

---

## Mémoire

**Auteur :** Guebel, Léonie

**Promoteur(s) :** Vanderpoorten, Alain; 20782

**Faculté :** Faculté des Sciences

**Diplôme :** Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

**Année académique :** 2023-2024

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/21032>

---

*Avertissement à l'attention des usagers :*

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

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

---

# Déterminer des aires de conservation en Suisse : une approche spatialement explicite appliquée à la flore alpine

*Travail de fin d'études réalisé par **Guebel Léonie** en vue de l'obtention du grade de Master en biologie des organismes et écologie à finalité biologie de la conservation, biodiversité et gestion.*

*Août 2024*

---

Promoteurs : Dr Alain Vanderpoorten et Dr Flavien Collart

Université de Liège - Faculté des Sciences - Département de Biologie, Écologie et Évolution

Université de Lausanne - Faculté de Biologie et Médecine – Département d'Écologie et Évolution



## Remerciements

Avant de dévoiler le fruit de mon travail, je tenais à adresser mes remerciements à l'ensemble des personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail de fin d'études.

Je tiens tout d'abord à remercier mes promoteurs Alain Vanderpoorten et Flavien Collart. Merci à Monsieur Alain Vanderpoorten pour sa disponibilité, ses précieux conseils et le suivi continu qu'il a pu m'offrir tout au long de l'année. Merci à Flavien qui m'a apporté son aide indispensable ainsi que son soutien lors de la réalisation des scripts R et lors de la découverte et prise en main du package Prioritizr. Merci également pour l'accompagnement qu'il m'a offert continuellement et pour la bienveillance dont il a fait preuve.

Je souhaiterai également remercier Antoine Guisan qui a eu la gentillesse de m'accueillir au sein de son laboratoire à l'Université de Lausanne pendant 3 mois. Merci également à l'ensemble de son équipe pour leur accueil chaleureux et leur gentillesse qui ont grandement facilité mon intégration au sein du laboratoire. Je voudrai aussi remercier Kelly, ma camarade d'Erasmus, pour le soutien qu'elle m'a offert tout au long de celui-ci et sans qui mon Erasmus n'aurait pas été aussi beau et enrichissant.

Merci à l'équipe du laboratoire de Liège pour leur bonne humeur et leur agréable accueil dès mon retour en Belgique.

Enfin, je remercie ma famille, mon copain Bastien, Thomas et Céline ainsi que mes amis proches pour leurs encouragements au cours de cette année scolaire et leurs relectures assidues.

## Résumé

Face à la perte croissante de biodiversité, la nécessité de protéger celle-ci est primordiale, notamment dans les hotspots de biodiversité, tels que les Alpes. Actuellement, les aires protégées représentent environ 16% des zones terrestres. La localisation de ces zones a cependant largement été définie en l'absence d'une évaluation quantitative de leur biodiversité, avec un focus sur quelques taxons iconiques « parapluies » dont la présence serait synonyme de la grande diversité des autres organismes, mais également sans prendre en compte les contraintes sociopolitiques, ni les processus écologiques comme la connectivité. Dans ce contexte, l'avènement de méthodes intégratives destinées à la planification de la conservation a permis une réelle avancée dans la priorisation spatiale. Basé sur une telle approche, ce présent travail a pour objectifs (1) d'identifier des aires prioritaires en Suisse pour la conservation de trois grandes lignées de plantes terrestres, à savoir les spermatophytes, les bryophytes et les ptéridophytes ; (2) de déterminer le degré de congruence entre ces aires prioritaires ; (3) de comparer le pourcentage d'aires prioritaires modélisées avec celui des zones protégées actuellement en Suisse et (4) d'évaluer la vulnérabilité de ces zones prioritaires face aux changements climatiques. Pour ce faire, deux priorisations spatiales ont été développées grâce à l'utilisation du package Prioritizr. Pour chacune des 2253 espèces étudiées, l'objectif de conservation en termes de pourcentage de leur aire à protéger a été établi sur base de leur statut IUCN. Les principaux résultats montrent une faible congruence entre les aires à protéger pour les spermatophytes et celles pour les bryophytes avec un pourcentage de congruence de seulement 32.66%. L'utilisation des spermatophytes comme taxon « parapluie » des bryophytes n'est pas convaincante car elles ne permettent pas de protéger les espèces de bryophytes présentant les statuts IUCN les plus préoccupants. Par ailleurs, ce présent travail révèle que la congruence entre les zones protégées définies par Prioritizr et celles existant actuellement en Suisse est davantage marquée pour les spermatophytes. Enfin, les résultats démontrent également que les zones prioritaires définies pour les bryophytes sont légèrement plus vulnérables face aux changements climatiques que celles identifiées pour les spermatophytes et les ptéridophytes. Ainsi, bien que de nombreuses mesures de conservation sont d'ores et déjà mises en place en Suisse, il est nécessaire de développer davantage des mesures de protection spécifiques aux bryophytes pour assurer leur conservation à long terme et éviter les risques de disparition de certaines espèces.

## Table des figures et tableaux

- Fig.1 : Répartition mondiale des zones protégées terrestres et des eaux intérieures ainsi que des aires marines protégées (image modifiée à partir de Protected Planet, 2024) ..... 2
- Fig.2 : Etapes clés de la modélisation écologique. A : la première étape a pour objectif de collecter les données nécessaires sur la répartition des espèces au sein d'une région étudiée et de déterminer les variables environnementales expliquant leur répartition. B : la deuxième étape consiste à établir via des modèles statistiques la relation entre les données d'observation de l'espèce et l'environnement afin de déduire la niche écologique de celle-ci. C : pour finir, le modèle est projeté dans l'espace géographique pour obtenir la distribution potentielle des espèces concernées. Comme représenté sur la figure, la projection de la niche peut également avoir lieu à long terme en tenant compte des variables environnementales futures (Guisan et al., 2017) (image modifiée à partir de Zurell et al., 2020)..... 5
- Fig.3 : Schéma reproduit à partir de Pressey & Bottrill (2009) représentant à gauche les 6 étapes principales de la planification systématique de la conservation. Les deux étapes mises en évidence en gras correspondent au concept de la priorisation spatiale. À droite, les 11 étapes incluant les dynamiques sociales, économiques et politiques. Désormais, les parties prenantes vont être impliquées tout au long du processus **(A)**. Une fois que les données sur la biodiversité sont récoltées, il peut y avoir un éventuel retour en arrière afin de modifier la délimitation de la zone de planification **(B)**. Enfin, les informations recueillies lors du suivi des réserves (étape 11) peuvent servir à localiser et identifier d'éventuelles nouvelles aires de conservation ou à l'inverse, réajuster la configuration de celles-ci **(C)**..... 15
- Fig.4 : Schéma représentant les deux priorisations développées ainsi que les caractéristiques de chacune. .... 17
- Fig.5 : Cartes de la Suisse représentant pour la 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale (sans aucune restriction spatiale) les unités de planification désignées en tant que zones protégées pour les bryophytes **(A)**, les ptéridophytes **(B)**, les spermatophytes **(C)** et les trois taxons réunis **(D)**. Ces dernières sont représentées par les pixels verts. Les pixels gris représentent les zones non protégées. 23

Fig.6 : Cartes illustrant la congruence entre les bryophytes et les spermatophytes **(A)** ainsi qu'entre les ptéridophytes et les spermatophytes **(B)** lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale ..... 25

Fig.7 : Recouvrement entre les zones protégées actuelles et celles simulées pour les bryophytes **(A)**, ptéridophytes **(B)** et spermatophytes **(C)** ainsi que pour les trois taxons réunis **(D)** lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale..... 29

Fig.8 : Boxplots des distances climatiques évaluées pour les zones prioritaires des spermatophytes, ptéridophytes et bryophytes ensemble (1<sup>ère</sup> priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale), ainsi que pour les zones non prioritaires, selon le modèle global de circulation MPI-ESM et les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5..... 30

Tableau 1 : Catégories des différents degrés de menace qui reposent sur les plantes vasculaires et les bryophytes (Bornand et al., 2016; Kiebach et al., 2023, respectivement). Sont également représentés les pourcentages des aires de répartition à protéger pour chaque espèce qui varient selon le statut IUCN. .... 13

Tableau 2 : Nombre de pixels désignés comme zones à protéger pour les différents groupes taxonomiques et pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles. .... 22

Tableau 3 : Pourcentages d'espèces dans chaque groupe taxonomique qui ont atteint la proportion de l'aire à préserver et ce pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles. .... 24

Tableau 4 : Pourcentages de l'aire d'un groupe taxonomique (A) que l'on retrouve dans l'aire d'un autre taxon (B) pour la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale. .... 26

Tableau 5 : Nombre d'espèces de bryophytes et ptéridophytes qui ont atteint le pourcentage de protection de leur aire lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale réalisée pour les spermatophytes..... 27

Tableau 6 : Pourcentages de recouvrement entre les aires protégées actuelles à l'échelle de la Suisse et celles simulées pour chaque groupe taxonomique pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles..... 28

## Table des matières

1. Introduction .....	1
2. Matériel et méthodes .....	12
2.1. Zone d'étude et traitement des données.....	12
2.2. Modèles de distribution des espèces.....	13
2.3. Les étapes de la planification systématique de la conservation .....	15
2.4. Prioritizr.....	18
2.5. Analyses statistiques .....	20
2.5.1. <i>Détermination de la congruence entre les différents groupes taxonomiques et avec les zones protégées actuelles.....</i>	20
2.5.2. <i>Impact des changements climatiques futurs sur les zones protégées .....</i>	21
3. Résultats.....	22
3.1. Priorisations spatiales.....	22
3.2. Congruence entre les différents taxons étudiés.....	24
3.3. Recouvrement avec les aires protégées actuelles en Suisse.....	27
3.4. Vulnérabilité des zones protégées face aux changements climatiques.....	30
4. Discussion.....	31
4.1. Zones prioritaires en Suisse.....	31
4.1.1. <i>Congruence entre les aires à protéger pour les différents taxons.....</i>	31
4.1.2. <i>Différences régionales dans les patterns de congruence entre les spermatophytes et les bryophytes .....</i>	35
4.1.3. <i>Congruence avec les zones protégées actuelles .....</i>	37
4.2. Impact des changements climatiques sur la flore alpine.....	39
4.3. Limitations de l'étude .....	40
5. Conclusions et perspectives.....	41



## 1. Introduction

Selon la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (2024), plus de 45 300 espèces sont menacées d'extinction. La destruction et la fragmentation des habitats en sont les principales causes (IPBES, 2019). L'accroissement du rythme de disparition de la biodiversité s'explique également par d'autres facteurs, tels que les changements climatiques, l'introduction d'espèces invasives, l'intensification de l'agriculture, etc. (Dunn et al., 2009; Krauss et al., 2010). Cette perte de biodiversité, causée par l'Homme, n'est pas sans impact sur ce dernier, puisqu'elle provoque notamment l'émergence de nouvelles maladies infectieuses, mais aussi une diminution de la quantité et de la qualité des services écosystémiques qui lui sont fournis (IPBES, 2019). Afin de lutter contre ce déclin, il est primordial de protéger la biodiversité grâce à la mise en œuvre de plans de conservation.

Étant donné l'impossibilité de mettre en place des programmes de conservation pour toutes les espèces menacées, il est indispensable de définir des priorités afin de protéger un maximum d'espèces. L'une des solutions consiste à identifier les « *hotspots* » de biodiversité, caractérisés par le double critère de présenter de très hauts taux d'endémicité et de perte des habitats (Myers et al., 2000). À l'échelle de la biosphère, Myers et al. (2000) ont ainsi défini 25 hotspots sur base d'un taux d'endémisme supérieur à 0.5% et la perte de plus de 70% de leur végétation primaire. Ces 25 hotspots, qui ne couvrent que 1.4% de la surface terrestre, contiennent 44% de l'ensemble des plantes vasculaires présentes à l'échelle de la biosphère.

La conservation de la nature par la mise en place d'aires protégées prend donc une place de plus en plus importante dans notre société face à l'augmentation des pressions humaines (Coad et al., 2019). Actuellement, les aires protégées représentent environ 16% des zones terrestres et des eaux intérieures et 8% des zones marines (Fig.1) (*Protected Planet*, 2024). Une attention récente est portée à l'extension des réseaux d'aires protégées. En effet, d'ici 2030, le Cadre mondial pour la biodiversité (CMB) de la Convention sur la diversité biologique (CBD) souhaiterait développer un réseau d'aires protégées qui recouvre 30% des écosystèmes terrestres, d'eaux douces et maritimes de la planète (Dudley & Stolton, 2022). Il est également important d'établir une connexion entre les différentes zones protégées afin de permettre le bon fonctionnement des processus écologiques et le déplacement des espèces (Albers, 2022).

## Répartition des aires protégées dans le monde

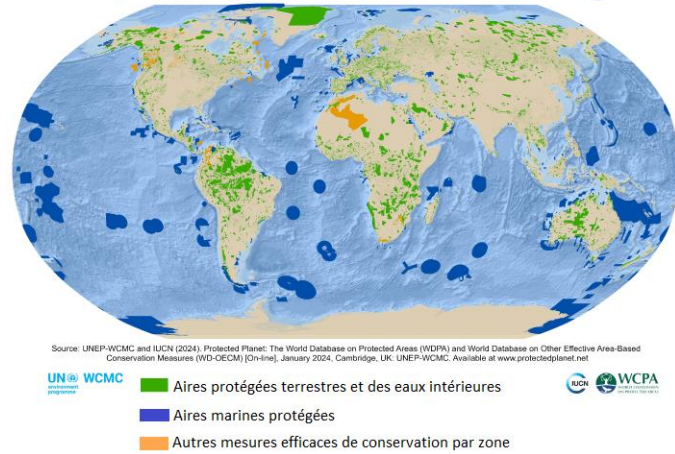


Fig.1 : Répartition mondiale des zones protégées terrestres et des eaux intérieures ainsi que des aires marines protégées (image modifiée à partir de *Protected Planet*, 2024)

L'objectif premier de la biologie de la conservation est de préserver un maximum de biodiversité en déterminant précisément des zones biogéographiques prioritaires sur lesquelles les mesures de conservation vont devoir être appliquées. Au départ, la mise en place d'aires prioritaires en termes de conservation était exclusivement basée sur les caractéristiques de la biodiversité, telles que l'espèce concernée, le type d'habitats et leur état, le type de services écosystémiques fournis, etc. (Kirkpatrick, 1983; Kujala, Lahoz-Monfort, et al., 2018). De nos jours, différents facteurs influencent les choix concernant la mise en place d'une zone en conservation. Premièrement, nous pouvons mettre en évidence les facteurs sociopolitiques reprenant les coûts, les menaces ou encore les limites administratives comme la disponibilité et la possession des terres (Kujala, Moilanen, et al., 2018). Deuxièmement, des processus écologiques, tels que la connectivité et l'intégration de données sur la répartition de la biodiversité peuvent également jouer un rôle déterminant dans la priorisation des zones à protéger (Kujala, Moilanen, et al., 2018). Troisièmement, l'inclusion ou l'exclusion d'une espèce donnée ainsi que le nombre d'espèces étudiées et la manière dont celles-ci cohabitent avec d'autres dans un même environnement sont des facteurs qui peuvent influencer la priorisation spatiale (Kujala, Moilanen, et al., 2018).

L'existence de logiciels de planification de la conservation, tels que *Prioritizr* (Hanson et al., 2023) ou *Zonation* (Moilanen et al., 2022) a permis une réelle avancée dans la priorisation spatiale. Le logiciel *Zonation* a pour but d'établir un classement de différentes zones étudiées en fonction du degré d'importance concernant la préservation de la biodiversité régionale.

Dans un premier temps, le classement se base sur l'ensemble du paysage considéré. Ensuite, l'idée est de calculer de façon répétée la perte de biodiversité occasionnée par la suppression de chaque site étudié conduisant chaque fois à un nouveau classement. Les zones avec les pertes de biodiversité les plus faibles sont écartées du paysage au fur et à mesure. Ainsi, chacune se voit attribuer un chiffre entre 0 et 1. Les zones avec les valeurs les plus basses (proche de 0) sont alors considérées comme peu prioritaires en termes de conservation, alors que les zones avec des valeurs élevées (proche de 1) sont considérées comme importantes pour la protection de la biodiversité. L'ensemble des zones étudiées peut se représenter de manière synthétique sur une carte où chaque couleur représente une valeur du classement (Lehtomäki & Moilanen, 2013; Maire, 2014; Moilanen et al., 2022).

La priorisation des aires de conservation passe nécessairement par la caractérisation et la cartographie de la répartition des espèces aussi bien animales que végétales dans l'environnement (Drew et al., 2011). Cependant, pour la plupart des espèces, les données concernant leur distribution sont soit inexistantes, soit insuffisantes à une échelle donnée (Newbold, 2010). En ce qui concerne les espèces rares, la rareté des données d'occurrence de celles-ci est encore plus prononcée (Marcer et al., 2013). De plus, il existe souvent des erreurs d'omission (l'espèce est considérée comme absente alors qu'elle est réellement présente) ou de commission (l'espèce est considérée comme présente alors qu'elle est effectivement absente) au sein de ces données (Rondinini et al., 2006). Collecter les informations nécessaires pour déterminer les aires de répartition des espèces représente donc une réelle difficulté (Niamir et al., 2011). Pour résoudre ce problème, il existe divers outils, tels que les modèles de distribution des espèces (SDMs) (Guisan et al., 2017) (*Box 1*).

***Box 1. Quels sont les apports des modèles de distribution des espèces à la définition des aires prioritaires en termes de conservation ?***

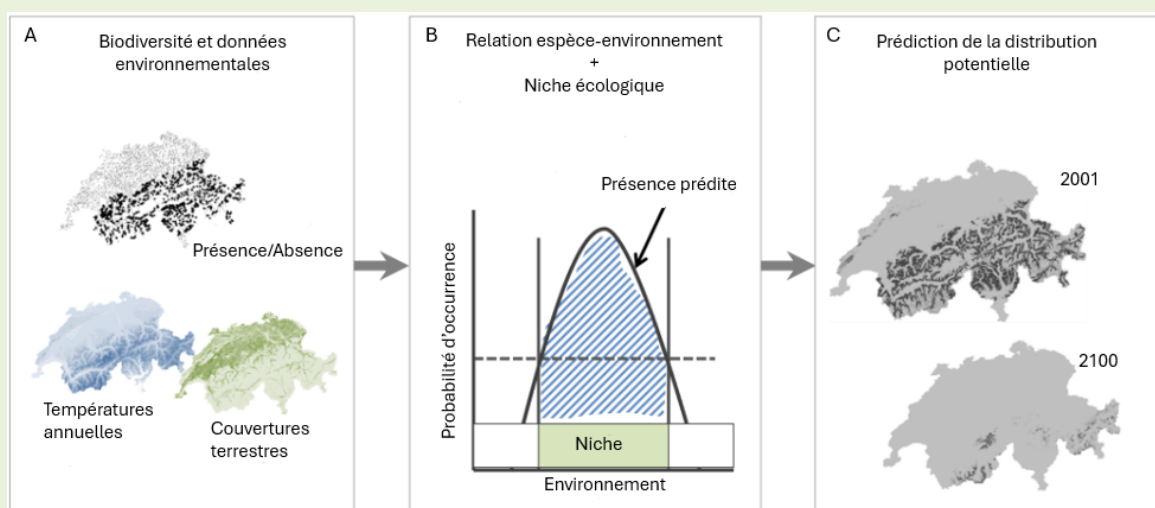
Les modèles de distribution des espèces sont principalement utilisés pour prédire la répartition des espèces (Guisan et al., 2017; Rathore & Sharma, 2023; Thuiller, 2024). Ils se basent sur les données d'occurrence des espèces ainsi que sur les caractéristiques environnementales d'une zone précise afin de prédire l'aire de répartition des espèces (Guisan & Thuiller, 2005; Guisan & Zimmermann, 2000).

Les modèles de distribution des espèces permettent non seulement l'étude de l'impact des changements climatiques et des modifications de l'utilisation des terres sur la distribution des habitats des espèces, mais jouent également un rôle important dans la cartographie et la prédiction des services écosystémiques fournis par la biodiversité (Drew et al., 2011; Guisan et al., 2017; Kass et al., 2024). Actuellement, ces modèles occupent une place importante dans le domaine de la conservation (Guisan et al., 2013; Serra-Diaz & Franklin, 2019). En effet, ces derniers sont notamment utilisés dans la désignation de sites qui pourraient être soumis à des actions de conservation, telles que la mise en place d'aires protégées (Miller, 2010; Villero et al., 2017), l'identification de zones conformes à la réintroduction d'espèces (Engler et al., 2004), l'identification de zones pour réaliser des translocations (Barlow et al., 2021; Eyre et al., 2022), ou encore de zones présentant un risque d'invasion par des espèces envahissantes et non indigènes (Richardson & Thuiller, 2007).

La modélisation de la répartition des espèces se base sur le concept de niche écologique (Melo-Merino et al., 2020; Soberón, 2007). Au départ, la niche écologique d'une espèce est vue comme l'ensemble des conditions écologiques permettant à une espèce de survivre et de se reproduire et ce, sans nécessiter d'apports migratoires (Grinnell, 1917). Ensuite, la définition a évolué et celle-ci est définie comme la fonction qu'occupe une espèce au sein d'une communauté (Elton, 1927). Enfin, Hutchinson (1957) différencie la niche fondamentale d'une espèce, à savoir l'ensemble des conditions du milieu permettant à une espèce de se développer sans compétition avec d'autres individus, de la niche réalisée qui, elle, est réduite suite aux interactions avec d'autres espèces, telles que la compétition ou encore la prédation, mais est aussi due aux limites dispersives de l'espèce (Soberón & Arroyo-Peña, 2017). Formellement, la niche écologique réalisée d'une espèce apparaît donc comme « *un hyper volume à n dimensions* », où chaque dimension représente un facteur environnemental (Hutchinson, 1957).

Afin de modéliser la distribution des habitats de certaines espèces, il est important de respecter les étapes clés de la modélisation écologique (Fig.2). Premièrement, il est nécessaire de collecter les localités répertoriées des espèces dans une zone étudiée. Pour cela, nous pouvons réaliser des missions de terrain, collecter des données provenant

d'herbiers, ou encore télécharger des occurrences à partir de jeux de données locaux ou globaux qui incluent potentiellement des données citoyennes comme c'est le cas avec GBIF ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) (Guisan et al., 2017). Ensuite, il est important de déterminer les variables environnementales qui délimitent les niches écologiques réalisées de ces espèces et de les quantifier sur l'ensemble du territoire étudié (Fourcade et al., 2017). Ces variables peuvent être obtenues grâce aux systèmes d'informations géographiques (SIG) ou au moyen de la télédétection (RS) qui permettent ainsi d'élaborer des cartes reprenant l'ensemble de ces données environnementales (étape A; exemple : Karger et al., 2017, Amatulli et al., 2018). Ensuite, il faut utiliser des méthodes statistiques (exemple : modèles linéaires généralisés (McCullagh & Nelder, 1999), « Maximum Entropy » (Phillips et al., 2004), « Random Forests » (Breiman, 2001) et réseaux de neurones artificiels (Ripley, 1996)) afin de pouvoir lier les observations d'une espèce avec des données environnementales. Ce lien permet d'obtenir des modèles illustrant les relations espèce-environnement, permettant de mettre en évidence les courbes de réponses des espèces pour chaque facteur environnemental, et donc de déduire la niche écologique de l'espèce (étape B). Enfin, cette niche peut être projetée au sein de l'espace géographique afin d'obtenir la distribution potentielle de l'espèce concernée. Pour cela, chaque cellule géographique de la zone prise en considération va recevoir une valeur indiquant dans quelle mesure l'habitat est favorable à l'espèce étudiée (étape C) (Araújo, 2019; Guisan et al., 2017; Sofaer et al., 2019; Zurell et al., 2020).



*Fig.2* : Etapes clés de la modélisation écologique. A : la première étape a pour objectif de collecter les données nécessaires sur la répartition des espèces au sein d'une région étudiée et de déterminer les variables environnementales expliquant leur répartition. B : la deuxième étape consiste à établir via des modèles

statistiques la relation entre les données d'observation de l'espèce et l'environnement afin de déduire la niche écologique de celle-ci. C : pour finir, le modèle est projeté dans l'espace géographique pour obtenir la distribution potentielle des espèces concernées. Comme représenté sur la figure, la projection de la niche peut également avoir lieu à long terme en tenant compte des variables environnementales futures (Guisan et al., 2017) (image modifiée à partir de Zurell et al., 2020).

Cependant, les SDMs doivent être alimentés par des données observationnelles de bonne qualité et en nombre suffisant afin de caractériser au mieux la niche des espèces. Or, pour de nombreuses régions et de nombreux taxons, ces données ne sont pas disponibles (Santi et al., 2010). Ainsi, quantifier la richesse spécifique totale d'un site étudié s'avère être une mission complexe en raison du nombre trop élevé d'espèces à recenser au sein d'un site (Gaston, 1996) et du manque de connaissances pour certains taxons (Baffetta et al., 2007; Palmer, 1995).

Pour faire face à cette difficulté, les scientifiques utilisent des espèces clés pour évaluer la biodiversité totale. Les efforts de conservation reposent donc bel et bien sur le choix « *d'espèces parapluies* », également appelées « *espèces clés de voûte* » (Lambeck, 1997; Mills et al., 1993). Cette approche fait, cependant, l'hypothèse de la congruence dans la distribution spatiale de la diversité alpha ou beta entre les taxons (Heino, 2010; Larrieu et al., 2018). Cette congruence entre deux taxons est plus importante lorsque ces derniers présentent un certain degré de chevauchement écologique. Des espèces qui manifestent des similitudes concernant leurs réponses aux gradients environnementaux et aux relations écologiques présentent une forte congruence (Gaspar et al., 2010).

Chez les plantes terrestres, les trachéophytes, dont font partie les spermatophytes ainsi que les ptéridophytes, ont couramment été utilisées comme espèces parapluies. En effet, elles sont faciles à étudier et à échantillonner, leur taxonomie est bien connue, elles représentent une part prépondérante des végétaux terrestres et reflètent assez bien les conditions de l'environnement étudié (Pharo et al., 2000; Ryti, 1992). La flore vasculaire joue également un rôle essentiel dans la biologie de la conservation puisqu'elle est vue comme un taxon indicateur, c'est-à-dire que sa richesse spécifique peut servir d'indicateur clé pour quantifier la diversité alpha d'autres groupes taxonomiques difficiles à échantillonner, comme par exemple les bryophytes (Santi et al., 2010).

Contrairement aux spermatophytes qui produisent des graines, les ptéridophytes se reproduisent par des spores, grâce à des structures spécialisées appelées sporanges présentes généralement sur la face inférieure de leurs frondes (Krieg & Chambers, 2022). Les bryophytes, elles, se différencient des plantes vasculaires notamment par leur poïkilohydrie. Contrairement à la plupart des trachéophytes qui sont résistantes à la dessiccation en gardant des cellules turgescents grâce à une cuticule imperméable et qui peuvent absorber l'eau du sol par leur système racinaire, les organismes poïkilohydriques sont tolérants à la dessiccation. Leur contenu en eau cellulaire est à l'équilibre avec celui de leur environnement grâce à une série d'adaptations écophysiologiques au niveau cellulaire. En l'absence de racines, les bryophytes ne peuvent absorber l'eau du sol et dépendent fortement des précipitations (Proctor et al., 2007).

