



HAL
open science

Les apports des méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols à la planification des aires protégées : Le cas des oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée

Fabien Verniest

► To cite this version:

Fabien Verniest. Les apports des méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols à la planification des aires protégées : Le cas des oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée. Ecologie, Environnement. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2023. Français. NNT : 2023MNHN0018 . tel-04849712

HAL Id: tel-04849712

<https://theses.hal.science/tel-04849712v1>

Submitted on 19 Dec 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE
Ecole Doctorale Sciences de la Nature et de l'Homme – ED 227

Année 2023

N° attribué par la bibliothèque
□□□□□□□□□□

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DU MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : **Biologie de la Conservation**

Présentée et soutenue publiquement par

Fabien Verniest

Le 4 avril 2023

**Les apports des méthodes d'évaluation de l'exposition
aux changements climatiques et d'usage des sols
à la planification des aires protégées – Le cas
des oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée**

Sous la direction de : **Dr. Thomas GALEWSKI, Dr. Isabelle LE VIOL**
et **Pr. Romain JULLIARD (HDR)**

JURY :

M. Cramer, Wolfgang	Directeur de Recherche CNRS, Université d'Aix-Marseille (IMBE), Aix-en-Provence	Président du jury et Examinateur
M. Godet, Laurent	Directeur de Recherche CNRS, Nantes Université (LETG), Nantes	Rapporteur
Mme. Rodrigues, Ana	Directrice de Recherche CNRS, Université de Montpellier (CEFE), Montpellier	Rapporteuse
Mme. Bellard, Céline	Chargée de Recherche CNRS, Université Paris-Saclay (ESE), Paris	Examinatrice
M. Galewski, Thomas	Chargé de Recherche, Tour du Valat, Arles	Co-encadrant
Mme. Le Viol, Isabelle	Maître de Conférences, Muséum National d'Histoire Naturelle (CESCO), Paris	Co-encadrante
M. Julliard, Romain	Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle (CESCO), Paris	Directeur de Thèse

AVANT-PROPOS

Ce manuscrit de thèse rassemble les recherches que j'ai effectuées dans le cadre de mon doctorat en biologie de la conservation réalisé entre 2019 et 2023 au Muséum National d'Histoire Naturelle au sein du Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO, UMR 7204) et à l'institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes de la Tour du Valat. Cette thèse a été financée par la Région Bretagne dans le cadre d'une Allocation de Recherche Doctorale (ARED) ainsi que par l'institut de recherche de la Tour du Valat. Cette thèse a également bénéficié d'un financement de la Fondation Total-Energies et du Ministère de la Transition Ecologique via la Tour du Valat.

Le manuscrit s'articule en huit sections : une introduction générale, quatre chapitres, une discussion générale, une section rassemblant l'ensemble des références citées dans le manuscrit ainsi qu'une section regroupant l'ensemble des annexes du manuscrit. Trois des quatre chapitres correspondent à des articles dont je suis le premier auteur et conçus dans le cadre de la thèse. J'ai également été invité à collaborer sur l'article correspondant au Chapitre 2, auquel j'ai contribué principalement lors de la phase de révision avant publication et à travers différentes présentations orales. Ces chapitres sont rédigés en anglais et introduits par un résumé en français. Des encadrés synthétisant des thématiques spécifiques ou des travaux complémentaires ont été insérés directement dans le texte. L'anglais a été conservé pour certains termes techniques lorsque la traduction française était trop peu usagée, notamment les termes liés à la modélisation.

Chacune de ces sections est introduite par une citation issue d'une œuvre qui m'est chère et qui appartient au genre littéraire de la science-fiction, genre que j'affectionne tout particulièrement et qui, notamment parce qu'il imagine les futurs potentiels de nos sociétés à travers le prisme de problématiques contemporaines, est certainement le genre qui, à mon sens, correspond le plus à ce manuscrit.



RÉSUMÉ

Les changements climatiques et d'usage des sols sont des facteurs directs de déclin de la biodiversité majeurs pour lesquels il est nécessaire d'anticiper l'impact futur. Les zones humides méditerranéennes, qui abritent une biodiversité exceptionnelle, sont très vulnérables à ces facteurs mais font trop peu l'objet de mesures de conservation. La création d'aires protégées dans ces milieux peut permettre de réduire localement l'impact des changements climatiques et d'usage des sols sur la biodiversité et notamment les communautés d'oiseaux d'eau. Afin de tirer le meilleur parti de l'efficacité des aires protégées, il est nécessaire d'identifier les zones humides à enjeux de conservation pour lesquelles les changements futurs devraient être les plus importants. L'évaluation de l'exposition des zones humides méditerranéennes à ces facteurs peut permettre d'anticiper les variations futures d'intensité et de distribution des changements climatiques et d'usage des sols selon différentes trajectoires de nos sociétés.

Dans cette thèse, j'ai cherché à évaluer si les aires protégées actuelles couvrent bien les zones humides à enjeux de conservation les plus exposées aux changements climatiques et d'usage des sols futurs dans la région méditerranéenne et à identifier où désigner de nouvelles aires protégées afin de limiter l'impact futur de ces deux facteurs sur les communautés d'oiseaux d'eau. Pour ce faire, j'ai calculé différentes métriques d'exposition à ces facteurs, obtenues à partir de projections à l'horizon de la fin du XXI^e siècle selon quatre scénarios futurs utilisés dans le cadre du GIEC. Ces métriques ont été croisées avec les données d'abondance hivernale de 151 espèces d'oiseaux d'eau récoltées pendant 25 ans sur 5891 sites (25 pays) dans le cadre du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau.

Tout d'abord, j'ai mis en évidence la forte exposition aux changements climatiques et d'usage des sols des Zones Clés pour la Biodiversité – des sites à enjeux de conservation de la biodiversité au sens large – en Méditerranée, notamment dans les pays où la protection de ce réseau est limitée. Afin de compléter nos connaissances sur les sites d'importance pour les oiseaux d'eau, j'ai ensuite appliqué trois critères d'identification des zones humides d'importance internationale aux données de comptages hivernaux. J'ai ainsi identifié 161 sites d'importance dont le statut n'est pas reconnu, parmi lesquels 95 n'ont aucun statut de protection. Par la suite, j'ai évalué les difficultés potentielles d'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau aux futurs changements de température, en combinant leur spécialisation thermique avec leur exposition à l'augmentation des températures et à la conversion d'habitats naturels. J'ai ainsi montré la pertinence de l'emplacement des aires protégées actuelles qui, de manière générale, devraient pouvoir faciliter l'ajustement thermique futur des communautés d'oiseaux d'eau. J'ai cependant identifié 490 zones humides non protégées à risque, dont 32 d'importance internationale. Enfin, l'évaluation de l'exposition des zones humides côtières à la hausse du niveau marin a permis de mettre en évidence les fortes menaces qui pèsent sur ces sites et plus particulièrement sur les sites protégés et d'importance internationale pour les oiseaux d'eau.

Dans leur ensemble, ces différentes évaluations de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols ont mis en évidence, de manière générale, la pertinence de la localisation du réseau d'aires protégées actuel en Méditerranée. Ces méthodes ont toutefois

permis d'identifier d'importants manques de protection des zones humides d'importance pour les oiseaux d'eau et fortement exposées, notamment dans les pays du Maghreb. Les résultats de cette thèse pourront permettre d'orienter la mise en place de mesures de protection des zones humides dans la région méditerranéenne et améliorer ainsi la conservation des communautés d'oiseaux d'eau.

ABSTRACT

Climate change and land-use changes are major direct drivers of biodiversity loss, whose future impact must be anticipated. Mediterranean wetlands, which host an outstanding biodiversity, are highly vulnerable to these drivers but are not sufficiently targeted by conservation measures. The designation of new protected areas in these habitats can locally reduce the impact of climate and land-use changes on biodiversity, and especially on waterbird communities. It is necessary to identify wetlands of importance for biodiversity conservation for which the future changes are expected to be most severe in order to make the most of the effectiveness of protected areas. Assessing the exposure of Mediterranean wetlands to these drivers can help anticipate future variations of intensity and distribution of climate and land-use changes under several pathways of our societies.

In this thesis, I aimed to assess whether existing protected areas cover the wetlands of importance for conservation most exposed to future climate and land-use changes in the Mediterranean region, and to identify where to designate new protected areas in order to lessen the future impact of these two drivers on waterbird communities. To this end, I computed various metrics of exposure to these drivers, derived from late 21st century projections under four future scenarios used by the IPCC. These metrics were intersected with winter abundance data of 151 waterbird species collected over 25 years at 5891 sites (25 countries) as part of the International Waterbird Census.

First, I highlighted the high exposure to climate and land-use changes of Key Biodiversity Areas - sites of importance for biodiversity conservation - in the Mediterranean region, especially in countries where the protection of this network is low. In order to complement our knowledge on sites of importance for waterbirds, I subsequently applied three criteria of identification of wetlands of international importance to winter count data. As a result, I identified 161 sites of international importance for waterbirds whose status is not officially acknowledged, of which 95 are not protected. Then, I assessed the potential thermal adjustment limitations of waterbird communities to future temperature changes by combining their thermal specialization with their exposure to climate warming and natural habitat conversion. I thereby demonstrated the relevance of the location of existing protected areas that should overall be able to facilitate the future thermal adjustment of waterbird communities. However, I also identified 490 non-protected wetlands at risk, including 32 of international importance for waterbirds. Finally, assessing the exposure of coastal wetlands to sea-level rise highlighted the high threats to these sites, especially those protected and of international importance for waterbirds.

Taken together, these exposure assessments to climate and land-use changes highlighted the overall relevance of the location of existing protected areas network in the Mediterranean region. However, these methods also identified important protection gaps of highly exposed wetlands of importance for waterbird conservation, especially in Maghreb countries. The results of this thesis could help guide the implementation of protection measures in Mediterranean wetlands and thereby improve the conservation of waterbird communities.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements s'adressent à mes encadrants de thèse : **Thomas Galewski**, **Romain Julliard** et **Isabelle Le Viol**. Merci **Thomas** pour tes connaissances sur les oiseaux d'eau, pour avoir soutenu l'angle conservation de mes recherches, pour m'avoir parfaitement accueilli et intégré au sein de l'équipe « Interfaces Science et Société » de la Tour du Valat malgré mes absences prolongées et pour m'avoir proposé une suite à cette thèse. Merci aussi pour ton humour et ta bienveillance. Merci **Romain** pour avoir souvent apporté un éclairage différent à mes analyses et pour les questions parfois provocantes mais nécessaires que tu as posées. Merci **Isabelle** pour tes corrections d'articles détaillées qui m'ont souvent donné des sueurs froides mais qui m'ont toujours beaucoup apporté, pour m'avoir poussé à multiplier les analyses quand il le fallait, pour avoir trouvé les mots dans les moments difficiles et pour cette dynamique que toi et Christian avez instaurée à la station. Merci aussi pour ta gentillesse et ton humanité. Un immense merci à tous les trois pour votre confiance et votre implication, j'ai beaucoup appris à vos côtés, scientifiquement mais aussi humainement.

Je tiens à remercier les membres de mon jury de thèse d'avoir accepté d'évaluer mes travaux : **Céline Bellard**, Chargée de Recherche CNRS à l'ESE (Université Paris-Saclay), **Wolfgang Cramer**, Directeur de Recherche CNRS à l'IMBE (Université d'Aix-Marseille), **Laurent Godet**, Directeur de Recherche CNRS au LETG (Nantes Université), **Ana Rodrigues**, Directrice de Recherche CNRS au CEFE (Université de Montpellier).

Je souhaite également remercier les membres de mon comité de suivi de thèse : **Jean-Yves Barnagaud**, Maître de Conférences au CEFE (Ecole Pratique des Hautes Etudes), **Mathieu Guillemain**, Chef de Service « Conservation et gestion durable des espèces exploitées » à l'Office Français de la Biodiversité, **Boris Leroy**, Maître de Conférences à BOREA (Muséum National d'Histoire Naturelle), **Maud Mouchet**, Maître de Conférences au CESCO (Muséum National d'Histoire Naturelle) et **Sandrine Pavoine**, Maître de Conférences au CESCO (Muséum National d'Histoire Naturelle). Merci pour vos remarques constructives et nos échanges passionnants qui m'ont aidé à orienter mes travaux de thèse.

Merci à **Nadia Améziane**, cheffe de la station, pour m'avoir accueilli au sein de la Station marine de Concarneau et **Emmanuelle Porcher**, directrice d'unité, pour m'avoir accueilli au sein du Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation. Merci également à **Jean Jalbert**, directeur général, ainsi que **Patrick Grillas** et **Raphaël Billé**, précédents et actuels directeurs de programme, pour m'avoir accueilli au sein de l'institut de recherche de la Tour du Valat.

