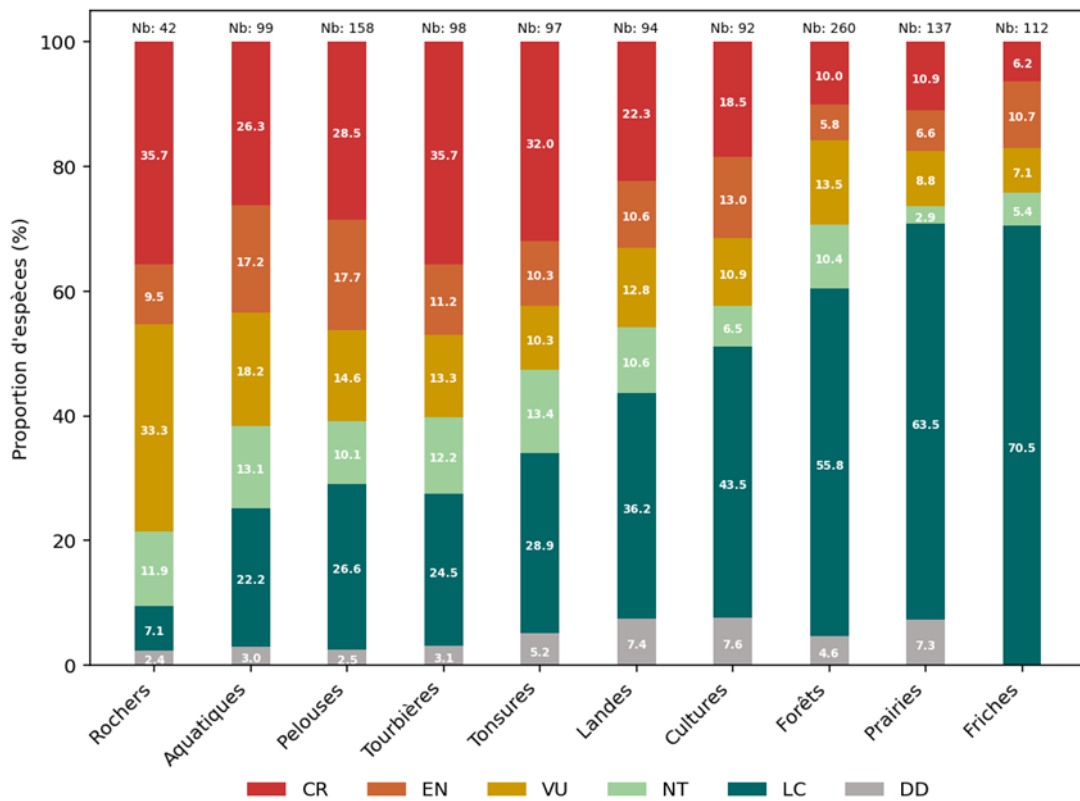


Figure 2. Proportion des espèces dans chaque statut de menace, par type d'habitat (2022, incluant les taxons nouvellement évalués). Les habitats sont ordonnés par proportion décroissante d'espèces menacées (CR, EN, VU).

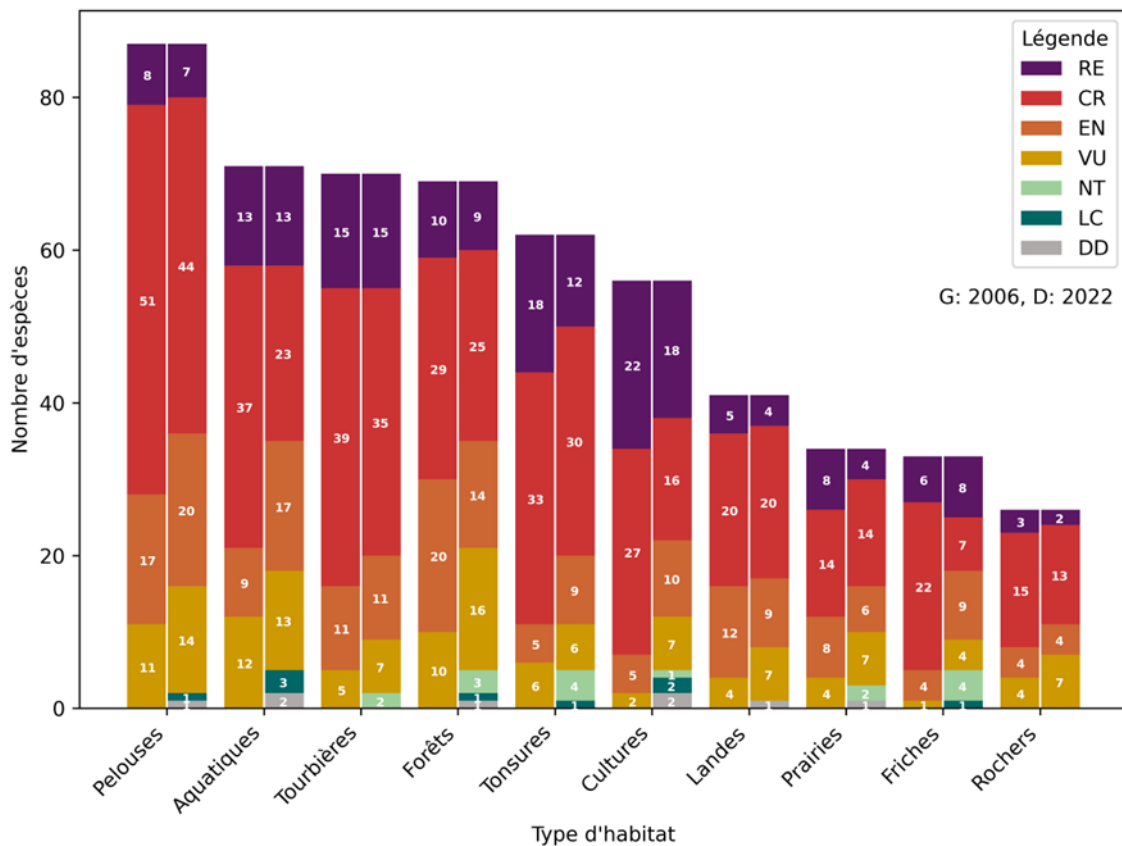


Figure 3. Comparaison de la répartition par statut de menace par habitat et par période d'évaluation (2006, 2022). Seuls les taxons évalués aux deux périodes sont considérés (548 taxons, excluant *Alchemilla filicaulis* et *Epipactis leptochila* au vu de leur évaluation à des rangs différents aux deux périodes). Les habitats sont ordonnés selon leur richesse (décroissante) en taxons.

3.3.2. Statut de conservation des espèces en fonction de leur habitat

3.3.2.1. Milieux aquatiques et semi-aquatiques des eaux stagnantes ou courantes

Les espèces indigènes et assimilées des milieux aquatiques et semi-aquatiques ont comptabilisé un total de 112 taxons, dont treize ont disparu (onze avaient disparu avant la première évaluation, deux nouveaux taxons sont nouvellement éteints : *Alisma gramineum*, *Baldellia repens* subsp. *cavanillesii*, tandis que deux taxons présumés éteints avant 2000 ont été retrouvés : *Luronium natans*, *Potamogeton friesii*). Sur les 99 espèces qui subsistent (8.3 % de la flore actuelle, cf. figure 1), 61 sont menacées à des degrés divers (soit 61.7 % des espèces aquatiques, visible sur la figure 2, et 11.7 % du total des espèces menacées).

71 taxons ont été évalués aux deux périodes dont treize régionalement éteints. Sur les 58 espèces qui subsistent (toutes menacées à des degrés divers en 2006), 53 sont encore menacées en 2022. La plus grosse différence provient des espèces en danger critique (37 en 2006, 23 en 2022). Tout ceci va dans le sens d'une diminution du risque de disparition (voir figure 3).

Les espèces aquatiques sont toujours menacées, soit directement par la destruction de leurs habitats (assèchement, canalisation des cours d'eau, etc.), soit, indirectement, par l'eutrophisation et la pollution. Elles subissent également la concurrence d'espèces invasives.

3.3.2.2. Cultures et moissons

Les cultures et moissons ont compté 110 espèces dont 18 ont actuellement disparu. Le nombre d'espèces disparues a régressé (22 avant 2006 ; 18 en 2022) grâce au fait que cinq espèces (*Agrostemma githago*, *Bromus bromoides*, *Calendula arvensis*, *Calepina irregularis*, *Polycnemum majus*) ont été retrouvées entre les deux évaluations alors qu'une espèce n'a plus été revue (*Caucalis platycarpus*). Sur les 92 espèces qui subsistent (7.7 % de la flore actuelle), 39 sont menacées (42.4 % des espèces du groupe ; 7.5 % du total des espèces menacées).

Les cultures et moissons ont compté 56 taxons évalués aux deux périodes (dont 18 régionalement éteints). Sur les 38 espèces qui subsistent, 33 sont encore menacées en 2022. Ici aussi, la différence la plus significative provient des espèces en danger critique (27 en 2006, 16 en 2022) mais résulte vraisemblablement d'un effort de prospection plus soutenu au cours des dernières années. Dans le même temps, le nombre d'espèces en danger ou vulnérables a progressé entre les deux périodes (7 avant 2006 et 17 après cette date).

L'évolution des pratiques agricoles a eu un impact considérable sur la flore commensale des cultures et moissons, alors que ces habitats occupent une surface très importante en Wallonie. Diverses espèces des terres arables ne sont plus présentes que dans quelques localités et les pratiques agricoles sont susceptibles d'exterminer ces populations en très peu de temps.