Les bryophytes présentent donc une dépendance prononcée à l'égard des précipitations pour l'absorption de l'eau et une sensibilité importante aux longues périodes de sécheresse et aux températures élevées (He et al., 2016). De plus, elles subissent de nombreuses variations micro-environnementales qui sont modifiées à fine échelle par la présence des trachéophytes (Collart et al., 2024). La couche herbacée joue, par exemple, un rôle important dans la modulation de la disponibilité des niches micro-environnementales pour la couche de bryophytes (Pharo et al., 2000). De manière générale, bien que les trachéophytes aient été couramment utilisées comme substituts de la biodiversité, les preuves empiriques que les schémas de diversité des trachéophytes reflètent ceux des bryophytes sont ambiguës (Pharo et al., 2000).

Au sein de ce travail, j'aborde la question de la définition des aires prioritaires en Suisse, plus particulièrement dans les Alpes occidentales, en comparant la congruence des patrons mis en évidence chez les trachéophytes et les bryophytes. En Europe, les Alpes sont considérées comme l'un des hotspots de biodiversité le plus conséquent sur base des deux critères de biodiversité et de perte des habitats primaires précités (Le Berre et al., 2018). En effet, elles offrent une grande biodiversité à l'échelle européenne puisqu'elles comptent environ 4500 espèces végétales et près de 400 plantes endémiques (Theurillat & Guisan, 2001). Néanmoins, le réseau d'aires protégées qui existe actuellement au niveau des Alpes n'offre pas une protection suffisante de la diversité biologique et les activités humaines impactent et impacteront le paysage et la biodiversité alpine (Bütikofer et al., 2024; Chauvier-Mendes et

al., 2024; Chemini & Rizzoli, 2003). Depuis quelques années, l'agriculture montagnarde fait, en particulier, face à de grands changements. En effet, de nombreuses zones agricoles fertiles ont été exploitées intensivement. C'est le cas notamment des forêts sur pentes qui sont défrichées dans le but de les transformer en prairies de fauche ou encore en terres arables (Grabherr et al., 2011). Les prairies de fauche sont également concernées puisqu'elles subissent une fertilisation importante et qu'elles sont fauchées plusieurs fois par année pour produire une quantité importante d'ensilage afin de faire face aux élevages de bovins qui ne cessent de croître (Stöcklin et al., 2007).

À l'inverse, beaucoup de terres ont été abandonnées, de même que les pratiques agricoles traditionnelles, ce qui conduit généralement à un processus naturel de reforestation au fil du temps (Niedrist et al., 2009). Certaines études ont également prouvé que les terres laissées à l'abandon exhibent des niveaux plus élevés de ruissellement en surface, une activité érosive plus prononcée et un risque accru d'avalanches (Newesely et al., 2000; Tasser et al., 2003). L'ensemble de ces processus contribuent à une réelle diminution de la richesse spécifique de la flore alpine.

Dans le contexte du changement climatique, l'irrigation est également une problématique récente et croissante. Ceci est particulièrement vrai dans les secteurs caractérisés par les régimes pluviométriques les plus bas, principalement dans les Alpes du Sud où les changements sembleraient les plus prononcés (Henne et al., 2018), et plus précisément dans la région du Valais en Suisse (Boch et al., 2021). En raison des augmentations des températures toutes saisons confondues et de la diminution des précipitations en été, l'irrigation, jusque-là inexistante dans les prairies de fauche, pourrait prendre une place de plus en plus importante. La biodiversité et le rendement des prairies de montagne mésiques ne semblent pas être affectés par l'intensification de l'irrigation. Ce sont les prairies xériques qui sont les plus impactées puisqu'elles subissent un changement important dans la composition de ses communautés et une perte d'espèces végétales rares et menacées (Andrey et al., 2014).

En plus des modifications dans l'utilisation des terres, les changements climatiques impactent eux aussi grandement le milieu alpin et en particulier les plantes endémiques montagnardes. En effet, celles-ci semblent être davantage vulnérables face à cette problématique en raison notamment de leurs adaptations à des conditions environnementales spécifiques (Thuiller et



al., 2005). Au cours du temps, les régions montagnardes ont dû faire face à des climats sévères et rudes permettant ainsi l'expansion d'espèces végétales spécialisées qui présentent des adaptations face aux possibilités restreintes de croissance et de survie (Körner, 1999). Ces dernières se sont donc adaptées tant au niveau morphologique que physiologique afin de maintenir notamment leurs différentes fonctions physiologiques à basse température (Billings, 1974). Étant donné que ces espèces possèdent, de surcroît, de faibles capacités de dispersion, elles ne seraient pas capables de suivre le rythme croissant des changements climatiques (Dagnino et al., 2020; Essl et al., 2009).

Par ailleurs, le réchauffement climatique entraîne également une diminution des précipitations sous forme de neige et une fonte accélérée de la couverture neigeuse alpine, ce qui favorise grandement la productivité de la végétation et donc un verdissement des milieux montagnards. Ce phénomène accentue la problématique des changements climatiques puisqu'il diminue notamment l'albédo de surface et favorise la fonte du pergélisol (Rumpf et al., 2022; Thackeray et al., 2019). Ainsi, il est essentiel de protéger et de préserver la biodiversité, en particulier la flore alpine, car cette dernière nous offre de nombreux services écosystémiques et permet également le maintien et la productivité des écosystèmes, ainsi que la régulation du climat (Rey et al., 2023; Wilson & Primack, 2019).

Au fil des années, de nombreuses législations visant à la protection de la biodiversité ont vu le jour et les aires protégées occupent une place importante sur le territoire suisse (*Box 2*).

### ***Box 2. Importance de la conservation et des aires protégées en Suisse.***

Si nous nous intéressons davantage à l'importance de la conservation en Suisse, nous pouvons retrouver à l'échelle du territoire 1 parc national, 2 parcs naturels périurbains, ainsi que 17 parcs naturels régionaux (Fédération suisse du tourisme, 2024). Ainsi, 3 catégories de parcs ont été développées en Suisse en vertu de la révision de la loi portant sur la protection de la nature et du paysage (Confédération suisse, 1966). Ceux-ci ont pour mission d'assurer une protection de la nature et de contribuer au développement régional durable. Le degré de protection varie tout de même selon la catégorie de parc (Pro Natura, 2009).

Concernant le parc national suisse, celui-ci a été créé en 1914 afin que les Alpes puissent retrouver leur biodiversité initiale et que la faune et la flore alpine puissent prospérer dans un environnement sain, sans perturbation humaine (Office fédéral de l'environnement, 2011). À l'époque, il s'agissait du premier parc naturel des Alpes. Actuellement, ce dernier est inscrit sur la Liste verte de l'IUCN et fait partie de la catégorie « réserve naturelle stricte » de l'IUCN (IUCN, 2021). C'est ensuite à partir de 2007 que la Suisse a mis en place les 19 autres parcs naturels dont les parcs naturels périurbains (*Les parcs suisses*, s. d.). En ce qui concerne ceux-ci, ils sont situés sur un territoire proche d'une région urbanisée, généralement dans un rayon de 20 km à partir du centre d'une agglomération, et couvrent au minimum une superficie de 6 km<sup>2</sup> (Pro Natura, 2009).

Plusieurs conditions doivent donc être respectées afin qu'une région puisse accueillir un parc naturel. Premièrement, celui-ci doit mettre en avant les valeurs naturelles et paysagères de la région. Deuxièmement, il est essentiel que la population ainsi que les autorités locales soient en accord avec la création d'un potentiel parc naturel (*Les parcs suisses*, s. d.).

Actuellement, les 20 parcs suisses occupent une superficie de 6000 km<sup>2</sup>, autrement dit, 14.4% du territoire. Tous s'engagent dans un développement durable et dans la conservation des paysages naturels et culturels tout en favorisant la sensibilisation de la population (Fédération suisse du tourisme, 2024).

En Suisse, l'Office fédéral de l'environnement propose de nombreux outils de conservation. On y retrouve notamment le plan d'action « Stratégie Biodiversité Suisse » qui présente plusieurs actions visant l'entretien et la restauration des aires protégées, ainsi que la création de réserves forestières. Ce dernier souhaite également garantir la disponibilité adéquate, tant en quantité qu'en qualité, de vieux bois et de bois morts, ainsi que la préservation des espèces classées prioritaires au niveau national (Office fédéral de l'environnement, 2012).

Par ailleurs, la Suisse fait également partie du réseau Émeraude qui a été créé par le Conseil de l'Europe. Il s'agit d'un réseau écologique qui englobe différentes zones d'intérêt pour la conservation de la biodiversité et qui vise à garantir la survie à long terme des espèces et des habitats repris dans la Convention de Berne. Elle comptabilise, depuis l'année 2023, 37 sites au sein de ce réseau (Conseil de l'Europe, 2023).

Si nous comparons les aires protégées actuelles en Suisse avec l'objectif 30x30 proposé par le Cadre mondial pour la biodiversité et élaboré par la Convention sur la diversité biologique (Dudley & Stolton, 2022), ces dernières offrent un bilan positif en matière de conservation puisqu'elles occupent déjà 14.4% du territoire. Pourtant, selon l'association de protection de la nature suisse Pro Natura, la majorité des aires protégées actuelles sont jugées trop fragmentées à l'échelle du paysage, puisqu'elles sont séparées par de nombreux paysages agricoles et urbains. Pour remédier à cela, la création de corridors biologiques permettant la circulation des êtres vivants représente une solution proposée par l'association (Pro Natura, 2009). En outre, en ce qui concerne l'objectif 30x30, l'aboutissement de celui-ci reste tout de même incertain à l'échelle mondiale. Certes, le nombre d'habitats naturels terrestres et maritimes est suffisant, mais ils sont nombreux à devoir subir d'importants projets de restauration dans certaines régions du monde (Dudley & Stolton, 2022).

Plus précisément, ce présent mémoire a pour objectifs :

- (1) D'identifier et de cartographier les zones de hautes valeurs biologiques pour la conservation de la flore suisse et ce pour trois groupes taxonomiques, à savoir les spermatophytes, les ptéridophytes et les bryophytes.
- (2) De déterminer le degré de congruence entre ces aires prioritaires de conservation.
- (3) De comparer le pourcentage d'aires prioritaires modélisées avec celui des zones protégées actuelles à l'échelle de la Suisse.
- (4) D'évaluer la vulnérabilité de ces zones prioritaires face aux changements climatiques.

## 2. Matériel et méthodes

Toutes les analyses présentes dans ce mémoire ont été réalisées sur R version 4.3.2 (R Core Team, 2023). Les différents packages employés sont listés dans les différentes parties de cette section.

### 2.1. Zone d'étude et traitement des données

La zone d'étude de ce travail se rapporte à l'échelle de la Suisse entière qui a été pixelisée avec une résolution de 250m par pixel et définie selon le système de coordonnées de référence CH1903+/LV95. Cette résolution a été sélectionnée car il s'agit de l'échelle la plus fine permettant de résoudre nos problèmes de planification de la conservation pour la Suisse. Chaque pixel correspond ainsi à une unité de planification.

Les taxons considérés sont les bryophytes, les ptéridophytes ainsi que les spermatophytes. Les informations concernant les aires de répartition de l'ensemble des espèces au niveau de la Suisse sont issues du projet ValPar (Rey et al., 2022). Pour chaque espèce, les degrés de menace qui reposent sur chacune y ont été associés (Tab.1). Ces derniers figurent dans les Listes rouges des bryophytes et des plantes vasculaires de Suisse provenant des bases de données Swissbryophytes ([www.swissbryophytes.ch](http://www.swissbryophytes.ch)) et Info Flora ([www.infoflora.ch](http://www.infoflora.ch)); (Bornand et al., 2016; Kiebacher et al., 2023). Bien que les modèles de distribution d'espèces, ainsi que les autres analyses, puissent être réalisés à différents niveaux taxonomiques (Smith et al., 2019), nous avons décidé de s'intéresser uniquement au niveau de l'espèce. Par conséquent, les sous-espèces n'ont pas été prises en compte dans ce présent travail, sauf dans les cas où seule une sous-espèce était recensée et non l'espèce dans la base de données. Dans notre jeu de données, les espèces ne présentant pas de statut (non analysées) ainsi que celles manquant de données pour évaluer leur statut (DD) se sont vues attribuer le statut d'espèces vulnérables comme discuté dans Borgelt et al. (2022). Cependant, dans ces espèces, celles considérées comme néophytes ou cultivées ont été supprimées de celui-ci. Cette étape permettra ultérieurement de pondérer l'importance des espèces dans les problèmes de planification de la conservation en fonction de leur degré de menace.

Au départ, l'échantillon utilisé était composé de 2956 espèces toutes confondues. Après avoir filtré les données, celui-ci a été réduit à 1716 spermatophytes, 51 ptéridophytes ainsi que 486 bryophytes qui correspondent à celles à la fois présentes dans les Listes rouges de l'IUCN et dans les modèles de distribution disponibles fournis par le projet ValPar.CH ([www.valpar.ch](http://www.valpar.ch)).

*Tableau 1* : Catégories des différents degrés de menace qui reposent sur les plantes vasculaires et les bryophytes (Bornand et al., 2016; Kiebacher et al., 2023, respectivement). Sont également représentés les pourcentages des aires de répartition à protéger pour chaque espèce qui varient selon le statut IUCN.

<b>Statuts IUCN</b>	<b>Significations</b>	<b>Pourcentages de l'aire de répartition de l'espèce à protéger</b>
CR	Au bord de l'extinction	80%
EN	En danger	80%
VU	Vulnérable	50%
DD	Données insuffisantes	50%
NT	Potentiellement menacé	20%
LC	Non menacé	10%

## 2.2. Modèles de distribution des espèces

Souvent, les modèles de distribution des espèces sont confrontés à la problématique de la troncation de niche (Guisan et al., under review). En d'autres termes, ceux-ci ne capturent pas l'ensemble de la niche de l'espèce considérée lors de l'utilisation de données d'occurrence à une échelle restreinte. Ainsi, un biais existe concernant la réponse de l'espèce aux variables environnementales et sa répartition géographique (Chevalier et al., 2021; Mateo et al., 2019; Scherrer et al., 2021).

Pour résoudre ce problème, l'utilisation de l'approche N-SDM (Nested Species Distribution Modelling) a dès lors été envisagée (Adde et al., 2023). N-SDM réalise deux séries de modèles « emboîtés ». Le premier, appelé modèle « global », traite des données d'occurrence des espèces et les variables bioclimatiques à large échelle permettant ainsi de représenter l'ensemble de la niche climatique de l'espèce. Le second, nommé modèle « régional », permet lui d'analyser les données d'occurrence à résolution spatiale plus fine prenant ainsi en considération des variables environnementales indisponibles à plus grande échelle, telles que la topographie ou la couverture végétale (variables d'habitat) tout en considérant, grâce au modèle global, la niche climatique globale de l'espèce. Cette approche permet donc d'éviter la

truncation de la niche de l'espèce étudiée et ainsi d'avoir une représentation la plus précise possible de celle-ci (Adde et al., 2023; Chevalier et al., 2021; Gallien et al., 2012). Pour les modèles utilisés, les données d'espèces et d'environnements provenaient de GBIF ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) et de Chelsa (Karger et al., 2017) pour l'échelle globale. Concernant les données locales, celles-ci provenaient de InfoSpecies ([www.infospecies.ch](http://www.infospecies.ch)) et de Sweco 25 (Külling et al., 2024). Les variables ont été sélectionnées automatiquement pour chacune des espèces en utilisant le package covsel (Adde et al., 2023).

Afin de générer les modèles de distribution des espèces et comme recommandé dans Araújo & New (2007), Adde et al. (2023) ont réalisé un modèle consensus pour chacune des espèces basé sur 5 techniques de modélisation différentes avec des complexités diverses : les modèles linéaires généralisés (GLM) (McCullagh & Nelder, 1999); les modèles additifs généralisés (GAM) (Hastie & Tibshirani, 1986); « Random Forests » (RF) (Breiman, 2001); « Maximum Entropy » (Maxnet) (Phillips, 2021); et « Gradient Boosted Machines » (GBM) (Ridgeway, 2024).

Ces modèles ont été évalués par Adde et al. (2023) en réalisant 100 cross-validations, utilisant 70% du jeu de données afin de calibrer le modèle et les 30% restant pour évaluer celui-ci via les quatre métriques suivantes : AUC (« Area Under The Curve »), MaxTSS (valeur maximale du « True Skill Statistic »), l'indice de Boyce et MaxSEDI (valeur maximale du « Symmetric Extremal Dependence Index »). Tous les modèles avaient de très bonnes performances (Annexe A.1), suivant la classification de Verdon et al. (2024). Ceux-ci ont donc été projetés à 25m sur la Suisse et binarisés en utilisant le seuil maximisant le TSS. Ensuite, nous avons agrégé les cartes à une résolution de 250m en prenant la valeur maximale (c'est-à-dire que si une espèce était présente sur 1 pixel de 25m, nous avons considéré que l'espèce était présente sur le pixel de 250m qui contient le pixel de 25m) avec le package terra (Hijmans, 2024). Pour ce travail, l'utilisation de variables binaires a été privilégiée afin de diminuer le temps de calcul de l'algorithme.

### 2.3. Les étapes de la planification systématique de la conservation

Il s'agit d'une approche qui se déroule en six étapes clés principales (Margules & Pressey, 2000) (Fig.3). La première consiste en la collecte de données portant sur les espèces étudiées ainsi que sur leur répartition spatiale (McIntosh et al., 2017). En raison de la complexité de la biodiversité et du manque de données à propos de celle-ci, c'est à ce moment-là que l'utilisation de substituts de la biodiversité, tels que les plantes vasculaires pour ce mémoire, prend tout son sens afin de pouvoir établir une mesure correcte de celle-ci (Margules & Pressey, 2000). C'est également lors de cette étape que va avoir lieu la délimitation de la zone de planification composée d'un ensemble d'unités de planification qui se rapporte ici à l'entièreté de la Suisse (Pressey et al., 2009). Pour ce travail, les unités de planification se présentent sous la forme d'une grille régulière dont la taille des pixels est de 250\*250m et occupent l'ensemble du territoire à l'exception des différents lacs.

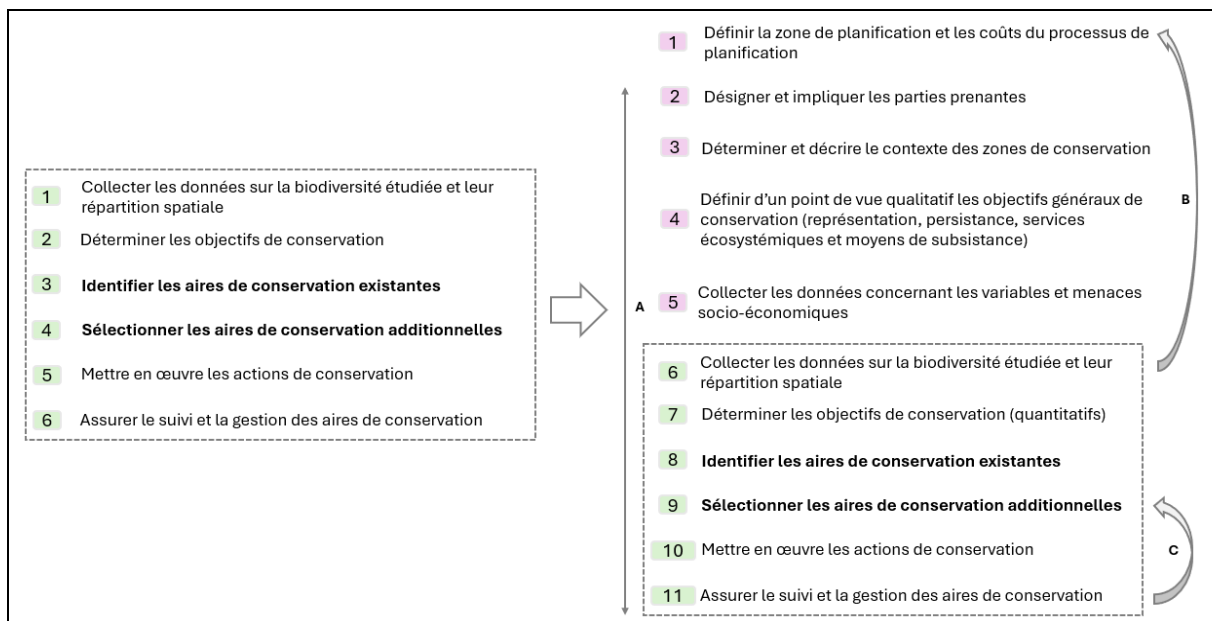


Fig.3 : Schéma reproduit à partir de Pressey & Bottrill (2009) représentant à gauche les 6 étapes principales de la planification systématique de la conservation. Les deux étapes mises en évidence en gras correspondent au concept de la priorisation spatiale. À droite, les 11 étapes incluant les dynamiques sociales, économiques et politiques. Désormais, les parties prenantes vont être impliquées tout au long du processus (A). Une fois que les données sur la biodiversité sont récoltées, il peut y avoir un éventuel retour en arrière afin de modifier la délimitation de la zone de planification (B). Enfin, les informations recueillies lors du suivi des réserves (étape 11) peuvent servir à localiser et identifier d'éventuelles nouvelles aires de conservation ou à l'inverse, réajuster la configuration de celles-ci (C).

Concernant la seconde étape, nous avons déterminé les objectifs de conservation quantitatifs pour la région étudiée (Margules & Pressey, 2000; McIntosh et al., 2017). Dans ce cas-ci, la finalité serait de protéger un pourcentage défini de l'aire de chaque espèce qui varie en fonction du statut IUCN de celle-ci et ce grâce à un budget correspondant à 30% de la totalité des pixels.

Pour la troisième étape, il s'agit d'identifier les réserves déjà existantes au niveau de la zone de planification afin d'examiner si les objectifs de conservation ont déjà été atteints dans ces dernières. Ainsi, cette méthodologie permet d'identifier les éventuelles lacunes présentes dans ces zones de conservation en se focalisant sur la présence ou l'absence de certaines caractéristiques, comme les espèces, les écosystèmes étudiés etc., ainsi que sur la mesure dans laquelle celles-ci sont représentées (Margules & Pressey, 2000). Pour ce mémoire, les réseaux d'aires de conservation existant à l'échelle de la Suisse n'ont pas été pris en considération afin de tester la congruence entre les aires de conservation des différents taxons et ce pour mettre en avant le potentiel effet parapluie de certains groupes taxonomiques. Par ailleurs, une comparaison entre les aires prioritaires définies dans ce présent mémoire et les zones protégées actuelles au niveau de la Suisse a été réalisée afin d'évaluer si ces dernières assurent une protection adéquate de la diversité biologique concernée.

Afin d'atteindre l'objectif défini, la quatrième étape vise à déterminer les éventuelles aires de conservation supplémentaires qui pourraient être ajoutées au réseau déjà existant et ce grâce à l'utilisation d'algorithmes développés par des logiciels de planification. La sélection de zones additionnelles est parfois soumise à des contraintes. Dans ce cas-ci, l'acquisition des aires de conservation qui vont être désignées pour répondre à l'objectif fixé ne devra pas excéder un budget prédéfini (correspondant dans ce cas-ci à 30% de la surface terrestre suisse). De plus, certaines zones, telles que les zones urbaines, peuvent être exclues de la sélection (Kukkala & Moilanen, 2013; Margules & Pressey, 2000; Pressey, 1998). Ainsi, les étapes 3 et 4 sont généralement considérées comme celles correspondant au concept de la priorisation spatiale (Wilson et al., 2009). Dans ce présent travail, nous avons réalisé deux priorisations distinctes : la première sans aucune restriction spatiale, mais qui a pour finalité d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, à l'exception qu'elle exclut les zones urbaines de la priorisation et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles (Fig.4).



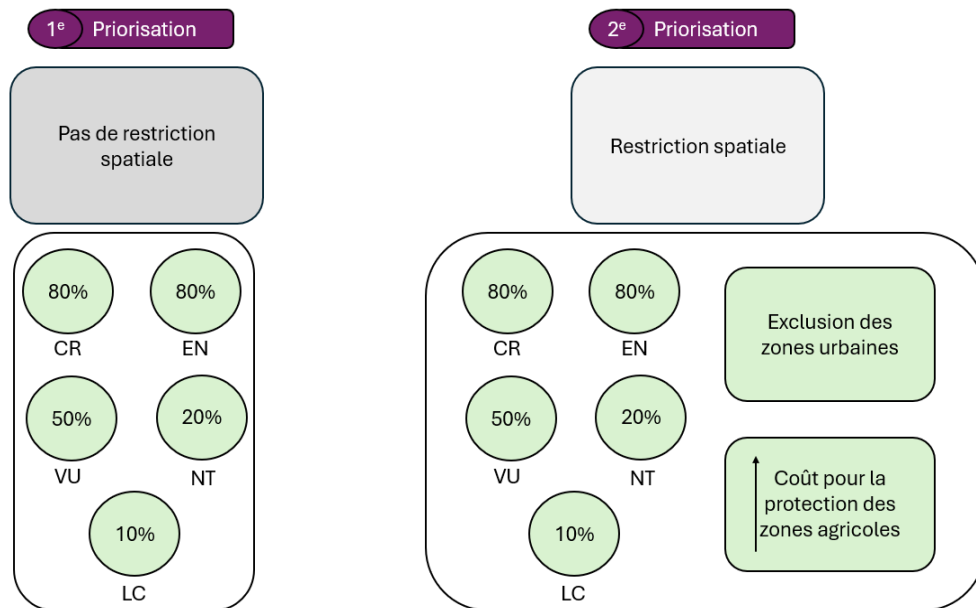


Fig.4 : Schéma représentant les deux priorisations développées ainsi que les caractéristiques de chacune.

La cinquième étape est déterminante puisqu'il s'agit de la mise en œuvre des actions de conservation sur les territoires donnés. Pour cela, chaque zone devra bénéficier d'une gestion qui sera la plus adéquate possible. Étant donné que la planification systématique de la conservation n'est pas un processus unidirectionnel, un retour en arrière est envisageable si les aires sélectionnées sont par exemple trop endommagées (Margules & Pressey, 2000).

Enfin, la sixième et dernière étape a pour objectif d'assurer le suivi et la gestion des différentes réserves au cours du temps afin de garantir un maintien des objectifs préfixés (Margules & Pressey, 2000). Dans le cadre de ce mémoire, les étapes 5 et 6 ne seront pas considérées.

Au cours du temps, le processus de planification de la conservation a évolué et le nombre d'étapes a augmenté. Désormais, celui-ci peut se composer de 11 étapes (Sarkar et al., 2006). Les 5 étapes qui ont donc été ajoutées accordent dorénavant plus d'importance aux contextes sociaux, économiques et politiques (Pressey & Bottrill, 2009) (Fig.3).