Je suis profondément reconnaissant envers tous ceux qui ont contribué de façon substantielle à cette thèse. Un grand merci à **Raquel Ambrosio** pour ton énorme travail sur la base de données barrages ; **Olivier Boutron** et **Loïc Willm** pour votre aide précieuse sur la modélisation de la hausse du niveau marin et votre bienveillance ; **Amal Chantoufi** pour ton sérieux, ta bonne humeur et ton désir de progresser pendant ton stage et pour ton implication encore après ton stage, ça a été un réel plaisir de t'encadrer ; **Laura Dami** et **Marie Suet** pour cette semaine de conférence en Suisse en votre compagnie, votre implication dans le Réseau

Oiseaux d'Eau Méditerranée, votre gentillesse et vos encouragements ; **Elie Gaget** pour ton implication digne d'un quatrième encadrant sur cette dernière année de thèse, ta connaissance des données oiseaux, tes conseils avisés sur la modélisation, tes retours sur les drafts en un temps record et tous ces articles transmis ; **Anis Guelmami** pour ton travail colossal de production des bases de données barrages et aires protégées, tes conseils sur leur utilisation et ta bienveillance et **Nadège Popoff** pour m'avoir permis de collaborer sur ce très bel article. Merci également aux autres membres de l'équipe « Interfaces Science et Société » de la Tour du Valat au sein de laquelle je me suis senti parfaitement intégré : **Khalil Baddour, Nathalie Chokier, Katia Lombardini, Virginie Mauclet, Christian Perennou** et **Lorena Segura**.

Merci à Wetlands International pour la coordination de l'International Waterbird Census et plus particulièrement à **Tom Langendoen** et **Szabolcs Nagy**, ainsi qu'aux coordinateurs nationaux de ce suivi et aux équipes support. Je remercie plus particulièrement les personnes impliquées dans le Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranée que j'ai eu le plaisir de côtoyer lors de la 22^e conférence de l'EBCC : **Hichem Azafzaf, Nadjiba Bendjedda, Taulant Bino, Kiraz Erciyas-Yavuz, Khaled Salem Etayeb, Caroline Moussy, Mohamed Samir Sayoud** et **Andrej Vizi**.

Enfin un grand merci à toutes les personnes impliquées dans les comptages de IWC pour leur contribution souvent bénévole et invisible sans laquelle cette thèse n'aurait pu voir le jour.

Qu'importe où nous allons, honnêtement. Je ne le cache pas. De moins en moins. Qu'importe ce qu'il y a au bout. [...] Je m'en fiche ! Ce qui restera est une certaine qualité d'amitié, architecturée par l'estime. Et brodée des quelques rires, des quelques éclats de courage ou de génie qu'on aura su s'offrir les uns aux autres. Pour tout ça, les filles et les gars, je vous dis merci. Merci.

- Alain Damasio, *La Horde du Contrevent*

Parce qu'une thèse ne se limite pas aux échanges scientifiques, je tiens également à remercier l'ensemble des personnes avec qui j'ai sympathisé au cours de ces trois années et quelques. D'aucuns trouveront cette section excessivement longue mais le partage de mon temps entre la Station marine de Concarneau et la Tour du Valat m'a donné l'opportunité de nombreuses belles rencontres. Il était également pour moi essentiel de dire merci en bonne et due forme à celles et ceux qui m'ont tant apporté sur le plan personnel et soutenu dans les bons comme dans les mauvais moments, faisant de cette thèse une véritable aventure humaine.

Mes premières pensées vont au personnel de la Station marine de Concarneau dont la bienveillance tout au long de ces années de thèse a largement compensé la météo bretonne. Merci pour ces discussions en salle café, ces nombreuses expéditions en quête de nourriture le midi et ces repas pris face à la mer. Merci également pour ces nombreuses sorties en dehors du temps de

travail, en nature, au bar ou à la plage et pour ces nombreuses soirées et après-midi passées à discuter et à jouer à des jeux de société. Je tiens à remercier tout particulièrement :

Alejandro Sotillo, pour ta capacité à apprécier la météo bretonne, ta culture et ton franc-parler.

Anaïs Pessato, pour ton accent du Sud qui me fait passer pour un Breton, pour avoir autant ri à l'épisode des noix et pour ta gentillesse.

Andreas Ravache, pour ta première coloc' tellement improbable, ton humour et ta bonne humeur.

Antoine Chabrolle, pour ta capacité à apparaître n'importe où et n'importe quand dans les environs de Trévignon, ces sorties observation d'oiseaux et de dauphins en caravelle, ton humour et ta bienveillance.

Camille Leroux et **Léa Mariton**, pour nos innombrables sessions de vocaux sur Messenger puis WhatsApp, nos pétages de câble dans le bureau, pour avoir supporté mon humour lourd, pour votre amitié et votre soutien infaillible (et parfois à distance) dans les moments difficiles, votre gentillesse et votre bienveillance et pour tous ces bons moments partagés avec vous. Merci **Léa** pour tes « Bonjour ! » lancés à n'importe quelle heure de la journée, tes « Quand j'étais p'tiote » et nos discussions musique (coucou Alice Cooper), cinéma et littérature. Merci **Camille** pour ton incroyable passion pour la bouffe et le chocolat (« Elles m'obsèdent ces madeleines ! »), tes yeux levés au ciel en réaction à mes blagues et ton EHPAD à fourmis. Merci pour ces trois années et quelques de thèse passées ensemble les filles, je suis extrêmement fier du travail que vous avez accompli.

Christian Kerbirou, pour m'avoir permis d'améliorer ce fameux Graphical Abstract, pour ton humour et ton enthousiasme.

Clément Jourdan, pour tes tentatives (réussies) de brioches, ta bonne humeur et ta gentillesse.

Coline Royaux, pour ton jeu de société Harry Potter éclaté au sol, pour avoir ri de bon cœur et supporté mes blagues beaufs malgré ta misandrie et pour ton franc-parler rafraîchissant.

Elie Arnaud, pour nos discussions et sessions jeux de société, ces répliques de Kaamelott échangées quotidiennement dans le bureau, pour ne pas avoir jugé trop sévèrement mes doubles ou triples boucles for et pour ta gentillesse. Merci également de m'avoir fait rencontrer **Sandra** et **Fañch**.

Jérémy Froidevaux, pour ta capacité à boire de la goutte, ton humour parfois très douteux, tes conseils sur la thèse et ta bienveillance.

Jérôme Fournier, pour nous avoir initiés aux chants d'oiseaux, pour ta gentillesse et ta bienveillance.

Kévin Barré, pour ces soirées palet / pizzas / jeux de société chez toi, cette soirée au bar passée à faire des cris d'animaux, ton ver, ton amour de la nature et tes talents photographiques. Merci aussi pour tes conseils et encouragements sur la thèse (et le reste) quand j'en avais besoin.

Martin Thibault, pour tes expressions (« c'est bijou ça »), ta franchise et ton humour.

Pauline Poisson, pour ces sorties pêche à pied ou plongée où tu nous as tant appris, ces après-midi jeux chez toi avec le plus beau chien au monde et pour ta gentillesse exceptionnelle.

Timothée Poupart, pour ta capacité à faire de l'alcool avec tout et n'importe quoi, ton mode de vie pêcheur-cueilleur et ta bonne humeur quotidienne.

Yvan Le Bras, pour avoir lancé tant de fois le mouvement vers la pause-café, pour tes blagues parfois un peu limite (« Oh non, encore un appel de la DRH ») et ta motivation inébranlable.

Plus globalement, merci à tous les autres collègues de la Station que j'ai eu le plaisir de côtoyer lors de mes différents séjours en Bretagne : **Aïcha Badou, Anne Gouanvic, Caroline Doose, Cédric Hubas, Constance Blary, Cyril Gallut, Elisabeth Riera, Elisabeth Sellin, Frank David, Guillaume Massé, Gwen Hérault, Gwénola Burban-Doré, Jérémy Richeux, Jonathan Richir, Julie Gaubert-Boussarie, Marie Jossé, Marina Oger, Maxime Keraudran, Mélanie Madelin, Myriam Georges, Solène Avignon, Stéphane Hersent, Stéphanie Bordenave, Victor Vacher, Yves Daniou** et tous les autres.

Je souhaite également remercier l'ensemble du personnel de la Tour du Valat qui m'a parfaitement accueilli et intégré dans ce cadre exceptionnel à chacun de mes hivernages en Camargue. Je tiens à remercier tout particulièrement : **Anthony Olivier** pour ta passion du rugby et ta gentillesse ; **Coralie Hermeloup** et **Muriel Arcaute-Gevrey** pour m'avoir aidé sur la valorisation de mes travaux ; **Emilie Luna-Laurent, Hugo Fontes** et **Lorena Segura** pour m'avoir accueilli dans votre bureau avec bienveillance ; **Florence Daubigney-Spagna** et **Marie-Antoinette Diaz** pour m'avoir débloqué à de nombreuses reprises sur des questions de logement ; **Jean-Claude Pic** pour ton humour et ta bienveillance ; **Jocelyn Champagnon** et **Pierre Defos Du Rau** pour cette semaine de conférence en Suisse et votre humour ; **Olivier Pineau** pour ta connaissance de la Tour, cette sortie mythique à cheval dans la réserve pendant le second confinement et ta gentillesse ; **Sébastien Roques** pour être passé discuter malgré les bouchons à Montpellier et pour tes conseils sur la thèse et **Thomas Blanchon** pour ta présence à quelques soirées et ces parties de foot endiablées. Merci également à : **Antoine Arnaud, Antoine Gazaix, Arnaud Béchet, Arnaud Charbonnier, Barbara Comabella, Cédric Cairello, Colin Bouchard, Damien Cohez, Delphine Nicolas, Gaëtan Lefebvre, Laura Marre-Cast, Marion Lourenço, Marion Vittecoq, Nicolas Beck, Philippe Lambret, Roberta Fausti, Samuel Hilaire, Thomas Dagonet** et tous les autres.

Un immense merci également aux résidents stagiaires, services civiques, volontaires européens et doctorants présents lors de mes différents séjours à la Tour du Valat, avec qui des liens forts se sont si vite créés et à cause de qui il m'était si difficile de quitter cet endroit le temps de quelques jours ou même de rester seul dans ma chambre le temps d'une soirée. Merci pour ces innombrables fins de journée passées à discuter autour de la cheminée et d'une bière, ces sorties ornitho, ces repas communs parfois trop arrosés et ces soirées déguisées passées à danser sur du Salut C'est Cool (et du Francky Vincent) et à chanter Bande Organisée. Je tiens à remercier tout particulièrement :

Alice Traisnel, pour tes recherches éloignées des nôtres mais si rafraichissantes, ces quelques jours dans ton Ariège adoptif, pour ta naïveté touchante et tes conseils avisés. Merci aussi pour ton soutien, ton amitié et ton extrême gentillesse.

Amélie Hoste, alias *Pintade de Cagole*, ma 4/10 préférée, pour tes « tutut » faux, ton entretien de stage où je n'ai pas noté que tu étais sympathique, ton côté Denise, ta folie, tes bêtises et ton hyperactivité. Merci aussi pour cette complicité et cette amitié que l'on a nouée si rapidement et pour m'avoir parfaitement soutenu et rassuré dans les moments où j'en avais le plus besoin.

Carole Leray, alias *la femelle alpha*, pour tes crêpes du dimanche après-midi, pour avoir été le meilleur public à mes blagues, pour ton incroyable gentillesse et ta bonne humeur en toutes circonstances. Merci aussi pour ton amitié et pour avoir pris soin de tout le monde pendant ces années.

Carolina Hadden, pour ta passion pour le rugby, ton investissement dans la vie de l'école après notre départ et ta gentillesse.

Cécile Puigserver, pour tes « Je peux te poser une question ? » tantôt sérieux tantôt légers, ta sincérité souvent à mes dépens et ta gentillesse.

Céline Van Weelden, pour nos sessions Stranger Things et The Mandalorian, ta passion pour l'écologie et ta profonde gentillesse. Merci aussi pour ton immense soutien en saison 2.

Clara Bettoni, pour cette sombre histoire de ciseaux, ton humour et ta bienveillance.

Clémence Pechinot, pour nous avoir joué du violon le jour de ton départ, pour ta motivation à jouer aux jeux de société et ta gentillesse.

David Vallecillo, pour avoir dit et fait tant de bêtises ensemble en saison 2 et pour toutes ces running jokes lancées et répétées à longueur de journée : la concu, les lunettes baissées, la tondeuse, les jambes en l'air, le cageot, nos crédos respectifs, le pas de loup, les « si tu fais pas ça t'es une trompette », le Trueman show, l'extraction et j'en passe. Merci aussi pour ton caractère entier, ton amitié sincère, tes conseils, cette complicité et pour m'avoir soutenu dans les moments où ça n'allait pas.

Fany Jariod, alias *Gallovid*, pour la photo de Monsieur Patate que l'on n'aura jamais prise, les reprises de Francis Cabrel, tes hoquets après manger, nos goûts similaires en musique électro, ta capacité à faire le Canadair et pour avoir changé d'avis sur moi après une première impression catastrophique. Merci aussi pour ta naïveté touchante, ton humour et ton éternelle bonne humeur.

Hugo Ferreira, pour ta chorégraphie sur « Chandelier », tes imitations exceptionnelles de Batman (« Where is she ?!!! »), tes chutes en soirée, tes « treeeeente ! », ta gentillesse et ta bienveillance.

Jules Giraud, alias *Tony Hawk Pro S****ter*, pour cette session pêche au silure le premier jour du second confinement, ton rire communicatif et tes nombreux talents plus ou moins cachés.

Klervi Verbrughe, alias *Klervi De la Bassecour*, pour ton superbe dessin qui illustre l'avant-propos de ce manuscrit, pour la façon dont ton visage s'illumine à la vue d'un chien fluffy, pour tes pas de danse, tes « Toi tu t'appelles Nathalie ? », ton beurre salé et tes ~~crêpes de blé noir~~

galettes, bébé doudou, ta liste de mots rigolos, ces écoutes de F***ing Fred, tes « è » quand moi je fais des « é », tes talents créatifs, la taxe prout, tes poiriers, ta synesthésie, tes poker face, ton incompréhension / 10 à mon humour, ces discussions sur le slip chauffant et j'en passe. Merci aussi pour ta profonde gentillesse, ton soutien immense, ces vacances et week-ends en Bretagne ou ailleurs, cette année passée à tes côtés et ton amour inconditionnel.