La plupart de ces espèces ne s'observent qu'en bordure des cultures ou dans des milieux de substitution comme les friches et les jachères. Aussi, les mesures agro-environnementales ciblées sur les espèces commensales des cultures et moissons (bandes de conservation de la flore messicole - MAE 9) sont-elles d'une grande importance pour leur préservation (Piqueray *et al.*, 2013a).

3.3.2.3. Forêts, lisières internes et coupes forestières

Avec 260 taxons, la flore des forêts et des milieux annexes (lisières internes, coupes) représente 21.9 % de la flore indigène actuelle. Seules neuf espèces forestières au sens large sont considérées comme disparues. Huit étaient déjà considérées comme disparues lors de l'élaboration de la liste précédente (*Calamagrostis varia*, *Carex depauperata*, *Cephalanthera rubra*, *Circaea alpina*, *Cypripedium calceolus*, *Lycopodium zeilleri*, *Melittis melissophyllum*, *Silene baccifera*). Une seule espèce n'a plus été revue depuis 2000 (*Dryopteris expansa*) et deux espèces considérées comme disparues dans la liste des espèces menacées de 2006 ont été retrouvées récemment : *Fumaria muralis* et *Rosa elliptica*. La première est en expansion et colonise aussi des milieux rudéralisés alors que la seconde n'est représentée que par un très faible nombre d'individus. Parmi les espèces forestières actuelles, 76 (29.2 %) sont menacées et elles représentent 14.6 % de l'ensemble des espèces menacées de Wallonie.

La flore des forêts et des milieux annexes (lisières internes, coupes) compte 70 taxons évalués aux deux périodes. Dans ce groupe, sur les 61 taxons qui subsistent, 55 sont menacés (25 en danger critique d'extinction, 14 en danger et 16 vulnérables), soit une diminution par rapport à l'évaluation précédente (60 avant 2006). C'est dans la catégorie EN (20 taxons en 2006 ; 14 taxons en 2022) que se situe la plus grande diminution.

3.3.2.4. Friches et sites rudéralisés

Les espèces des friches ont compté 120 taxons dont huit sont considérés comme disparus. Quatre taxons n'ont plus été revus depuis la dernière évaluation (*Carex praecox* subsp. *curvata*, *Centaurea calcitrapa*, *Physalis alke-*

kengi var. *alkekengi*, *Podospermum laciniatum*), tandis que deux espèces supposées disparues ont été retrouvées (*Gagea villosa*, *Torilis nodosa*). Les 112 taxons qui subsistent représentent 9.4 % de la flore indigène wallonne actuelle. C'est un des types d'habitat qui abrite le moins grand nombre d'espèces menacées (24 % des espèces du groupe, tel que visible sur la figure 2 ; 5.2 % de l'ensemble des espèces menacées).

Les espèces des friches comptent 33 taxons évalués aux deux périodes. Parmi ces derniers, le nombre d'espèces considérées comme en danger critique d'extinction a considérablement diminué (7 espèces pour 22 espèces dans la liste précédente). La situation des espèces du groupe a donc été fortement modifiée depuis la précédente évaluation (cf. figure 3).

3.3.2.5. Landes, ourlets et pelouses acidiphiles

Les espèces des landes, pelouses acidiphiles et milieux annexes ont compté 98 taxons dont quatre ont disparu (*Carex pseudobrizoides*, *Lycopodium alpinum*, *L. complanatum*, *L. issleri*). Elles représentent 7.9 % de la flore indigène actuelle. Parmi ces taxons, 43 sont menacés (45.7 % des taxons du groupe ; 8.3 % de la flore menacée).

Elles comptent 41 taxons évalués aux deux périodes. Parmi ceux-ci, 36 espèces sont maintenant menacées à des degrés divers (situation globalement stable par rapport à 2006). La proportion d'espèces classées en danger critique est stable (20 en 2006, 21 en 2022). En revanche, le nombre d'espèces en danger a légèrement diminué (neuf espèces contre douze avant 2006) tandis que les taxons vulnérables ont progressé (sept espèces pour quatre avant 2006).

Les nombreuses mesures de restauration menées dans les landes et les nardaies des hauts plateaux ardennais, en particulier dans le cadre de projets LIFE, jouent sans doute un rôle dans la stabilisation de la situation des espèces les plus menacées de ce groupe (Frankard, 2014 ; Frankard, 2016 ; Frankard & Dahmen, 2017).

3.3.2.6. Pelouses et ourlets externes sur sols basiques

Les espèces des pelouses et ourlets externes basophiles ont compté 167 taxons dont neuf ont actuellement disparu. Par rapport à la première évaluation, quatre taxons ont été ajoutés à la liste des espèces disparues : *Campanula cervicaria* et *Koeleria arenaria* jugées en situation critique en 2006 et non revues après cette date et *Festuca valesiaca* et *Herminium monorchis*, disparues de très longue date et non considérées pour cette raison dans la première évaluation. Cependant, trois espèces ont été revues après 2000 (*Filipendula vulgaris*, *Polygala calcarea*, *Prunella grandiflora*). Les deux premières dans leur station historique, la troisième probablement introduite dans sa station récente.

Les 158 espèces des pelouses et milieux annexes qui subsistent représentent 13.3 % de la flore actuelle. Parmi celles-ci, 96 sont menacées (18.4 % du total des espèces menacées), ce qui fait de ce groupe de loin le plus gros contributeur au total des espèces menacées. C'est aussi un de ceux avec la plus forte proportion d'espèces menacées (60.8 % des taxons du groupe, voir figure 2).

Les espèces de ce groupe comptent 87 espèces évaluées aux deux périodes dont sept éteintes. Sur les 80 espèces encore présentes, 78 sont menacées. Le nombre d'espèces menacées évaluées aux deux périodes est stable depuis la dernière évaluation (79 taxons). Toutefois, le nombre d'espèces en danger critique a un peu diminué (44 espèces en 2022 pour 51 avant 2006).

En dépit du fait que beaucoup de pelouses et de leurs annexes sont protégées, les menaces qui pèsent sur elles restent importantes et sont principalement liées à leur abandon ancien avec, en conséquence, un enrichissement et un reboisement que la gestion conservatoire contient difficilement. Malgré d'importants efforts de restauration, la situation des espèces les plus rares peine à s'améliorer (Delescaille, 2006 ; Delescaille, 2007 ; Delescaille *et al.*, 2016 ; Delescaille *et al.*, 2022 ; Piqueray *et al.*, 2013b ; Piqueray *et al.*, 2015).

3.3.2.7. Prairies et mégaphorbiaies

Les espèces des prairies et des mégaphorbiaies ont compté 142 taxons indigènes dont cinq ont disparu (*Anacamptis laxiflora*, *Dichoropetalum carvifolia*, *Gratiola officinalis*, *Inula britannica*, *Teucrium scordium*). Les 137 taxons restants représentent 11.5 % de la flore indigène wallonne actuelle. C'est un des groupes d'habitats pour lequel il y a la plus faible proportion d'espèces menacées (36 espèces soit 26.3 % des taxons du groupe et 6.9 % du total des espèces menacées) (cf. figure 2). Ce groupe compte 34 taxons indigènes évalués aux deux périodes (dont quatre régionalement éteints). Les 30 taxons restants comptent 27 espèces menacées (contre 26 en 2006, situation stable).

Les espèces menacées sont principalement liées aux prairies car ce groupe est toujours impacté par les pratiques agricoles, comme la remise en culture, l'utilisation d'engrais et d'amendements, la transformation des prés de fauche en pâtures, l'augmentation de la fréquence de fauche ou de la charge en bétail.

3.3.2.8. Rochers et éboulis

Les espèces des habitats rocheux ont comptabilisé 44 taxons dont deux ont disparu de longue date (*Asplenium foreziense*, *Hymenophyllum tunbrigense*). *Hieracium schmidtii*, considérée comme disparue dans la précédente évaluation, a cependant été retrouvée. Elles ne représentent donc qu'une petite fraction de la flore indigène actuelle (3,5 %, cf. figure 1) et des espèces menacées de Wallonie (6.3 %). Ce sont cependant des espèces adaptées à des habitats extrêmes, ayant une aire de répartition souvent restreinte, n'existant qu'en un petit nombre de stations et, le plus souvent, en populations réduites, ce qui explique que 78.5 % des espèces du groupe sont menacées à des degrés divers. C'est le groupe avec la plus forte proportion d'espèces menacées (cf. figure 2).

Les espèces des habitats rocheux comptabilisent 26 taxons communs aux deux évaluations dont deux disparus. Ainsi, actuellement, treize des taxons évalués aux deux périodes sont en danger critique, quatre sont en danger et sept sont évalués vulnérables, ce qui constitue une stabilisation par rapport à la période d'évaluation précédente.

3.3.2.9. Tonsures à annuelles

Les groupements de tonsures à annuelles (groupements pionniers sur différents types de substrats) ont connu une très forte régression. Leur flore a comporté 109 taxons dont douze ont disparu (18 lors de la première évaluation), six espèces ayant été retrouvées après la première évaluation (*Atocion armeria*, *Filago arvensis*, *F. lutescens*, *F. pyramidata*, *Linaria arvensis*, *Trifolium micranthum*). Les 97 taxons qui subsistent représentent 8,2 % de la flore indigène actuelle. Plus de la moitié des espèces (51 espèces - 52.6 %) sont menacées à des degrés divers et elles représentent 9.8 % de l'ensemble des espèces menacées.