## 2.4. Prioritizr

La planification systématique de la conservation présente de nombreux aspects pratiques qui pour ce travail ont été abordés à l'aide du logiciel R et plus précisément grâce au package R *Prioritizr* qui utilise une programmation linéaire en nombres entiers mixtes et qui est conçu pour générer et traiter des problèmes de planification de la conservation (Hanson et al., 2023) et dans ce cas-ci, pour chaque groupe taxonomique à savoir les spermatophytes, bryophytes et ptéridophytes. Ce package vise donc à identifier des sites prioritaires pour la conservation afin de développer des réseaux d'aires protégées. Ces derniers permettent soit d'atteindre les objectifs de protection de la biodiversité tout en minimisant les coûts financiers ou alors de garantir une protection maximale de la biodiversité tout en respectant une restriction budgétaire prédéfinie (Powers et al., 2022). Ainsi, la programmation linéaire en nombres entiers vise à minimiser ou maximiser une fonction objectif se présentant sous la forme d'une équation mathématique (Beyer et al., 2016). En ce qui concerne la résolution des problèmes de planification de la conservation, celle-ci est réalisable grâce à l'utilisation d'un solveur d'optimisation. Pour ce présent mémoire, Gurobi (Gurobi Optimization, LLC., 2023) qui est le meilleur solveur disponible a été employé (Schuster et al., 2020).

D'autres logiciels, tels que *Zonation* ou encore *Marxan*, peuvent également être utilisés pour solutionner les enjeux de conservation (Duchardt et al., 2021). Par exemple, le logiciel *Marxan* utilise une approche heuristique grâce à l'algorithme « Simulated Annealing » (SA) (Kirkpatrick et al., 1983). Cependant, celui-ci semblerait être moins efficace que la programmation linéaire en nombres entiers utilisée par le package *Prioritizr*. En effet, cette dernière offre des solutions de meilleures qualités, c'est-à-dire qu'elle permet d'identifier une solution optimale ou une solution qui se situe dans une marge spécifiée par rapport à l'optimum. De plus, elle permet également une résolution beaucoup plus rapide des problèmes de conservation posés (Beyer et al., 2016; Schuster et al., 2020). Par ailleurs, *Prioritizr* permet aussi l'application d'objectifs de conservation, de cibles, de contraintes ou encore de pénalités afin d'offrir une solution optimale face à la problématique posée (Hanson et al., 2023).

Pour ce travail, la manipulation de ce package s'est donc déroulée en plusieurs étapes. Premièrement, un budget financier a été établi. Pour ce faire, chaque unité de planification s'est d'abord vue attribuer un coût similaire (1<sup>e</sup> priorisation). Ensuite, pour la seconde analyse

où les zones urbaines ont été retirées, nous avons établi un coût deux fois plus élevé pour les zones agricoles. En effet, ces terres comprennent notamment de nombreuses plantes messicoles elles aussi menacées de disparition en raison de l'intensification des pratiques agricoles et des modifications dans l'utilisation des sols. L'acquisition et la protection de ces zones représentent donc un défi plus conséquent (Waymel & Zambettakis, 2015). Ainsi, le budget utilisé pour ce travail était équivalent à 30% de la totalité des pixels.

Ensuite, un objectif de représentation maximale des espèces a été ajouté. Celui-ci vise à définir les unités de planification qui maximisent le nombre d'espèces à protéger tout en ne dépassant pas le budget fixé (Cabeza & Moilanen, 2001).

De manière générale, le choix de nouvelles zones à protéger se base sur une représentation adéquate des différents écosystèmes, mais ne garantit pas forcément la protection des espèces menacées au sein de ces zones (Watson et al., 2011). Pour ce faire, d'autres objectifs relatifs ont également été ajoutés au problème de planification de la conservation qui a été établi précédemment. En effet, chaque espèce s'est vue attribuer un pourcentage représentant la proportion de l'aire à préserver pour chacune (Hanson et al., 2023). Pour ce mémoire, ce nombre varie en fonction du statut IUCN de l'espèce, c'est-à-dire que si celle-ci possède le statut « en danger critique d'extinction » ou « en danger », la proportion de l'aire à protéger équivaut à 80%. Pour les autres espèces présentant les statuts « vulnérable », « potentiellement menacé » et « non-menacé », ces dernières se sont vues respectivement attribuer les pourcentages de 50%, 20% et 10% (Tab.1). Cette étape est donc cruciale puisqu'elle permet de donner plus de poids aux espèces menacées.

Enfin, après avoir généré la première priorisation, l'ajout de contraintes a également été pris en considération dans le but d'exclure certaines unités de planification des aires protégées. Cette fonction peut notamment être utilisée pour écarter les unités qui sont trop dégradées ou celles qui ne permettent pas la protection des espèces étudiées (Hanson et al., 2023). Dans un premier temps, pour la première priorisation spatiale, aucune contrainte n'a été prise en considération et pour la seconde analyse, nous avons choisi d'exclure les zones urbaines des aires à protéger. En effet, celles-ci ne sont pas sans conséquences sur la biodiversité puisqu'elles occasionnent de multiples répercussions négatives, telles que la fragmentation des habitats, la pollution ou encore l'introduction d'espèces invasives (Trzyna et al., 2014).

Enfin, les zones urbaines ainsi que les zones agricoles ont pu être identifiées grâce à l'utilisation de la base de données européenne Corine Land Cover sur l'occupation des sols pour l'année 2018 (Copernicus, 2018).

À la fin des deux priorisations distinctes, nous avons donc obtenu deux sets de cartes binaires pour chacun des taxons et pour l'ensemble des taxons considérés, où la valeur 0 indique que le pixel ne sera pas sélectionné pour être placé en aire de conservation et inversement pour la valeur 1.

## 2.5. Analyses statistiques

### 2.5.1. Détermination de la congruence entre les différents groupes taxonomiques et avec les zones protégées actuelles

Afin de caractériser la congruence entre les zones prioritaires pour les trois groupes taxonomiques et les trois taxons réunis, nous avons calculé un pourcentage de recouvrement entre les différents taxons obtenu grâce à la formule suivante :

$$\text{Recouvrement} = \frac{a}{a + b}$$

où  $a$  représente le nombre de pixels présentant la valeur 1 pour les deux groupes taxonomiques étudiés,  $b$  représente le nombre de pixels présentant la valeur 1 pour le groupe taxonomique d'intérêt et qui ne sont pas partagés avec l'autre groupe taxonomique.

Étant donné que les solutions optimales proposées par Prioritizr n'offrent pas toujours un important pourcentage de recouvrement entre les différents taxons, nous avons également déterminé le nombre d'espèces de bryophytes et de ptéridophytes qui ont atteint la protection définie de leur aire au cours des priorisations réalisées pour les spermatophytes.

Le pourcentage de recouvrement entre les aires prioritaires simulées dans nos modèles et celles existant actuellement en Suisse a également été évalué pour les différents taxons afin de déterminer si celles-ci assurent efficacement la protection de la biodiversité.

### *2.5.2. Impact des changements climatiques futurs sur les zones protégées*

Pour caractériser l'impact des changements climatiques sur les zones prioritaires d'un point de vue conservation par rapport aux zones non prioritaires, 19 variables bioclimatiques à 25m de résolution ont été téléchargées au temps présent (1981-2010) et futur (2071-2100) (Broennimann & Guisan, under review). Pour représenter le temps futur, deux scénarios d'évolution des concentrations de gaz à effet de serre, à savoir un réaliste : RCP 4.5 et un pessimiste : RCP 8.5, ont été considérés. Pour le premier scénario, la température devrait dépasser les +1.5°C d'ici 2100 par rapport à la période de 1850-1900, alors qu'un changement d'au moins +2°C est considéré pour le second scénario d'ici 2100 (IPCC, 2014). Deux modèles globaux de circulation (IPSL, MPI-ESM), étant les plus distants entre eux (Knutti et al., 2013), ont également été sélectionnés et combinés aux deux RCPs et ce dans le but de prendre en compte les différences entre ces derniers (Knutti et al., 2013). Enfin, les cartes ont été agrégées à 250m en prenant la valeur moyenne afin de concorder avec la résolution des priorisations spatiales.

Pour chaque scénario futur, une analyse en composantes principales a ensuite été réalisée en combinant les données climatiques présentes et futures. Deux axes ont été conservés et une distance euclidienne entre le temps présent et futur a été calculée pour chaque pixel constituant la Suisse. Finalement, pour chaque taxon, une comparaison des distances climatiques a été réalisée entre les pixels présents dans les zones à prioriser et les zones non prioritaires à l'aide d'un test de wilcox (Bauer, 1972).

### 3. Résultats

#### 3.1. Priorisations spatiales

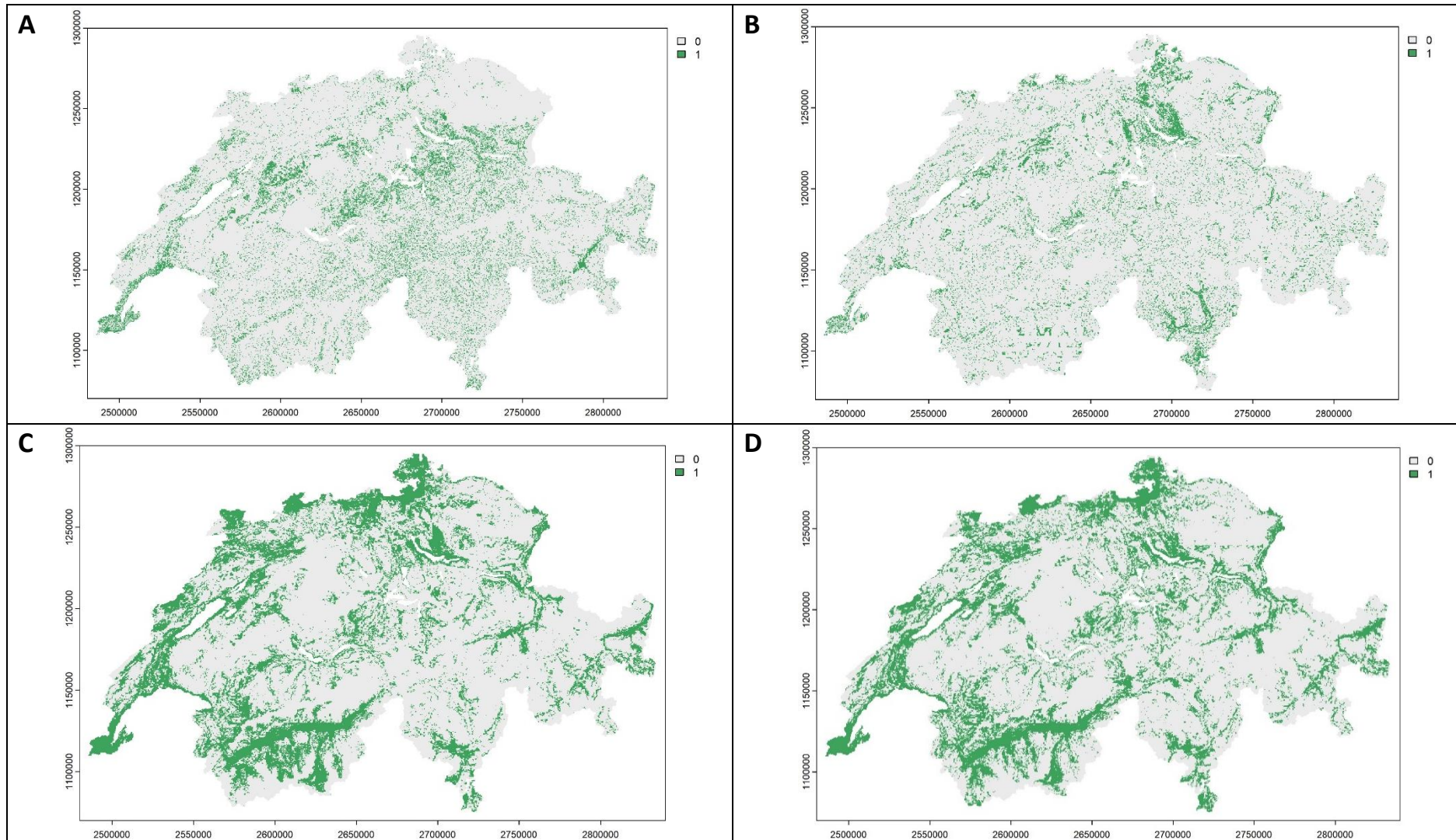
Des cartes illustrant les zones à protéger à l'échelle de la Suisse ont été générées pour les différents groupes taxonomiques, ainsi que pour les deux problèmes de planification de la conservation (Fig.5 et Annexe A.2). En ce qui concerne la première priorisation spatiale, le nombre d'unités de planification désignées pour être placées en zones protégées varie selon le taxon étudié (Tab.2). En effet, ce sont les spermatophytes qui comptent le plus grand nombre d'unités sélectionnées avec un total de 173 042. Lors de la deuxième priorisation spatiale, c'est-à-dire lorsque nous avons exclu les villes et attribué un coût plus important à l'acquisition et la protection des zones agricoles, le nombre de pixels désignés comme aires prioritaires en termes de conservation a diminué pour l'ensemble des taxons considérés à l'exception des bryophytes (Tab.2). Néanmoins, ce sont toujours les spermatophytes qui présentent le plus grand nombre d'unités de planification cumulant un total de 140 968 pixels.

Les trois taxons ont également été regroupés ensemble et les deux priorisations spatiales ont été réalisées pour ces derniers. Pour la première, 168 274 unités de planification ont été désignées pour être placées en aires de conservation, alors que 147 184 pixels ont été choisis pour la seconde.

Enfin, les zones sélectionnées comme aires prioritaires pour la combinaison des trois taxons sont relativement similaires à celles désignées pour le taxon des spermatophytes (Fig.5 C-D). Nous pouvons aussi remarquer que les aires à prioriser pour les bryophytes et les ptéridophytes sont davantage morcelées que pour les spermatophytes (Fig.5 A-B).

*Tableau 2* : Nombre de pixels désignés comme zones à protéger pour les différents groupes taxonomiques et pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles.

	<b>1<sup>ère</sup> priorisation spatiale</b>	<b>2<sup>ème</sup> priorisation spatiale</b>
<b><i>Bryophytes</i></b>	83 504	86 348
<b><i>Ptéridophytes</i></b>	75 302	63 389
<b><i>Spermatophytes</i></b>	173 042	140 968
<b><i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i></b>	168 274	147 184



*Fig.5* : Cartes de la Suisse représentant pour la 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale (sans aucune restriction spatiale) les unités de planification désignées en tant que zones protégées pour les bryophytes (**A**), les ptéridophytes (**B**), les spermatophytes (**C**) et les trois taxons réunis (**D**). Ces dernières sont représentées par les pixels verts. Les pixels gris représentent les zones non protégées.



Les pourcentages d'espèces qui ont atteint la proportion définie de protection de leur aire ont également été calculés et ce pour chaque taxon (Tab.3 ; Guebel, 2024, feuilles de 1 à 8<sup>1</sup>). Dans les deux cas, les priorisations spatiales assurent une protection adéquate de la majorité de l'aire des espèces avec au moins 91% de protection de cette dernière pour chaque taxon et lorsque nous regroupons les trois taxons. En outre, ces pourcentages diminuent lors de la seconde priorisation spatiale, à l'exception des bryophytes où ce dernier a très légèrement augmenté.

*Tableau 3* : Pourcentages d'espèces dans chaque groupe taxonomique qui ont atteint la proportion de l'aire à préserver et ce pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles.

	<i>1<sup>ère</sup> priorisation spatiale</i>	<i>2<sup>ème</sup> priorisation spatiale</i>
<b><i>Bryophytes</i></b>	97.94%	98.56%
<b><i>Ptéridophytes</i></b>	100%	94.12%
<b><i>Spermatophytes</i></b>	96.1%	91.08%
<b><i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i></b>	95.78%	92.68%

### 3.2. Congruence entre les différents taxons étudiés

Afin d'évaluer le potentiel effet parapluie des spermatophytes sur les autres espèces végétales, des cartes représentant les recouvrements entre les différents taxons ont été établies (Annexes A.3 ; A.3.1). Plus précisément, nous nous intéressons ici à la congruence entre la répartition des bryophytes et des spermatophytes, ainsi que celle entre les ptéridophytes et les spermatophytes (Fig.6). Premièrement, concernant le recouvrement entre les bryophytes et les spermatophytes, celui-ci varie entre les différentes régions biogéographiques suisses (Annexe A.4). Les zones de forte congruence se situent notamment le long des lacs suisses, tels que le lac Lemman, le lac de Neufchâtel ou encore celui de Zürich. Une congruence marquée est également observée dans la région du Jura et les zones de plaines. Le recouvrement est moindre pour les régions alpines. À l'inverse, pour la congruence entre les ptéridophytes et les spermatophytes, celle-ci est principalement marquée dans les plaines au-dessus du lac de Zürich et aux alentours de ce dernier, dans les Alpes centrales de l'Ouest ainsi que dans le sud du Tessin.

<sup>1</sup> Guebel Léonie (2024). Data from Master thesis "Determining priority areas for conservation: a spatially explicit approach applied to Alpine flora". Figshare. Dataset <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.26789320.v1>



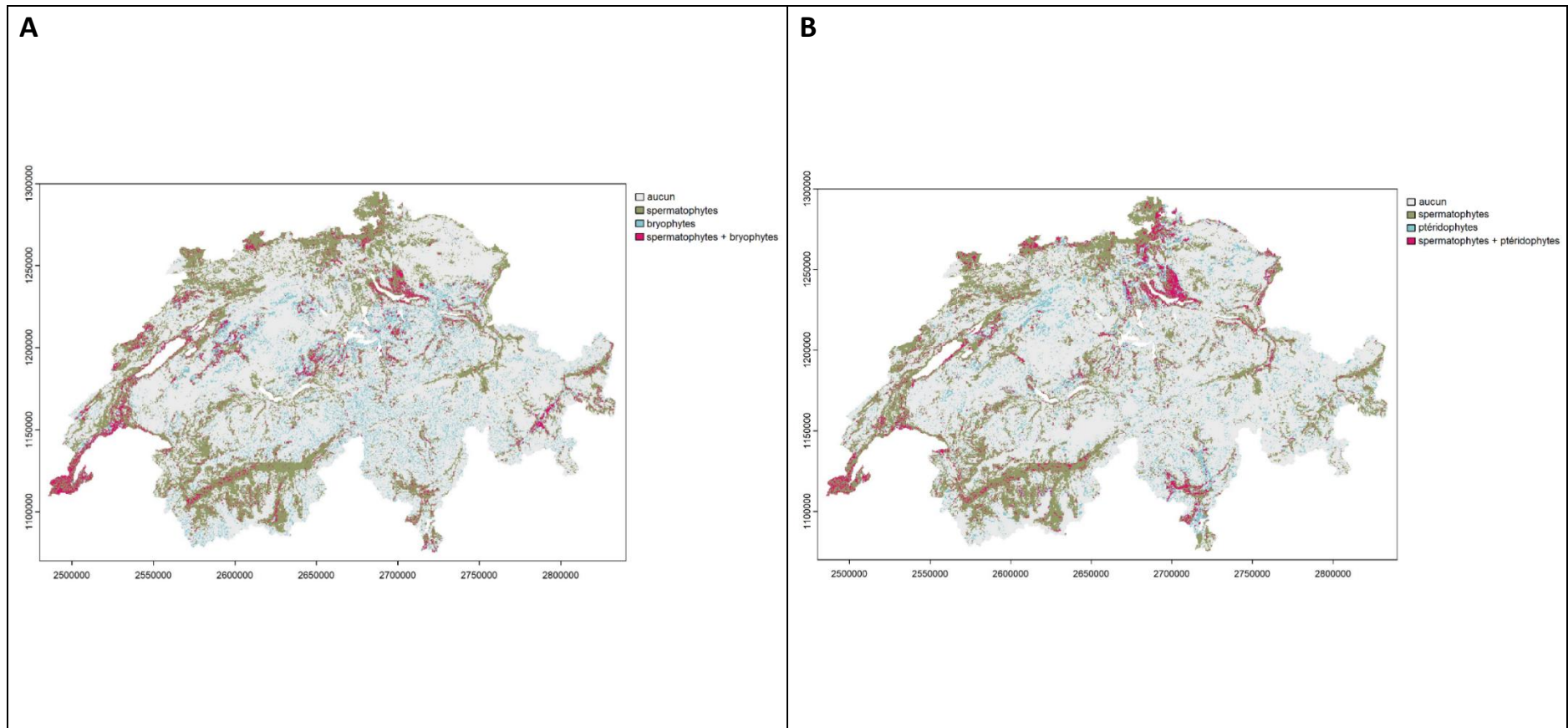
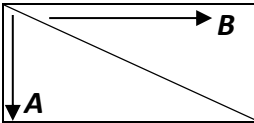


Fig.6 : Cartes illustrant la congruence entre les bryophytes et les spermatophytes (**A**) ainsi qu'entre les ptéridophytes et les spermatophytes (**B**) lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale

Pour chaque priorisation, le pourcentage de l'aire à protéger d'un groupe taxonomique qui était présent dans la zone couverte par un autre taxon a été évalué (Tab.4 ; Annexe A.5). Ainsi, dans la zone couverte par les spermatophytes à l'échelle de la Suisse, nous retrouvons 32.66% de l'aire des bryophytes, ainsi que 36.57% de l'aire des ptéridophytes. De plus, 79.27% de l'aire des spermatophytes se retrouvent dans celle combinant les trois taxons.

Tableau 4 : Pourcentages de l'aire d'un groupe taxonomique (A) que l'on retrouve dans l'aire d'un autre taxon (B) pour la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale.

	<i>Bryophytes</i>	<i>Ptéridophytes</i>	<i>Spermatophytes</i>	<i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i>
<i>Bryophytes</i>	-	13.77%	32.66%	37.70%
<i>Ptéridophytes</i>	15.27%	-	36.57%	36.34%
<i>Spermatophytes</i>	15.76%	15.92%	-	79.27%
<i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i>	18.71%	16.20%	81.51%	-

Plus spécifiquement, comme les résultats obtenus correspondent à la solution optimale, les solutions peuvent avoir de faibles recouvrements entre elles, mais pourraient atteindre de manière sous-optimale les objectifs des autres taxons. C'est pourquoi, au cours des priorisations réalisées pour les spermatophytes, nous avons déterminé le nombre d'espèces de bryophytes et ptéridophytes qui ont atteint la protection définie de leur aire (Tab.5 ; Guebel, 2024, feuilles de 9 à 10<sup>2</sup>). Ainsi, pour la première priorisation spatiale, 94.04% des espèces soit un total de 505 espèces sur 537 ont obtenu le pourcentage fixé de protection de leur aire. Pour la seconde, ce sont 91.43% des espèces, ce qui équivaut à un total de 491 espèces de bryophytes et de ptéridophytes qui ont répondu au critère précité (Annexe A.6).

<sup>2</sup> Guebel Léonie (2024). Data from Master thesis "Determining priority areas for conservation: a spatially explicit approach applied to Alpine flora". Figshare. Dataset <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.26789320.v1>

Tableau 5 : Nombre d'espèces de bryophytes et ptéridophytes qui ont atteint le pourcentage de protection de leur aire lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale réalisée pour les spermatophytes.

	<b>Bryophytes</b>			
	<b>10%</b>	<b>20%</b>	<b>50%</b>	<b>80%</b>
<b>Non atteinte</b>	6	14	7	1
<b>Atteinte</b>	412	42	4	0
	<b>Ptéridophytes</b>			
	<b>10%</b>	<b>20%</b>	<b>50%</b>	<b>80%</b>
<b>Non atteinte</b>	1	0	2	1
<b>Atteinte</b>	39	3	5	0

Globalement, la majorité des espèces présentant le statut IUCN « non-menacé » ont bénéficié de la protection spécifiée de leur aire. Les espèces qui n'atteignent pas la protection définie sont soit au bord de l'extinction, en danger ou considérées comme vulnérables. Les résultats restent mitigés pour les bryophytes considérées comme « potentiellement menacées » à l'échelle de la Suisse, ce qui n'est pas le cas pour les ptéridophytes présentant le même statut.

### 3.3. Recouvrement avec les aires protégées actuelles en Suisse

Afin d'évaluer l'efficacité actuelle des zones protégées en Suisse pour la biodiversité, des cartes représentant la congruence entre les zones de protection simulées par Prioritizr et celles protégées actuellement en Suisse ont été générées pour le premier (Fig.7) et le second problème de planification de la conservation (Annexe A.7).

Les spermatophytes présentent les pourcentages les plus élevés concernant le recouvrement, puisque ces derniers s'élèvent respectivement à 17.82% et 17.36%. Celles-ci sont suivies par les bryophytes puis par les ptéridophytes. Lors de l'exclusion des villes et l'attribution d'un coût plus élevé aux zones agricoles, le recouvrement augmente modérément pour les bryophytes, ainsi que pour les ptéridophytes et diminue très légèrement pour les spermatophytes. Lorsque nous regroupons les trois taxons, le pourcentage est à nouveau plus important pour la deuxième priorisation spatiale (Tab.6).

*Tableau 6* : Pourcentages de recouvrement entre les aires protégées actuelles à l'échelle de la Suisse et celles simulées pour chaque groupe taxonomique pour les deux priorisations spatiales. La première ne présente aucune restriction spatiale, mais a pour objectif d'assurer la protection d'un pourcentage spécifique de l'aire de chaque espèce. La seconde vise le même objectif, mais exclut les zones urbaines et applique un coût plus élevé à la protection des zones agricoles.

	<b>1<sup>ère</sup> priorisation spatiale</b>	<b>2<sup>ème</sup> priorisation spatiale</b>
<b><i>Bryophytes</i></b>	11.13%	12.39%
<b><i>Ptéridophytes</i></b>	8.58%	9.04%
<b><i>Spermatophytes</i></b>	17.82%	17.36%
<b><i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i></b>	17.56%	18.36%

Sur la figure 7, lorsque nous nous intéressons aux spermatophytes et aux trois taxons réunis, nous constatons que les zones de congruence sont davantage condensées sur le territoire suisse par rapport aux deux autres groupes taxonomiques. À l'inverse, pour les bryophytes, la congruence est principalement marquée dans les Alpes centrales de l'Est ainsi que dans le centre du pays. Enfin, pour les ptéridophytes, la congruence avec les aires protégées suisses est plus marquée dans les plaines que dans les régions montagnardes.