Louise Barbeau, alias *Louise de Numidie*, pour la façon dont tu vis si intensément les moments les plus ordinaires, pour avoir tant vanné mon côté « boomer », pour ta culture et ton engagement sur les problématiques environnementales et pour m'avoir fait découvrir des pépites musicales (la Pantera, train pour Bandol). Merci aussi pour ton amitié et tes conseils précieux, j'espère que tu penseras à moi à chaque fois que tu verras ta bague (de Courlis).

Lucia Llorente, pour tes talents de musicienne, tes montages photo sur WhatsApp, tes tournages de clip improbables (que j'attends toujours), ton énergie après la boxe, tes pâtes carbonara tellement meilleures que celles de David et ta bienveillance.

Manon Hess, pour ta soutenance de thèse mémorable, pour avoir tant ri à la blague du « TEUH ! » et pour ta folie en soirée.

Mathilde Charpentier, pour m'avoir fait découvrir 2 Heures de Perdues et le Floodcast, pour cette sortie snorkeling à l'étang de Thau et la running-joke sur les poulpes en Bretagne.

Maud Dessein-Lepasteur, pour tes nombreux projets créatifs qui ont plus ou moins abouti, pour avoir ri de bon cœur à nos blagues lourdes qui souvent te concernaient, pour ta bûche de Noël à la crème au beurre qui nous a rendu malade et pour ta bonne humeur et ta gentillesse.

Morgane Demêmes, pour tes remarques sur mon style vestimentaire au concert d'Hilight Tribe, tes séances de psy et ton amitié et tes conseils même après la saison 1.

Nicolas Georget, pour avoir passé la tondeuse en soirée, pour ton pipou sur la tête et ton humour.

Nolan Boutry, pour tes pas de danse légendaires, pour avoir ri à certaines de nos blagues limites, avoir manié le gourdin comme personne et pour ton extrême gentillesse.

Pierre Mallet, alias *le vieux loup alpha*, pour avoir supporté mes bruits de sirotage de café et tondu la pelouse à tour de bras, pour ces répliques de Kaamelott que tu connais par cœur, tes « Vroum Vroum ! », tes pantalons de youyou et ton engagement en matière d'environnement. Merci aussi pour ton amitié, ton soutien et pour avoir été un véritable pilier pour moi lors de mes différents séjours à la Tour du Valat.

mes **Pintades de la saison 3** (Amélie, Fany, Klervi et Louise), pour avoir parfaitement pris soin de moi pendant mon confinement et supporté mes blagues beaufs à base de changement de culotte et de « Please don't s***** », pour les émissions et vlogs sur Radio Catalogne, les week-ends et sorties nature, l'analyse graphologique de vos post-it, les goûters à la cave et ce repas de la Saint-Valentin entouré de vous quatre. Merci aussi d'avoir rendu cette saison 3 exceptionnelle, pour votre amitié et votre soutien. Ce fût un plaisir d'être le dindon de la farce.

Raquel Ambrosio, pour tes tortillas et croquetas, tes « Oh la vache ! » que j'ai eu beaucoup de mal à éliminer de mon vocabulaire et ta bonne humeur.

Sylvain Ceyte, pour les matchs des 6 Nations et les repas communs passés ensemble à dire et faire des bêtises, ton passage en Bretagne, les cours de boxe et pour avoir supporté nos vanne répétées sur la concu (« Oh ! J'ai une boutique à faire tourner moi ! »). Merci aussi pour ton soutien, tes conseils et ton amitié.

Tatiana Fuentes, pour nous avoir supportés pendant les matchs des 6 Nations, pour tes conseils, ton courage et ton franc-parler.

Tom Crassard, pour ton incroyable ivromètre, tes talents à la guitare et au kazoo et pour ta gentillesse et ton humilité.

Plus globalement, merci à tous les autres résidents que j'ai pu croiser à la Tour du Valat au cours de cette thèse : **Ana Jara, Anaïs Cognet, Chloé Suard, Dilara Arslan, Hugo Vey-Payre, Juliette Biquet, Léo Lefèvre, Leslie Merleau, Morgane Kelsen, Nicolas Carenton, Nicolas Malèvre, Pelayo Menendez, Sandra Hodić, Utkarsh Lal, Vincent Vuillermet, Yannis Djouldem** et tous les autres.

Merci enfin au personnel du CESCO basé à Paris que j'ai malheureusement très peu eu l'occasion de côtoyer du fait de la distance et des conditions sanitaires mais qui a tout fait pour nous intégrer dans la dynamique de laboratoire au cours de ces années si particulières. Merci notamment à l'équipe de direction et plus particulièrement à **Emmanuelle Porcher** et **Colin Fontaine** pour votre investissement, aux équipes d'organisation des séminaires et aux membres du conseil de laboratoire. Merci également à **Clément Vallé, Ludovic Crochard** et **Tiphaine Devaux**, co-doctorants que j'ai eu le plaisir de côtoyer de façon épisodique.

Je suis également profondément reconnaissant envers les personnes qui m'ont donné ma chance et encadré dans mes études et précédentes expériences professionnelles et sans qui je ne serais pas là aujourd'hui : **Didier Le Cœur** et **Yannick Outreman** (Institut Agro) ; **Benoît Goossens** (Danau Girang Field Centre) ; **Viviane Lalanne-Bernard** (SOS Busards) ; **Laurent Alborino, Emmanuelle Bouillon, Manuel Chrétienne, Jean-François Elder, Nicolas Fillol** et **Jean-Baptiste Wetton** (Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin) ; **Sabine Greulich** et **Stéphane Rodrigues** (Université de Tours).

Enfin j'aimerais remercier tous ceux qui m'ont soutenu pendant ces années de thèse et qui me soutiennent depuis plus longtemps encore. Je tiens également à m'excuser d'avoir été si peu présent pendant ces trois années et quelques et j'espère pouvoir me rattraper très bientôt.

Tout d'abord un immense merci aux amis de l'Agro dont la présence et le soutien lors de ces années de thèse ont été déterminants, et ce malgré la situation sanitaire, la distance et mes disponibilités limitées. Je tiens à remercier plus particulièrement **Alexia Navenec, Amandine Galli, Anouk Martin, Carole Le Jeune, Caroline Gouron, Elise Colbert, Hadriana Lefevre, Julien Sarron, Lola Fucile, Marie Touchane, Marylou Bressand, Mathieu Le Tertre, Matthieu Sablé, Pierre Anduze, Rébecca Etienne, Romain Gloaguen** et **Thomas Stannard**, alias le groupe *Commande de Porc*, pour ces week-ends perte de points de vie qui m'ont permis de me changer les idées ; **Aymeric Charrier, Clément Ortega, Hakim Kettani** et **Ximun Cazaubon**, alias les *Beaufs de France*, pour ces deux-trois week-ends qui m'ont fait un bien fou (à quand Prague ?) ; **Jules Boileau, Jules Milcendeau, Marc Nougier, Mathieu Arnal, Mélodie Ollivier** et **Nicolas Yakovleff**, dont les rares retrouvailles dans le Sud m'ont extrêmement fait plaisir ; **Amandine Galli, Pauline Barrier, Rébecca Etienne** et **Thomas Stannard**, alias le groupe *Week-end PAMEQ*, pour être passés me voir en Camargue ; **Aymeric Charrier, Charlie Widehem, Jules Milcendeau** et **Ximun Cazaubon**, pour nos sessions en ligne de jeux-vidéos, jeux de rôle et jeux de société ; ainsi que **Bruno Pech, Charlotte Bocquet, Pierre Bessard Duparc** et **Zoé Messerli** pour ces quelques nouvelles que l'on s'échange régulièrement et qui me font toujours extrêmement plaisir.

Merci également aux anciens de la prépa BCPST de Joffre avec qui j'ai gardé contact : **Emilie Paufique** et **Loue Rouyer** pour votre amitié malgré la distance et les rares occasions de se voir et **Laurence Boulet** et **Matthias Martinez** pour m'avoir fait l'honneur d'assister à votre mariage et m'avoir accueilli chez vous il y a quelques semaines.

Un grand merci également à mes amis du lycée et d'avant : **Aurélié Baudry, Benoit Labatte, Clément Naudy, Lucille Galindo, Marc Estève** et **Thomas Lemouzy**. Vous voir avancer dans la vie, boire un coup avec vous de temps en temps et avoir de vos nouvelles me fait toujours extrêmement plaisir. Merci aussi à **Maxime Schmitt** pour nos sessions Overwatch du dimanche soir, ce petit séjour à la montagne l'an dernier mais surtout pour ton amitié et ton soutien malgré la distance et le décalage horaire.

Je tiens également à remercier ma famille qui malgré la distance et mes disponibilités limitées a toujours su me soutenir. Je tiens à remercier plus particulièrement **Jean-Luc, Nadège, Aude** et **Marie-Paule Bauxells, Marie-José Verniest** ainsi que **Floriane** et **Patrick Sallaberry**. Merci pour vos messages de soutien et vos petites attentions qui m'ont beaucoup apporté. Enfin un immense merci à **mes parents**, pour vos colis de charcuterie, pour m'avoir supporté dans tous les sens du terme, m'avoir permis de me reposer dans le Sud quand j'en avais le plus besoin mais surtout pour l'éducation que vous m'avez fournie, votre soutien sans faille et votre amour inconditionnel depuis toutes ces années. Sans vous je n'en serais pas là.

LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES

PUBLICATIONS AU CŒUR DE LA THÈSE

Chapitre 1

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. (2022). Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean Key Biodiversity Areas. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12807. <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>

Chapitre 2

Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P. D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., Perennou, C., Suet, M., **Verniest, F.**, Deschamps, C., Taylor, N. G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., ... & Galewski, T. (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: Over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067-3085. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>

Chapitre 3

Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K., Georgiev, V., Hamada, A., ... & Galewski, T. (2023) Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>

Chapitre 4

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Boutron, O., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Willm, L., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K., ... & Le Viol, I. Mediterranean wintering sites of waterbirds highly threatened by sea-level rise. In prep.

TRAVAUX COMPLÉMENTAIRES

Encadré 4

Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., & Galewski, T. Historical and future Köppen-Geiger climate classification in the Mediterranean region. In prep.

Encadré 5

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. The future distribution of Mediterranean Key Biodiversity Areas climates. In prep.

Encadré 6

Chantoufi, A., Galewski, T., Le Viol, I., Julliard, R., Ambrosio de la Iglesia, R., Dami, L., Gaget, E., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnaçao, V., Erciyas-Yavuz, K, ... & **Verniest, F.** Characterizing the composition of wintering waterbird communities of dam reservoirs in the Mediterranean Basin. In prep.

PRÉSENTATIONS ORALES

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., & Le Viol, I. (2020). Quelle exposition des zones clés pour la biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols à l'échelle du bassin méditerranéen ? *Colloque Climat et Impacts*, 23-25 November, Paris, France (online).

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., & Le Viol, I. (2021). The exposure of Mediterranean key biodiversity areas to climate change and land-use modifications using CMIP6 future scenarios. *2021 Annual Meeting of the Ecological Society of America*, 2-6 August, Long Beach, USA (online).

Verniest, F., Popoff, N., Gaget, E., Dami, L., Suet, M., & Galewski, T. (2022). Gaps in the Mediterranean RAMSAR network. *22nd Conference of the European Bird Census Council (EBCC)*, 4-8 April, Lucerne, Switzerland.

Verniest, F., Popoff, N., Gaget, E., Dami, L., Suet, M., Le Viol, I., & Galewski, T. (2022). Le manque de protection des zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau en Méditerranée. *Congrès des Jeunes Chercheur·e·s du Muséum national d'Histoire naturelle (CJCM)*, 4-6 May, Paris, France (online).