Leur flore comporte actuellement 62 taxons évalués sur les deux périodes, dont douze disparus. Parmi les 50 taxons qui subsistent, 45 sont menacés à des degrés divers. Cette quantité est assez stable par rapport à la période précédente où 44 espèces étaient considérées comme menacées. Trente espèces sont actuellement en danger critique d'extinction, la plupart étant liées à des habitats fugaces (ornières des chemins forestiers, berges exondées des étangs, terrains décapés par l'exploitation de matériaux, terrils, etc.). Néanmoins, la tendance est à l'amélioration puisque six espèces ont été retrouvées et cinq ne sont plus considérées comme menacées (NT, LC).

3.3.2.10. Tourbières, marais, prairies paratourbeuses

Les tourbières, les marais et les prairies paratourbeuses ont comporté 113 taxons, dont 15 ont disparu. Par rapport à l'évaluation précédente, deux espèces ont disparu (*Liparis loeselii*, *Trocdaris verticillata*) mais deux ont été retrouvées (*Cirsium dissectum*, *Cladium mariscus*). Les 98 taxons qui subsistent représentent 8.3 % des espèces indigènes actuelles. 60.2 % des taxons du groupe sont menacés à des degrés divers et ils représentent 11.3 % de l'ensemble des espèces menacées de la flore actuelle.

Le groupe comportent actuellement 70 taxons évalués aux deux périodes (dont 15 disparus). Sur les 55 taxons encore présents, la quantité d'espèces menacées a légèrement diminué entre les deux périodes d'évaluation, deux espèces menacées étant passées en statut de quasi menace (NT). La quantité de taxons en danger critique a aussi diminué (35 taxons contre 39 en 2006).

Néanmoins, de nombreuses espèces (*Calla palustris*, *Carex appropinquata*, *C. dioica*, *C. elata*, *C. pauciflora*, *C. viridula* var. *viridula*, *Drosera intermedia*, *Eriophorum gracile*, *E. latifolium*, *Hammarbya paludosa*, *Myrica gale*, *Rhynchospora alba*, *R. fusca*, *Triglochin palustris*, etc.) ne sont plus connues que dans une ou quelques localités et la taille de leurs populations est réduite, ce qui rend leur statut très précaire.

Pour ce qui concerne les espèces vulnérables, il s'agit surtout d'espèces caractéristiques des bas-marais acides et des prairies tourbeuses, habitats dont beaucoup de stations sont restées dans le domaine agricole. Ces habitats sont menacés par l'abandon des pratiques agricoles traditionnelles (fauche ou pâturage très extensif) conduisant à un enrichissement et à un reboisement ou, au contraire, à des pratiques plus intensives (drainage, utilisation d'engrais, surpâturage) incompatibles avec la conservation des espèces typiques comme *Dactylorhiza maculata*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Scutellaria minor*, *Selinum carvifolia*, *Silaum silaus*, *Veronica scutellata*, e.a.

3.4. Statut des taxons de la flore wallonne en fonction de certains paramètres environnementaux

Comme souligné dans la section sur les causes de raréfaction ou de disparition des espèces, la flore a subi d'importantes modifications liées aux activités humaines et elle est toujours soumise à des pressions importantes de divers facteurs environnementaux. Les indices d'Ellenberg (dont l'attribution et la complémentation ont été décrites dans la section « Méthodes ») permettent de caractériser de façon simple le comportement des taxons vis-à-vis de la richesse en azote du sol, du pH, de l'humidité du substrat, de l'ensoleillement des stations, de la température.

3.4.1. Eutrophisation

L'eutrophisation des sols et des eaux, directement par l'utilisation d'engrais ou indirectement par les retombées atmosphériques eutrophisantes, a constitué et constitue encore une menace majeure pour la flore indigène, tant terrestre qu'aquatique, comme l'ont montré de nombreuses études (voir p. ex. Bobbink & Roelofs, 1995 ; Dise *et al.*, 2011 ; Grizzetti *et al.*, 2011 ; Stevens *et al.*, 2010 ; Van Landuyt *et al.*, 2008).

Afin d'analyser cette assertion sur la flore indigène wallonne, l'indice N (azote) d'Ellenberg *et al.* (1992) a été utilisé. Cet indice donne une échelle de sensibilité-tolérance des espèces à l'azote, allant de 1 (très nitrophobe) à 9 (très nitrophile) et peut aussi être interprété comme un indicateur général du niveau trophique. Ce sont les espèces les plus nitrophobes des classes 1 à 3 (4) qui sont les plus sensibles, comme le montre la figure 4. Il s'agit d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes, qu'ils soient acides ou basiques. Ce sont aussi les

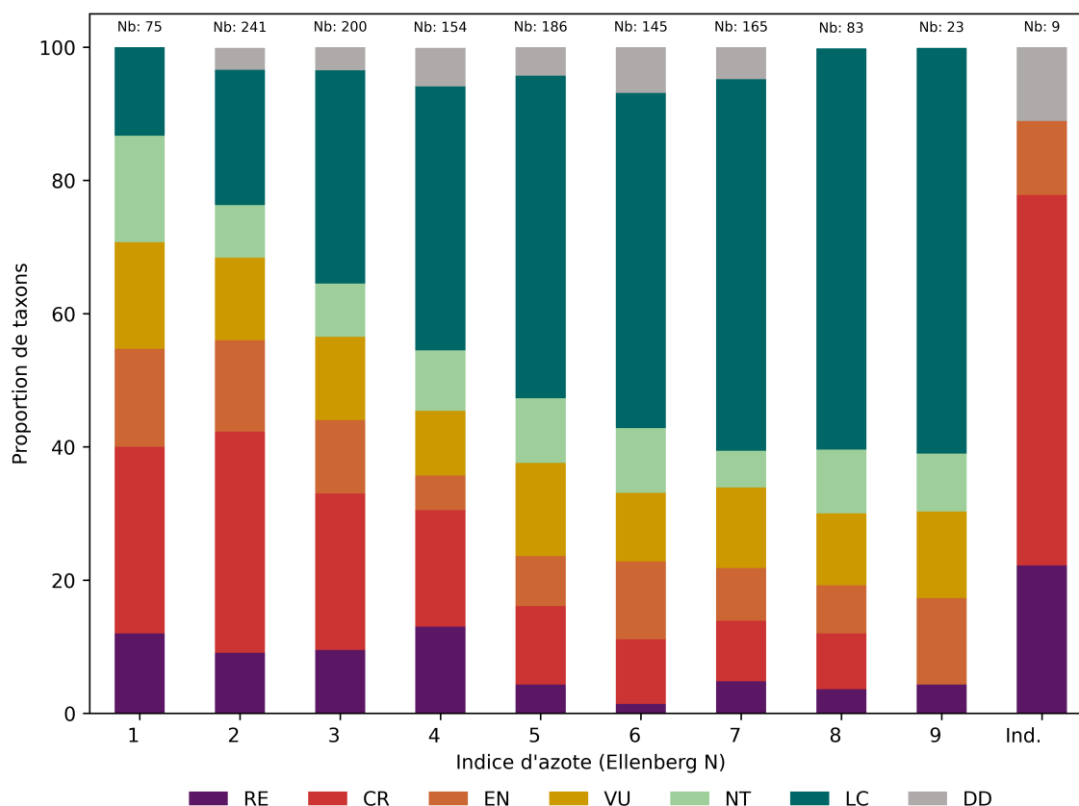


Figure 4. Proportions des taxons indigènes de la flore en fonction de l'indice azote (N). L'indice donne une échelle de sensibilité-tolérance à l'azote, allant de 1 (très nitrophobe) à 9 (très nitrophile). Ind. désigne des espèces indifférentes ou ayant une large gamme de tolérance pour la teneur en azote du substrat.

classes dans lesquelles la proportion d'espèces disparues ou menacées est la plus importante. Ces 4 classes regroupent à elles seules 670 espèces dont 70 ont disparu (74 % des espèces disparues) et 331 sont menacées (64 % des espèces menacées).

Les différents dérivés de l'azote, notamment sous forme de retombées azotées, favorisent des espèces compétitives qui peuvent se développer en masse et provoquer la régression ou la disparition des espèces les moins compétitives. Ce sont, par exemple, la molinie (*Molinia caerulea*) dans les landes et les nardaies humides, les bas-marais et les tourbières, le brachypode penné (*Brachypodium pinnatum*) dans les pelouses sèches sur calcaire, le roseau commun (*Phragmites australis*) dans les bas-marais alcalins et les prairies marécageuses, la fougère-aigle (*Pteridium aquilinum*) dans les landes, les nardaies sèches et les coupes forestières sur sols pauvres.

L'eutrophisation n'est pas uniquement liée aux retombées atmosphériques eutrophisantes (dérivés de l'azote). Dans certains milieux, c'est le phosphore (assimilable) qui est le facteur prépondérant, notamment sur les sols (anciennement) cultivés et dans les eaux (voir p. ex. Janssens *et al.*, 1997). Contrairement aux dérivés solubles de l'azote qui sont lessivés par les eaux de pluie ou qui sont dénitrifiés par l'activité bactérienne, le phosphore est très peu soluble et beaucoup plus difficile à « éliminer ».

L'effet de l'eutrophisation s'ajoute généralement à d'autres facteurs favorisant comme le drainage (dans les bas-marais et les tourbières), l'abandon de la fauche ou du pâturage (dans les landes, les nardaies, les pelouses calcaïques, les prés maigres de fauche).