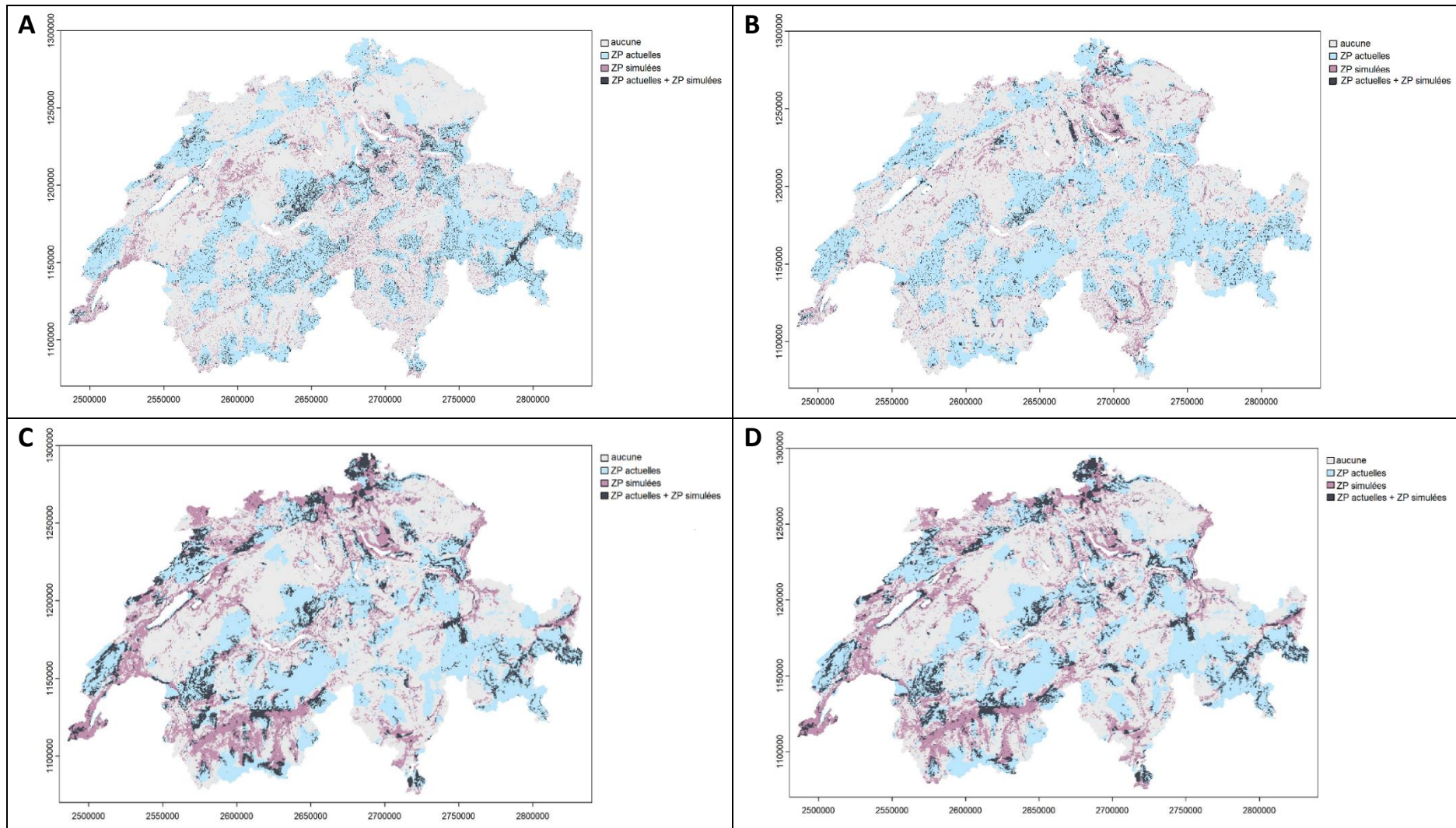


Fig.7 : Recouvrement entre les zones protégées actuelles et celles simulées pour les bryophytes (A), ptéridophytes (B) et spermatophytes (C) ainsi que pour les trois taxons réunis (D) lors de la première priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale.

### 3.4. Vulnérabilité des zones protégées face aux changements climatiques

La stabilité des zones prioritaires pour la période future (2071-2100) varie en fonction du groupe taxonomique, du modèle de circulation global et du scénario d'évolution des concentrations de gaz à effet de serre (Annexe A.8). Lorsque nous considérons les bryophytes, ptéridophytes et spermatophytes ensemble (Fig.8) selon le modèle de circulation MPI-ESM et le RCP 4.5, les zones protégées simulées par Prioritizr seraient légèrement moins impactées dans le futur par les changements climatiques que les zones non prioritaires. En effet, la médiane s'élève à 1.254 pour les zones prioritaires et à 1.275 pour les zones non protégées. De plus, la distance climatique moyenne des zones protégées ( $1.239 \pm 0.279$ ) est plus faible que celle des zones non prioritaires qui vaut  $1.273 \pm 0.262$ .

Pour le RCP 8.5 qui est davantage pessimiste, les tendances observées sont identiques aux précédentes, mais les distances climatiques calculées sont plus importantes. En effet, ce dernier prédit une médiane de 2.499 pour les zones protégées et de 2.575 pour les zones qui ne bénéficient pas de protection. Par ailleurs, les distances climatiques moyennes valent respectivement  $2.516 \pm 0.335$  pour les zones prioritaires et  $2.587 \pm 0.341$  pour les non prioritaires. Enfin, pour les deux scénarios considérés, les p-values obtenues à l'aide du test de wilcox sont significatives ( $< 2.2 \cdot 10^{-16}$ ).

Cependant, le groupe taxonomique des bryophytes présentent une tendance inverse où les zones considérées comme prioritaires en termes de conservation seraient légèrement plus impactées dans la période future par les changements climatiques (Annexe A.8).

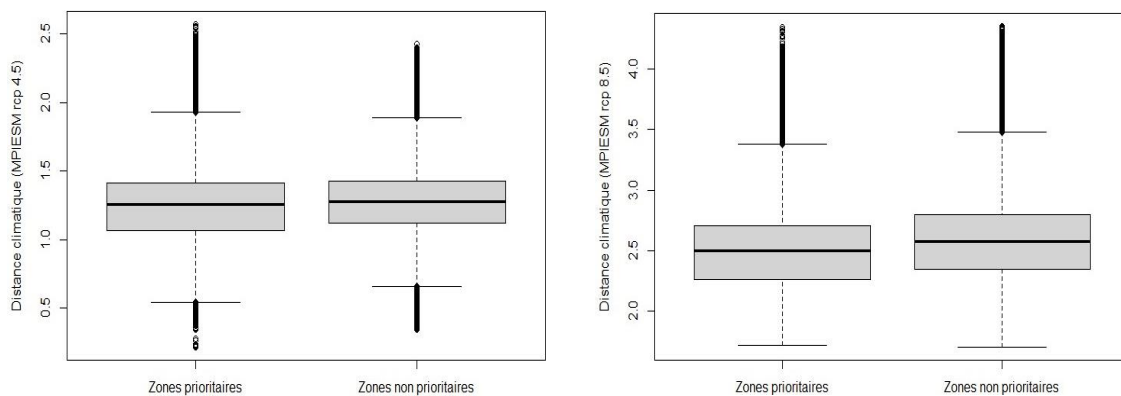


Fig.8 : Boxplots des distances climatiques évaluées pour les zones prioritaires des spermatophytes, ptéridophytes et bryophytes ensemble (1<sup>ère</sup> priorisation spatiale ; sans aucune restriction spatiale), ainsi que pour les zones non prioritaires, selon le modèle global de circulation MPI-ESM et les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5.



## 4. Discussion

### 4.1. Zones prioritaires en Suisse

#### 4.1.1. *Congruence entre les aires à protéger pour les différents taxons*

En raison de l'importance de développer des plans de conservation afin de respecter les accords de la Convention de Vienne et du Protocole de Montréal (Office fédéral de l'environnement, 2023), ce présent travail avait pour principal objectif de tester le potentiel effet parapluie des spermatophytes dans des plans de conservation afin de protéger de la même manière les ptéridophytes et les bryophytes, deux taxons généralement oubliés lors de la détermination de zones protégées et de la mise en œuvre de mesures de conservation (Darbyshire et al., 2017). Les résultats obtenus dans le cadre d'une adaptation à la flore suisse ont montré que les spermatophytes représentent le taxon ayant obtenu le plus grand nombre d'unités de planification désignées pour être placées en zones protégées. Par ailleurs, ces unités de planification sont également réparties de manière uniforme à travers l'ensemble du territoire suisse. En effet, les zones retenues par Prioritizr pour ce groupe taxonomique sont à la fois situées dans la région du Jura, le plateau suisse, ainsi que dans les Préalpes et l'ensemble des Alpes et peuvent ainsi former un potentiel réseau d'aires protégées.

Pour les bryophytes ainsi que les ptéridophytes, les cartes obtenues montrent que les unités de planification désignées comme aires protégées sont davantage morcelées et réparties de manière discontinue à l'échelle de la Suisse. Par ailleurs, pour ces deux taxons, les pourcentages de congruence avec les aires protégées désignées pour les spermatophytes sont relativement faibles. En effet, uniquement 32.66% de l'aire des bryophytes ainsi que 36.57% de l'aire des ptéridophytes figurent dans la zone couverte par les spermatophytes à l'échelle de la Suisse.

Concernant l'utilisation des plantes vasculaires comme taxon de substitution pour les bryophytes, de nombreux articles scientifiques ont été publiés et les résultats obtenus à partir de ceux-ci sont très souvent contradictoires (Gao et al., 2015). D'une part, Pharo et al. (2000) affirment que les spermatophytes pourraient être de bons indicateurs de la diversité en bryophytes car elles leur offrent notamment de nombreuses niches micro-environnementales. À l'inverse, une densité trop importante de la strate herbacée ainsi qu'une accumulation de la

litière associée peuvent impacter négativement le développement des bryophytes (Bergauer et al., 2022). Celles-ci peuvent jouer un rôle important dans la rétention et la protection des graines des spermatophytes ainsi que dans la stabilité des sols (Bergauer et al., 2022). Néanmoins, si la couche de bryophytes est trop conséquente, cela peut contraindre la germination des graines au sol (Malmer et al., 2003; Zamfir, 2000). Par ailleurs, une étude réalisée par De Simonetta (2014) a analysé plusieurs articles scientifiques traitant de la congruence entre ces deux groupes taxonomiques. Cet auteur a conclu que les spermatophytes ne pouvaient pas jouer le rôle de substituts sans prendre en compte l'échelle d'évaluation ou encore le type d'habitat étudié.

Concernant l'échelle spatiale, plusieurs études ont montré que la congruence entre les spermatophytes et les bryophytes est davantage marquée lorsque nous travaillons à grande échelle et non à l'échelle locale (Pharo et al., 2000; Sauberer et al., 2004). En effet, lorsque l'échelle spatiale augmente, la chance d'être confronté à une plus grande diversité d'habitats augmente également. Les bryophytes étant des organismes capables de se développer sur une grande diversité de substrats, à mesure que l'échelle spatiale augmente, la diversité d'habitats rencontrés pour les bryophytes et les plantes vasculaires augmente elle aussi. Ceci pourrait donc expliquer l'augmentation de la congruence entre ces deux taxons (Ingerpuu et al., 2001). Dans le cadre de ce présent travail, la faible congruence remarquée entre les spermatophytes et les bryophytes pourrait donc s'expliquer par l'échelle spatiale utilisée puisque nous avons travaillé avec une résolution fine de 250m.

Par ailleurs, la faible congruence entre ces deux taxons peut également s'expliquer par le fait que les bryophytes présentent des exigences écologiques bien précises et sont davantage sensibles à des facteurs environnementaux tels que, la lumière et la température (He et al., 2016), la couverture végétale offerte par les plantes vasculaires (Löbel et al., 2006), ou encore la biomasse (Van Klink et al., 2017) qui influencent donc grandement la richesse spécifique, ainsi que la répartition de ce taxon dans l'environnement (Bergauer et al., 2022). Concernant la répartition des plantes vasculaires dans les Alpes, Chauvier et al. (2021) affirment que le climat suivi par les facteurs édaphiques sont les principaux éléments qui contrôlent la distribution de ces organismes et que le degré d'influence de ces facteurs varie également en fonction de l'altitude. Par ailleurs, l'influence et l'importance de ces facteurs varient également en fonction de l'échelle considérée qui n'est généralement pas la même pour les



spermatophytes et les bryophytes. Ainsi, étant donné que les facteurs environnementaux qui influencent la distribution des spermatophytes et des bryophytes ne sont pas les mêmes, cela pourrait expliquer l'incongruence observée entre ces deux groupes.

Étant donné que les pourcentages obtenus précédemment pour les congruences entre taxons correspondent à la solution optimale proposée par Prioritizr (c'est-à-dire qui maximise la protection des espèces tout en minimisant les coûts), cela pourrait expliquer les faibles congruences obtenues. Nous avons donc déterminé au cours des priorisations réalisées pour les spermatophytes, le nombre d'espèces de bryophytes atteignant la protection définie de leur aire.

De ce fait, bien qu'il y ait une faible congruence entre les recouvrements des aires protégées optimales pour les spermatophytes et les bryophytes, les aires prioritaires désignées pour les spermatophytes assurent toutefois une protection de la plupart des aires définies pour les bryophytes. En effet, les résultats de ce présent travail montrent que le nombre d'espèces de bryophytes atteignant le pourcentage de protection de leur aire au cours des priorisations réalisées pour les spermatophytes est grand et seulement 5.76 % de l'ensemble des espèces n'ont pas atteint leur seuil de protection. Néanmoins, les espèces n'ayant pas atteint leur seuil sont majoritairement classées au bord de l'extinction, en danger, vulnérables ainsi que potentiellement menacées selon la Liste rouge de l'IUCN, et dont le besoin de protection est crucial à l'heure actuelle (Kiebacher et al., 2023). La pseudo-incongruence remarquée précédemment pourrait donc s'expliquer par le fait que les pourcentages de protection que nous avons définis étaient particulièrement élevés pour les espèces présentant ces statuts. Assurer la protection totale de l'aire des espèces représente également un enjeu en raison de la complexité à conserver et protéger leurs habitats naturels. C'est le cas notamment de *Anthoceros agrestis* et de *Phaeoceros laevis carolinianus*, toutes les deux présentes dans des terres cultivées, impactées par l'expansion des pratiques agricoles intensives (Bisang, 2024).

À partir des résultats de ce présent mémoire, l'hypothèse que les spermatophytes pourraient jouer le potentiel rôle d'espèces parapluies pour les bryophytes laisse à désirer. En effet, parmi les espèces n'atteignant pas la protection de leur aire au cours des priorisations effectuées pour les spermatophytes, ce sont majoritairement les bryophytes qui présentent les statuts IUCN les plus préoccupants qui sont concernées. De ce fait, la première priorisation spatiale

effectuée a montré que 25% des espèces de bryophytes jugées potentiellement menacées, ainsi que 64% des espèces vulnérables n'ont pas atteint la protection définie de leur aire. La seule espèce jugée en danger par la Liste rouge de l'IUCN n'a également pas pu bénéficier de la protection totale de son aire et a atteint une protection de seulement 37.79%.

Cependant, il est important de rester vigilant quant à l'interprétation de ces résultats. En effet, pour certaines espèces, telles que *Cinclidium stygium* ou encore *Sphagnum rubellum*, nous avons défini un pourcentage de protection de l'aire de 50%. Néanmoins, les solutions proposées par Prioritizr ont généré respectivement des pourcentages de protection de 42.13% et 44.77 % qui sont des valeurs très proches du seuil défini. Ainsi, nous pouvons dès lors mettre en évidence l'existence d'une pseudo-incongruence entre les spermatophytes et les bryophytes qui peut s'expliquer par l'attribution de valeurs trop élevées concernant la protection des aires des espèces. Il serait donc judicieux de s'attarder davantage sur la conservation de ces espèces afin de déterminer si une valeur de protection inférieure serait suffisante pour assurer la protection totale de ces espèces.

Désormais, en ce qui concerne la congruence entre les spermatophytes et les ptéridophytes, celle-ci n'est pas fortement marquée dans les régions de haute altitude. Les ptéridophytes présentent une relation unimodale entre la richesse spécifique et l'altitude dont la valeur du pic dépend du groupe taxonomique considéré (Bhattarai et al., 2004; Sureshkumar et al., 2020). Selon Grau et al. (2007), ce pic de richesse est légèrement plus élevé pour les ptéridophytes que pour les spermatophytes. Par ailleurs, la distribution des ptéridophytes est fortement influencée par des variables climatiques comme l'humidité et sont généralement présentes dans les forêts sub-montagnardes (Abotsi et al., 2020). D'autres facteurs supplémentaires influencent également la répartition de ces organismes comme la composition du sol, le gradient de lumière disponible, mais également des facteurs climatiques comme la température ou encore les précipitations (Qian et al., 2022; Zuquim et al., 2009).

Les cartes de recouvrement entre les ptéridophytes et les spermatophytes correspondent généralement bien à la répartition des forêts à l'échelle de la Suisse (Annexe A.9). La congruence dans ce type de milieu pourrait s'expliquer par le fait que beaucoup d'espèces de fougères bénéficient des micro-habitats et des conditions microclimatiques offertes par le couvert forestier (Feldberg et al., 2014).

De manière générale, il semble tout de même important de mentionner que lors de l'évaluation de la congruence entre taxons, les ptéridophytes sont généralement incluses avec les spermatophytes qui sont dès lors reprises ensemble sous le groupe des plantes vasculaires. Peu d'articles traitant de la congruence entre ces deux taxons sont disponibles.

#### *4.1.2. Différences régionales dans les patterns de congruence entre les spermatophytes et les bryophytes*

Les résultats obtenus par les cartes de recouvrement dans ce travail montrent que les patterns de congruence varient à l'échelle du territoire suisse. Ainsi, il semble intéressant d'approfondir la question de la congruence entre ces deux taxons en s'intéressant davantage aux différentes régions et aux types de milieux concernés afin de voir si nous pourrions obtenir une congruence plus élevée entre ceux-ci. De ce fait, plusieurs études ont déjà prouvé que certains habitats, comme les forêts boréales, offrent une congruence positive entre les plantes vasculaires et les bryophytes (Dynesius & Zinko, 2006; Ingerpuu et al., 2001).

Les cartes de recouvrement obtenues dans ce présent travail entre les bryophytes et les spermatophytes illustrent une congruence dans les zones humides comme les tourbières et les marais suisses (Annexes A.10 ; A.11 ). Une étude réalisée par Hájek et al. (2014) affirme également une corrélation positive entre les richesses spécifiques de ces deux taxons dans ces milieux. En effet, les plantes vasculaires offriraient des micro habitats et des conditions microclimatiques favorables au développement des sphaignes avec des températures stables ainsi qu'une humidité relativement élevée (Pouliot et al., 2011).

Les cartes de recouvrement illustrent également une congruence marquée dans les prairies sèches qui présentent une importante richesse spécifique à la fois en plantes vasculaires, mais également en bryophytes (Dengler et al., 2020) (Annexe A.12). Ces résultats sont confirmés par une autre étude qui affirme une relation positive entre la richesse spécifique des deux taxons dans ce type de milieu (Löbel et al., 2006). Par ailleurs, l'OFEV affirme qu'en Suisse, les prairies sèches sont les milieux les plus riches en espèces (Office fédéral de l'environnement, 2022). La microtopographie des prairies sèches crée une importante hétérogénéité spatiale et fournit ainsi aux espèces une grande diversité de niches écologiques. Elle permet par conséquent d'augmenter la diversité en plantes vasculaires et en bryophytes et peut

éventuellement améliorer le degré de congruence entre ces deux taxons (Grubb, 1977; Palmer, 1994).

À l'inverse, les résultats obtenus précédemment par les cartes de recouvrement illustrent une congruence moindre entre ces deux taxons dans les régions alpines de haute altitude. Une étude réalisée par Grytnes et al. (2006) affirme que les schémas de richesses spécifiques pour les plantes vasculaires et les bryophytes varient distinctement le long d'un gradient altitudinal. En outre, selon Grau et al. (2007), une relation unimodale existe entre la richesse spécifique et l'altitude avec un pic à moyenne altitude et dont la valeur diffère d'un groupe taxonomique à l'autre. D'après l'étude réalisée par ce même auteur, cette dernière serait plus élevée pour les bryophytes que pour les spermatophytes.

En effet, les bryophytes présentent une plus grande tolérance au froid et peuvent se développer plus facilement dans des environnements froids de haute altitude (Asplund et al., 2022). Ces organismes ont également la capacité de se développer dans des environnements rocheux, puisqu'ils sont caractérisés par une absence de racines (Lakatos, 2011). Cette différence dans la valeur des pics de la richesse spécifique pourrait donc réduire la congruence entre ces deux taxons en haute altitude. Ainsi, dans ce cas-ci et comme le confirme une étude réalisée par De Simonetta (2014), l'hypothèse de l'utilisation des spermatophytes comme substituts pour les bryophytes le long d'un gradient altitudinal est malheureusement non convaincante.

À partir de l'ensemble des résultats précités, la mise en œuvre de mesures de conservation spécifiques et ciblées pour les bryophytes est jugée primordiale, telles que leur accorder une protection juridique particulière, comme c'est le cas pour *Hamatocaulis vernicosus* qui a été inscrite en 1990 dans la Convention de Berne et dans l'annexe II de la Directive européenne Habitats. De plus, 32 espèces de bryophytes figurent actuellement dans l'annexe II de la Directive Habitats. D'autres espèces comme *Anthoceros neesii* évoluent dans des champs cultivés. Ce type d'habitat bénéficie dès lors de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement qui se sont développées grâce à la mise en place de la politique agricole commune (Hodgetts, 2019).

De nos jours, un intérêt particulier s'est donc développé pour la protection de ce taxon, avec notamment la création de la Liste rouge des bryophytes en Europe et les efforts de son actualisation, ainsi que l'élaboration de Listes rouges des espèces de bryophytes en France, tant au niveau national que régional. En outre, la mise en place d'aires protégées, grâce notamment au réseau Natura 2000, joue également un rôle crucial dans la conservation de ce groupe taxonomique. Tout comme pour la conservation des spermatophytes, d'autres outils politiques sont également développés, tels que la Convention de Berne, ou encore la mise en place et le développement de projets LIFE visant à améliorer le statut de conservation de certaines espèces et d'habitats où figurent les bryophytes (Hodgetts, 2019).

#### 4.1.3. *Congruence avec les zones protégées actuelles*

Désormais, si nous comparons les aires prioritaires obtenues dans ce présent travail avec la répartition actuelle de celles en Suisse, les patterns de congruence varient entre les différents taxons. Comme l'illustrent les résultats, la congruence est davantage marquée pour les spermatophytes comparée aux bryophytes et ptéridophytes.

Concernant les bryophytes, la congruence avec les zones protégées actuelles est majoritairement marquée dans la région alpine et plus précisément au niveau du versant nord des Alpes qui abrite un nombre conséquent de bas et hauts-marais d'importance nationale (Annexe A.11). Il s'agit d'une congruence particulièrement importante, car selon Kiebacher et al. (2023), ces types de milieux sont les quatrièmes en Suisse à compter la plus grande proportion d'espèces de bryophytes présentes sur la liste rouge. À l'inverse, les versants nord des Alpes sont grandement impactés par les pistes de ski qui ont un effet conséquent sur la structure, la composition et la diversité des communautés végétales, principalement causé par l'utilisation de neige artificielle ainsi que le nivellement mécanique (Wipf et al., 2005). Ainsi, cette activité est souvent en opposition avec la protection de la flore alpine, dont font partie les bryophytes.

La localisation des stations sèches, qui comprennent par exemple les pelouses sèches thermophiles, les pelouses steppiques ou encore les prairies et pâturages secs, pourrait également expliquer la congruence visible dans la région des Alpes. En effet, 51 espèces de bryophytes sont présentes dans ces habitats, dont 37 figurent sur la Liste rouge de Suisse. Nombreuses espèces, telles que *Didymodon acutus* et *Tortula lanceola* sont tributaires de la

protection des prairies sèches (Kiebacher et al., 2023). Par ailleurs, ces milieux sont extrêmement riches en espèces, tant en plantes vasculaires qu'en bryophytes. De nos jours, ces habitats sont particulièrement menacés. La conservation de ceux-ci est donc essentielle et ils bénéficient d'ores et déjà de nombreuses mesures de protection mises en œuvre à partir de la loi sur la protection de la nature et du paysage (Office fédéral de l'environnement, 2010). Les stations sèches sont principalement localisées dans le Valais, le Tessin ainsi que dans le canton des Grisons qui comprend le parc national suisse (Kiebacher et al., 2023).

L'importance de maximiser et de continuer les efforts de conservation pour ces milieux est donc cruciale. En effet, bien qu'une congruence soit marquée au niveau de ces derniers, il s'agit tout de même des groupes d'habitats qui comprennent les proportions d'espèces menacées les plus conséquentes. Les actions de conservation permettront de préserver les espèces de bryophytes menacées et recensées sur la Liste rouge et d'éviter ainsi le risque de disparition, voire d'extinction de celles-ci.

Pour les ptéridophytes, les patterns de congruence avec les zones protégées actuelles en Suisse sont semblables à ceux observés pour les bryophytes et restent discontinus à l'échelle du territoire. Par ailleurs, les ptéridophytes dans leur ensemble font partie de la Liste rouge des plantes vasculaires menacées en Suisse.

Enfin, en ce qui concerne les spermatophytes, les cartes de recouvrement obtenues montrent une congruence davantage marquée et condensée au niveau du territoire, ce qui sous-entend que les efforts de conservation actuels pour ce taxon sont déjà bien développés et que les aires prioritaires semblent protéger une bonne partie des espèces de ce taxon. Néanmoins, lorsque nous observons les pourcentages de recouvrement avec les aires protégées actuelles pour les spermatophytes, ces derniers ne sont pas très élevés étant donné qu'ils ne dépassent pas les 18%. Bornand et al. (2016) jugent qu'à l'heure actuelle, les efforts de conservation pour les plantes vasculaires, en général, sont rarement développés à grande échelle, et se limitent à des actions de conservation locales, ainsi que temporaires.

## 4.2. Impact des changements climatiques sur la flore alpine

La comparaison entre les distances climatiques pour les aires prioritaires et non prioritaires pour les différents taxons a permis d'évaluer la vulnérabilité des zones protégées face aux changements climatiques. Les résultats de ce présent travail offrent des conclusions positives pour les ptéridophytes et les spermatophytes, puisque les zones protégées simulées sont jugées légèrement moins vulnérables que les aires non prioritaires. En effet, les distances climatiques moyennes calculées pour les zones protégées présentent des valeurs inférieures à celles calculées pour les zones non prioritaires.

À l'inverse, les zones prioritaires déterminées pour les bryophytes dans ce travail sembleraient être légèrement plus impactées par les changements climatiques que celles simulées pour les deux autres taxons. En effet, les distances climatiques moyennes calculées auparavant pour les zones protégées sont supérieures à celles déterminées pour les zones non prioritaires.

Au cours du temps, la modification de la saisonnalité des précipitations, ainsi que des précipitations annuelles moyennes dues au réchauffement climatique auraient un impact conséquent sur les bryophytes et favoriseraient leur risque d'extinction (Van Zuijlen et al., 2024). De nombreuses études répertoriées dans He et al. (2016) ont également montré que ce groupe taxonomique, qui est caractérisé comme étant poïkilohydrique, est davantage sensible au réchauffement climatique, en raison notamment de leur faible capacité d'adaptation thermique à court terme à des températures plus élevées.