LISTE DES ACRONYMES

AEWA : *African-Eurasian Waterbird Agreement*

CBD : *Convention on Biological Diversity*

CCVA : *Climate Change Vulnerability Assessment*

CMIP : *Coupled Model Intercomparison Project*

GCM : *General Circulation Model*

IAM : *Integrated Assessment Model*

IPBES : *Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

IPCC : *Intergovernmental Panel on Climate Change*

IUCN : *International Union for Conservation of Nature*

IWC : *International Waterbird Census*

KBA : *Key Biodiversity Area*

MWO : *Mediterranean Wetlands Observatory*

OECD : *Other Effective area-based Conservation Measure*

RCP : *Representative Concentration Pathway*

SDM : *Species Distribution Model*

SSP : *Shared Socioeconomic Pathway*

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	I
RÉSUMÉ	III
ABSTRACT	V
REMERCIEMENTS	VII
LISTE DES COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES	XV
LISTE DES ACRONYMES	XVII
TABLE DES MATIÈRES	XIX
LISTE DES ENCADRÉS	XXIII
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. LES FACTEURS DE PERTE DE LA BIODIVERSITÉ.....	3
1.1. Les causes de la sixième extinction de masse.....	3
1.2. L'importance des changements futurs climatiques et d'usage des sols.....	4
1.3. Les causes et conséquences des changements climatiques et d'usage des sols.....	7
2. L'EXPOSITION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS.....	8
2.1. La vulnérabilité au changement climatique.....	8
2.2. L'intérêt des méthodes d'évaluation de l'exposition pour la conservation.....	11
3. RÉDUIRE L'IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS FUTURS SUR LA BIODIVERSITÉ.....	15
3.1. Les mesures de conservation dans un contexte de changements globaux.....	15
3.2. Les aires protégées : un outil de conservation efficace.....	16
3.3. Les aires protégées : l'état des lieux post-COP15.....	18
4. LE CAS D'ÉTUDE DES OISEAUX D'EAU HIVERNANT EN MÉDITERRANÉE.....	21
4.1. La région méditerranéenne.....	21
4.2. Les zones humides méditerranéennes.....	25
4.3. Les oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée.....	28
5. OBJECTIFS ET STRUCTURE DU MANUSCRIT.....	30
6. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	34
6.1. Les scénarios futurs.....	34
6.2. Les projections futures climatiques et d'usage des sols.....	36
6.3. Le Dénombrement International des Oiseaux d'Eau.....	38

CHAPITRE 1 – L’EXPOSITION DES ZONES CLÉS POUR LA BIODIVERSITÉ AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D’USAGE DES SOLS.....	45
RÉSUMÉ.....	47
ABSTRACT.....	49
1. INTRODUCTION.....	51
2. METHODS.....	53
3. RESULTS.....	58
4. DISCUSSION.....	65
CHAPITRE 2 – L’IDENTIFICATION DES ZONES HUMIDES D’IMPORTANCE INTERNATIONALE POUR LES OISEAUX D’EAU.....	71
RÉSUMÉ.....	73
ABSTRACT.....	75
1. INTRODUCTION.....	77
2. METHODS.....	78
3. RESULTS.....	82
4. DISCUSSION.....	84
5. CONCLUSION.....	90
CHAPITRE 3 – L’EXPOSITION DES COMMUNAUTÉS D’OISEAUX D’EAU AU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE ET À LA CONVERSION D’HABITATS NATURELS	91
RÉSUMÉ.....	93
ABSTRACT.....	97
1. INTRODUCTION.....	99
2. METHODS.....	101
3. RESULTS.....	105
4. DISCUSSION.....	109
CHAPITRE 4 – L’EXPOSITION DES COMMUNAUTÉS D’OISEAUX D’EAU À LA HAUSSE DU NIVEAU MARIN	113
RÉSUMÉ.....	115
ABSTRACT.....	117
1. INTRODUCTION.....	119
2. METHODS.....	120
3. RESULTS.....	124
4. DISCUSSION.....	131
DISCUSSION GÉNÉRALE.....	137

1. PRINCIPAUX RÉSULTATS	139
2. L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS	140
2.1. Comment améliorer la robustesse de ces méthodes ?.....	140
2.2. Les limites de ces méthodes	143
3. LA PROTECTION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX D'EAU EN MÉDITERRANÉE.....	146
3.1. Où créer de nouvelles aires protégées en Méditerranée ?.....	146
3.2. Les stratégies alternatives de planification des aires protégées.....	152
3.3. Les perspectives de protection et de conservation	154
RÉFÉRENCES	159
ANNEXES.....	197
ANNEXE A : MATÉRIEL ET MÉTHODES ET FIGURES COMPLÉMENTAIRES DE L'ENCADRÉ 4	199
ANNEXE B : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 1	205
ANNEXE C : MATÉRIEL ET MÉTHODES ET FIGURE COMPLÉMENTAIRE DE L'ENCADRÉ 5...	231
ANNEXE D : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 2	233
ANNEXE E : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 3.....	237
ANNEXE F : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 4.....	275
ANNEXE G : RAPPORT DE STAGE DE MASTER 2 D'AMAL CHANTOUFI	281

LISTE DES ENCADRÉS

Encadré 1 : Les principales méthodes d'évaluation de la vulnérabilité	10
Encadré 2 : Justification du choix des termes utilisés relatifs à l'exposition.....	13
Encadré 3 : Déclinaison des objectifs de protection à différentes échelles	19
Encadré 4 : Classification des climats récents et futurs en Méditerranée.....	24
Encadré 5 : Caractéristiques et position des refuges climatiques des KBAs.....	64
Encadré 6 : L'utilisation des réservoirs de barrages par les oiseaux d'eau	135
Encadré 7 : Recommandations pour le suivi des oiseaux d'eau hivernants.....	150

INTRODUCTION GÉNÉRALE

- Je vais travailler au projet du docteur Seldon, à l'université de Trantor.
- Cassandra Seldon ?
- Non, celui dont je vous parle s'appelle Hari Seldon... vous savez, le psychohistorien. Je ne connais pas de Cassandra Seldon.
- C'est lui, c'est Hari. Mais il y en a qui l'appellent Cassandra. C'est son surnom, quoi. C'est parce qu'il n'arrête pas de prédire des catastrophes.

- Isaac Asimov, *Fondation*

I. LES FACTEURS DE PERTE DE LA BIODIVERSITÉ

I.1. Les causes de la sixième extinction de masse

Depuis l'apparition de la vie sur Terre il y a plus de 3,5 milliards d'années, cinq événements majeurs d'extinction de masse se sont produits, au cours desquels plus de 70 % des espèces existantes auraient disparu dans un intervalle de temps relativement court (Jablonski, 1994; Raup and Sepkoski, 1982; Sepkoski, 1986). Avec un taux d'extinction des espèces entre 100 et 1000 fois supérieur à ceux passés, il est désormais certain que la crise de la biodiversité que nous traversons est le début d'un sixième événement majeur d'extinction de masse (Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015; Cowie et al., 2022; Pimm et al., 1995, 2014) qui trouve son origine dans les activités d'une seule des espèces peuplant la Terre : *Homo sapiens*.

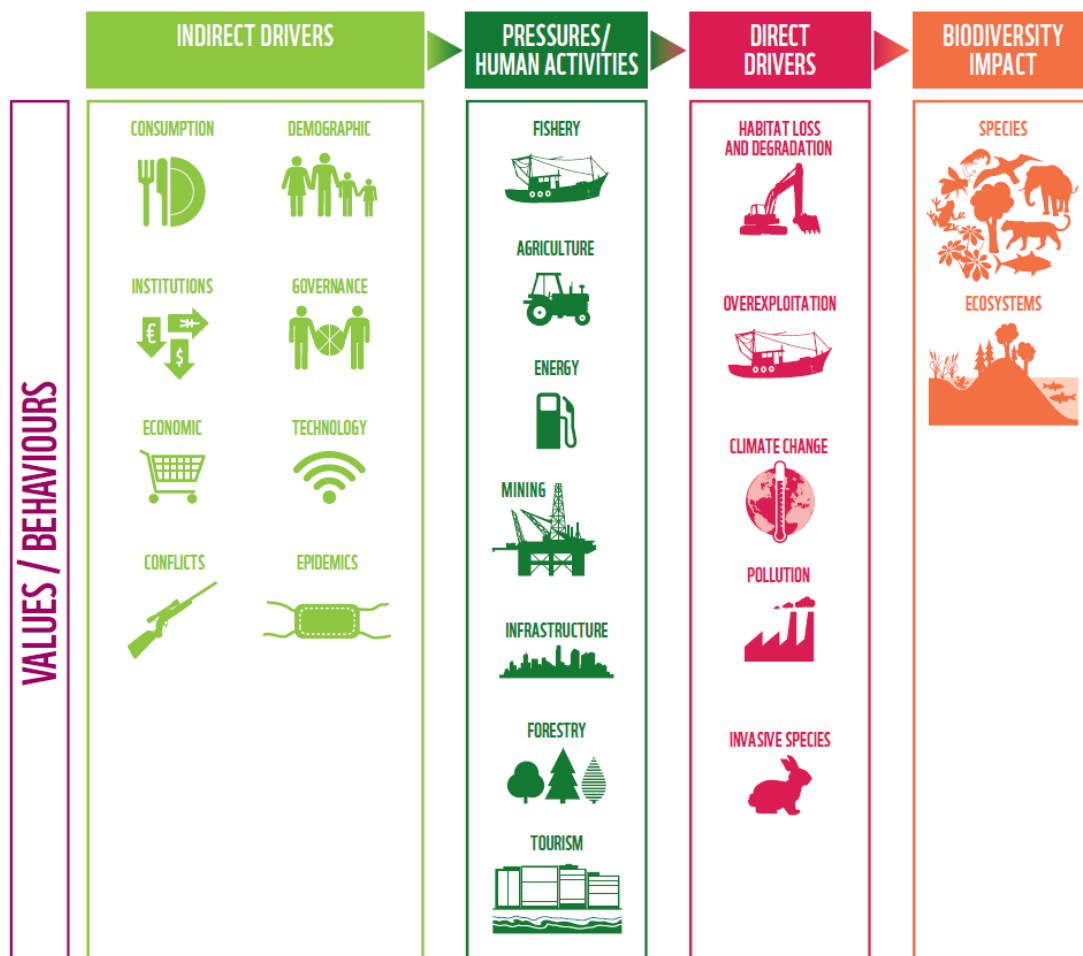


Figure I.1. Facteurs directs de déclin de la biodiversité (*direct drivers*) causés par les pressions et activités humaines (*pressures/human activities*), elles-mêmes engendrées par des facteurs indirects de perte de la biodiversité (*indirect drivers*). Figure extraite de WWF (2020a) avec la permission de WWF, © 2020 WWF, all rights reserved.

En effet les activités humaines, qui sont régies notamment par des facteurs démographiques, socio-économiques, institutionnels ou encore par les conflits armés et les épidémies (*indirect drivers*) (IPBES, 2019a; WWF, 2020a), sont à l'origine d'un certain nombre de facteurs directs (*direct drivers*) de déclin de la biodiversité (Figure I.1). Ces différents facteurs augmentent le risque d'extinction des espèces (IPBES, 2019a) mais entraînent également leur déclin, altérant ainsi la composition, la structure et la fonctionnalité des écosystèmes (IPBES, 2019a; WWF, 2022). Parmi les principaux facteurs directs, on retrouve, par ordre d'importance d'impact sur la biodiversité selon l'IPBES (2019b) : les changements d'usage des sols et de la mer, l'exploitation des espèces (*i.e.*, les prélèvements par la chasse, la pêche et la cueillette), le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes et les pollutions (IPBES, 2019a; WWF, 2020a).

Comme il a été récemment rappelé à l'occasion de la 15^e Conférence des Parties (COP15) de la Convention sur la Diversité Biologique (*Convention on Biological Diversity*, CBD), « la biodiversité est essentielle au bien-être de l'Homme et à la santé de la planète, ainsi qu'à la prospérité économique de tous les peuples. Nous dépendons d'elle pour notre alimentation, nos médicaments, notre énergie, la pureté de l'air et de l'eau, notre sécurité face aux catastrophes naturelles ainsi que pour nos loisirs et notre inspiration culturelle, et elle soutient tous les systèmes de vie sur terre » (CBD, 2022). Il est donc crucial et urgent d'infléchir la courbe de perte de la biodiversité en limitant nos impacts sur les espèces et les écosystèmes. Pour ce faire, il est possible d'étudier l'impact futur des activités humaines selon différents scénarios afin de hiérarchiser les trajectoires futures de nos sociétés selon leur caractère plus ou moins favorable à la conservation de la biodiversité et d'anticiper ces impacts par la mise en place de mesures de conservation.

I.2. L'importance des changements futurs climatiques et d'usage des sols

On s'attend à ce que l'intensité et la distribution des facteurs directs de déclin de biodiversité varient entre les différentes trajectoires possibles de nos sociétés et différent du contexte actuel. Il est donc nécessaire d'explorer l'intensité et la distribution futures de ces facteurs directs afin d'anticiper les impacts anthropiques futurs sur la biodiversité qui en découlent.

Bien que le classement des facteurs directs par ordre d'importance dépende fortement du contexte d'étude, de la métrique utilisée ou encore du modèle biologique considéré (Bellard et al., 2022), les changements d'usage des sols et de la mer sont considérés dans plusieurs études et rapports comme le facteur direct ayant eu l'impact le plus important sur la biodiversité au cours des dernières décennies et notamment sur les écosystèmes terrestres et aquatiques continentaux (IPBES, 2019a; Jaureguiberry et al., 2022) (Figure I.2), et devraient rester une menace majeure pour la biodiversité dans le futur (Asamoah et al., 2022; Leclère et al., 2020; Newbold, 2018; Newbold et al., 2015). Le changement climatique n'est actuellement pas le principal facteur direct de déclin des populations et d'extinction des espèces, son impact sur la biodiversité étant certainement moindre comparé à celui des changements d'usage des sols, de l'exploitation des espèces, ou même encore des pollutions selon certaines études (Bellard et al., 2022; Caro et al.,

2022; IPBES, 2019a; Jaureguiberry et al., 2022) (Figure I.2). On s'attend toutefois à ce que l'impact du changement climatique sur la biodiversité augmente dans les prochaines décennies et rattrape ou même dépasse celui des autres principaux facteurs directs (Asamoah et al., 2022; Bellard et al., 2012, 2022; Newbold, 2018; Sala, 2000).