3.4.2. Acidité du substrat

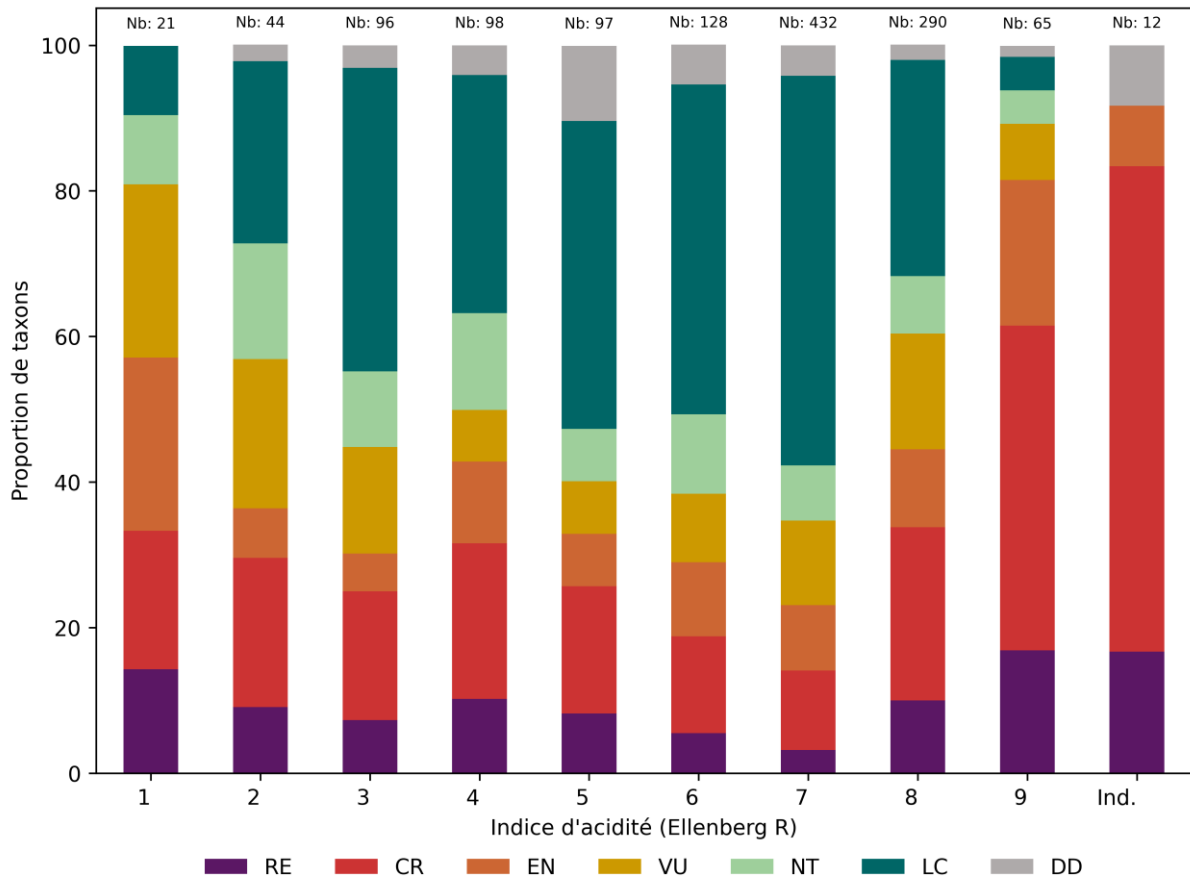


Figure 5. Proportions des taxons indigènes de la flore en fonction de leur sensibilité-tolérance à l'acidité du substrat. L'échelle va de 1 (taxons très acidiphiles) à 9 (taxons basiphiles). Ind. désigne des espèces relativement indifférentes ou ayant une large gamme de tolérance pour l'acidité du substrat.

L'indice R (acidité) d'Ellenberg montre que ce sont les espèces des milieux très acides (classes 1 et 2) ou des milieux basiques (classes 8 et 9) qui sont les plus menacées, tel que visible sur la figure 5. La proportion de taxons disparus ou menacés est importante, tant pour les espèces très acidiphiles (42/65 soit 65 % des taxons des classes 1 et 2) que pour les espèces basiphiles (233/355, soit 66 % des taxons des classes 8 et 9).

Les régressions observées peuvent être multifactorielles. En effet, la liste des espèces concernées montre qu'il s'agit d'espèces des tourbières, des bas-marais acides, des landes et pelouses acidiphiles (majoritairement constituées d'espèces des classes 1 à 3) d'une part et, d'autre part, d'espèces de bas-marais, de prairies humides sur substrat alcalin et de pelouses calcaires. La régression de ces habitats peut aussi être attribuée à d'autres facteurs comme la destruction des habitats, le drainage (pour les habitats de tourbières et prairies humides), l'abandon du fauchage ou du pastoralisme (landes, pelouses calcaires, prairies humides), l'eutrophisation généralisée des écosystèmes terrestres et aquatiques (voir supra). Néanmoins, Bobbink & Roelofs (2005) ont démontré l'impact des pluies acides sur les communautés végétales oligotrophes et acides des landes, des nardaies, des pelouses calcaires, des végétations amphibies du *Littorellion* et il est vraisemblable que l'acidification s'ajoute aux autres facteurs de perturbation.

3.4.3. Luminosité

Comme l'illustre la figure 6, si on considère l'indice L (luminosité, éclaircissement) d'Ellenberg, on constate que ce sont principalement des taxons très héliophiles qui ont disparu ou sont menacés (267/441 taxons, soit 61 % des taxons des classes 8 et 9).

Ceci est à mettre en relation avec les types d'habitats les plus menacés, qui sont des habitats ouverts (non boisés). Il y a peu d'espèces sciaphiles (espèces essentiellement forestières) qui sont menacées et une seule a disparu au cours de la période de référence.

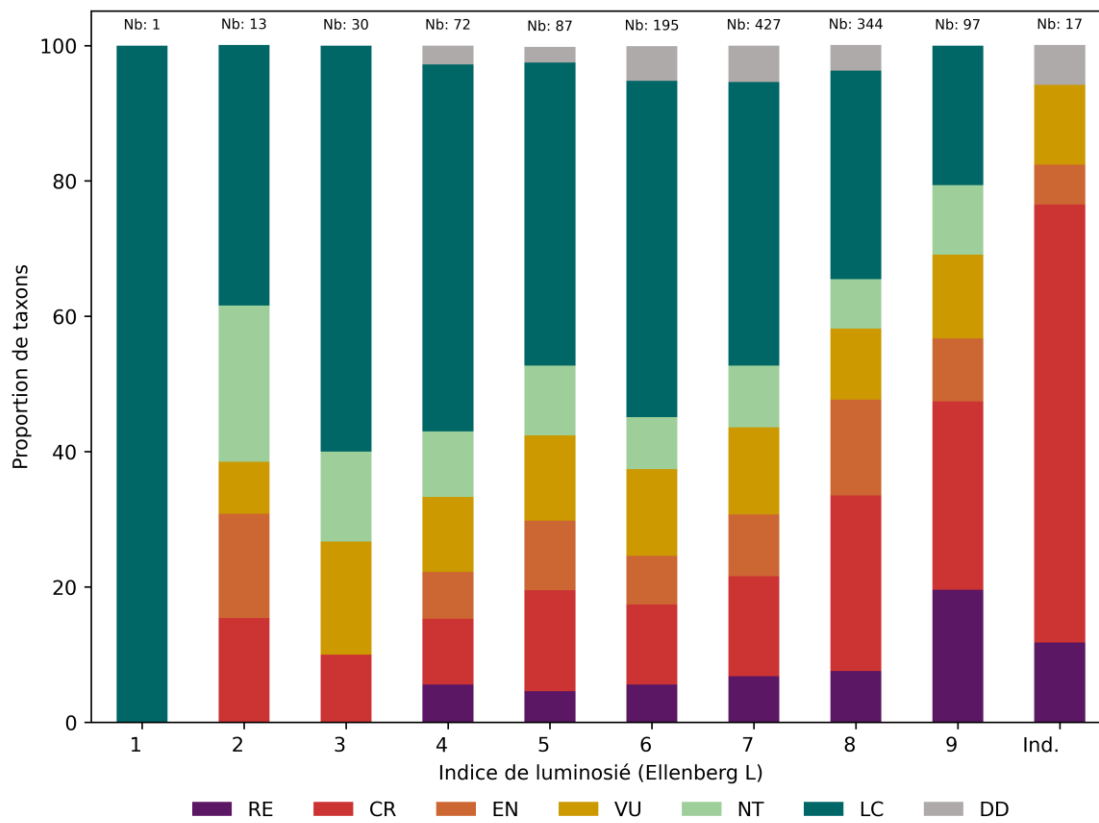


Figure 6. Proportion des taxons indigènes wallons en fonction de leur sensibilité-tolérance à l'éclairement du milieu. L'échelle va de 1 (taxons très sciaphiles) à 9 (taxons héliophiles). Ind. désigne des espèces relativement indifférentes ou ayant une large gamme de tolérance pour l'éclairement.

3.4.4. Humidité du substrat

L'indice F (humidité) d'Ellenberg montre (cf. figure 7) que c'est parmi les plantes des milieux très secs (indices 1 à 3), et surtout celles des milieux aquatiques ou très humides (indices 9 à 12), que l'on retrouve le plus grand nombre d'espèces disparues ou menacées (146/206, soit 71 % des taxons des classes 1 à 3 et 141/209, soit 67 % des taxons des classes 9 à 12).