Par ailleurs, le réchauffement climatique entraînerait une perte drastique de la biodiversité de ce taxon en particulier dans les milieux avec une richesse spécifique importante, comme les régions alpines ou encore les forêts boréales (Elmendorf et al., 2012; He et al., 2016). Les changements climatiques pourraient également modifier les interactions entre les plantes vasculaires et les bryophytes et donc l'équilibre entre ces deux groupes taxonomiques, ce qui entraînerait donc une modification de la composition de ces deux communautés et une modification de la structure de l'écosystème liée par exemple à un développement important d'arbustes ligneux (He et al., 2016; Vanneste et al., 2017).

Ainsi, l'aménagement de micro-refuges climatiques pour les bryophytes pourrait être l'une des solutions pour atténuer les effets des changements climatiques (Lenoir et al., 2017).

### 4.3. Limitations de l'étude

L'utilisation du package Prioritizr offre un large choix d'objectifs, de contraintes ou encore de pénalités qui peuvent être utilisés lors de la construction d'un problème de planification de la conservation (Hanson et al., 2023). Dans ce présent mémoire, tous n'ont pas pu être exploités. De ce fait, nous aurions pu, par exemple, favoriser la connectivité entre les unités de planification sélectionnées ou encore exclure les solutions présentant des aires protégées trop fragmentées.

À ce propos, Arpin et al. (2016) affirme que la connectivité est un élément clé dans un réseau d'aires protégées, car elle favorise la diversité génétique, la dispersion et réduit le risque de consanguinité (Eizaguirre & Baltazar-Soares, 2014; Gómez-Fernández et al., 2016). Cependant, de nombreux doutes persistent à l'heure actuelle quant à la capacité des Alpes européennes à fournir une connexion suffisante entre les aires protégées (Walzer et al., 2013).

Pour remédier à ce problème, des sites ne bénéficiant pas de statut de protection mais présentant une importante biodiversité pourraient être identifiés et inclus dans le réseau d'aires protégées existant. Cela permettrait de maintenir un certain niveau de connectivité dans la région des Alpes et favoriserait par exemple la migration des espèces en réponse aux changements climatiques (Schoville et al., 2018).

Dans ce présent travail, lors de l'analyse de la vulnérabilité des zones protégées vis-à-vis des changements climatiques, l'impact de ceux-ci sur la flore alpine n'a pas été véritablement mesuré tout comme l'évolution des 19 variables bioclimatiques dans le temps futur. Afin d'étudier et de quantifier les changements d'aires de répartition des espèces face au réchauffement climatique dans le futur, l'utilisation de modèles de répartition des espèces aurait pu dès lors être envisagée (Araújo et al., 2019).

De cette manière, Qiao et al. (2016) jugent nécessaire d'estimer les habitats propices à l'installation des espèces et surtout de prendre en considération également leurs capacités dispersives. Il s'agit cependant d'une situation préoccupante car l'étude réalisée par Zanatta et al. (2020) affirme que même les organismes les plus dispersifs comme les bryophytes n'auraient pas la capacité de suivre le rythme croissant des changements climatiques.



## 5. Conclusions et perspectives

Ce présent travail a révélé que l'utilisation des spermatophytes comme espèces parapluies des bryophytes à l'échelle de la Suisse n'était pas adéquate, puisqu'elles ne permettaient pas de protéger les espèces de bryophytes présentant les statuts IUCN les plus préoccupants. Par ailleurs, étant donné les faibles valeurs de congruence obtenues entre ces deux groupes, une analyse à l'échelle des différents biomes pourrait être envisagée à l'avenir afin de tester davantage l'hypothèse des spermatophytes comme taxon de substitution pour les bryophytes.

Ce travail a également permis de mettre en lumière l'importance du choix de plusieurs facteurs, tels que l'échelle spatiale ou encore le type d'habitat étudié, qui ont une influence conséquente sur la congruence entre les bryophytes et les spermatophytes (De Simonetta, 2014).

En outre, bien que les aires protégées actuelles développées en Suisse pour les bryophytes assurent une protection d'une partie des habitats qui comptent les plus grandes proportions des espèces menacées, il est crucial de maintenir les efforts de conservation sur ces habitats. Les résultats de ce travail ont également conclu que la mise en place d'autres mesures de conservation spécifiques à ce taxon était primordiale, d'autant plus qu'il s'agit des organismes qui seraient le plus impactés dans le futur par les changements climatiques. De ce fait, il serait intéressant d'inclure la thématique des changements climatiques lors de la construction des problèmes de planification de la conservation. Pour ce faire, nous pourrions évaluer la stabilité des zones protégées à long terme et attribuer un poids plus important aux zones stables dans le futur.

Concernant la réelle réussite et la mise en œuvre d'un tel projet de conservation, celle-ci dépend sans aucun doute de plusieurs facteurs à prendre en compte dans la réalité. En effet, de nos jours, la planification systématique de la conservation accorde de plus en plus d'importance aux composantes politiques, juridiques et socio-économiques. Il est notamment essentiel de définir les coûts et le rapport coût-efficacité d'un tel processus de planification, mais également d'impliquer l'ensemble des parties prenantes afin de développer une approche collaborative (Sarkar et al., 2006).

## Bibliographie

Abotsi, K. E., Bose, R., Adjossou, K., Deblauwe, V., Rouhan, G., Segla, K. N., Atsri, K. H., & Kokou, K. (2020). Ecological drivers of pteridophyte diversity and distribution in Togo (West Africa). *Ecological Indicators*, *108*, 105741. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105741>

Adde, A., Rey, P.-L., Brun, P., Külling, N., Fopp, F., Altermatt, F., Broennimann, O., Lehmann, A., Petitpierre, B., Zimmermann, N. E., Pellissier, L., & Guisan, A. (2023). N-SDM : A high-performance computing pipeline for Nested Species Distribution Modelling. *Ecography*, *2023*(6), e06540. <https://doi.org/10.1111/ecog.06540>

Albers, H. J. (2022). Protected Area Network Expansion and Management : Economics to improve conservation outcomes. *Environmental and Resource Economics*, *83*(4), 955-972. <https://doi.org/10.1007/s10640-022-00653-6>

Amatulli, G., Domisch, S., Tuanmu, M.-N., Parmentier, B., Ranipeta, A., Malczyk, J., & Jetz, W. (2018). A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data*, *5*(1), 180040. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.40>

Andrey, A., Humbert, J.-Y., Pernollet, C., & Arlettaz, R. (2014). Experimental evidence for the immediate impact of fertilization and irrigation upon the plant and invertebrate communities of mountain grasslands. *Ecology and Evolution*, *4*(12), 2610-2623. <https://doi.org/10.1002/ece3.1118>

Araújo, M. B., Anderson, R. P., Márcia Barbosa, A., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., Garcia, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R. B., Zimmermann, N. E., & Rahbek, C. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*, *5*(1), eaat4858. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>

Araújo, M., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, *22*, 42-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>

Arpin, I., Ronsin, G., Scheurer, T., Wallner, A., Hoblea, F., Churakova (sidorova), O. v., Cremer-Schulte, D., & Braun, V. (2016). The scientific councils of Alpine protected areas : An overview and analysis of their contribution to linking science and management. *eco.mont - Journal on Protected Mountain Areas Research*, *8*(2), 5-12. <https://doi.org/10.1553/eco.mont-8-2s5>

Asplund, J., van Zuijlen, K., Roos, R. E., Birkemoe, T., Klanderud, K., Lang, S. I., & Wardle, D. A. (2022). Divergent responses of functional diversity to an elevational gradient for vascular plants, bryophytes and lichens. *Journal of Vegetation Science*, *33*(1), e13105. <https://doi.org/10.1111/jvs.13105>

Baffetta, F., Bacaro, G., Fattorini, L., Rocchini, D., & Chiarucci, A. (2007). Multi-stage cluster sampling for estimating average species richness at different spatial grains. *Community Ecology*, *8*, 119-127. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.1.14>

Barlow, M. M., Johnson, C. N., McDowell, M. C., Fielding, M. W., Amin, R. J., & Brewster, R. (2021). Species distribution models for conservation: Identifying translocation sites for eastern quolls under climate change. *Global Ecology and Conservation*, 29, e01735. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01735>

Bauer, D. F. (1972). Constructing Confidence Sets Using Rank Statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 67(339), 687-690. <https://doi.org/10.1080/01621459.1972.10481279>

Bergauer, M., Dembicz, I., Boch, S., Willner, W., Babbi, M., Blank-Pachlatko, J., Catalano, C., Cykowska-Marzencka, B., Gehler, J., Guarino, R., Keller, S., Moysiyenko, I., Vynokurov, D., Widmer, S., & Dengler, J. (2022). Scale-dependent patterns and drivers of vascular plant, bryophyte and lichen diversity in dry grasslands of the Swiss inneralpine valleys. *Alpine Botany*, 132(2), 195-209. <https://doi.org/10.1007/s00035-022-00285-y>

Beyer, H. L., Dujardin, Y., Watts, M. E., & Possingham, H. P. (2016). Solving conservation planning problems with integer linear programming. *Ecological Modelling*, 328, 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.02.005>

Bhattarai, K. R., Vetaas, O. R., & Grytnes, J. A. (2004). Fern species richness along a central Himalayan elevational gradient, Nepal. *Journal of Biogeography*, 31(3), 389-400. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.01013.x>

Billings, W. D. (1974). Adaptations and Origins of Alpine Plants. *Arctic and Alpine Research*, 6(2), 129-142. <https://doi.org/10.1080/00040851.1974.12003769>

Bisang, I. (2024). *Swissbryophytes—Phaeoceros laevis subsp. Carolinianus—Habitat*. Swissbryophytes. [https://www.swissbryophytes.ch/index.php/fr/lebensraum?taxon\\_id=nism-10](https://www.swissbryophytes.ch/index.php/fr/lebensraum?taxon_id=nism-10)

Boch, S., Kurtogullari, Y., Allan, E., Lessard-Therrien, M., Rieder, N. S., Fischer, M., Martínez De León, G., Arlettaz, R., & Humbert, J.-Y. (2021). Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *Journal of Environmental Management*, 279, 111629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111629>

Borgelt, J., Dorber, M., Høiberg, M. A., & Verones, F. (2022). More than half of data deficient species predicted to be threatened by extinction. *Communications Biology*, 5(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03638-9>

Bornand, C., Eggenberg, S., Gyax, A., Juillerat, P., Jutzi, M., Möhl, A., Rometsch, S., Sager, L., & Santiago, H. (2016). *Liste rouge des plantes vasculaires. Espèces menacées en Suisse*. Office fédéral de l'environnement et Info Flora.

Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>

Broennimann, O., & Guisan, A. (under review). *CHclim25 – a spatially and temporally very high-resolution climatic dataset for Switzerland*. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-79>

Bütikofer, L., Adde, A., Urbach, D., Tobias, S., Huss, M., Guisan, A., & Randin, C. (2024). High-resolution land use/cover forecasts for Switzerland in the 21st century. *Scientific Data*, 11(1), 231. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03055-z>

Cabeza, M., & Moilanen, A. (2001). Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5), 242-248. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02125-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02125-5)

Chauvier, Y., Thuiller, W., Brun, P., Lavergne, S., Descombes, P., Karger, D. N., Renaud, J., & Zimmermann, N. E. (2021). Influence of climate, soil, and land cover on plant species distribution in the European Alps. *Ecological Monographs*, 91(2), e01433. <https://doi.org/10.1002/ecm.1433>

Chauvier-Mendes, Y., Pollock, L. J., Verburg, P. H., Karger, D. N., Pellissier, L., Lavergne, S., Zimmermann, N. E., & Thuiller, W. (2024). Transnational conservation to anticipate future plant shifts in Europe. *Nature Ecology & Evolution*, 8(3), 454-466. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02287-3>

Chemini, C., & Rizzoli, A. (2003). Land use change and biodiversity conservation in the Alps. *Journal of Mountain Ecology*, 7, 1-7.

Chevalier, M., Broennimann, O., Cornuault, J., & Guisan, A. (2021). Data integration methods to account for spatial niche truncation effects in regional projections of species distribution. *Ecological Applications*, 31(7), e02427. <https://doi.org/10.1002/eap.2427>

Coad, L., Watson, J. E., Geldmann, J., Burgess, N. D., Leverington, F., Hockings, M., Knights, K., & Di Marco, M. (2019). Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 259-264. <https://doi.org/10.1002/fee.2042>

Collart, F., Kiebacher, T., Quetsch, M., Broennimann, O., Guisan, A., & Vanderpoorten, A. (2024). To what extent can we predict variation of bryophyte and tracheophyte community composition at fine spatial scale along an elevation gradient? *Science of The Total Environment*, 926, 171741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171741>

Confédération suisse. (1966). *RS 451—Loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage (LPN)*. Fedlex: La plateforme de publication du droit fédéral. [https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1966/1637\\_1694\\_1679/fr](https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1966/1637_1694_1679/fr)

Confédération suisse. (2024). *Cartes de la Suisse—Confédération suisse—Bas-marais d'importance nationale—Map.geo.admin.ch* [Carte]. <https://map.geo.admin.ch/#/map?lang=fr&center=2664503.89,1185411.04&z=1&bgLayer=ch.swisstopo.pixelkarte-farbe&topic=bafu&layers=ch.bafu.bundesinventare-flachmoore,,0.7&catalogNodes=bafu,768,781,1361,767,784,798,804,806,826,843,849,851,1505,15157,2801,2828,2833>

Conseil de l'Europe. (2023). *Convention on the conservation of european wildlife and naturel habitats : Updated list of officially adopted Emerald Network sites*. <https://rm.coe.int/draft-list-of-adopted-emerald-network-sites/1680ad54a1>

Copernicus. (2018). *CORINE Land cover 2018, Europe, semestriel*. Copernicus Land Monitoring Service. <https://land.copernicus.eu/en/map-viewer>

Dagnino, D., Guerrina, M., Minuto, L., Mariotti, M. G., Médail, F., & Casazza, G. (2020). Climate change and the future of endemic flora in the South Western Alps : Relationships between niche properties and extinction risk. *Regional Environmental Change*, 20(4), 121. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01708-4>

Darbyshire, I., Anderson, S., Asatryan, A., Byfield, A., Cheek, M., Clubbe, C., Ghrabi, Z., Harris, T., Heatubun, C. D., Kalema, J., Magassouba, S., McCarthy, B., Milliken, W., de Montmollin, B., Lughadha, E. N., Onana, J.-M., Saïdou, D., Sârbu, A., Shrestha, K., & Radford, E. A. (2017). Important Plant Areas : Revised selection criteria for a global approach to plant conservation. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1767-1800. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1336-6>

De Simonetta, B. (2014a). Does cross-taxon analysis show similarity in diversity patterns between vascular plants and bryophytes? Some answers from a literature review. *Comptes Rendus Biologies*, 337(4), 276-282. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2014.01.003>

De Simonetta, B. (2014b). Does cross-taxon analysis show similarity in diversity patterns between vascular plants and bryophytes? Some answers from a literature review. *Comptes Rendus Biologies*, 337(4), 276-282. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2014.01.003>

Dengler, J., Biurrun, I., Boch, S., Dembiczy, I., & Török, P. (2020). Grasslands of the Palaearctic Biogeographic Realm : Introduction and Synthesis. In *Encyclopedia of the World's Biomes* (p. 617-637). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12432-7>

Drew, C. A., Wiersma, Y. F., & Huettmann, F. (Éds.). (2011). *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology: Concepts and Applications*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0>

Duchardt, C. J., Monroe, A. P., Heinrichs, J. A., O'Donnell, M. S., Edmunds, D. R., & Aldridge, C. L. (2021). Prioritizing restoration areas to conserve multiple sagebrush-associated wildlife species. *Biological Conservation*, 260, 109212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109212>

Dudley, N., & Stolton, S. (2022). *Bonnes pratiques pour la réalisation de l'objectif 30x30 : Aires protégées et autres mesures de conservation efficaces par zone. Rapport pour le département de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales The Nature Conservancy.* (2). [https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/DEFRA\\_30x30\\_FRENCH.pdf](https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/DEFRA_30x30_FRENCH.pdf)

Dunn, R., Harris, N., Colwell, R., Koh, L., & Sodhi, N. (2009). The sixth mass coextinction : Are most endangered species parasites and mutualists? *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 276, 3037-3045. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0413>

Dynesius, M., & Zinko, U. (2006). Species richness correlations among primary producers in boreal forests. *Diversity and Distributions*, 12(6), 703-713. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00280.x>

Eizaguirre, C., & Baltazar-Soares, M. (2014). Evolutionary conservation—Evaluating the adaptive potential of species. *Evolutionary Applications*, 7(9), 963-967. <https://doi.org/10.1111/eva.12227>

Elmendorf, S. C., Henry, G. H. R., Hollister, R. D., Björk, R. G., Bjorkman, A. D., Callaghan, T. V., Collier, L. S., Cooper, E. J., Cornelissen, J. H. C., Day, T. A., Fosaa, A. M., Gould, W. A., Grétarsdóttir, J., Harte, J., Hermanutz, L., Hik, D. S., Hofgaard, A., Jarrad, F., Jónsdóttir, I. S., ... Wookey, P. A. (2012). Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: Heterogeneity over space and time. *Ecology Letters*, 15(2), 164-175. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01716.x>

Elton, C. (1927). *Animal Ecology*. The Macmillan Company.

Engler, R., Guisan, A., & Rechsteiner, L. (2004). An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 263-274. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00881.x>

Essl, F., Staudinger, M., Stöhr, O., Schrott-Ehrendorfer, L., Rabitsch, W., & Niklfeld, H. (2009). Distribution patterns, range size and niche breadth of Austrian endemic plants. *Biological Conservation*, 142(11), 2547-2558. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.027>

Eyre, A. C., Briscoe, N. J., Harley, D. K. P., Lumsden, L. F., McComb, L. B., & Lentini, P. E. (2022). Using species distribution models and decision tools to direct surveys and identify potential translocation sites for a critically endangered species. *Diversity and Distributions*, 28(4), 700-711. <https://doi.org/10.1111/ddi.13469>

Fédération suisse du tourisme. (2024). *Parcs suisses – régions modèles pour le développement durable | Fédération suisse du tourisme* [Carte]. <https://www.stv-fst.ch/fr/durabilite/centre-de-competences/swisstainable/swisstainable-hub/parcs-suisses-regions-modeles-pour-le-developpement-durable>

Feldberg, K., Schneider, H., Stadler, T., Schäfer-Verwimp, A., Schmidt, A. R., & Heinrichs, J. (2014). Epiphytic leafy liverworts diversified in angiosperm-dominated forests. *Scientific Reports*, 4(1), 5974. <https://doi.org/10.1038/srep05974>

Fourcade, Y., Besnard, A. G., & Secondi, J. (2017). Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography*, 27(2), 245-256. <https://doi.org/10.1111/geb.12684>

G. Mateo, R., Aroca-Fernández, M. J., Gastón, A., Gómez-Rubio, V., Saura, S., & García-Viñas, J. I. (2019). Looking for an optimal hierarchical approach for ecologically meaningful niche modelling. *Ecological Modelling*, 409, 108735. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108735>

Gallien, L., Douzet, R., Pratte, S., Zimmermann, N. E., & Thuiller, W. (2012). Invasive species distribution models – how violating the equilibrium assumption can create new insights. *Global Ecology and Biogeography*, 21(11), 1126-1136. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00768.x>

Gao, T., Nielsen, A. B., & Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420-434. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.028>

Gaspar, C., Gaston, K. J., & Borges, P. A. V. (2010). Arthropods as surrogates of diversity at different spatial scales. *Biological Conservation*, 143(5), 1287-1294. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.007>

Gaston, K. J. (1996). Biodiversity—Congruence. *Progress in Physical Geography*, 20(1), 105-112. <https://doi.org/10.1177/030913339602000108>

Gazol, A., & Ibáñez, R. (2010). Plant species composition in a temperate forest : Multi-scale patterns and determinants. *Acta Oecologica*, 36(6), 634-644. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.09.009>

Gómez-Fernández, A., Alcocer, I., & Matesanz, S. (2016). Does higher connectivity lead to higher genetic diversity? Effects of habitat fragmentation on genetic variation and population structure in a gypsophile. *Conservation Genetics*, 17(3), 631-641. <https://doi.org/10.1007/s10592-016-0811-z>

Grabherr, G., Gottfried, M., & Pauli, H. (2011). Global Change Effects on Alpine Plant Diversity. In F. E. Zachos & J. C. Habel (Éds.), *Biodiversity Hotspots : Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (p. 149-163). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_8)

Grau, O., Grytnes, J.-A., & Birks, H. J. B. (2007). A comparison of altitudinal species richness patterns of bryophytes with other plant groups in Nepal, Central Himalaya. *Journal of Biogeography*, 34(11), 1907-1915. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01745.x>

Grinnell, J. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4), 427-433. <https://doi.org/10.2307/4072271>

Grubb, P. J. (1977). The Maintenance of Species-Richness in Plant Communities : The Importance of the Regeneration Niche. *Biological Reviews*, 52(1), 107-145. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x>

Grytnes, J. A., Heegaard, E., & Ihlen, P. G. (2006). Species richness of vascular plants, bryophytes, and lichens along an altitudinal gradient in western Norway. *Acta Oecologica*, 29(3), 241-246. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.10.007>

Guisan, A., Chevalier, M., Adde, A., Zarzo-Arias, A., Goicolea, T., Broennimann, O., Petitpierre, B., Scherrer, D., Rey, P.-L., Collart, F., Riva, F., Steen, B., & Mateo, R. G. (under review). *Spatially-nested hierarchical species distribution models to avoid niche truncation*.

Guisan, A., Thuiler, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models with applications in R*. Cambridge University Press.

Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution : Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>

Guisan, A., & Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)

Gurobi Optimization, LLC. (2023). *Gurobi optimizer* (Version 11.0.0) [Logiciel].

Hájek, M., Poulíčková, A., Vašutová, M., Syrovátka, V., Jiroušek, M., Štěpánková, J., Opravilová, V., & Hájková, P. (2014). Small ones and big ones : Cross-taxon congruence reflects organism body size in ombrotrophic bogs. *Hydrobiologia*, 726(1), 95-107. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1754-8>

Hansen, A. J., & DeFries, R. (2007). Ecological Mechanisms Linking Protected Areas to Surrounding Lands. *Ecological Applications*, 17(4), 974-988. <https://doi.org/10.1890/05-1098>



Hanson, J. O., Schuster, R., Morrell, N., Strimas-Mackey, M., Edwards, B., Watts, M. E., Arcese, P., Bennett, J. R., & Possingham, H. P. (2023). *Systematic Conservation Prioritization in R* [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/prioritizr/prioritizr.pdf>

Hanson, J., Schuster, R., Morrell, N., Strimas-Mackey, M., Edwards, B., Watts, M., Arcese, P., Bennett, J., & Possingham, H. (2023). *Systematic Conservation Prioritization in R* (Version 8.0.3) [Logiciel]. <https://CRAN.R-project.org/package=prioritizr>

Hastie, T., & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1(3), 297-310. <https://doi.org/10.1214/ss/1177013604>

He, X., He, K. S., & Hyvönen, J. (2016). *Will bryophytes survive in a warming world?* <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.02.005>

Heino, J. (2010). Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, 10(2), 112-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.013>

Henne, P. D., Bigalke, M., Büntgen, U., Colombaroli, D., Conedera, M., Feller, U., Frank, D., Fuhrer, J., Grosjean, M., Heiri, O., Luterbacher, J., Mestrot, A., Rigling, A., Rössler, O., Rohr, C., Rutishauser, T., Schwikowski, M., Stampfli, A., Szidat, S., ... Tinner, W. (2018). An empirical perspective for understanding climate change impacts in Switzerland. *Regional Environmental Change*, 18(1), 205-221. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1182-9>

Hijmans, R. J. (2024). *Spatial Data Analysis* (Version R package version 1.7-71) [Logiciel]. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>

Hodgetts, N. (2019). *A miniature world in decline : European Red List of Mosses, Liverworts and Hornworts* (p. 88). International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2019.ERL.2.en>

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

Ingerpuu, N., Vellak, K., Kukk, T., & Pärtel, M. (2001). Bryophyte and vascular plant species richness in boreo-nemoral moist forests and mires. *Biodiversity & Conservation*, 10(12), 2153-2166. <https://doi.org/10.1023/A:1013141609742>

IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>

IPCC. (2014). *Climate Change 2014 Synthesis Report Fifth Assessment Report* (5). <https://ar5-syr.ipcc.ch/index.php>

IUCN. (2021). *Dix aires protégées en Suisse, en France et en Italie entrent sur la Liste verte de l’UICN*. <https://www.iucn.org/fr/news/protected-areas/202104/dix-aires-protgees-en-suisse-en-france-et-en-italie-entrent-sur-la-liste-verte-de-luicn>

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth’s land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>

Kass, J. M., Fukaya, K., Thuiller, W., & Mori, A. S. (2024). Biodiversity modeling advances will improve predictions of nature’s contributions to people. *Trends in Ecology & Evolution*, 39(4), 338-348. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.10.011>

Kiebacher, T., Meier, M., Steffen, J., Bergamini, A., Schnyder, N., & Hofmann, H. (2023). *Liste rouge des bryophytes. Espèces menacées en Suisse*. Office fédéral de l’environnement et Swissbryophytes. [file:///D:/Downloads/liste-rouge-des-bryophytes-esp%C3%A8ces-menac%C3%A9es-en-suisse%20\(2\).pdf](file:///D:/Downloads/liste-rouge-des-bryophytes-esp%C3%A8ces-menac%C3%A9es-en-suisse%20(2).pdf)

Kirkpatrick. (1983). An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. *Biological Conservation*, 25(2), 127-134. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(83\)90056-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90056-3)

Kirkpatrick, S., Gelatt, C., & Vecchi, M. (1983). Optimization by Simulated Annealing. *Science*, 220(4598), 671-680. <https://doi.org/10.1126/science.220.4598.671>

Knutti, R., Masson, D., & Gettelman, A. (2013). Climate model genealogy : Generation CMIP5 and how we got there. *Geophysical Research Letters*, 40(6), 1194-1199. <https://doi.org/10.1002/grl.50256>

Körner, C. (1999). *Alpine Plant Life : Functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-98018-3>

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13(5), 597-605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>

Krieg, C. P., & Chambers, S. M. (2022). The ecology and physiology of fern gametophytes : A methodological synthesis. *Applications in Plant Sciences*, 10(2), e11464. <https://doi.org/10.1002/aps3.11464>

Kujala, H., Lahoz-Monfort, J. J., Elith, J., & Moilanen, A. (2018). Not all data are equal : Influence of data type and amount in spatial conservation prioritisation. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(11), 2249-2261. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13084>

Kujala, H., Moilanen, A., & Gordon, A. (2018). Spatial characteristics of species distributions as drivers in conservation prioritization. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 1121-1132. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12939>

Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88(2), 443-464. <https://doi.org/10.1111/brv.12008>

Külling, N., Adde, A., Fopp, F., Schweiger, A. K., Broennimann, O., Rey, P.-L., Giuliani, G., Goicolea, T., Petitpierre, B., Zimmermann, N. E., Pellissier, L., Altermatt, F., Lehmann, A., & Guisan, A. (2024). SWECO25 : A cross-thematic raster database for ecological research in Switzerland. *Scientific Data*, 11(1), 21. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02899-1>

Lakatos, M. (2011). Lichens and Bryophytes : Habitats and Species. In U. Lüttge, E. Beck, & D. Bartels (Éds.), *Plant Desiccation Tolerance* (p. 65-87). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-19106-0\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-19106-0_5)

Lambeck, R. J. (1997). Focal Species : A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11(4), 849-856. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>

Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J.-M., Tillon, L., & Bouget, C. (2018). Cost-efficiency of cross-taxon surrogates in temperate forests. *Ecological Indicators*, 87, 56-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.044>

Le Berre, M., Noble, V., Pires, M., Casazza, G., Minuto, L., Mariotti, M., Abdulhak, S., Fort, N., Médail, F., & Diadema, K. (2018). Applying a hierarchisation method to a biodiversity hotspot : Challenges and perspectives in the South-Western Alps flora. *Journal for Nature Conservation*, 42, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.01.007>

Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128-137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>

Lenoir, J., Hattab, T., & Pierre, G. (2017). Climatic microrefugia under anthropogenic climate change : Implications for species redistribution. *Ecography*, 40(2), 253-266. <https://doi.org/10.1111/ecog.02788>

*Les parcs suisses*. (s. d.). Réseau des parcs suisses. Consulté 7 août 2024, à l'adresse [https://www.parks.swiss/fr/les\\_parcs\\_suissees/](https://www.parks.swiss/fr/les_parcs_suissees/)

Löbel, S., Dengler, J., & Hobohm, C. (2006). Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands : The effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica*, 41(4), 377-393. <https://doi.org/10.1007/BF02806555>

Maire, A. (2014). *Comment sélectionner les zones prioritaires pour la conservation et la restauration des communautés de poissons de rivière ? Applications aux échelles de la France et du Pas-de-Calais* [Université de Toulouse]. <https://theses.hal.science/tel-01096359/>

Malmer, N., Albinsson, C., Svensson, B. M., & Wallén, B. (2003). Interferences between Sphagnum and vascular plants : Effects on plant community structure and peat formation. *Oikos*, *100*(3), 469-482. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12170.x>

Marcer, A., Sáez, L., Molowny-Horas, R., Pons, X., & Pino, J. (2013). Using species distribution modelling to disentangle realised versus potential distributions for rare species conservation. *Biological Conservation*, *166*, 221-230. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.001>

Margules, C., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*(6783), Article 6783. <https://doi.org/10.1038/35012251>

McCullagh, P., & Nelder, J. A. (1999). *Generalized linear models* (2<sup>e</sup> éd.). Chapman & Hall.