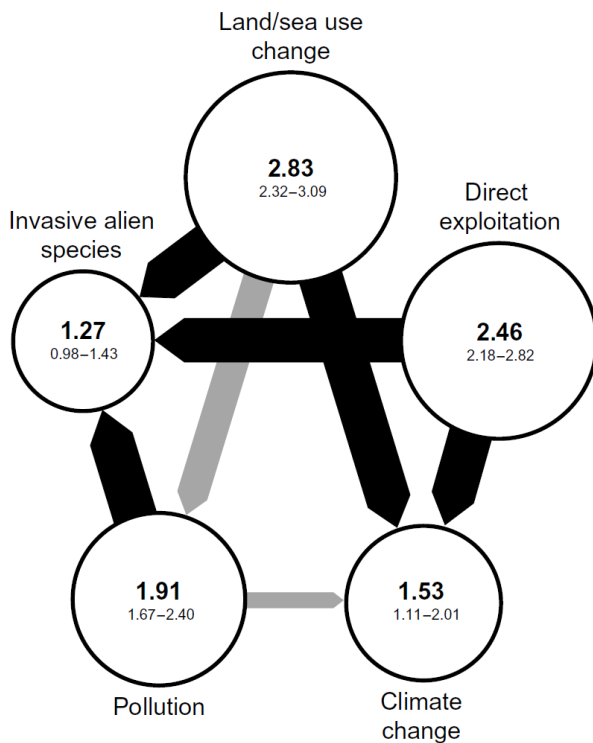


Figure I.2. Hiérarchie d'importance entre les cinq facteurs directs de déclin de la biodiversité principaux, établie à partir de 154 études comparant l'impact passé de ces facteurs sur des variables essentielles de biodiversité (*Essential Biodiversity Variables*, EBV). La surface du cercle est proportionnelle au score d'importance (en gras entre 0 et 4, intervalle de confiance à 95 % indiqué en dessous). Les flèches entre paires de facteurs directs représentent la significativité de différence d'importance. L'épaisseur des flèches représente les P-values non corrigées (étroite : $P < 0,1$, intermédiaire : $P < 0,05$, épaisse : $P < 0,01$, pas de flèche : $P \geq 0,1$), et la couleur des flèches représente les P-values corrigées pour tests multiples (noir : $P < 0,05$, gris : $P \geq 0,05$). Figure modifiée à partir de Jaureguiberry et al. (2022), distributed under a Creative Commons Attribution NonCommercial License 4.0 (CC BY-NC).

L'importance des impacts futurs du changement climatique et des changements d'usage des sols sur la biodiversité rend essentielle l'inclusion de ces deux facteurs dans les études explorant l'impact futur des activités humaines sur la biodiversité. Malheureusement, on constate dans ces études un fort déséquilibre d'utilisation entre les projections climatiques et celles d'usage des sols, au détriment de ces dernières (Titeux et al., 2016). Or la non-prise en compte des changements futurs d'usage des sols peut avoir pour conséquence une mauvaise estimation des risques pour la biodiversité et entraîner ainsi des réponses inadaptées en matière de politiques et de mesures de conservation (de Chazal and Rounsevell, 2009; Titeux et al., 2016).

Plusieurs éléments permettent d'expliquer la plus grande utilisation des projections climatiques futures par rapport aux projections d'usage des sols. Premièrement, l'usage des sols et ses changements est un objet d'étude plus complexe que le climat, notamment parce qu'il dépend d'un grand nombre de facteurs très différents, ce qui rend sa modélisation très complexe (Meyfroidt et al., 2022). Cette complexité a pour conséquence directe des données de projections futures que certains qualifient de peu fiables et dont la pertinence vis-à-vis d'études en écologie a pu être remise en question. En effet, on observe une grande incertitude entre projections d'usage des sols issues de différents modèles (Prestele et al., 2016) et leur résolution spatiale est bien plus grossière que celle des projections climatiques futures (Figure I.3). Leur résolution thématique (*i.e.*, le nombre de catégories) est également très faible et ces catégories sont trop souvent peu

adaptées à l'étude de processus écologiques (de Chazal and Rounsevell, 2009; Harfoot et al., 2014; Titeux et al., 2016). Deuxièmement, les modèles utilisés pour produire ces projections futures, les *Integrated Assessment Models* (IAMs), sont bien moins connus et accessibles pour des écologues, du fait notamment du manque de documentation vulgarisée (Harfoot et al., 2014). Troisièmement, les impacts négatifs du climat sur la santé, les infrastructures et les activités humaines auraient éclipsé la crise de la biodiversité, notamment dans les médias (Caro et al., 2022).

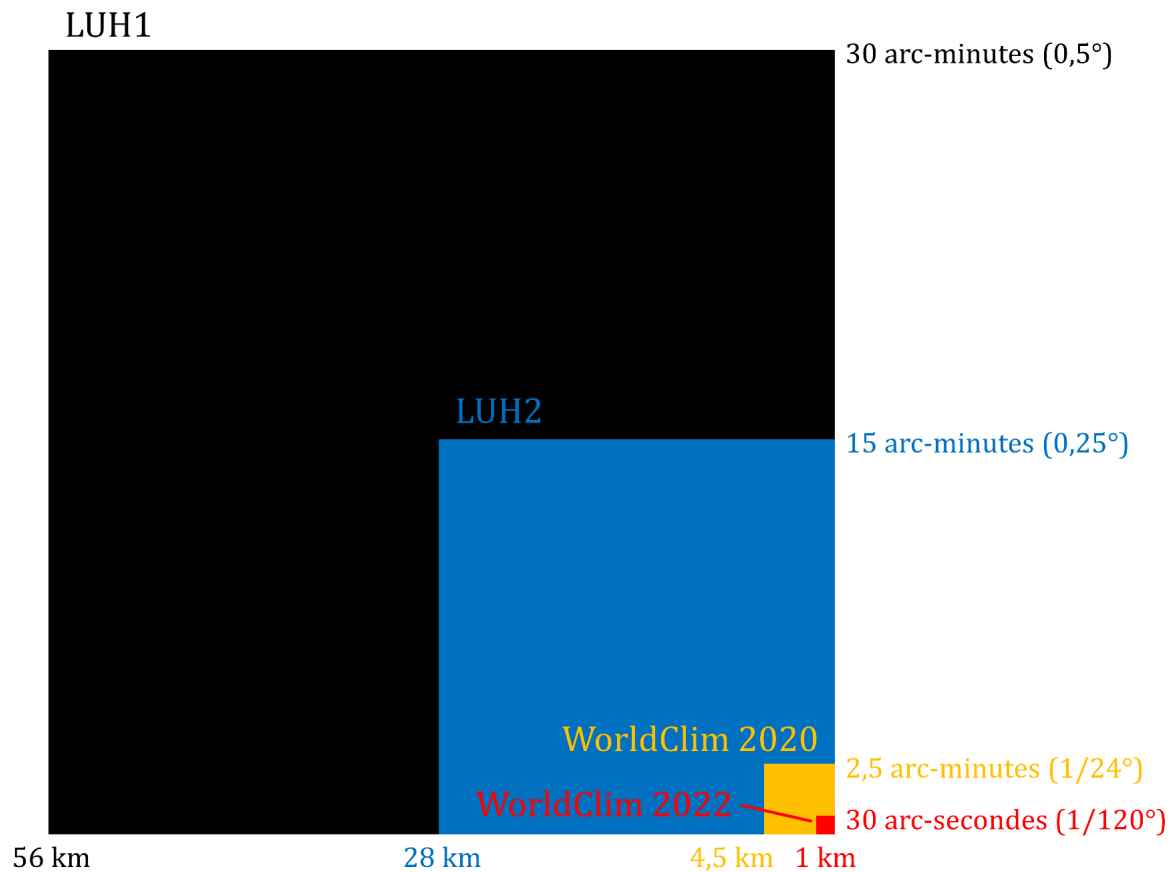


Figure I.3. Comparaison de la résolution spatiale (largeur d'un pixel à l'équateur) entre les données de projections futures d'usage des sols (noir et bleu) et les données de projections climatiques futures (orange et rouge). Noir : projections futures d'usage des sols issues de la base de données Land-Use Harmonization 1 (LUH1) (Hurtt et al., 2011) ; bleu : projections futures d'usage des sols issues de la base de données Land-Use Harmonization 2 (Hurtt et al., 2020) utilisées dans le cadre de cette thèse (LUH2) ; orange : projections climatiques futures issues de la base de données WorldClim 2 (Fick & Hijmans, 2017) utilisées dans le cadre de cette thèse (WorldClim 2020) ; rouge : projections climatiques futures issues de la base de données WorldClim 2 (Fick & Hijmans, 2017) récemment mises en ligne (WorldClim 2022).

1.3. Les causes et conséquences des changements climatiques et d'usage des sols

De nombreuses activités humaines sont à l'origine de changements d'usage des sols, parmi lesquelles figurent l'étalement urbain, l'extension et l'intensification de l'agriculture et de l'aquaculture, l'extraction de ressources minières et la production d'énergie, le développement d'infrastructures de transport ou encore la construction d'ouvrages hydrauliques (IUCN, 2012). On estime par exemple que plus d'un tiers de la surface terrestre mondiale est utilisée pour l'agriculture ou encore que la surface urbaine a doublé sur la période 1992 – 2015 (IPBES, 2019b). Ces changements d'usage des sols se sont très souvent faits au détriment des milieux naturels, notamment des forêts tropicales, dont 32 millions d'hectares ont été perdus entre 2010 et 2015 (IPBES, 2019b), ou des zones humides qui ont vu leur surface réduite de 90 % depuis le début du XVIII^e siècle (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020b). Les changements d'usage des sols, qui entraînent la perte, la dégradation et la fragmentation des habitats, ont de nombreuses conséquences négatives sur les espèces : diminution des ressources, augmentation de la compétition intra et interspécifique, diminution de la survie et de la reproduction, perte de diversité génétique, entraînant le déclin voire l'extinction de populations et altérant ainsi le fonctionnement des communautés d'espèces (Hanski, 2011; Pardini et al., 2018).

Le changement climatique également est principalement dû aux activités humaines, et notamment aux émissions de gaz à effet de serre qui en découlent (*e.g.*, CO₂, CH₄, N₂O) (IPCC, 2021). Ce changement concerne plusieurs composantes du climat, à savoir la hausse globale de la température, mais également le changement de régimes de précipitations (augmentation ou diminution selon la période de l'année et la localité) ainsi que l'augmentation de la fréquence des événements météorologiques et climatiques extrêmes (vagues de chaleur, sécheresses et épisodes de fortes précipitations, cyclones) (IPCC, 2021). Ces changements ont notamment pour conséquence la hausse du niveau marin, provoqué par la dilatation thermique de l'eau de mer, la fonte des glaciers terrestres et des calottes glaciaires du Groenland et de l'Antarctique (IPCC, 2021). On estime aujourd'hui que la température moyenne globale a déjà augmenté de plus de 1°C par rapport à la seconde moitié du XIX^e siècle et que le niveau marin global a augmenté de 20 cm par rapport au début du XX^e siècle (IPCC, 2021). L'altération brutale des différentes composantes du climat peut avoir d'importants effets délétères sur la biodiversité à différents niveaux : réduction de la diversité génétique, atteinte de seuils physiologiques, changements de phénologie et de morphologie, altération de la dynamique des populations, déplacements de densités et d'aires de distribution des espèces en altitude et vers les pôles, pouvant entraîner des changements majeurs dans la structure, la composition et le fonctionnement des écosystèmes (Bellard et al., 2012; Kappelle et al., 1999; Parmesan, 2006; Parmesan and Yohe, 2003; Root et al., 2003).

Les effets simples des facteurs directs de déclin de la biodiversité peuvent également interagir, leur effet combiné étant supérieur à la somme des effets simples (*i.e.*, synergie des effets) ou inférieur à la somme des effets simples (*i.e.*, antagonisme des effets) (Côté et al., 2016). Ainsi, il a été démontré que le changement climatique et les changements d'usage des sols peuvent avoir des effets en interaction sur la biodiversité (voir les revues de littérature de Mantyka-pringle et al., 2012 et d'Oliver and Morecroft, 2014). Par exemple, les effets délétères du changement

climatique sur les populations peuvent être exacerbés lorsque leurs habitats sont fragmentés (Opdam and Wascher, 2004). De même, les effets négatifs de la perte d'habitats peuvent être amplifiés dans des conditions de températures maximales élevées (Mantyka-pringle et al., 2012). Les changements d'usage des sols peuvent également atténuer ou faciliter l'ajustement thermique des communautés aux nouvelles conditions de températures (Auffret and Thomas, 2019; Gaget et al., 2020a). Il est donc d'autant plus important d'utiliser des projections futures de ces deux facteurs directs de déclin de la biodiversité dans les études anticipant l'impact futur des activités humaines sur la biodiversité.

Message clé

Pour infléchir la courbe de perte de la biodiversité, il est nécessaire d'anticiper l'impact futur sur les espèces et les écosystèmes des principaux facteurs directs de son déclin que sont les changements climatiques et d'usage des sols.

2. L'EXPOSITION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS

Il est possible d'évaluer et d'anticiper les impacts futurs de facteurs directs de déclin de biodiversité à travers l'étude de l'évolution future de leur intensité et de leur distribution spatiale, c'est-à-dire l'étude de l'exposition des écosystèmes et des espèces à ces facteurs, qui constitue une des composantes de la vulnérabilité des espèces.

2.1. La vulnérabilité au changement climatique

Dans son quatrième rapport d'évaluation, l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) définit la vulnérabilité d'un système au changement climatique comme « le degré de capacité d'un système de faire face ou non aux effets néfastes du changement climatique » (IPCC, 2007). Selon cette définition, qui diffère de celles des rapports d'évaluation suivants (IPCC, 2014, 2021) mais qui est encore la plus couramment utilisée en biologie de la conservation (Foden et al., 2019), la vulnérabilité au changement climatique est la résultante de deux composantes intrinsèques au système (c'est-à-dire relatives aux caractéristiques du système) que sont sa sensibilité et sa capacité adaptative, ainsi que d'une composante extrinsèque au système : son exposition au changement climatique (IPCC, 2007) (Figure I.4). Des exemples de déterminants de chaque composante appliqués à la vulnérabilité des espèces au changement climatique sont présentés Figure I.4.