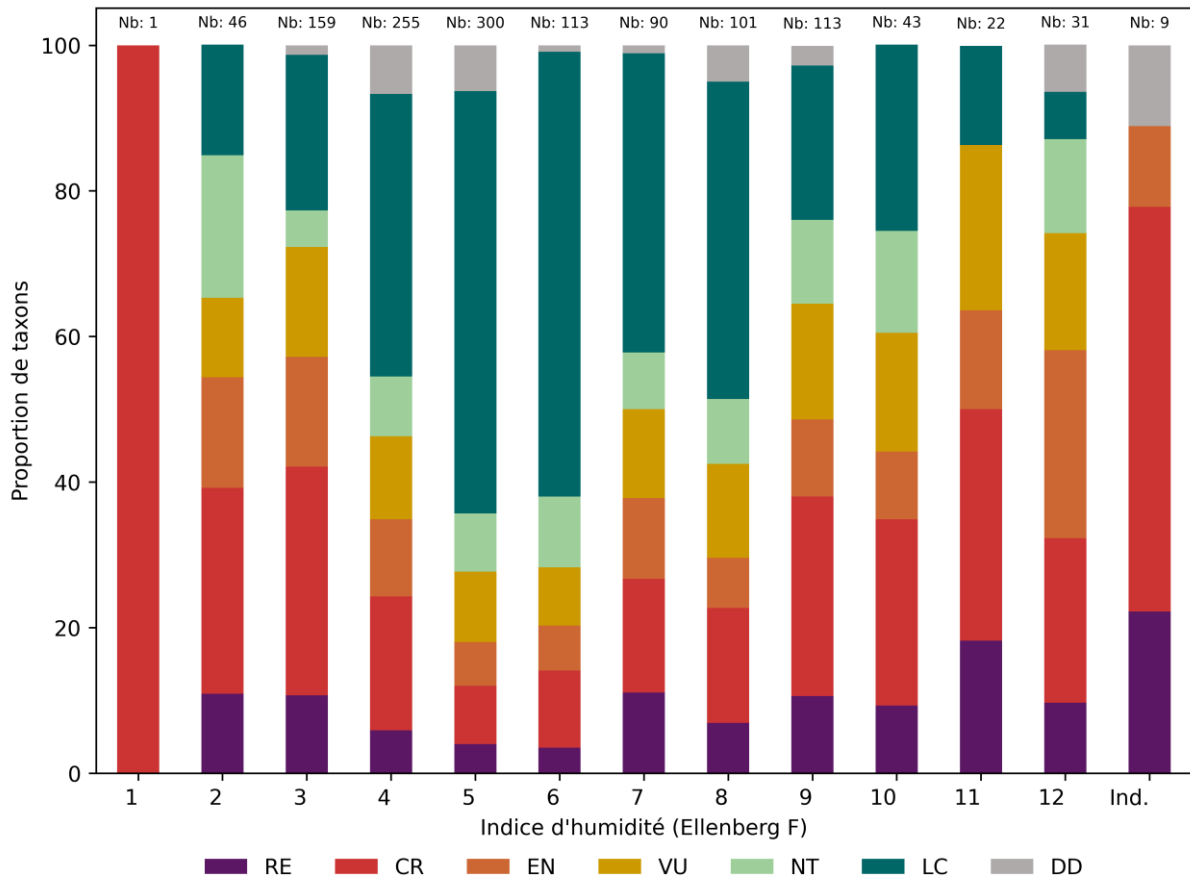


Figure 7. Comparaison des proportions des taxons indigènes wallons en fonction de l'indice humidité du substrat (F). L'échelle va de 1 (taxons de milieux très secs) à 12 (taxons submergés en permanence). Ind. désigne des espèces relativement indifférentes ou ayant une large gamme de tolérance pour la teneur en eau du substrat.

Beaucoup d'espèces sont extrêmement rares et n'existent plus que dans quelques localités. Il faut aussi tenir compte du fait que certaines de ces espèces ont toujours été très rares ou sont inféodées à des habitats ponctuels (rochers) ou temporaires (berges exondées).

Ces résultats illustrent bien les importantes menaces qui ont pesé et qui pèsent encore sur les habitats xériques (rochers, pelouses pionnières) ou sur les milieux aquatiques, que ce soit par la destruction directe des habitats (extraction de matériaux ; drainage, comblement des pièces d'eau ; canalisation et artificialisation des berges des cours d'eau) ou indirecte (boisement des rochers, extension du lierre pour les milieux xériques ; eutrophisation, pollution, modification du régime hydrologique pour les milieux humides).

3.4.5. Thermophilie

L'indice T (thermophilie) d'Ellenberg permet de distinguer les taxons indicateurs de climat très froid à froid (1 à 3) de ceux des climats chauds à très chauds (7 à 9). Comme l'indique la figure 8, les plus importantes proportions de taxons disparus ou menacés concernent à la fois les classes des taxons des climats froids submontagnards (7/8, soit 87 % des taxons de la classe 3) et des climats subméditerranéens chauds à très chauds (157/197, soit 80 % des taxons des classes 7 à 9).

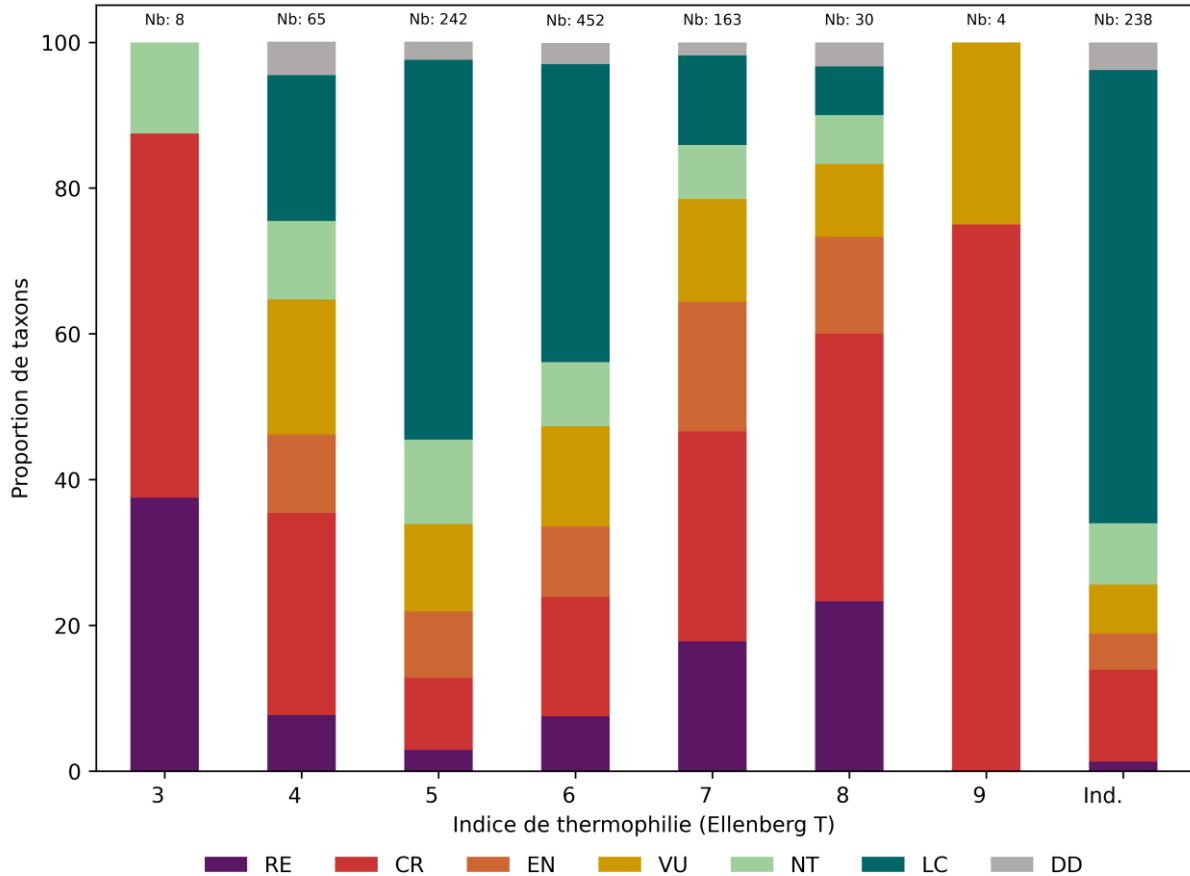


Figure 8. Proportion des taxons indigènes wallons en fonction de leur sensibilité-tolérance à la température. L'échelle va de 3 (taxons de climats froids) à 9 (taxons de climats très chauds). Ind. ou non évaluées désigne des taxons considérés comme relativement indifférents à la température, ayant une large gamme de tolérance pour la température ou qui ne figurent pas dans les listes dressées par Ellenberg et al. (1992), cet indice n'ayant été repris ni par Stieperaere & Franssen (1982), ni par Hill et al. (1999) ou par Hill et al. (2000).

Conclusion

L'utilisation des indices d'Ellenberg permet d'objectiver certaines causes de régression ou de disparition d'espèces. Cependant, les causes de régression ou de disparition sont souvent multifactorielles et il n'est pas toujours possible d'isoler le facteur déterminant. De manière assez constante, ce sont les espèces ayant les indices les plus bas ou les plus hauts qui sont les plus impactées, les classes intermédiaires étant moins affectées. Il est cependant vraisemblable que certaines espèces de climats plus chauds (indices 7 à 9 de l'échelle de sensibilité-tolérance à la température) sont ou seront favorisées par le réchauffement climatique, qu'il s'agisse d'espèces indigènes ou, sans doute plus fréquemment, d'espèces exotiques.

3.5 Liste rouge et espèces protégées

La réalisation de la liste des espèces menacées (cf. biodiversite.wallonie.be) a servi de base à la publication de la liste des espèces protégées de la flore de Wallonie publiée aux annexes VIa, VIb et VII du décret du 6/12/2001. La liste a été établie selon la nomenclature taxonomique de la 4^e édition de la « Nouvelle Flore de la Belgique » (1992) mais les modifications nomenclaturales ou de statut taxonomique ultérieures n'ont pas été actualisées.