McIntosh, E. J., Pressey, R. L., Lloyd, S., Smith, R. J., & Grenyer, R. (2017). The Impact of Systematic Conservation Planning. *Annual Review of Environment and Resources*, *42*, 677-697. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060902>

Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments : A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, *415*, 108837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>

Miller, J. (2010). Species Distribution Modeling. *Geography Compass*, *4*(6), 490-509. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>

Mills, L. S., Soulé, M. E., & Doak, D. F. (1993). The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation : Management and policy must explicitly consider the complexity of interactions in natural systems. *BioScience*, *43*(4), 219-224. <https://doi.org/10.2307/1312122>

Moilanen, A., Lehtinen, P., Kohonen, I., Jalkanen, J., Virtanen, E. A., & Kujala, H. (2022). Novel methods for spatial prioritization with applications in conservation, land use planning and ecological impact avoidance. *Methods in Ecology and Evolution*, *13*(5), 1062-1072. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13819>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), Article 6772. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Newbold, T. (2010). Applications and limitations of museum data for conservation and ecology, with particular attention to species distribution models. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *34*(1), 3-22. <https://doi.org/10.1177/0309133309355630>

Newesely, C., Tasser, E., Spadinger, P., & Cernusca, A. (2000). Effects of land-use changes on snow gliding processes in alpine ecosystems. *Basic and Applied Ecology*, 1(1), 61-67. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00009>

Niamir, A., Skidmore, A. K., Toxopeus, A. G., Muñoz, A. R., & Real, R. (2011). Finessing atlas data for species distribution models. *Diversity and Distributions*, 17(6), 1173-1185. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00793.x>

Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., & Tappeiner, U. (2009). Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology*, 202(2), 195-210. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x>

Office fédéral de la statistique. (2021). *Régions biogéographiques de Suisse et leur surface* [Carte]. <https://www.bfs.admin.ch/asset/fr/20024673>

Office fédéral de l'environnement. (2010). *Prairies et pâturages secs d'importance nationale—Aide à l'exécution de l'ordonnance sur les prairies sèches*. Office fédéral de l'environnement. [file:///D:/Downloads/prairies\\_et\\_paturagessecsdimportancenationale.pdf](file:///D:/Downloads/prairies_et_paturagessecsdimportancenationale.pdf)

Office fédéral de l'environnement. (2011). Les ressources naturelles en Suisse—La Suisse des parcs. *Environnement*, 1, 64.

Office fédéral de l'environnement. (2012). *Stratégie Biodiversité Suisse*. Office fédéral de l'environnement. [file:///D:/Downloads/strategie\\_biodiversitesuisse.pdf](file:///D:/Downloads/strategie_biodiversitesuisse.pdf)

Office fédéral de l'environnement. (2023, octobre 20). *Convention de Vienne et le Protocole de Montréal*. Confédération suisse. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themen/thema-chemikalien/chemikalien--fachinformationen/internationales--chemikalien/wiener-uebereinkommen-und-montrealer-protokoll.html>

Office fédéral de l'environnement, O. fédéral de l'environnement. (2022). *Prairies et pâturages secs* [Carte]. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themen/thema-biodiversitaet/biodiversitaet--fachinformationen/oekologische-infrastruktur/biotope-von-nationaler-bedeutung/trockenwiesen-und--weiden.html>

Palmer, M. W. (1994). Variation in species richness : Towards a unification of hypotheses. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 29(4), 511-530. <https://doi.org/10.1007/BF02883148>

Palmer, M. W. (1995). How should one count species ? *Natural Areas Journal*, 15, 124-135. <https://doi.org/10.2307/1942024>

Pharo, E. J., Beattie, A. J., & Pressey, R. L. (2000). Effectiveness of using vascular plants to select reserves for bryophytes and lichens. *Biological Conservation*, 96(3), 371-378. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00080-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00080-X)

Phillips, S. (2021). *Fitting « Maxent » Species Distribution Models with « glmnet »*. (Version R package version 0.1.4) [Logiciel]. <https://CRAN.R-project.org/package=maxnet>

Phillips, S., Dudík, M., & Schapire, R. (2004). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceedings, Twenty-First International Conference on Machine Learning, ICML 2004*, 83. <https://doi.org/10.1145/1015330.1015412>.

Pouliot, R., Rochefort, L., Karofeld, E., & Mercier, C. (2011). Initiation of Sphagnum moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants : Is there a link? *Acta Oecologica*, 37(4), 346-354. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.04.001>

Powers, L. C., Larsen, A. E., Leonard, B., & Plantinga, A. J. (2022). Reconnecting stranded public lands is a win-win for conservation and people. *Biological Conservation*, 270, 109557. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109557>

Pressey, R. L. (1998). Algorithms, politics and timber : An example of the role of science in a public, political negotiation process over new conservation areas in production forests. In R. Wills & R. Hobbs (Éds.), *Ecology for every one : Communicating Ecology to Scientist, the Public and the Politicians* (Surrey Beatty and Son, p. 73-87).

Pressey, R. L., & Bottrill, M. C. (2009). Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning : Convergence, contrasts and challenges. *Oryx*, 43(4), 464-475. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990500>

Pressey, R. L., Watts, M. E., Barrett, T. W., & Ridges, M. J. (2009). *The C-Plan conservation planning system : Origins, applications, and possible futures*. 211-234. <https://doi.org/10.1093/oso/9780199547760.003.0016>

Pro Natura. (2009). *Parcs nationaux et naturels : À la découverte des aires protégées*. Pro Natura. [https://www.pronatura.ch/sites/pronatura.ch/files/UH\\_aires\\_protegees\\_2009.pdf](https://www.pronatura.ch/sites/pronatura.ch/files/UH_aires_protegees_2009.pdf)

Proctor, M. C. F., Oliver, M. J., Wood, A. J., Alpert, P., Stark, L. R., Cleavitt, N. L., & Mishler, B. D. (2007). Desiccation-tolerance in bryophytes : A review. *The Bryologist*, 110(4), 595-621. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2007\)110\[595:DIBAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2007)110[595:DIBAR]2.0.CO;2)

*Protected Planet*. (2024). Protected Planet. <https://www.protectedplanet.net/en>

Qian, H., Kessler, M., & Vetaas, O. R. (2022). Pteridophyte species richness in the central Himalaya is limited by cold climate extremes at high elevations and rainfall seasonality at low elevations. *Ecology and Evolution*, 12(5), e8958. <https://doi.org/10.1002/ece3.8958>

Qiao, H., Saupe, E. E., Soberón, J., Peterson, A. T., & Myers, C. E. (2016). Impacts of Niche Breadth and Dispersal Ability on Macroevolutionary Patterns. *The American Naturalist*, 188(2), 149-162. <https://doi.org/10.1086/687201>

R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Version R 4.3.2) [Logiciel]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Randonature. (2007). *Faire ou laisser faire, telle est la question ! —Randonature* [Carte]. <http://www.randonature.ch/sentiers-didactiques/neuchatel/sentier-de-la-tourbiere/10-faire-ou-laisser-faire-telle-est-la-question>

Rathore, M. K., & Sharma, L. K. (2023). Efficacy of species distribution models (SDMs) for ecological realms to ascertain biological conservation and practices. *Biodiversity and Conservation*, 32(10), 3053-3087. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02648-1>

Rey, P.-L., Külling, N., Adde, A., Lehmann, A., & Guisan, A. (2022). *Mapping linkages between biodiversity and nature's contributions to people : A ValPar.CH perspective* (2). University of Zurich. <https://www.zora.uzh.ch/id/eprint/213594/>

Rey, P.-L., Vittoz, P., Petitpierre, B., Adde, A., & Guisan, A. (2023). Linking plant and vertebrate species to Nature's Contributions to People in the Swiss Alps. *Scientific Reports*, 13(1), 7312. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34236-2>

Richardson & Thuiller. (2007). Home away from home—Objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13, 299-312. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00337.x>

Ridgeway, G. (2024). *gbm : Generalized Boosted Regression Models* (Version R package version 2.1.9) [Logiciel]. <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>

Ripley, B. D. (1996). *Pattern Recognition and Neural Networks* (1<sup>re</sup> éd.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511812651>

Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H., & Possingham, H. P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9(10), 1136-1145.

Rumpf, S. B., Gravey, M., Brönnimann, O., Luoto, M., Cianfrani, C., Mariethoz, G., & Guisan, A. (2022). From white to green : Snow cover loss and increased vegetation productivity in the European Alps. *Science*, 376(6597), 1119-1122. <https://doi.org/10.1126/science.abn6697>

Ryti, R. T. (1992). Effect of the focal taxon on the selection reserves. *Ecological Applications*, 2(4), 404-410. <https://doi.org/10.2307/1941875>

Santi, E., Maccherini, S., Rocchini, D., Bonini, I., Brunialti, G., Favilli, L., Perini, C., Pezzo, F., Piazzini, S., Rota, E., Salerni, E., & Chiarucci, A. (2010). Simple to sample : Vascular plants as surrogate group in a nature reserve. *Journal for Nature Conservation*, 18(1), 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.003>

Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., Moffett, A., Wilson, K. A., Williams, K. J., Williams, P. H., & Andelman, S. (2006). Biodiversity Conservation Planning Tools : Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 123-159. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042606.085844>

Sauberer, N., Zulka, K., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H., & Grabherr, G. (2004). Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation*, 117, 181-190. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00291-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00291-X)

Scherrer, D., Esperon-Rodriguez, M., Beaumont, L. J., Barradas, V. L., & Guisan, A. (2021). National assessments of species vulnerability to climate change strongly depend on selected data sources. *Diversity and Distributions*, 27(8), 1367-1382. <https://doi.org/10.1111/ddi.13275>

Schoville, S. D., Dalongeville, A., Viennois, G., Gugerli, F., Taberlet, P., Lequette, B., Álvarez, N., & Manel, S. (2018). Preserving genetic connectivity in the European Alps protected area network. *Biological Conservation*, 218, 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.017>

Schuster, R., Hanson, J. O., Strimas-Mackey, M., & Bennett, J. R. (2020). Exact integer linear programming solvers outperform simulated annealing for solving conservation planning problems. *PeerJ*, 8, e9258. <https://doi.org/10.7717/peerj.9258>

Serra-Diaz, J. M., & Franklin, J. (2019). What's hot in conservation biogeography in a changing climate? Going beyond species range dynamics. *Diversity and Distributions*, 25(4), 492-498. <https://doi.org/10.1111/ddi.12917>

Smith, A. B., Godsoe, W., Rodríguez-Sánchez, F., Wang, H.-H., & Warren, D. (2019). Niche Estimation Above and Below the Species Level. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(3), 260-273. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.012>

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115-1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

Soberón, J., & Arroyo-Peña, B. (2017). Are fundamental niches larger than the realized? Testing a 50-year-old prediction by Hutchinson. *PLOS ONE*, 12(4), e0175138. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175138>

Stöcklin, J., Bosshard, A., Klaus, G., Rudmann-Maurer, K., & Fischer, M. (2007). *Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen*. [https://www.researchgate.net/profile/Andreas-Bosshard/publication/375768871\\_NFP48\\_Landnutzung\\_biolog\\_Vielfalt\\_Alpen\\_d\\_Kurzfpdf/data/655baf99ce88b87031fb66d3/NFP48-Landnutzung-biolog-Vielfalt-Alpen-d-Kurzfpdf.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Andreas-Bosshard/publication/375768871_NFP48_Landnutzung_biolog_Vielfalt_Alpen_d_Kurzfpdf/data/655baf99ce88b87031fb66d3/NFP48-Landnutzung-biolog-Vielfalt-Alpen-d-Kurzfpdf.pdf)



Sureshkumar, J., Ayyanar, M., & Silambarasan, R. (2020). Pteridophyte species richness along elevation gradients in Kolli Hills of the Eastern Ghats, India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 13(1), 92-106. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2019.11.008>

Tasser, E., Mader, M., & Tappeiner, U. (2003). Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic and Applied Ecology*, 4(3), 271-280. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00153>

Thackeray, C. W., Derksen, C., Fletcher, C. G., & Hall, A. (2019). Snow and Climate : Feedbacks, Drivers, and Indices of Change. *Current Climate Change Reports*, 5(4), 322-333. <https://doi.org/10.1007/s40641-019-00143-w>

Theurillat, J.-P., & Guisan, A. (2001). Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps : A Review. *Climatic Change*, 50(1), 77-109. <https://doi.org/10.1023/A:1010632015572>

Thuiller, W. (2024). Ecological niche modelling. *Current Biology*, 34(6), R225-R229. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.02.018>

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245-8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>

Trzyna, T., Edmiston, J. T., Hyman, G., McNeely, J. A., da Cunha e Menezes, P., Myrdal, B., & Phillips, A. (2014). *Urban Protected Areas. Profiles and best practice guidelines*. (22). <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-022.pdf>

Union internationale pour la conservation de la nature. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>

Van Klink, R., Boch, S., Buri, P., Rieder, N. S., Humbert, J.-Y., & Arlettaz, R. (2017). No detrimental effects of delayed mowing or uncut grass refuges on plant and bryophyte community structure and phytomass production in low-intensity hay meadows. *Basic and Applied Ecology*, 20, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.02.003>

Van Zuijlen, K., Bisang, I., Nobis, M. P., & Bergamini, A. (2024). Extinction risk of European bryophytes predicted by bioclimate and traits. *Biological Conservation*, 293, 110584. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110584>

Vanneste, T., Michelsen, O., Graae, B. J., Kyrkjeeide, M. O., Holien, H., Hassel, K., Lindmo, S., Kapás, R. E., & De Frenne, P. (2017). Impact of climate change on alpine vegetation of mountain summits in Norway. *Ecological Research*, 32(4), 579-593. <https://doi.org/10.1007/s11284-017-1472-1>

Verdon, V., Malard, L., Collart, F., Adde, A., Yashiro, E., Pandi, E., Mod, H., Singer, D., Niculita-Hirzel, H., Guex, N., & Guisan, A. (2024). Can we accurately predict the distribution of soil microorganism presence and relative abundance? *Ecography*, 1-15. <https://doi.org/10.1111/ecog.07086>

Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., & Brotons, L. (2017). Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 26(2), 251-271. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1243-2>

Walzer, C., Kowalczyk, C., Alexander, J. M., Baur, B., Bogliani, G., Brun, J.-J., Füreder, L., Guth, M.-O., Haller, R., Holderegger, R., Kohler, Y., Kueffer, C., Righetti, A., Spaar, R., Sutherland, W. J., Ullrich-Schneider, A., Vanpeene-Bruhier, S. N., & Scheurer, T. (2013). The 50 Most Important Questions Relating to the Maintenance and Restoration of an Ecological Continuum in the European Alps. *PLOS ONE*, 8(1), e53139. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053139>

Waser. (2017). *Répartition des forêts de feuillus, de conifères et de forêts mixtes en Suisse* [Carte]. <https://www.vogelwarte.ch/modx/fr/atlas/evolution/foret>

Watson, J. E. m., Evans, M. C., Carwardine, J., Fuller, R. A., Joseph, L. N., Segan, D. B., Taylor, M. F. j., Fensham, R. j., & Possingham, H. P. (2011). The Capacity of Australia's Protected-Area System to Represent Threatened Species. *Conservation Biology*, 25(2), 324-332. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01587.x>

Waymel, J., & Zambettakis, C. (2015). *Déclinaison régionale du plan national d'actions en faveur des plantes messicoles. Basse-Normandie 2015-2020*. [https://www.cbnbrest.fr/pmb\\_pdf/Waymel\\_2015\\_62197.pdf](https://www.cbnbrest.fr/pmb_pdf/Waymel_2015_62197.pdf)

Wilson, J. W., & Primack, R. B. (2019). *Conservation Biology in Sub-Saharan Africa*. Open Book Publishers. <https://doi.org/10.11647/OBP.0177>

Wilson, K. A., Cabeza, M., & Klein, C. J. (2009). Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. In A. Moilanen (Éd.), *Spatial Conservation Prioritization* (p. 16-27). Oxford University PressOxford.

Wipf, S., Rixen, C., Fischer, M., Schmid, B., & Stoeckli, V. (2005). Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 306-316. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01011.x>

Zamfir, M. (2000). Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants : Evidence from greenhouse experiments. *Oikos*, 88(3), 603-611. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880317.x>

Zanatta, F., Engler, R., Collart, F., Broennimann, O., Mateo, R. G., Papp, B., Muñoz, J., Baurain, D., Guisan, A., & Vanderpoorten, A. (2020). Bryophytes are predicted to lag behind future climate change despite their high dispersal capacities. *Nature Communications*, *11*(1), 5601. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19410-8>

Zuquim, G., Costa, F. R. C., Prado, J., & Braga-Neto, R. (2009). Distribution of pteridophyte communities along environmental gradients in Central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, *18*(1), 151-166. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9464-7>

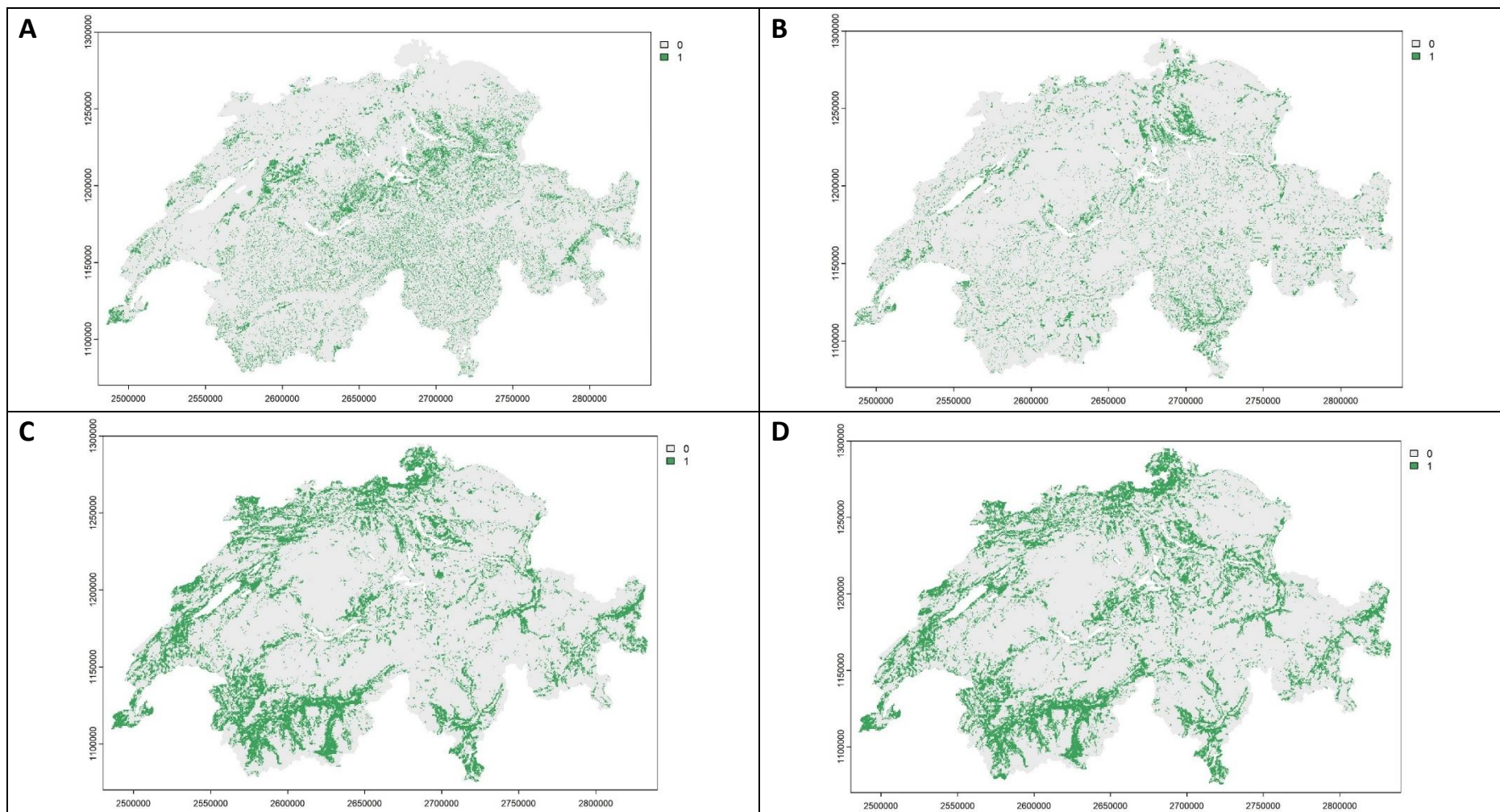
Zurell, D., Zimmermann, N. E., Gross, H., Baltensweiler, A., Sattler, T., & Wüest, R. O. (2020). Testing species assemblage predictions from stacked and joint species distribution models. *Journal of Biogeography*, *47*(1), 101-113. <https://doi.org/10.1111/jbi.13608>

## Annexes

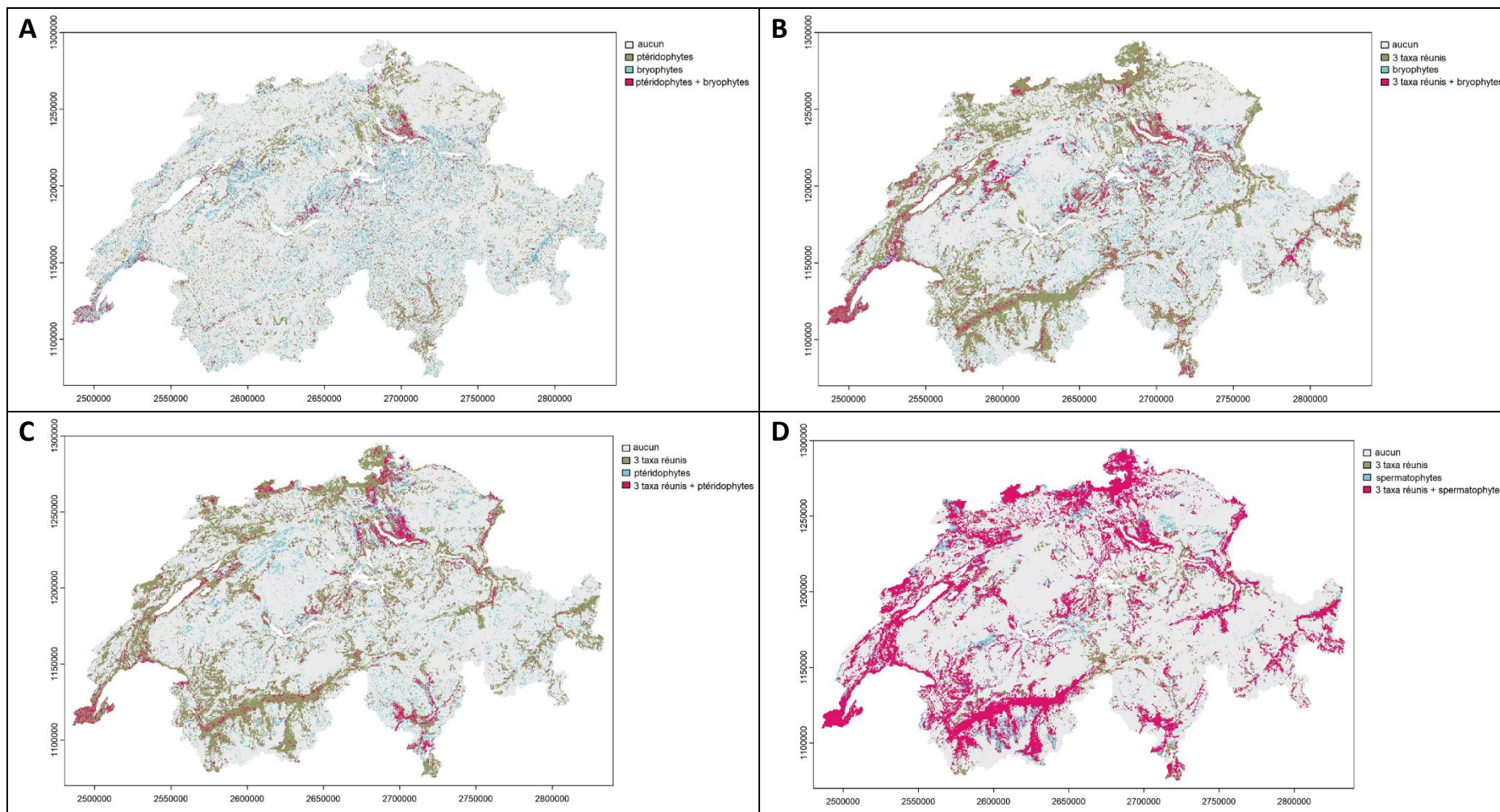
A.1 : Evaluation des performances moyennes des trois modèles (+- écart-type ; modèle consensus). AUC = « Area Under The Curve », MaxTSS = valeur maximale du « True Skill Statistic », Indice de Boyce et MaxSEDI = valeur maximale du « Symmetric Extremal Dependence Index ».