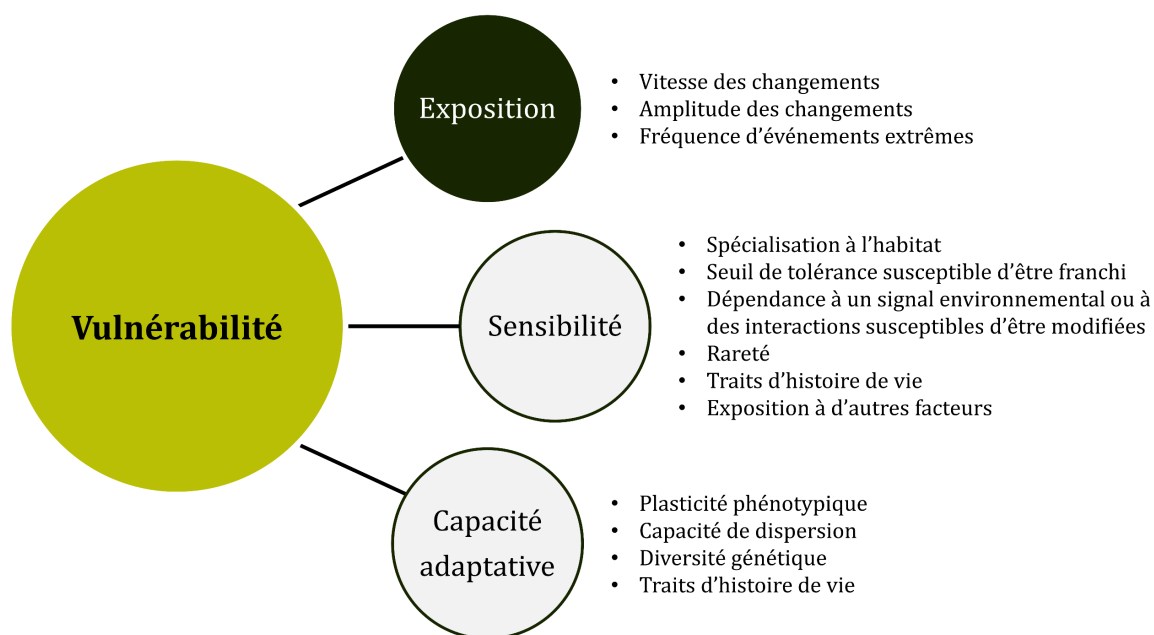


Figure I.4. Composantes de la vulnérabilité des espèces au changement climatique selon la définition du quatrième rapport d'évaluation de l'IPCC (2007) et exemples de déterminants de chaque composante issus de Dawson et al. (2011) et de Foden et al. (2019).

Les évaluations de la vulnérabilité au changement climatique (*Climate Change Vulnerability Assessment, CCVA*) émergent dans les années 90 et sont appliquées dans un premier temps aux risques encourus par les populations humaines, les infrastructures et l'économie, avant que des applications à l'écologie et à la biologie de la conservation soient développées dans les années 2000 suite aux premiers articles documentant l'impact du changement climatique sur les espèces et écosystèmes (Foden et al., 2019). Différentes méthodes peuvent permettre d'évaluer la vulnérabilité des espèces au changement climatique (les trois majeures sont présentées Encadré 1). Ces méthodes n'envisagent pas toutes les mêmes facteurs de vulnérabilité (*e.g.*, changement de distribution, changement de taille de population, risque d'extinction, Pacifici et al. [2015]), mobilisent des données ainsi que des techniques d'analyse très différentes et peuvent conduire à des résultats différents (Wheatley et al., 2017). De nombreuses études établissant des scénarios futurs de biodiversité selon différents facteurs directs (Pereira et al., 2010) peuvent être considérées comme des CCVAs. Pour autant, pour un grand nombre d'entre elles et notamment celles ne mettant pas en œuvre une méthode s'appuyant sur les traits (voir Encadré 1), leurs auteurs ne les envisagent pas comme des analyses de la vulnérabilité.

Encadré I : Les principales méthodes d'évaluation de la vulnérabilité

Méthode s'appuyant sur les traits (*trait-based CCVA*)

Cette méthode consiste en la combinaison des caractéristiques des espèces renseignant leur sensibilité ou leur capacité adaptative face au changement climatique avec leur exposition à ce facteur afin d'obtenir un score, une catégorie ou un rang de vulnérabilité (Foden, 2019; Foden & Young, 2016; Pacifici et al., 2015). Elle peut permettre par exemple d'identifier les espèces à la fois sensibles et fortement exposées aux changements futurs (*e.g.*, Chin et al., 2010) ou bien encore d'identifier le rôle de chaque composante dans la vulnérabilité d'une espèce (*e.g.*, Finch et al., 2010).

Bien que possible sans la mise en œuvre de techniques de modélisation avancées, cette méthode nécessite toutefois d'avoir les données sur les traits disponibles pour l'ensemble des espèces étudiées et implique une certaine incertitude sur la vulnérabilité estimée, engendrée par l'incertitude du lien entre traits considérés et impacts potentiels ainsi que par certains choix méthodologiques (choix des traits, choix des seuils de conversion des variables quantitatives en variables qualitatives ou ordinales) (Foden, 2019; Pacifici et al., 2015).

Méthode mécaniste (*mechanistic CCVA*)

Cette méthode vise à développer des modèles intégrant des processus de démographie, physiologie, compétition, prédation, dispersion ou encore d'utilisation des ressources et d'échanges d'énergie pour évaluer la vulnérabilité d'une espèce ou d'une population (Foden, 2019; Pacifici et al., 2015). Cette méthode peut permettre notamment d'évaluer la probabilité d'extinction future d'une espèce (*e.g.*, Jenouvrier et al., 2009) ou de modéliser l'évolution future de sa *fitness* (*e.g.*, Deutsch et al., 2008).

Bien que cette méthode puisse être potentiellement plus robuste qu'une méthode mettant en œuvre des modèles corrélatifs (présentée ci-dessous) (Kearney & Porter, 2009), la difficulté de l'obtention des données nécessaires au développement des modèles mécanistes limite son application à un nombre limité d'espèces (Foden, 2019; Pacifici et al., 2015).

Méthode corrélative (*correlative CCVA*)

La méthode corrélative étudie le lien statistique entre présence ou abondance d'espèces et conditions climatiques afin de projeter des changements futurs de distribution à l'aide de projections climatiques futures et ainsi déduire le degré de vulnérabilité de la différence entre distribution récente et future en matière de surface, de localisation ou encore de recoupement (Foden, 2019; Pacifici et al., 2015). Cette méthode peut permettre notamment d'évaluer la persistance future des espèces au sein du réseau d'aires protégées actuel (Hole et al., 2009) ou encore de modéliser l'assemblage futur de communautés (Guisan & Theurillat, 2000).

Bien que cette méthode soit rapide, peu coûteuse et que des données de présence soient disponibles pour de très nombreuses espèces, elle souffre de nombreuses limites et critiques, notamment du fait de l'utilisation de modèles de distribution d'espèces

Encadré I (suite)

(*Species Distribution Models*, SDMs) (Foden, 2019; Pacifici et al., 2015). En effet, bien qu'extrêmement utilisés y compris en dehors du cadre des CCVAs, les SDMs corrélatifs ont souvent été remis en question (*e.g.*, Beale et al., 2008; Fourcade et al., 2017; Hampe, 2004; Journé et al., 2020), ces modèles ne tenant pas compte de la capacité de dispersion et d'adaptation des espèces, des interactions biotiques, considérant que les distributions actuelles des espèces sont à l'équilibre avec les conditions environnementales et leur résultats dépendant fortement de choix méthodologiques (Araújo et al., 2005; Hampe, 2004; Wiens et al., 2009; Yackulic et al., 2015).

Ces différentes méthodes peuvent également répondre à une grande diversité d'objectifs et constituent un formidable outil de planification de la conservation tenant compte des conditions climatiques futures (Foden et al., 2019). Ainsi les CCVAs peuvent permettre d'identifier les espèces ou les écosystèmes les plus vulnérables afin de mettre en place des mesures de conservation spécifiques (*e.g.*, Barrows et al., 2014; Chin et al., 2010; Gardali et al., 2012), d'orienter les mesures de gestion et l'attribution de ressources sur des espaces bénéficiant déjà de mesures de conservation tels que les aires protégées (*e.g.*, Asamoah et al., 2021; Coldrey et al., 2022) ou au contraire d'identifier des espaces sur lesquels des mesures de conservation ne sont pas encore implémentées mais où la biodiversité est fortement vulnérable (*e.g.*, Asamoah et al., 2022) ou qui pourront servir de refuge à un grand nombre d'espèces dans le futur (*e.g.*, Stralberg et al., 2020). D'autres objectifs sont présentés Encadré 1.

Bien que de très nombreuses CCVAs mobilisent des projections climatiques futures, la plupart de ces études ne tiennent pas compte des changements futurs d'usage des sols, quand bien même leur inclusion pourrait permettre d'améliorer la robustesse de l'évaluation de la vulnérabilité (Santos et al., 2021), notamment à échelle spatiale fine et pour certaines espèces (Luoto et al., 2006; Thuiller et al., 2004).

2.2. L'intérêt des méthodes d'évaluation de l'exposition pour la conservation

La focalisation sur la composante extrinsèque de la vulnérabilité, *i.e.*, l'exposition, présente de nombreux avantages par rapport aux principales méthodes d'évaluation de la vulnérabilité, à savoir la méthode s'appuyant sur les traits, la méthode mécaniste et la méthode corrélative (présentées Encadré 1) (Foden et al., 2019). Tout d'abord, les données d'observation d'individus ou sur les traits des espèces, nécessaires à la mise en œuvre des principales méthodes de CCVAs, ne sont pas toujours disponibles (Garcia et al., 2014), notamment pour les espèces les moins connues (Foden et al., 2019) ou lorsque le nombre d'espèces et l'échelle spatiale de l'étude sont importantes. Ensuite, les méthodes d'évaluation de l'exposition permettent de s'affranchir de l'incertitude liée à l'utilisation des traits des espèces (voir Encadré 1) et ne nécessitent pas de techniques d'analyse de données avancées. Enfin un des leviers principaux de réduction de la vulnérabilité des espèces et des écosystèmes au changement climatique consiste en la réduction de leur exposition à ce facteur et les résultats issus de telles études peuvent motiver la mise en

place de mesures de conservation locales sur les sites les plus exposés, tout comme orienter des décisions politiques agissant sur les facteurs socio-économiques indirects de déclin de la biodiversité (Figure I.5). D'autres éléments justifiant le choix de se concentrer sur l'exposition par rapport au modèle biologique et à la zone d'étude sont présentés plus après.

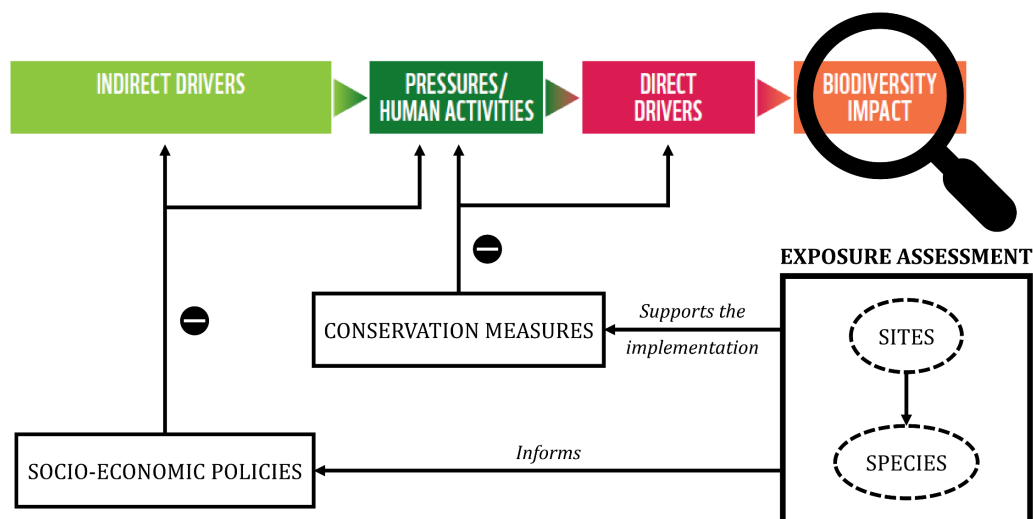


Figure I.5. Applications possibles des résultats issus d'études de l'exposition des sites et des espèces aux changements climatiques et d'usage des sols et influence de ces applications sur les facteurs indirects de perte de la biodiversité (*indirect drivers*), les pressions et activités humaines (*pressures/human activities*) ainsi que les facteurs directs de déclin de la biodiversité (*direct drivers*). Figure modifiée à partir de WWF (2020a) avec la permission de WWF, © 2020 WWF, all rights reserved.