L'annexe VIa reprend les espèces protégées au niveau européen, au titre de la Directive Habitats (et Espèces). Six taxons sont listés : *Bromus bromoideus*, *Bromus grossus*, *Cypripedium calceolus*, *Luronium natans*, *Vandeboschia speciosa* (syn. *Trichomanes speciosum*) et *Liparis loeselii*. Parmi ces dernières, deux espèces ont disparu, l'une de très longue date (*Cypripedium calceolus* n'a en effet été renseigné et collecté qu'en une station lorraine avant 1850) et l'autre plus récemment (*Liparis loeselii*, observé à Vance en 1987 n'y a jamais été revu).

Trois de ces espèces ont fait l'objet d'un plan d'action dans le cadre du projet LIFE BNIP et ont été (ré)introduites en nature : *Bromus grossus* et *B. bromoideus* dans les cultures de céréales, *Luronium natans* dans des mares et étangs des districts mosan, ardennais et lorrain. *Vandenboschia speciosa* est une fougère de la famille des *Hymenophyllaceae* dont les prothalles (seules parties de l'espèce présentes en Wallonie) s'observent sur des substrats gréseux très ombragés. L'espèce se reproduit de manière végétative, les sporophytes n'apparaissant que dans les régions à climat océanique.

L'annexe VIb compte 300⁵ taxons (dont 13 taxons disparus) et l'annexe VII (plantes partiellement protégées) en compte 21.

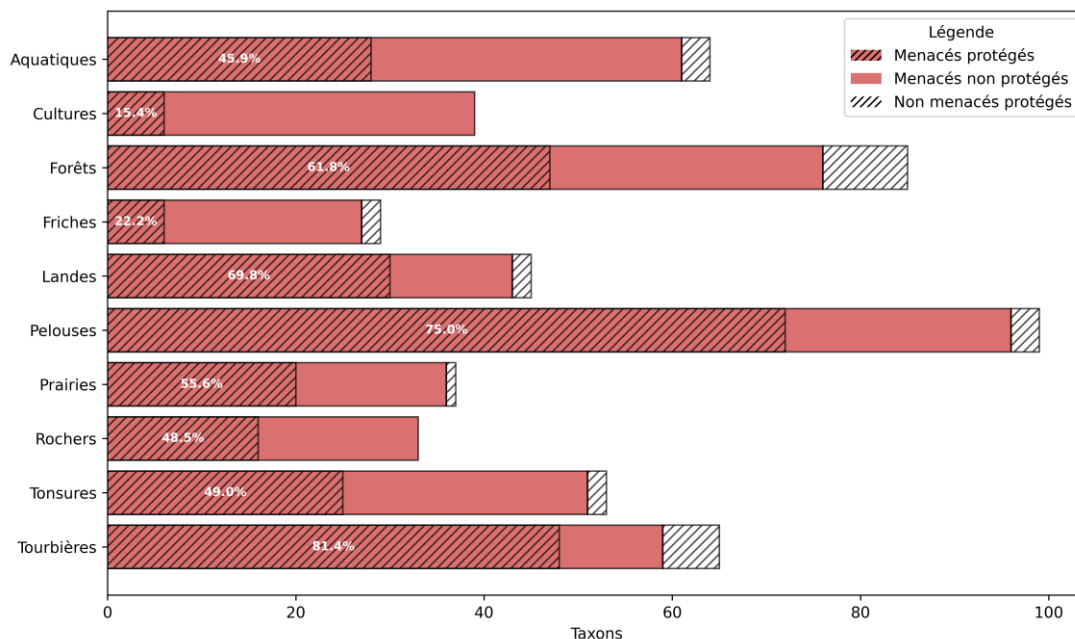


Figure 9. Nombre de taxons menacés (CR, EN, VU) par type d'habitat (bâtonnets rouges), nombre (hachures obliques sur fond rouge) et proportion de ces taxons qui sont protégés (en %). Les hachures sur fond blanc concernent le nombre de taxons non menacés mais qui sont néanmoins protégés.

Aucun des 13 taxons disparus (mais protégés), n'a été revu au cours de la dernière période si l'on excepte *Alchemilla micans*, actuellement considérée comme une variété d'*Alchemilla acutiloba*.

La liste comprend aussi des espèces d'intérêt patrimonial dont l'indigénat est incertain ou, du moins, une partie des stations actuelles sont considérées comme d'indigénat douteux, comme *Althaea officinalis*, *Aristolochia clematidis*, *Doronicum pardalianches*, *Leonurus cardiaca*, *Pseudoturritis turrita* (syn. *Arabis hirsuta*), *Tulipa sylvestris*, e.a. Il s'agit généralement d'espèces ornementales ou médicinales qui ont été cultivées autrefois et dont la naturalisation est ancienne.

Globalement, 313 taxons de la flore actuelle sont protégés, ce qui représente 26.3 % de l'ensemble des taxons actuels (1189). Comme l'illustre la figure 9, la protection légale des taxons concerne très majoritairement des taxons menacés ce qui est, *a priori*, sa raison d'être, mais elle est très inégale en fonction des habitats. Ainsi, 81.4 % des espèces menacées des tourbières, bas-marais et prairies tourbeuses, 75 % de celles des pelouses calcaires, 69.8 % de celles des landes et pelouses acidiphiles et 61.8 % de celles des forêts sont protégées, alors que seulement 15.4 % des espèces menacées des cultures et moissons et 22.2 % de celles des friches le sont (cf. figure 9). En revanche, des espèces qui n'apparaissent pas (ou plus) comme menacées restent néanmoins protégées (cf. hachurage sur fond blanc figure 9).

⁵ L'annexe comporte précisément 298 lignes, dont une mentionne « *Quercus pubescens* et hybrides » et concerne donc *Quercus x kernerii* et *Quercus x streimeri*.

Beaucoup d'espèces protégées se rencontrent dans des habitats particuliers où les enjeux de protection de la nature sont prioritaires. Il s'agit d'habitats qui n'ont qu'un intérêt économique marginal (tourbières, bas-marais, pelouses acidiphiles et basiphiles, pelouses pionnières, landes, rochers). En revanche, leur préservation nécessite généralement des mesures de gestion spécifiques qui ne peuvent que partiellement être assurées par les acteurs du monde rural, alors que beaucoup de ces milieux ont fait l'objet d'importantes restaurations. Le financement de la gestion nécessite des moyens adaptés et récurrents.

La préservation des espèces forestières menacées peut assez largement être assurée par l'adoption de méthodes culturales adéquates, la limitation des prélèvements, la désignation de zones prioritaires de protection et de conservation prévue par le Code Forestier. Cependant, la préservation des espèces des habitats agricoles (prairies, cultures et moissons) nécessite des financements adéquats qui permettent de compenser les pertes économiques liées à l'adaptation des mesures de gestion (limitation des intrants, fauche tardive, réduction de la charge en bétail en prairies ; instauration de bandes refuges pour la faune, de bandes aménagées pour la conservation des espèces de la flore et de la faune).

La préservation des espèces aquatiques et semi-aquatiques est intimement liée à la qualité de l'eau d'alimentation. La mise en œuvre de mesures qui permettent d'en améliorer la qualité sont des préalables. Dans le cas de grandes pièces d'eau ou de cours d'eau, l'amélioration doit se réaliser à l'échelle du bassin versant. Mais, dans certains cas, la modification du régime hydrologique (mises en assec temporaires) et la limitation des populations piscicoles permettraient déjà d'améliorer l'état de conservation de ces habitats.

La préservation des espèces des friches peut difficilement être envisagée à l'échelle des biotopes mais la mise sous statut de protection de certains d'entre eux permettrait, dans une certaine mesure d'y contribuer. Il s'agit, par exemple, d'anciennes exploitations de matériaux (sablères, carrières) ou de remblais d'exploitation (terrils, haldes calaminaires). Ces milieux constituent aussi des habitats de substitution pour d'autres espèces qui ont disparu ou se sont fortement raréfiées dans leurs habitats d'origine.

4. Conclusions

L'établissement d'une liste rouge est un outil scientifique important qui évalue le degré de menace pesant sur les espèces à l'échelle d'un territoire donné. Il s'agit d'un outil fondamental dans le cadre de la préservation de la biodiversité car il permet d'identifier les priorités de conservation, de fournir une base cohérente pour orienter les politiques et les stratégies d'action, de cibler les sites à préserver, d'alerter les décideurs, ainsi que le public, sur la nécessité d'agir.

Une première liste des espèces menacées de la flore vasculaire de Wallonie a été dressée et publiée en 2006, mais seule une partie de la flore indigène avait alors été évaluée. L'établissement, 20 ans après, d'une liste rouge a été l'occasion d'envisager l'ensemble des espèces indigènes, d'identifier leur degré de menace et les causes de leur régression.

Le bilan de l'évaluation de l'état de conservation de la flore vasculaire indigène wallonne et donc du niveau de menace qui pèse sur celle-ci reste très préoccupant, même si le nombre de taxons disparus ou en danger critique a diminué depuis la première liste publiée en 2006. Il montre que 95 taxons (7.4 % de la flore) ont disparu depuis le début des recensements botaniques au XIX^e siècle et que 521 taxons (43 % de la flore actuelle) sont menacés. Il révèle aussi une forte augmentation du nombre de taxons jugés vulnérables entre les 2 périodes d'évaluation. En outre, 112 taxons intègrent la catégorie « quasi menacés » et une attention particulière devra être portée au devenir de leurs populations. L'évaluation met également en évidence le manque de connaissance pour 52 taxons, malgré les efforts de prospections réalisés ces dernières années. Ce déficit concerne des taxons appartenant à des groupes complexes ou pour lesquels la taxonomie a récemment changé, rendant les données insuffisantes pour permettre une évaluation.