Taxons	AUC	MaxTSS	Boyce	MaxSEDI
Bryophytes	0.98+-0.03	0.92+-0.06	0.70+-0.17	0.96+-0.05
Spermatophytes	0.99+-0.004	0.93+-0.02	0.77+-0.31	0.96+-0.02
Ptéridophytes	0.99+-0.01	0.90+-0.12	0.41+-0.26	0.91+-0.13

A.2 : Cartes de la Suisse représentant pour la 2<sup>ème</sup> priorisation spatiale (avec restriction spatiale) les unités de planification désignées en tant que zones protégées pour les bryophytes **(A)**, les ptéridophytes **(B)**, les spermatophytes **(C)** les trois taxons réunis **(D)**. Ces dernières sont représentées par les pixels verts. Les pixels gris représentent les zones non protégées.

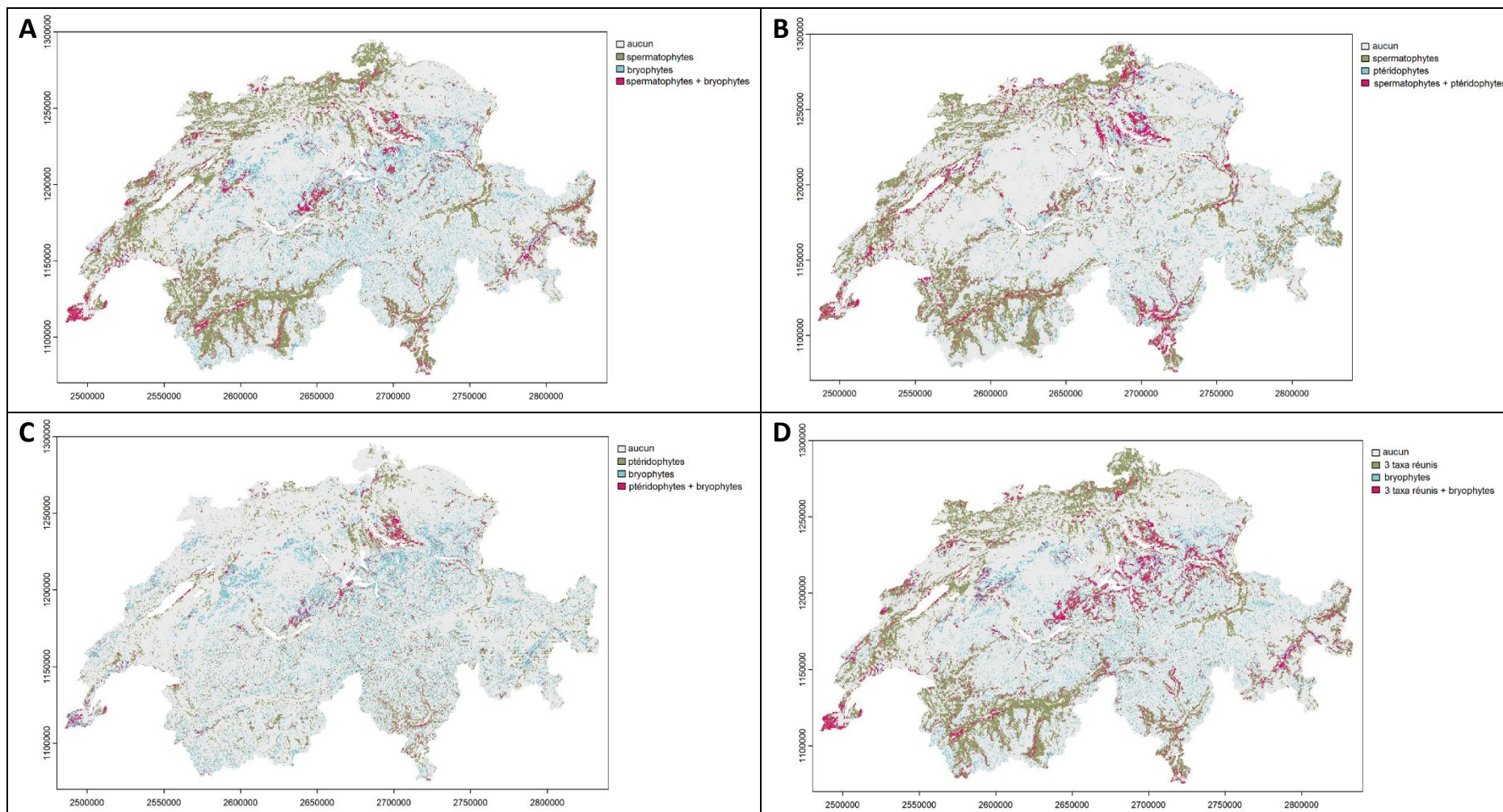


A.3 : Cartes illustrant la congruence entre les autres groupes taxonomiques lors de la première priorisation spatiale (sans restriction spatiale), à savoir pour les bryophytes et les ptéridophytes **(A)**, les bryophytes et les trois taxons réunis **(B)**, les ptéridophytes et les trois taxons réunis **(C)** et enfin pour les spermatophytes et les trois taxons réunis **(D)**.

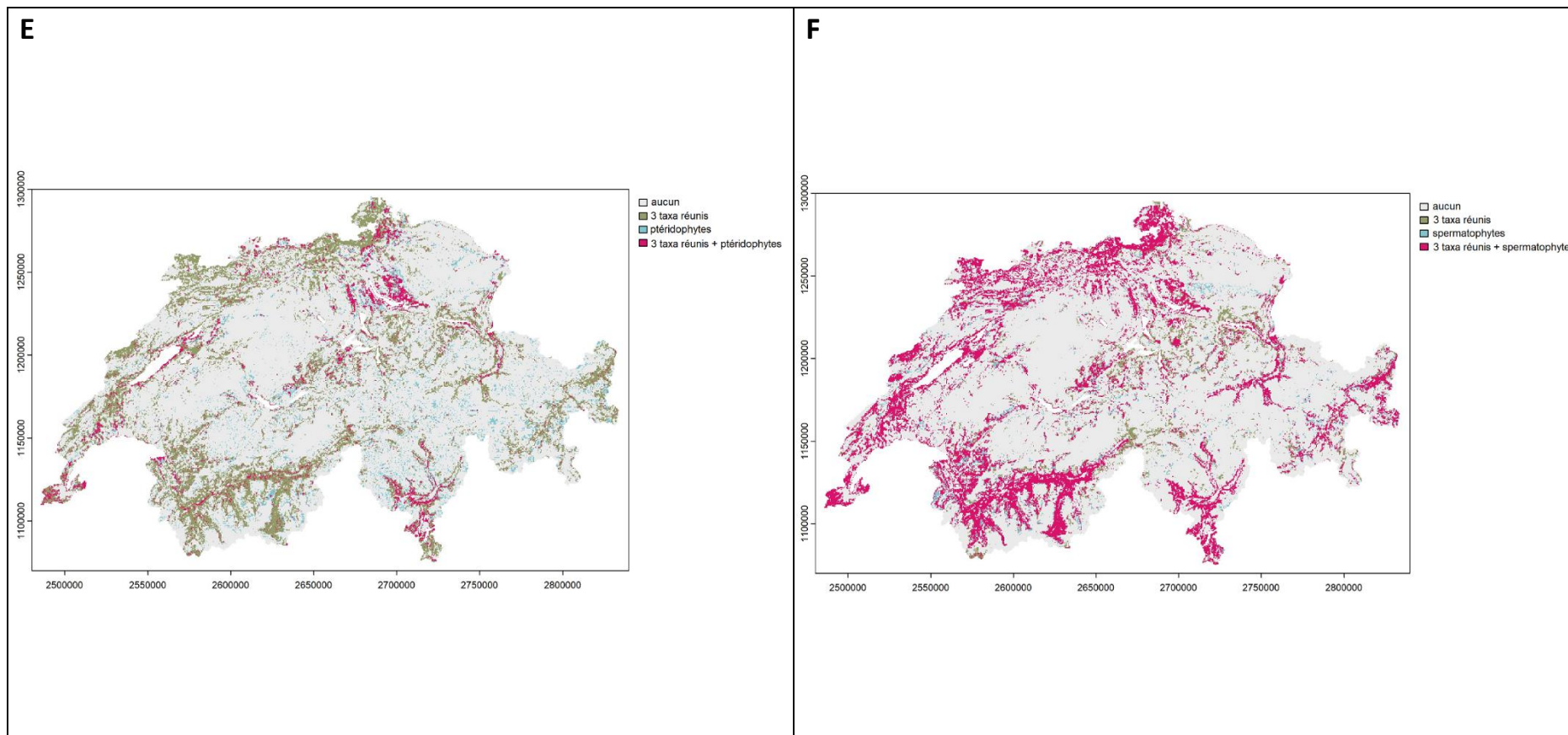




A.3.1 : Cartes illustrant la congruence entre les différents groupes taxonomiques lors de la seconde priorisation spatiale (avec restriction spatiale), à savoir pour les bryophytes et les spermatophytes **(A)**, les ptéridophytes et les spermatophytes **(B)**, les bryophytes et les ptéridophytes **(C)** et enfin pour les bryophytes et les trois taxons réunis **(D)**.



A.3.1 : Cartes illustrant la congruence entre les différents groupes taxonomiques lors de la seconde priorisation spatiale (avec restriction spatiale), à savoir pour les ptéridophytes et les trois taxons réunis (**E**), ainsi que pour les spermatophytes et les trois taxons réunis (**F**).



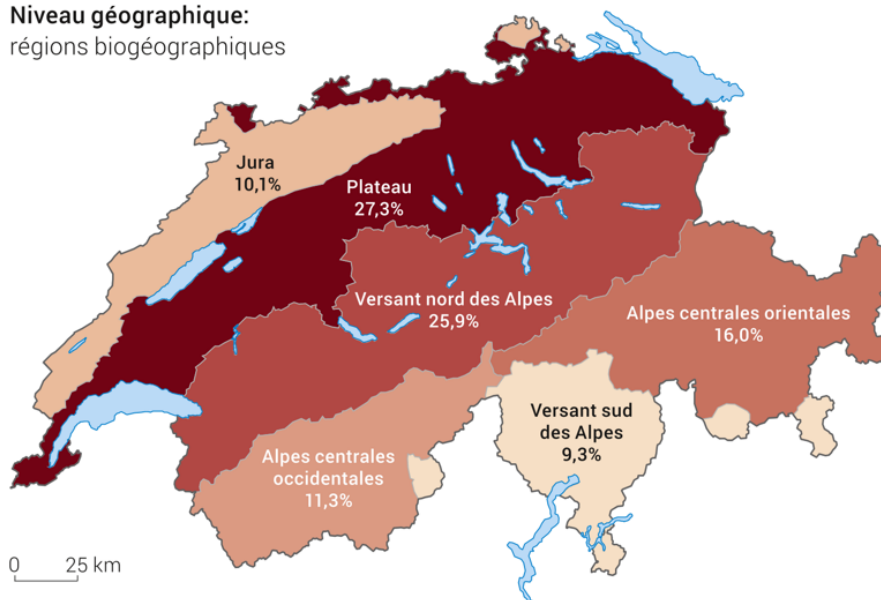


A.4 : Régions biogéographiques de la Suisse et leur surface pour l'année 2018 (Office fédéral de la statistique, 2021).

## Régions biogéographiques en part de superficie, en 2018

G 3

Niveau géographique:  
régions biogéographiques



Source: OFEV 2020

© OFS 2021

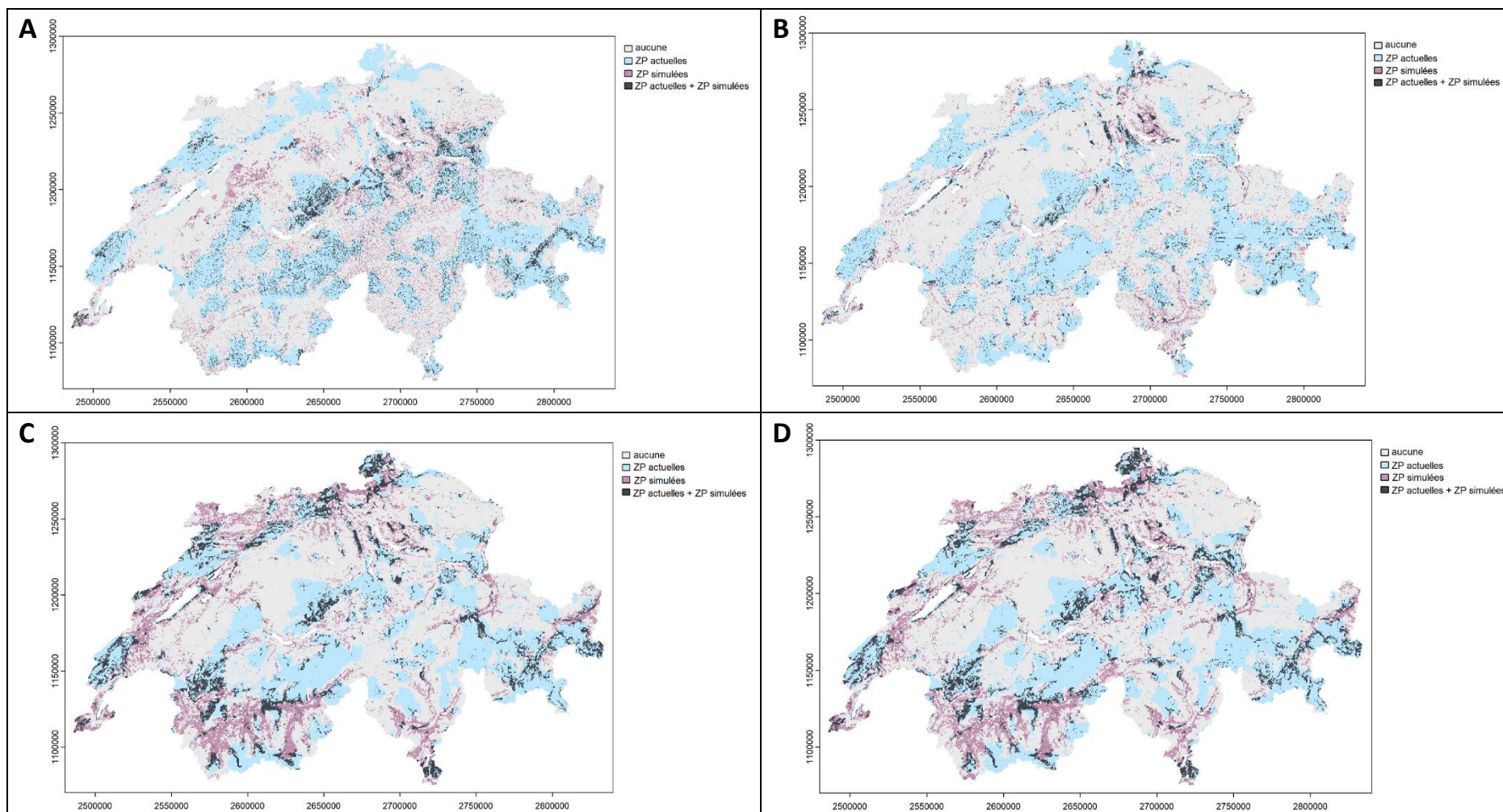
A.5 : Pourcentages de l'aire d'un groupe taxonomique (A) présent dans la zone couverte par un autre taxon (B) lors du second problème de planification de la conservation (avec restriction spatiale).

	<i>Bryophytes</i>	<i>Ptéridophytes</i>	<i>Spermatophytes</i>	<i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i>
<i>Bryophytes</i>	-	13.73%	26.92%	35.16%
<i>Ptéridophytes</i>	18.70%	-	41.01%	43.90%
<i>Spermatophytes</i>	16.49%	8.44%	-	84.28%
<i>Bryophytes + ptéridophytes + spermatophytes</i>	20.63%	18.91%	80.72%	-

A.6 : Nombre d'espèces de bryophytes et ptéridophytes qui ont atteint la protection de leur rang lors de la seconde priorisation ; sans aucune restriction spatiale réalisée pour les spermatophytes.

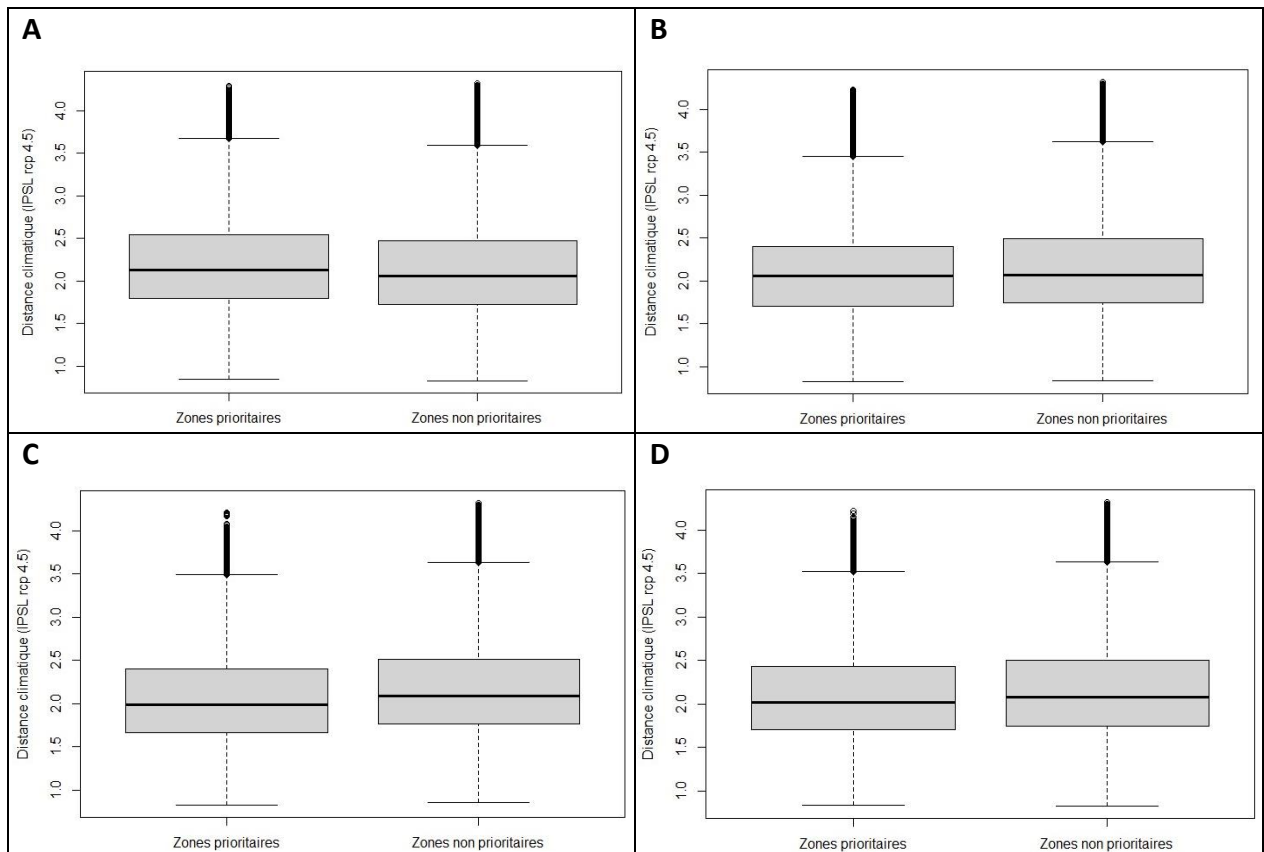
	<b>Bryophytes</b>			
	<b>10%</b>	<b>20%</b>	<b>50%</b>	<b>80%</b>
<b>Non atteinte</b>	9	22	8	1
<b>Atteinte</b>	409	34	3	0
	<b>Ptéridophytes</b>			
	<b>10%</b>	<b>20%</b>	<b>50%</b>	<b>80%</b>
<b>Non atteinte</b>	1	0	4	1
<b>Atteinte</b>	39	3	3	0

A.7 : Congruence entre les zones protégées actuelles et celles simulées pour les bryophytes **(A)**, les ptéridophytes **(B)**, les spermatophytes **(C)** ainsi que pour les trois taxons réunis **(D)** lors du second problème de planification de la conservation (avec restriction spatiale).

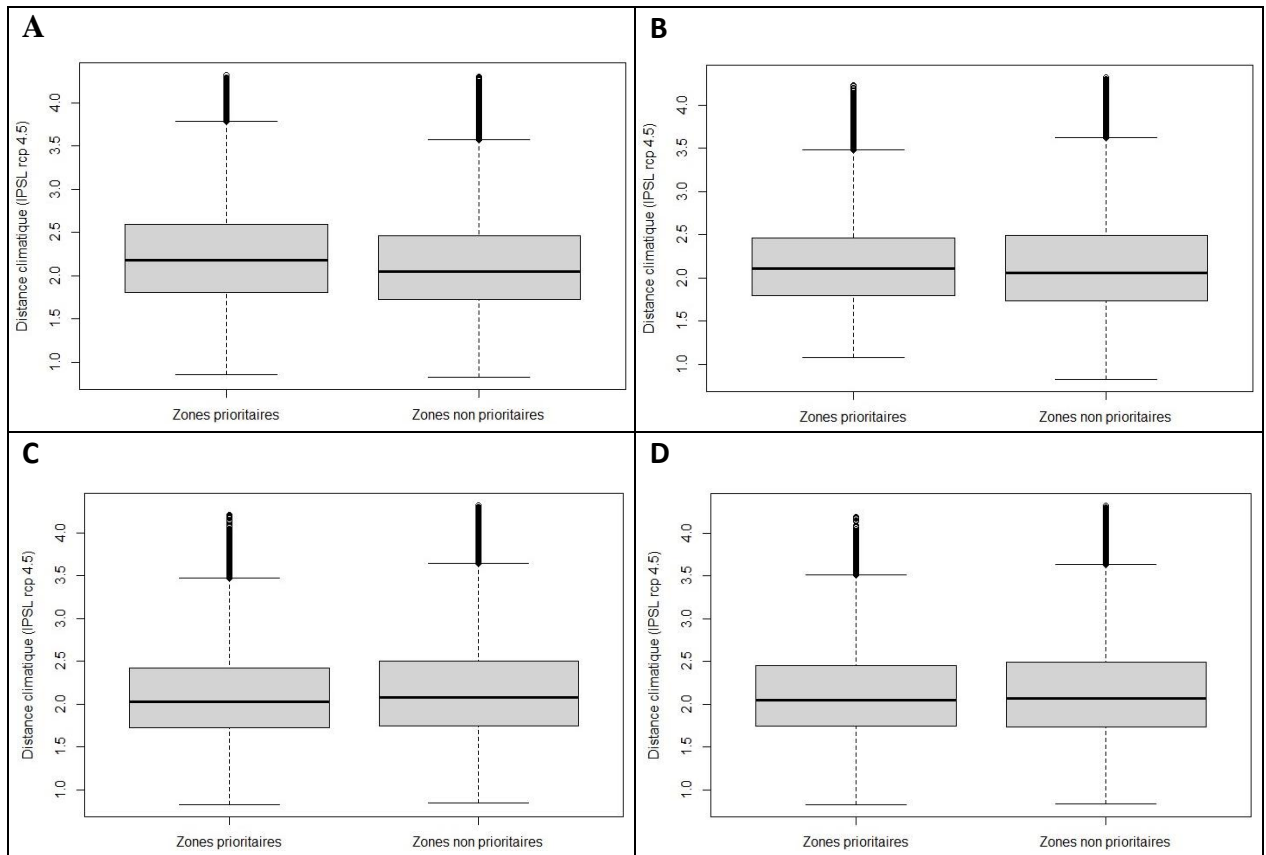


A.8 : Boxplots des distances climatiques évaluées pour les zones prioritaires des bryophytes **(A)**, des ptéridophytes **(B)**, des spermatophytes **(C)** et pour les trois taxons réunis **(D)**. Ces distances ont été calculées selon les différents modèles globaux de circulation (IPSL et MPI-ESM) et les scénarios d'évolution des concentrations de gaz à effet de serre (RCP 4.5 et RCP 8.5), et ce pour les deux problèmes de planification de la conservation.