Si la sensibilité et la capacité adaptative, les deux composantes intrinsèques de la vulnérabilité au changement climatique, sont définies dans le quatrième rapport d'évaluation de l'IPCC (2007) dont j'utilise la définition de la vulnérabilité, aucune définition de l'exposition n'y est donnée (Foden et al., 2019). J'utiliserai dans ce manuscrit la définition d'exposition au changement climatique proposée par Dawson et al. (2011) : l'exposition au changement climatique correspond au degré de changement climatique qu'une espèce, une population ou un site est susceptible de subir. Elle dépend de la vitesse et de l'amplitude des changements climatiques (températures, précipitations, montée du niveau marin, fréquence d'inondations et autres menaces) dans les habitats ou régions occupés par l'espèce (Dawson et al., 2011). Aucune définition de l'exposition aux changements d'usage des sols n'étant communément acceptée, j'ai choisi d'étendre la définition de l'exposition au changement climatique utilisée dans ce manuscrit à ce facteur direct (voir justification Encadré 2). Je considère donc de façon similaire que l'exposition aux changements d'usage des sols correspond au degré de changements d'usage des sols qu'une espèce, une population ou un site est susceptible de subir et que cette exposition dépend de la vitesse et de l'amplitude des changements d'usage des sols dans les habitats ou régions occupés par l'espèce.

Encadré 2 : Justification du choix des termes utilisés relatifs à l'exposition

L'exposition à des facteurs directs de déclin de la biodiversité autres que le changement climatique, tels que les changements d'usage des sols, peut être considérée comme un facteur de sensibilité des espèces au changement climatique dans le cadre de travail d'une CCVA (Foden et al., 2019). Toutefois, afin de souligner l'égale importance accordée à ces deux facteurs directs dans mon manuscrit, j'ai fait le choix d'utiliser l'expression « exposition aux changements d'usage des sols » et « exposition au changement climatique » plutôt que l'expression « exposition et sensibilité au changement climatique ».

L'évaluation de la vulnérabilité, et par conséquent de l'exposition, faisant presque toujours référence à des changements futurs, je préférerais utiliser l'expression « exposition aux changements climatiques et d'usage des sols » ou bien « exposition aux changements futurs climatiques et d'usage des sols » à l'expression « exposition future aux changements climatiques et d'usage des sols », bien que cette formule puisse être utilisée dans la littérature (*e.g.*, Dawson et al., 2011).

L'exposition aux changements climatiques futurs peut-être évaluée à l'échelle locale ou régionale et à partir de différentes composantes du climat (Garcia et al., 2014) : température, précipitations, événements extrêmes, hausse du niveau marin ou combinaison de plusieurs composantes (*e.g.*, selon une classification climatique, une méthode analytique ou encore les exigences d'une espèce). Différentes métriques, dont les résultats et l'interprétation en matière d'écologie et d'opportunité pour la conservation diffèrent grandement, peuvent également être calculées à partir de ces composantes (Garcia et al., 2014). Certains types de métriques d'exposition au changement climatique et des exemples d'objectifs associés sont présentés Tableau I.1. Malheureusement, la plupart des études utilisent seulement une ou deux métriques d'exposition (Garcia et al., 2014). Par ailleurs, les métriques d'exposition aux changements d'usage des sols calculées à partir de projections futures sont très peu utilisées (voir toutefois Asamoah et al., 2021, 2022; Wilson et al., 2014), tout comme pour les CCVAs (Santos et al., 2021), malgré le rôle primordial déjà évoqué de ce facteur direct dans le déclin de la biodiversité. On note toutefois l'utilisation de métriques telles que l'instabilité de l'usage des sols (Asamoah et al., 2021), l'évolution de l'état de l'habitat (Di Marco et al., 2019) ou la conversion d'habitats du fait de la déforestation, l'urbanisation ou l'agriculture (Wilson et al., 2014). Comme évoqué plus avant pour les CCVAs, un grand nombre d'études utilisant des métriques d'exposition ne sont pas considérées par leurs auteurs comme des évaluations de l'exposition et bien souvent ne mentionnent pas le terme « exposition ».

Tableau I.1. Types de métriques d'exposition au changement climatique et exemples d'utilisation dans des études.

Type de métrique	Exemples d'utilisation
Amplitude des changements	Priorisation des ressources de gestion d'aires protégées (Langdon and Lawler, 2015)
Année future de changement de conditions climatiques	Mise en évidence de l'urgence de limiter les émissions de gaz à effet de serre (Mora et al., 2013; Trisos et al., 2020)
Modification de la saisonnalité d'un événement	Etude du lien entre changement de saisonnalité et plasticité phénotypique (Lane et al., 2012)
Apparition, disparition et disponibilité de conditions climatiques	Identification des régions les plus exposées à différentes métriques climatiques (Williams et al., 2007)
Vitesse, distance et direction de déplacement de conditions climatiques	Orientation des mesures de protection et de déplacement assisté d'espèces (Loarie et al., 2009)

La plupart des études d'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols évaluent l'exposition de sites, là où un grand nombre de CCVAs étudient plutôt la vulnérabilité des espèces à ces facteurs (*e.g.*, Foden et al., 2013; Gardali et al., 2012). Cette différence s'explique par la focalisation des évaluations de l'exposition sur la composante extrinsèque de la vulnérabilité et la nécessité d'utiliser des données d'observation d'individus pour inférer l'exposition d'espèces ou de populations à partir de l'exposition de sites. Par conséquent, la plupart des études d'évaluation de l'exposition formulent des recommandations en matière de mesures de conservation spatiales et non spécifiques (Tableau I.1). Évaluer l'exposition de sites ou régions d'importance pour la biodiversité peut ainsi permettre de les hiérarchiser selon leur exposition et de prioriser les plus exposés pour la mise en place de mesures de conservation (*e.g.*, Asamoah et al., 2022; Bellard et al., 2014; Carroll et al., 2017; Smith et al., 2019b). Cette approche, qui peut s'apparenter à une approche réactive de planification de la conservation (Brooks et al., 2006), dont les limites sont présentées en Discussion générale et en opposition avec l'approche proactive qui priorise les sites les moins vulnérables et donc dans notre cas les moins exposés, est celle qui a été choisie dans le cadre de cette thèse.

Les résultats issus d'évaluations de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols peuvent également permettre d'alerter sur les risques encourus par la biodiversité selon certaines trajectoires futures de nos sociétés (*e.g.*, Asamoah et al., 2022; Elsen et al., 2020; Mora et al., 2013; Trisos et al., 2020) (Tableau I.1) et ainsi éclairer les décisions politiques afin d'influencer les facteurs indirects de déclin de la biodiversité et les activités humaines qui en découlent (Figure I.5). Il est donc crucial d'évaluer l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols selon différentes conditions socio-économiques en utilisant plusieurs scénarios exploratoires (IPBES, 2016). Malheureusement, seulement un ou deux scénarios futurs sont en général considérés dans de telles études (*e.g.*, Hoffmann and Beierkuhnlein, 2020; Mora et al., 2013; Rowland et al., 2016; Tabor et al., 2018; Williams et al., 2007) (voir toutefois Zomer et al., 2015), limitant *de facto* leurs capacités à orienter les décisions politiques ainsi que les mesures de conservation.

Message clé

Évaluer l'exposition aux changements futurs climatiques et d'usage des sols en tenant compte de différents scénarios et métriques peut permettre d'anticiper l'impact de ces facteurs sur les sites à enjeux de conservation de la biodiversité.

3. RÉDUIRE L'IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS FUTURS SUR LA BIODIVERSITÉ

3.1. Les mesures de conservation dans un contexte de changements globaux

Différents leviers peuvent permettre de limiter l'impact des facteurs directs de déclin de la biodiversité. Parmi ces leviers, certains interviennent en amont des pressions anthropiques en influençant les facteurs indirects (*e.g.*, réduction des émissions de gaz à effet de serre, IPCC, 2022), là où d'autres, tels que les mesures de conservation, agissent directement sur les activités humaines et les facteurs directs qui en découlent (Figure I.5).

De nombreuses mesures de conservation sont susceptibles de limiter l'impact de facteurs directs de déclin de la biodiversité tels que les changements climatiques et d'usage des sols (Godet and Devictor, 2018). On retrouve par exemple les mesures de gestion de sites (*e.g.*, restauration de milieux, gestion d'aires protégées, contrôle des espèces exotiques envahissantes) et la gestion d'espèces (*e.g.*, régulation des prélèvements, réintroduction d'individus, mesures de gestion spécifiques, conservation *ex-situ*), la mise en place de mesures de protection (*e.g.*, aires protégées, protection des ressources) mais également l'éducation et la sensibilisation, le droit et les politiques de conservation, les incitations (notamment économiques) pour influencer les comportements et enfin le renforcement de capacités en conservation des organisation gouvernementales, non gouvernementales et des communautés locales (Salafsky et al., 2008). Ces mesures de conservation ont permis de prévenir l'extinction de près d'une quinzaine d'espèces de mammifères et d'une trentaine d'espèces d'oiseaux depuis la fin du XX^e siècle (Bolam et al., 2020; Butchart et al., 2006), telles que le Tuit-tuit (*Lalage newtoni*) et le Monarque de Tahiti (*Pomarea nigra*) qui se seraient certainement éteints sans la mise en place d'aires protégées et de mesures de gestion des milieux et de contrôle des espèces exotiques envahissantes (Bolam et al., 2020).

L'efficacité des mesures de conservation réside notamment dans leur capacité à limiter l'impact de facteurs directs sur les espèces et les écosystèmes à travers la réduction de leur sensibilité à ces facteurs ou des facteurs eux-mêmes (Mawdsley et al., 2009) et l'amélioration de leur capacité adaptative à ces facteurs. Les mesures de protection spatiales et spécifiques par exemple, peuvent permettre de réduire des facteurs directs de déclin de la biodiversité tels que la chasse ou les changements d'usage des sols. En ce qui concerne la capacité adaptative des espèces

au changement climatique, il est possible de l'améliorer par exemple à travers la restauration d'habitats ou la translocation d'espèces (Bowgen et al., 2022; Mawdsley et al., 2009), bien qu'elle soit difficile à mesurer (Morecroft et al., 2019; Pearce-Higgins et al., 2022). Si les mesures de conservation peuvent permettre de réduire l'impact des changements climatiques et d'usage des sols, leur efficacité et leur pertinence peuvent également être altérées par ces mêmes facteurs, ce qui rend d'autant plus important leur prise en compte lors de la planification de la mise en place des mesures de conservation (Iwamura et al., 2010, 2013a; Mawdsley et al., 2009; Strange et al., 2011).

3.2. Les aires protégées : un outil de conservation efficace

De nombreux articles scientifiques ont démontré l'efficacité des aires protégées, qui constituent un des principaux outils de conservation de la biodiversité. Selon la définition de l'*International Union for Conservation of Nature* (IUCN), une aire protégée est « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés » (Dudley, 2008). Cette unique définition ainsi que l'objectif principal de conservation de la nature commun à toutes les aires protégées masquent toutefois une grande diversité d'objectifs et de moyens de gestion mis en place, d'encadrement des activités humaines, de gouvernance ou encore de surface. Les catégories de gestion (décrites dans Dudley, 2008) résument une partie de cette diversité, notamment les objectifs de gestion (Tableau I.2). On distingue par exemple les « réserves naturelles intégrales » (catégorie Ia) où les visites et les activités humaines sont strictement contrôlées à des fins de conservation mais également de recherche scientifique (Dudley, 2008), telles que les « réserves biologiques intégrales » en France (UNEP-WCMC & IUCN, 2020), des « paysages terrestres ou marins protégés » (catégorie V) dont l'objectif est de sauvegarder le lien entre les activités humaines et la nature pour sa valeur écologique mais aussi culturelle (Dudley, 2008), tels que les « parc naturels régionaux » en France (UNEP-WCMC & IUCN, 2020).

Tableau I.2. Catégories de gestion des aires protégées selon l'IUCN.

Catégorie de gestion	Intitulé
Ia	Réserve naturelle intégrale
Ib	Zone de nature sauvage
II	Parc national
III	Monument ou élément naturel
IV	Aire de gestion des habitats ou des espèces
V	Paysage terrestre ou marin protégé
VI	Aire protégée avec utilisation durable des ressources naturelles

Plusieurs éléments interdépendants sont regroupés dans la notion d'efficacité des aires protégées. On peut ainsi considérer une aire protégée ou un réseau d'aires protégées comme efficace à partir : i) des moyens mis en place (*e.g.*, mesures de gestion, budget, personnel,

emplacement, taille, connectivité, représentativité des espèces et des écosystèmes) ; ii) de sa capacité à limiter les facteurs directs de déclin de la biodiversité (*e.g.*, réduction de la déforestation, de la chasse, du dérangement) ; ou encore iii) de sa capacité à atténuer le déclin de la biodiversité (*e.g.*, meilleures tendances temporelles au sein des aires protégées qu'en dehors) (Durán et al., 2022; Rodrigues and Cazalis, 2020) (Figure I.6).