Les principales causes de dégradation de la flore wallonne restent celles identifiées jadis (Delvosalle *et al.*, 1969) : destructions directes des habitats pour l'aménagement du territoire, modifications profondes par l'intensification des pratiques agricoles et sylvicoles, assèchement des zones humides, abandon de la gestion traditionnelle sur les parcelles considérées comme peu productives, pollution, ... auxquelles s'ajoutent les problèmes démographiques rencontrés par beaucoup d'espèces et liés à la fragmentation des habitats, à la perte de diversité génétique, à la réduction de la taille des populations, à la concurrence d'espèces exotiques. Il convient également de mentionner les profondes modifications liées au changement climatique dont les premiers effets sont déjà perceptibles et dont tout porte à croire qu'ils iront en s'accroissant.

La flore vasculaire de tous les grands types d'habitats comporte toujours un nombre important de taxons menacés à des degrés divers. C'est particulièrement le cas pour des habitats fragiles en raison de leur faible extension spatiale (rochers, pelouses, tourbières, tontures, landes) ou fortement impactés par les activités humaines (milieux aquatiques, cultures et moissons). Toutefois, concernant les taxons évalués aux deux périodes, on note une amélioration, parfois faible, de la situation pour les taxons des habitats aquatiques, forestiers, des friches, des tontures, des cultures et moissons et des tourbières. On assiste plutôt à une stabilisation de la situation dans le cas des taxons des habitats de landes, pelouses, prairies et rochers.

Ce travail devra être régulièrement mis à jour, en tenant compte de l'évolution de la taxonomie, de la répartition des espèces, des efforts d'inventorisation du territoire, tant par des professionnels que par des initiatives citoyennes et participatives, mais aussi en tenant compte des efforts menés par les politiques de préservation de la nature (restauration d'habitats, plans d'action espèces, etc.) et ce, d'autant que les modifications induites par les changements climatiques risquent de devenir les principales causes d'évolution dans les décennies à venir.

Ce travail constitue aussi une étape préalable à une future révision de la liste des espèces protégées. En effet, la protection légale des espèces constitue un outil indispensable même si elle ne peut à elle seule résoudre le problème de la régression ou de la disparition de la flore indigène. Certaines adaptations ou modifications de la liste actuelle des espèces protégées apparaissent aujourd'hui souhaitables. Par exemple, des espèces menacées encore présentes sur le territoire wallon, mais dont le nombre de populations est limité à une ou à un petit nombre de stations, elles-mêmes menacées, ou dont les effectifs au sein des populations sont également restreints ou vieillissants, mériteraient d'être ajoutées à la liste en raison des menaces qui continuent de planer sur leurs habitats. Ce serait aussi le cas pour les espèces menacées caractéristiques d'habitats Natura 2000 qui interviennent (positivement) dans le cadre de l'évaluation des états de conservation.

Cependant, même si la protection légale des espèces se justifie, la protection et l'amélioration de l'état de conservation de leurs habitats devraient rester une priorité pour l'avenir, aussi bien dans les espaces généralement dévolus à la protection de la nature que dans les espaces à vocation de production, qu'ils soient agricoles (promotion des mesures agri-environnementales et climatiques), forestiers ou industriels (carrières au sens large, terrils, e.a.), voire dans les espaces urbanisés (friches, bords de route, parcs, e.a.) En ce sens, la Stratégie de l'Union Européenne pour la biodiversité à l'horizon 2030 et le Règlement sur la Restauration de la Nature (RRN) adopté par l'UE le 24 juin 2024 auront un grand rôle à jouer.

Remerciements

Merci à Maxime Séleck et Philippe Goffart pour leurs relectures attentives et leurs judicieux ajustements.

Merci à Jean-Yves Paquet et Antoine Derouau pour l'accès aux données Observations.be.

Merci également à Jean-Marc Couvreur, Luc Derochette, Fabrice Etienne, Vincent Fievet, Etienne Peiffer, Annick Terneus et Lionel Wibail, qui ont contribué à l'enrichissement des réflexions développées dans ce travail.

Enfin, merci à tous les contributeurs aux divers encodages qui ont servi de base aux analyses présentées dans le présent travail.

Bibliographie

- Bardat, J., Bioret, F., Botineau, M., Boulet, V., Delpech, R., Géhu, J.-M., Haury, J., Lacoste, A., Rameau, J.-C., Royer, J.-M., Roux, G. & Touffet, J. 2001. Prodrome des végétations de France. Patrimoines Naturels. Muséum d'Histoire Naturelle, 142 p.
- Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 1995. Ecological effects of atmospheric deposition on non-forest ecosystems in Western Europe. In : Heij, G.J. & Erisman, J.W. (eds). Acid Rain Research : Do we have enough answers ?, Elsevier Science B.V. : 279-291.
- Boer, E. 2012. Risk assessment *Robinia pseudoacacia* L. Naturalis Biodiversity Center, Leiden, 20 p.
- Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 2005. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems : The empirical approach. *Hydrobiologia* 85 (4) : 2413-2418.
- Bonassi, J. 2015. Liste rouge régionale de la flore vasculaire de Lorraine. Pôle lorrain du futur Conservatoire Botanique National du Nord-Est, Vandoeuvre-lès-Nancy, 12 p.
- Brahy, V. 2007. L'eutrophisation et l'enrichissement en nutriments. In : Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. MRW – DGRNE, Namur : 378-395.
- Butaye, J., Adriaens, D. & Honnay O. 2005. Conservation and restoration of calcareous grasslands : a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. In : Mahy, G., Woué, L. & Honnay, O. (coord.). Les pelouses calcicoles : du paysage aux gènes (20-22 mai 2004, Vierves-sur-Viroin). Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement 9 (2) : 13-20.
- Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M. & Weber, E. 2013. Biological Flora of the British Isles : *Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology* 101 (6) : 1623-1640.
- Claessens, H., Dufrière, M., Delescaille, L.-M. & Wibail, L. 2022. Tome 1. Introduction générale. In : Delescaille, L.-M., Wibail, L., Claessens, H., Dufrière, M., Mahy, G., Peeters, A. & Sérusiaux, E. (éditeurs) : Les habitats d'intérêt communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW - DGRNE). Série "Faune - Flore - Habitats" n°11, Gembloux, 120 p.
- Colling, G. 2005. Red List of the Vascular Plants of Luxembourg. *Ferrantia* 42, 77 p.
- Colling, G., Matthies, D. & Reckinger, C. 2002. Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. *Journal of Applied ecology* 39 : 310-320.
- Colling, G., Reckinger, C. & Matthies, D. 2004. Effects of pollen quantity and quality on reproduction and offspring vigor in the rare plant *Scorzonera humilis* (Asteraceae). *American Journal of botany* 91 (11) : 1774-1782.
- Delescaille, L.-M. 2006. La restauration des pelouses calcicoles en Région Wallonne : aspects scientifiques et techniques (première partie). *Parcs et Réserves* 61 (4) : 4-11.
- Delescaille, L.-M. 2007. La restauration des pelouses calcicoles en Région Wallonne : aspects scientifiques et techniques (seconde partie). *Parcs et Réserves* 62 (1) : 4-15.
- Delescaille, L.-M., Bottin, G. & Taymans, J. 2022. Les habitats pastoraux. Tome 4. In Delescaille, L.-M., Wibail, L., Claessens, L., Dufrière, M., Mahy, G., Peeters, A. & Sérusiaux, E. (éditeurs) : Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie. Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE). Série « Faune – Flore – Habitats n° 11, Gembloux, 147 p.
- Delescaille, L.-M., Piqueray, J. & Mahy, G. 2016. Les pelouses calcicoles ... 25 ans après. *Forêt.Nature* 139 : 29-38.
- Delescaille, L.-M. & Piqueray, J. 2019. Plan d'action 1882 Brome épais (*Bromus grossus*). Programme LIFE BNIP, Jambes, 17 p. (non publié)
- Delvosalle, L., Demaret, F., Lambinon, J. & Lawalrée, A. 1969. Plantes rares, disparues ou menacées de disparition en Belgique. L'appauvrissement de la flore indigène. Ministère de l'Agriculture. Administration des Eaux et Forêts. Service des Réserves Naturelles domaniales et de la Conservation de la Nature - Travaux n° 4, 128 p.
- Desender, K., Dekoninck, W., Dufrière, M. & Maes, D. (2010) Changes in the distribution of carabid beetles in Belgium revisited : Have we halted the diversity loss?, *Biological Conservation* 143 : 1549–1557
- Dise, N.B., Ashmore, M., Belyazid, S., Bleeker, A., Bobbink, R., de Vries, W., Erisman, J.W., Spranger, T., Stevesand, C.J. & van den Berg, L. 2011. Chapter 20. Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversity. In Sutton *et al.* (eds) : The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press : 463-494.
- Dodds, W. K. & Smith, V. H. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 6(2) : 155-164.
- Dufrière, M. 2017. Essai d'optimisation des critères pour établir une Liste Rouge en Wallonie. Version 07/08/2017. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/251220>
- Duwe, V.K., Muller, L.A.H., Borsch, T. & Ismail, S.A. 2017. Pervasive genetic differentiation among Central European populations of the threatened *Arnica montana* L. and genetic erosion at lower elevations. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 27 : 45–56.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18 (2. Aufl.), 258 p.
- Fischer, M. & Matthies, D. 1997. Mating structure and inbreeding and outbreeding depression in the rare plant *Gentianella germanica* (Gentianaceae). *American Journal of Botany* 84 : 1685-1692.
- Frankard, P., Dufrière, M., Motte, G., Cristofoli, S., Loute, M., Parkinson, D. & Plunus, J. 2020. Le méta-projet LIFE de restauration des landes et tourbières de haute Ardenne (2003-2020). Bilan et résultats globaux (2^e partie). *Hautes Fagnes* 318: 18-27.
- Frankard, P. 2014. Les nardaies montagnardes à *Meum athamanticum* du plateau d'Elsborn (Est de la Belgique). Évolution spontanée depuis l'arrêt des pratiques agro-pastorales. Impact de la gestion conservatoire par la fauche ou la mise à feu contrôlée. *Lejeunia* 192 : 1-30.
- Frankard, P. 2016. Bilan de 25 ans de restauration et de gestion des milieux tourbeux en Wallonie. *Forêt.Nature* 138 : 29-41.
- Frankard, P. & Dahmen, R. 2017. Les landes sèches et nardaies. Bilan de 25 ans de restauration et de gestion en Wallonie. *Forêt.Nature* 142 : 37-46.
- Frankard, P., Delescaille, L.-M., Petit, G., D. A. Baumans, X., Delmarche, C., Dupriez, P., Gathoye, J.-L., Schott, O., Barbier, Y., & Dufrière, M. 2026. Liste Rouge de la Flore Vasculaire de Wallonie. Les Naturalistes belges.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. & Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15 : 1206–1212.
- Godefroid, S., Le Pajolec, S. & Van Rossum, F. 2016. Pre-translocation considerations in rare plant reintroductions : implications for designing protocols. *Plant Ecology* 217 : 169–182.
- 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, article125802.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, H., Cardoso, A.C., Vincent Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R. & Johnes, P. 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. Chapter 17. In Sutton *et al.* (eds) : The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press : 379-404.
- Harchies, M. *et al.* 2025. Risques climatiques en Wallonie. Rapport final de l'étude de vulnérabilité et d'adaptation de la Wallonie. Service Public de Wallonie (SPW) - Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC).
- Hauguel, J.-C. & Toussaint, B. (coord.) 2019. La Liste rouge des espèces menacées en Hauts-de-France : Flore vasculaire et bryophytes. Conservatoire botanique national de Baillieux. Brochure éditée avec le soutien de l'Union européenne, de l'État (DREAL Hauts-de-France),