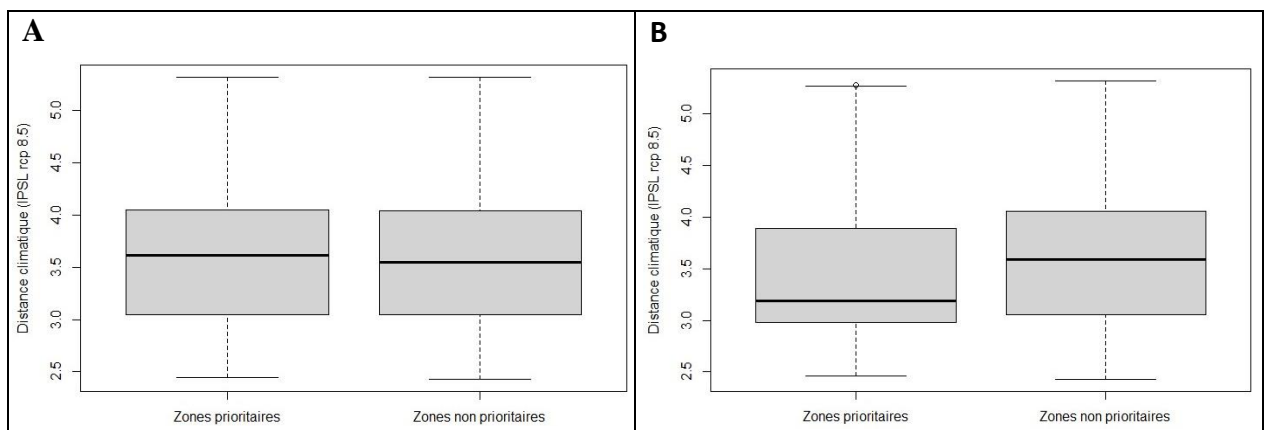
**IPSL RCP 4.5 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale**

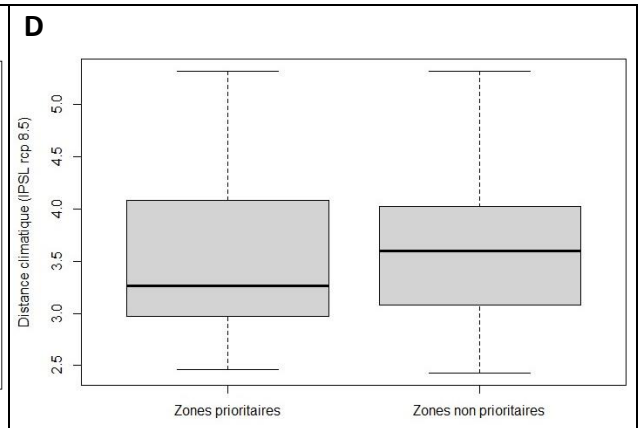
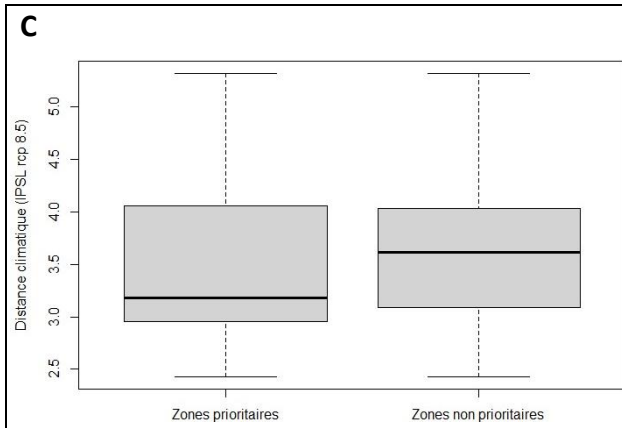


## IPSL RCP 4.5 2<sup>ème</sup> priorisation spatiale

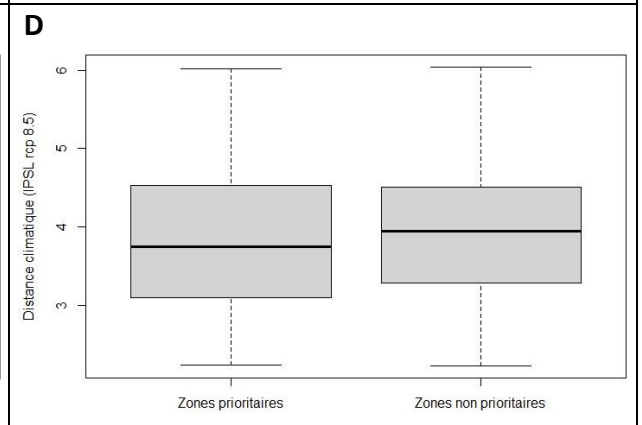
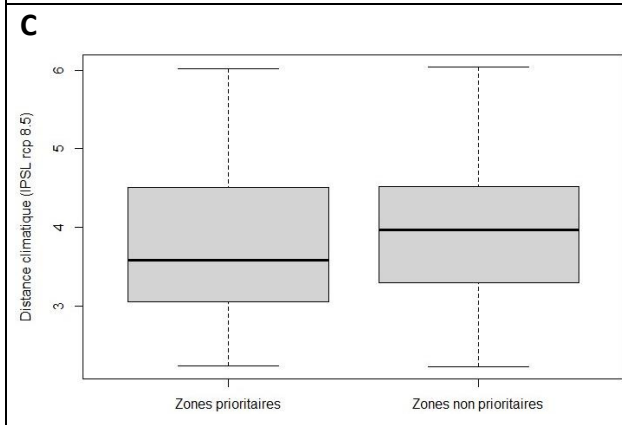
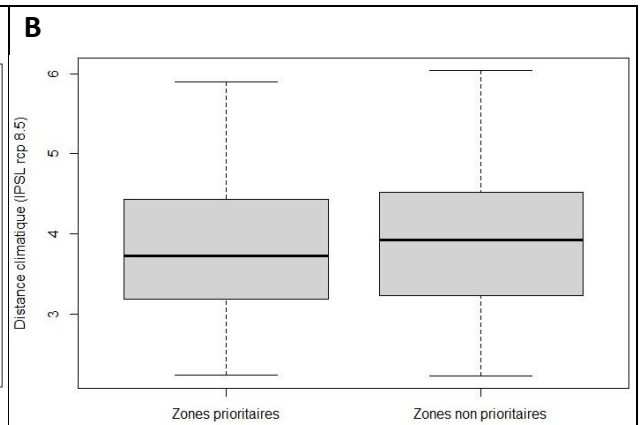
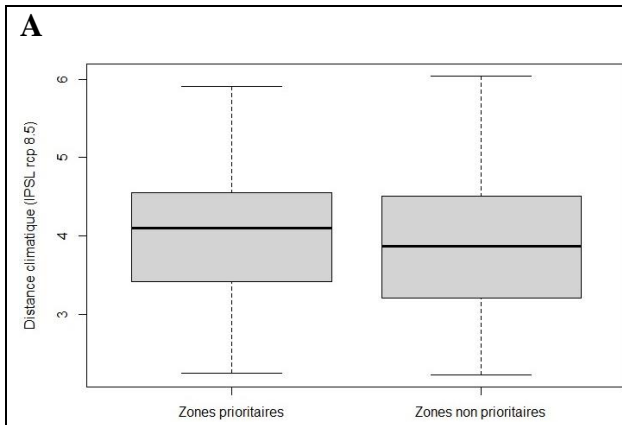


## IPSL RCP 8.5 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale

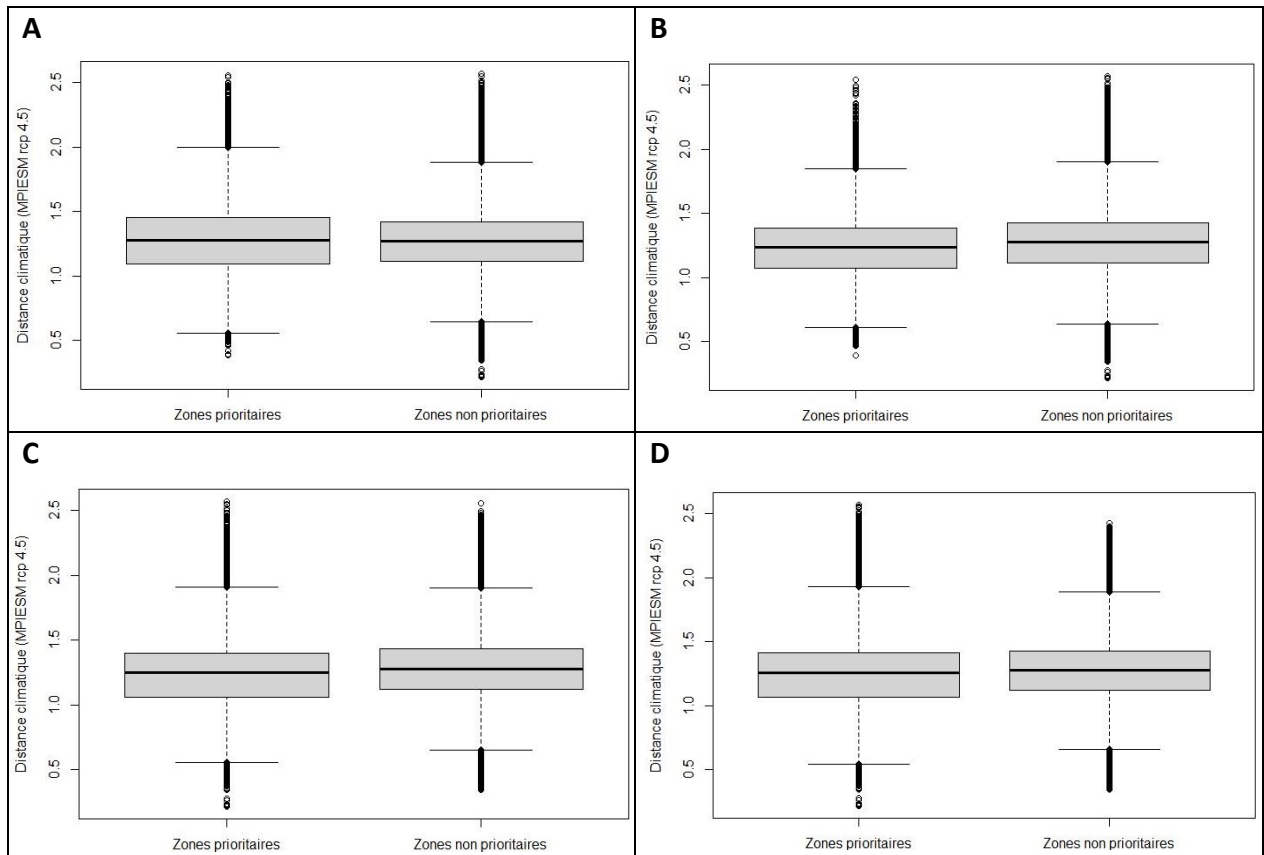




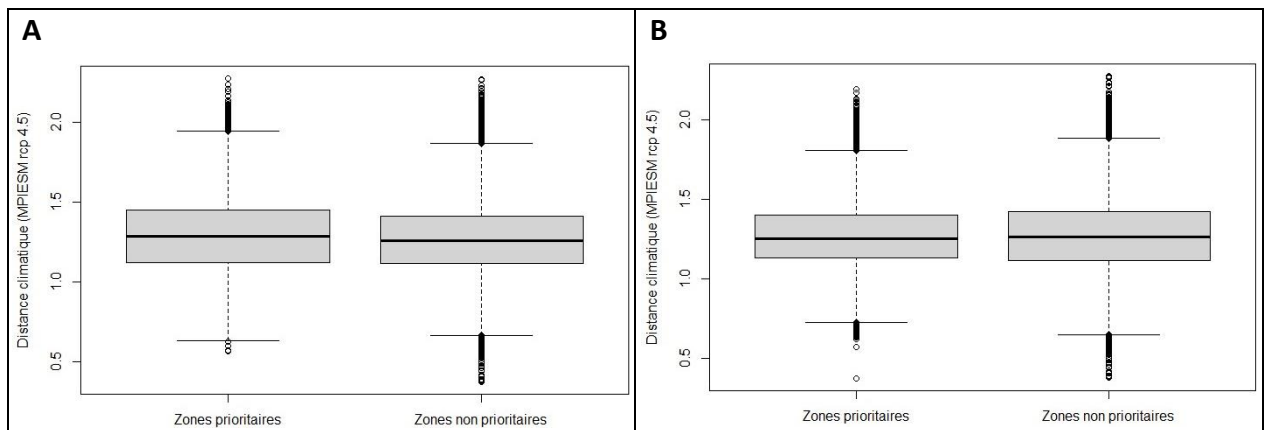
**IPSL RCP 8.5 2<sup>ème</sup> priorisation spatiale**

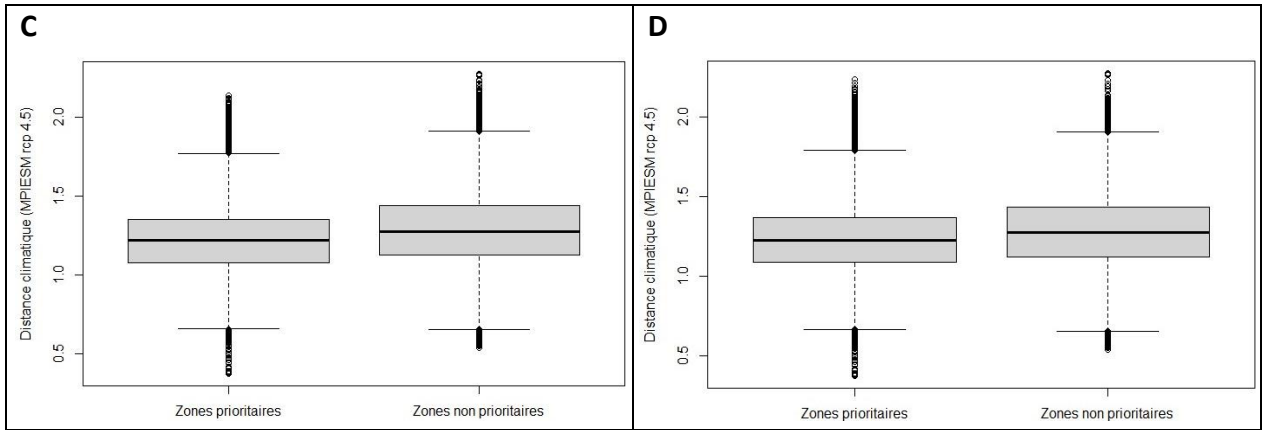


## MPI-ESM RCP 4.5 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale

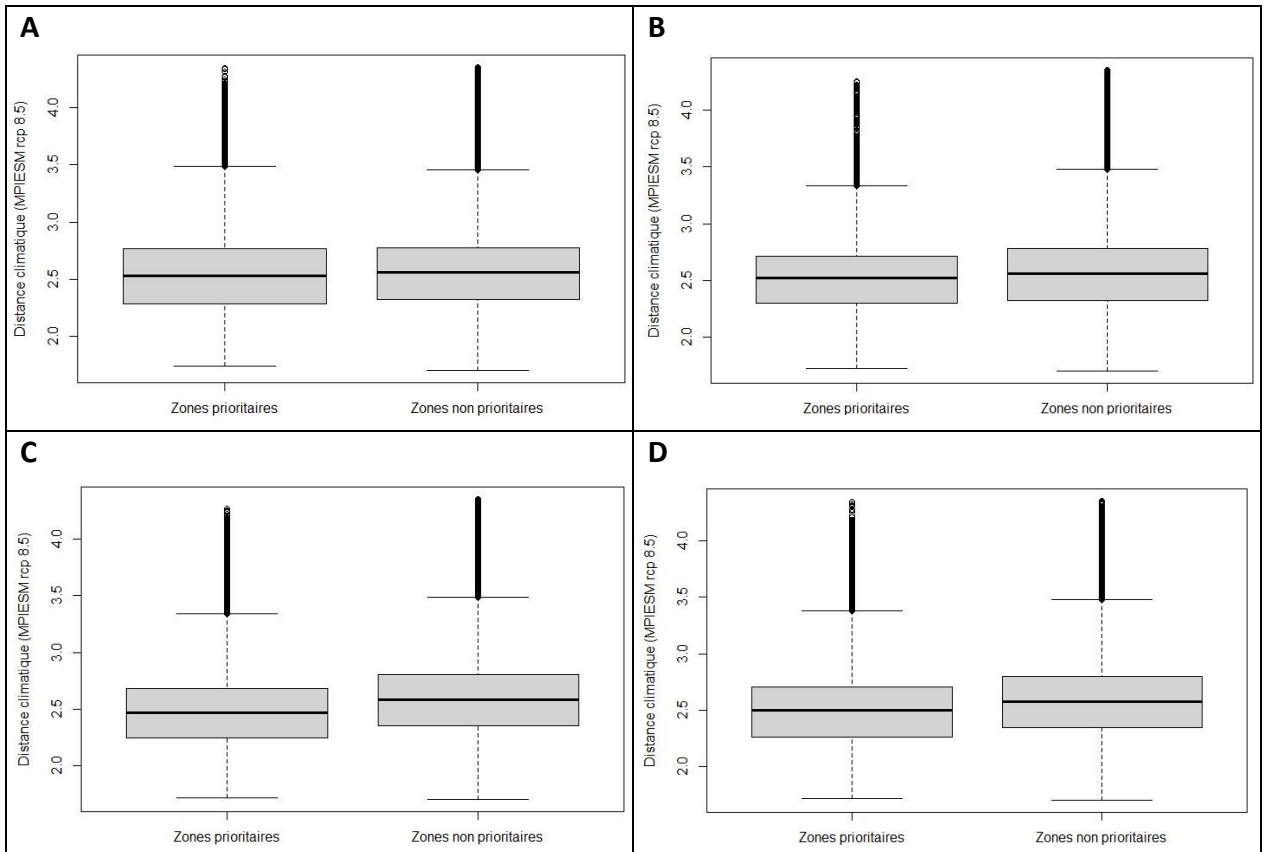


## MPI-ESM RCP 4.5 2<sup>ème</sup> priorisation spatiale



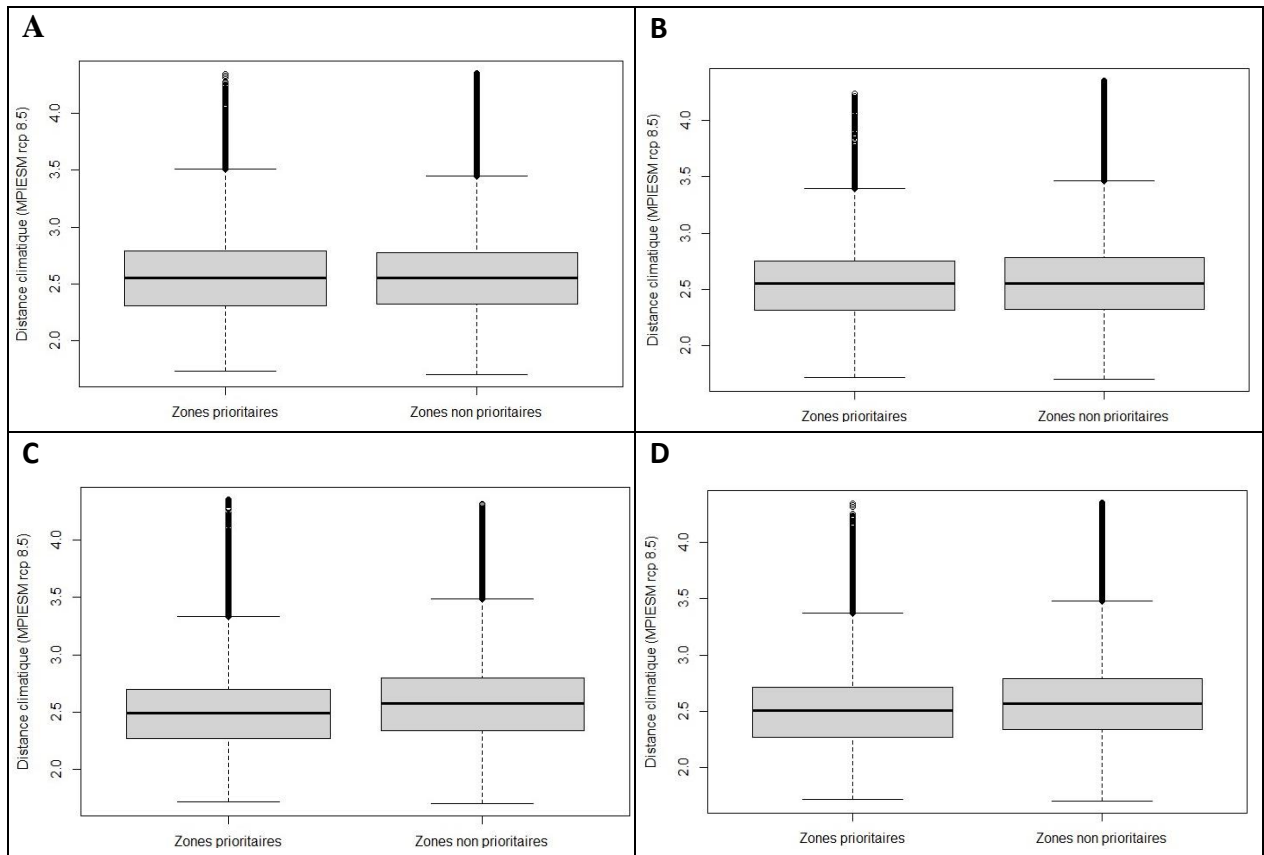


**MPI-ESM RCP 8.5 1<sup>ère</sup> priorisation spatiale**





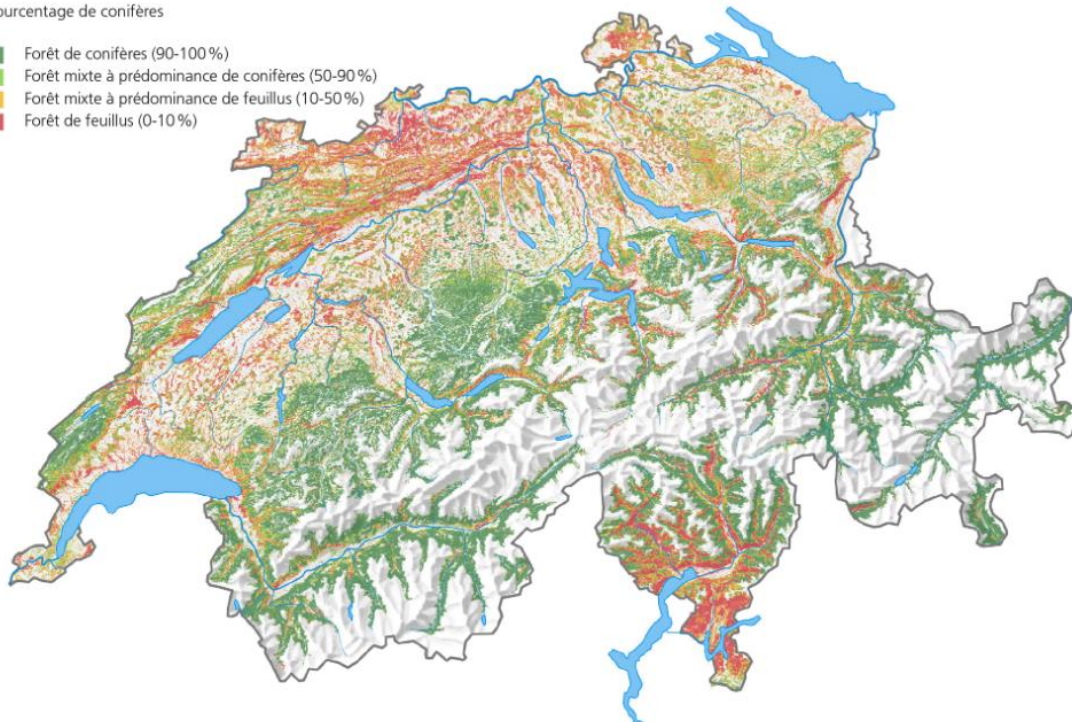
## MPI-ESM RCP 8.5 2<sup>ème</sup> priorisation spatiale



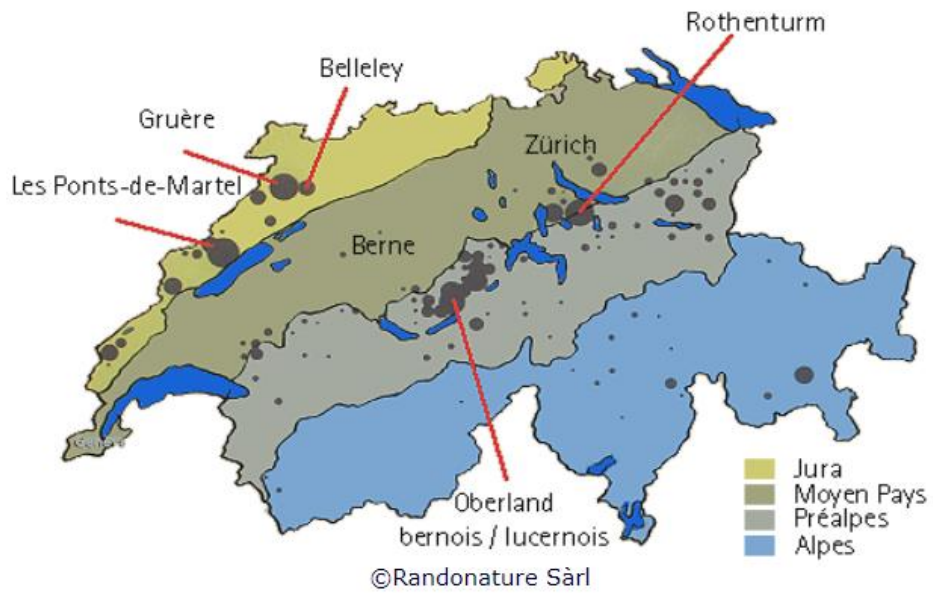
A.9 : Répartition des forêts de feuillus, de conifères et de forêts mixtes en Suisse (Waser, 2017).

Pourcentage de conifères

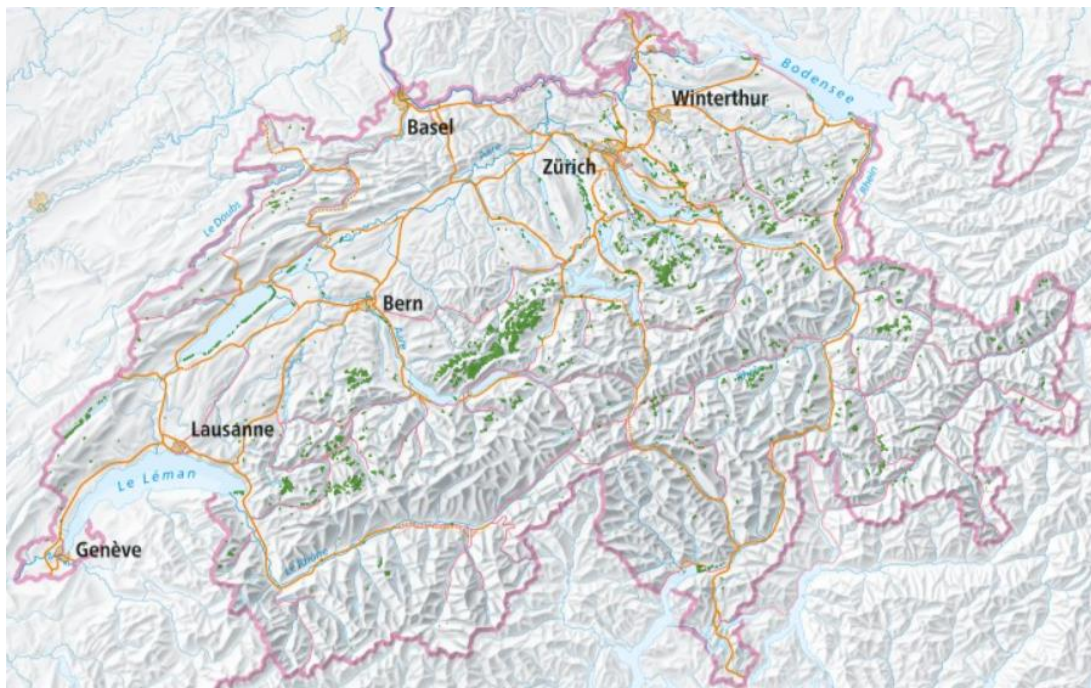
- Forêt de conifères (90-100%)
- Forêt mixte à prédominance de conifères (50-90%)
- Forêt mixte à prédominance de feuillus (10-50%)
- Forêt de feuillus (0-10%)



A.10 : Localisation des tourbières en Suisse (Randonature, 2007).



A.11 : Répartition des bas marais en Suisse (Confédération suisse, 2024).



A.12 : Localisation des prairies sèches en Suisse (Office fédéral de l'environnement, 2022).