du Conseil régional des Hauts-de-France et des Conseils départementaux de l'Aisne, du Nord, de l'Oise, du Pas-de-Calais et de la Somme, 36 p.

Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B. & Bunce, R. G. H. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex, 46 p.

Hill, M. O., Roy, D. B., Mountford, J. O. & Bunce, R. G. H. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area : an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology* 37 (1) : 3-15.

Honnay, O. & Jacquemyn, H. 2007. Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conservation Biology* 21 (3) : 823-831.

ICEW (2014) Les Indicateurs Clés de l'Environnement Wallon 2014. Service Public de Wallonie. Direction Générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et de l'Environnement. Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole - Direction de l'État Environnemental, Namur : 204 p.

Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Smith, R.E.N. & Oomes, M.J.M. 1997. Relationship between soil nutrients and plant diversity in grasslands : definition of limits for the maintenance and the reconstruction of species-rich communities. *Grassland Science in Europe* 2 : 315-322.

Kahmen, S., & Poschod, P. 2000. Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. *Basic and Applied Ecology* 1 : 43-51.

Korneck, D., Schnittler, M. & Vollmer, I. 1996. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28 : 21-187.

Korneck, D. & Sukopp, H. 1988. Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 19 : 1-210.

Luijten, S.H., Dierick, A., Oostermeijer, J.G.B., Raijman, L.L. & den Nijs, H.C.M. 2000. Population size, genetic variation, and reproductive success in a rapidly declining, self incompatible perennial (*Arnica montana*) in The Netherlands. *Conservation Biology* 14 : 1776-1787.

Luijten, S.H., Kéry M., Oostermeijer J.G.B. & den Nijs, H.C.M. 2002. Demographic consequences of inbreeding and outbreeding in *Arnica montana* : a field experiment. *Journal of Ecology* 9 : 593-603.

Luijten, S.H., Oostermeijer, J.G.B., Ellis-Adam, A.C & den Nijs, H.C.M. 1999. Variable herkogamy and autofertility in marginal populations of *Gentianella germanica* in the Netherlands. *Folia Geobotanica* 34(4) : 483-496.

Luijten, S.H., Oostermeijer, J.G.B., van Leeuwen, N.C. & den Nijs, H.C.M. 1996. Reproductive success and clonal genetic structure of the rare *Arnica montana* (Compositae) in The Netherlands. *Plant Systematics and Evolution* 201:15-30.

Maurice, T., Mathies, D., Muller, S. & Colling, G. 2016. Genetic structure of colline and montane populations of an endangered plant species. *AoB Plants* 8 : plw057.

Natural England and RSPB 2020. Climate Change Adaptation Manual - Evidence to support nature conservation in a changing climate (2nd edition). Natural England, York, 581 p.

Oostermeijer, J.G.B., Luijten, S.H., Ellis-Adam, A.C. & den Nijs, J.C.M. 2002. Future prospects for the rare, late-flowering *Gentianella germanica* and *Gentianopsis ciliata* in Dutch nutrient-poor calcareous grasslands. *Biological Conservation* 104 : 339-350.

Oostermeijer, J.G.B., Berholz A. & Poschod, P. 1996. Genetical aspects of fragmented plant populations. A review. In : Settele J., Margules C.R., Poschod P. and Henle K. (eds). *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer Academic Publishers : 93-101.

Piessens, K., Honnay, O. & Hermy, M. 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation* 122 : 61-69.

Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, F., Pannard, A. & Souchu, P. 2017. L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea (France), 148 p.

Piqueray, J., Ferroni, L., Delescaille, L.-M., Speranza, M., Mahy, G. & Poschod, P. 2015. Response of plant functional traits during the restoration of calcareous grasslands from forest stands. *Ecological Indicators* 48 : 408-416.

Piqueray, J., Gilliaux, V. & Mahy, G. 2013a. Appui scientifique à la mise en oeuvre et à l'entretien des méthodes agro-environnementales bandes de parcelles aménagées (MAE 9). Université de Liège Gembloux Agro-Bio Tech Unité Biodiversité et Paysage, 66 p.

Piqueray, J., Saad, L., Bizoux, J.-P. & Mahy, G. 2013b. Why some species cannot colonize restored habitats? The effects of seed and microsite availability. *Journal for Nature Conservation* 21 (4) : 189-197.

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 : 26-31.

Rasmont, P. 2005. Causes de la perte de la biodiversité en Wallonie. L'eutrophisation globale des paysages. In : Biodiversité. État, enjeux et perspectives. *Comptes-rendus du Cycle de Conférences et du Forum Ph. Lebrun. De Boeck Université, Bruxelles* : 95-99.

Remacle, A. 2013. *Alopecurus rendlei* (Poaceae) en Lorraine belge : répartition, écologie et évolution des populations. *Dumortiera* 103 : 30-50.

Remacle, A. & Jacob J.-P. 2024. Situation actuelle d'*Alopecurus rendlei* (Poaceae) en Lorraine belge : évolution des populations au cours des quinze dernières années. *Dumortiera* 124 : 3-14.

Saintenoy-Simon, J., Barbier, Y., Delescaille, L.-M., Dufrene, M., Gathoye, J.-L. & Verté, P. 2006. <https://biodiversite-old.wallonie.be/fr/plantes-protégées-et-menacées.html>

Saunders, D.A., Richard, J., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation : A Review. *Conservation Biology* 5 : 18-32.

Smith, H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. 1999. Eutrophication : impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100 (1-3) : 179-196.

SPW ARNE – DEMNA – DEE 2024. Diagnostic environnemental de la Wallonie. SPW Éditions : Jambes, Belgique, 86 p.

Sparrius, L.B., Odé, B. & Beringen, R. 2014. Basisrapport Rode Lijst Vaatplanten 2012 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. FLORON Rapport 57. FLORON, Nijmegen, 179 p.

Stevens, C.J., Duprè, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S. & Dise, N.B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158 : 2940-2945.

Stieperaere, H. & Franssen, K. 1982. Standaardlijst van de belgische vaatplanten, met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-ecologische groep. *Dumortiera* 22 : 1-41.

Taymans, J. & Mahy, G. 2007. Les landes et pelouses sur sable du Brabant sablo-limoneux (première partie). *Parcs et Réserves* 62 (3) : 10-16.

Taymans, J. & Mahy, G. 2008. Les landes et pelouses sur sable du Brabant sablo-limoneux (deuxième partie). *Parcs et Réserves* 62 (4) : 4-12.

Thuiller, W. 2007. Biodiversity : Climate change and the ecologist. *Nature* 448 : 550-552.

Van Landuyt, W., Hoste, I., Vanecke, L., Van den Bremt, P., Vercruyssen, W. & De Beer, D. 2006. Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België & Flo-Wer, 1008 p.

Van Landuyt, W., Vanhecke, L., Hoste, I. Hendrickx, F. & D. Bauwens, D. 2008. Changes in the distribution area of vascular plants in Flanders (northern Belgium): eutrophication as a major driving force. *Biodiversity and Conservation* 17 : 3045-3060.

Walker, K.J., Humphrey, T.A., Stroh, P.A. & Pescott, O.L. 2025. England's changing flora. A summary of key findings from Plant Atlas 2020. A report by the Botanical Society of Britian and Ireland (BSBI) for Natural England, 30 p.