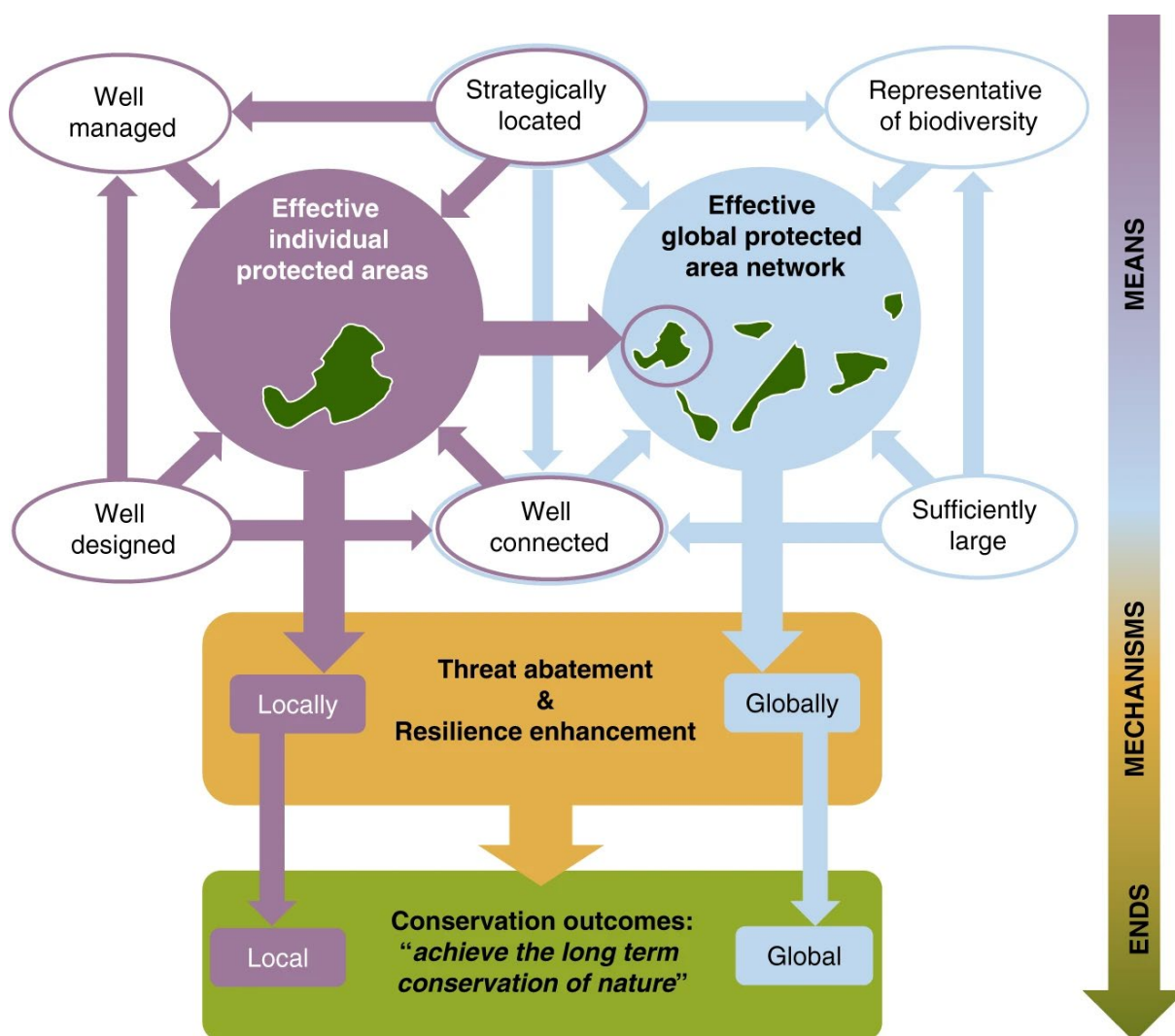


Figure I.6. Les nombreuses dimensions de l'efficacité des aires protégées. Les flèches indiquent la direction des effets entre les différents éléments. Figure extraite de Rodrigues & Cazalis (2020), distributed under a Creative Commons Attribution License 4.0 (CC BY).

Si les moyens de protection ont souvent été jugés améliorables ou insuffisants (*e.g.*, Appleton et al., 2022; Araújo et al., 2007; Coad et al., 2019; Geldmann et al., 2018), les aires protégées restent des outils de conservation de la biodiversité efficaces (Godet and Devictor, 2018). Elles ont par exemple démontré une certaine capacité à réduire localement certains facteurs directs tels que la perte d'habitats (*e.g.*, Geldmann et al., 2013) ou le changement

climatique (Xu et al., 2022a). Les mesures de protection spatiales peuvent également atténuer les effets négatifs du changement climatique (Thomas and Gillingham, 2015), par exemple en favorisant les processus de colonisation et en limitant les processus d'extinction liés aux changements d'aire de distribution (*e.g.*, Gaüzère et al., 2016; Hiley et al., 2013; Lehikoinen et al., 2019, 2021; Morecroft et al., 2019; Peach et al., 2019; Thomas et al., 2012). De très nombreuses études ont également documenté des tendances temporelles, abondances ou métriques de diversité meilleures au sein d'aires protégées qu'en dehors (*e.g.*, Barnes et al., 2022; Coetzee et al., 2014; Devictor et al., 2007; Gray et al., 2016; Kerbirou et al., 2018; Pellissier et al., 2013, 2020; Princé et al., 2021; Sanderson et al., 2022). Outre l'effet local des aires protégées, leur réseau peut également contribuer au maintien des services écosystémiques et ainsi limiter le changement climatique (Dinerstein et al., 2020; Morecroft et al., 2019; Zeng et al., 2022).

3.3. Les aires protégées : l'état des lieux post-COP15

Il existe aujourd'hui sur Terre 285 525 aires protégées qui couvrent une surface de presque 51 millions de kilomètres carrés, soit 15,8 % de la surface terrestre (milieux aquatiques continentaux inclus) et 8,16 % de la surface marine (<https://www.protectedplanet.net/en>), ce qui correspond à la superficie du continent américain (Nord et Sud) additionnée à celle de l'Europe. Les objectifs de protection de 17 % de la surface terrestre et de 10 % de la surface marine, adoptés à l'occasion de la 10^e Conférence des Parties (COP10) de la CBD (CBD, 2010), tiennent également compte de la surface couverte par les « autres mesures efficaces de conservation par zone » (*Other Effective area-based Conservation Measures*, OECMs) (IUCN-WCPA Task Force on OECMs, 2019) qui ne sont pas considérées comme des aires protégées. Cette prise en compte, bien qu'elle permette d'atteindre une proportion terrestre et marine protégée de respectivement 16,98 % et 8,26 %, ne permet toujours pas de réaliser les objectifs de protection qui avaient été fixés pour 2020 en janvier 2023 (<https://www.protectedplanet.net/en>). A noter qu'aucun des 20 objectifs dits « d'Aichi » n'a été atteint dans les temps (Stokstad, 2020), notamment à cause de la mauvaise transcription de ces objectifs aux échelles nationales (Xu et al., 2021) et de l'absence de cadre de suivi. Malgré cet échec, le cadre de travail global sur la biodiversité post-2020 (*post-2020 Global Biodiversity Framework*), qui inclut un objectif encore plus ambitieux de 30 % de la surface terrestre et marine protégée ou concernée par une OECM en 2030 (objectif dit « 30x30 »), vient d'être adopté à l'occasion de l'accord de « Kunming-Montréal » dans le cadre de la COP15 de la CBD (CBD, 2022). L'objectif initialement pressenti d'un tiers de cette surface en protection forte n'a finalement pas été adopté, officiellement afin d'éviter l'expulsion de peuples autochtones et communautés locales au nom de la conservation (CBD, 2020a). Il a toutefois été conservé à l'échelle de l'Union Européenne et de la France (voir Encadré 3). A noter également que les OECMs ne seront pas systématiquement prises en compte pour l'atteinte des objectifs à ces échelles-là (European Commission, 2022).

Encadré 3 : Déclinaison des objectifs de protection à différentes échelles



Figure E3. Page de couverture de la Stratégie Biodiversité pour 2030 de l'Union Européenne (European Commission, 2021).

A l'échelle de l'Union Européenne

Un objectif de 30 % de la surface terrestre et marine de l'Union Européenne protégée à l'horizon 2030 a été fixé dans le cadre de la Stratégie Biodiversité pour 2030 (European Commission, 2021). Cet objectif implique la protection supplémentaire de 4 % de la surface terrestre et de 19 % de la surface marine de l'Union Européenne.

Un tiers de la surface protégée (soit 10 % de la surface totale) devra avoir un statut de protection forte, avec une priorité donnée à la désignation des forêts primaires et anciennes ainsi que des écosystèmes particulièrement vulnérables au changement climatique ou jouant un rôle majeur dans la limitation de ce facteur et l'adaptation face à ses effets (*e.g.*, tourbières, mangroves, zones humides, écosystèmes côtiers) (European Commission, 2022). Cet objectif implique la protection forte de 7 % supplémentaires de la surface terrestre et de plus de 9 % supplémentaires de la surface marine de l'Union Européenne.

Bien que ces objectifs ne soient pas contraignants, la Commission Européenne évaluera à la lumière de leur avancement la nécessité d'encadrer ces objectifs par des actes législatifs en 2024 (European Commission, 2021).

A l'échelle de la France

Les objectifs de protection européens ont été retranscrits à l'identique en France dans la Stratégie nationale pour les aires protégées 2030 (Ministère de la Transition écologique & Ministère de la mer, 2021a). La création et l'extension d'aires protégées, notamment à travers la création de 4 nouveaux Parc Naturels Régionaux et 15 réserves biologiques, l'amélioration du réseau Natura 2000 en mer ou encore l'extension de la réserve naturelle nationale des Terres australes françaises, devait permettre l'atteinte de ces objectifs en 2022, leur gestion effective ne devant être mise en place que pour 2030 (Ministère de la Transition écologique & Ministère de la mer, 2021a, 2021b). La notion de protection forte ainsi que les modalités de mise en œuvre de cette protection forte ont été définies par un décret en 2022 (Ministère de la Transition Ecologique, 2022).

Bien qu'un objectif quantitatif tel que celui de 17 % de la surface terrestre protégée soit nécessaire et ait permis la création de nombreuses nouvelles aires protégées (Stokstad, 2020), il est également important de maximiser leur efficacité en matière de préservation des enjeux de biodiversité dans le processus de désignation (Carroll and Noss, 2022). Il est ainsi préférable de créer de nouvelles aires protégées en priorité dans des sites d'importance pour la biodiversité ou à enjeux de conservation, tels que les Zones Clés pour la Biodiversité (*Key Biodiversity Areas*, KBAs) (Eken et al., 2004; IUCN, 2016, Visconti et al., 2019), les sites maximisant la représentation d'écorégions ou d'espèces au sein du réseau d'aires protégées (Butchart et al., 2015 ; Kukkala et al., 2016; Pimm et al., 2018; Rodrigues et al., 2004b) et notamment d'espèces menacées d'extinction (Dinerstein et al., 2020; Venter et al., 2018;), ou encore les sites très peu influencés par les activités humaines (*wilderness areas*) (Allan et al., 2017; Watson and Venter, 2017). Malheureusement, ces sites-là ont trop peu fait l'objet d'implémentation de mesures de protection dans les dernières décennies en comparaison avec les sites peu accessibles (*i.e.*, en altitude, éloignés des routes et des villes, avec des pentes raides) (Joppa and Pfaff, 2009) ou minimisant le conflit avec l'agriculture (Venter et al., 2018), et un grand nombre d'entre eux ne font pas encore l'objet de mesures de protection (Butchart et al., 2015; Kukkala et al., 2016; Maxwell et al., 2020; Ricketts et al., 2005; UNEP-WCMC & IUCN, 2021; Venter et al., 2018). Par exemple, un tiers des KBAs ne bénéficient pas, même partiellement, d'un statut de protection (Maxwell et al., 2020; UNEP-WCMC & IUCN, 2021), quand bien même elles ont été identifiées comme des sites où mettre en place des mesures de conservation en priorité, et notamment des mesures de protection (CBD, 2010; Eken et al., 2004; Smith et al., 2019a), et dans lesquels ces mesures sont efficaces en matière d'objectifs de conservation (Butchart et al., 2012).

Outre la nécessité de désigner de nouvelles aires protégées en priorité sur des sites d'importance pour la biodiversité, il est également crucial de tenir compte dans le processus de désignation des facteurs directs de déclin de la biodiversité (Heller and Zavaleta, 2009; Mawdsley et al., 2009; Watson and Venter, 2017), tels que les changements climatiques et d'usage des sols, et notamment de leur intensité et distribution futures. En effet, le changement climatique peut menacer les aires protégées, notamment par la hausse du niveau marin (Brito and Naia, 2020). Il peut également induire des changements de distributions d'espèces résultant en un décalage spatial entre enjeux de biodiversité et mesures de protection spatiales (Araújo et al., 2004; Batllori et al., 2017; Dobrowski et al., 2021; Guillemain and Hearn, 2017) et donc en la nécessité de protéger les corridors et refuges climatiques pour ces espèces (Alagador et al., 2014; Doxa et al., 2022; Pörtner et al., 2021; Ranius, et al., 2023; Stralberg et al., 2020; Strange et al., 2011). De plus, comme je l'ai précédemment évoqué, l'efficacité des aires protégées comme outil de conservation de la biodiversité réside notamment dans leur capacité à réduire les facteurs directs et leurs effets sur les espèces et les écosystèmes (Figure I.6). Prioriser la mise en place de mesures de protection sur les sites les plus exposés aux changements futurs climatiques et d'usage des sols (*i.e.*, approche réactive, Brooks et al. [2006]) permettrait donc d'anticiper ces changements et de réduire leurs effets délétères sur la biodiversité (Joppa and Pfaff, 2009; Margules and Pressey, 2000). Malheureusement, un grand nombre d'évaluations de l'exposition ont pour objet d'étude les sites faisant déjà l'objet de mesures de protection, avec pour objectif d'identifier ceux auxquels allouer en priorité des ressources et de proposer des mesures de gestion afin d'y réduire les impacts futurs des facteurs directs sur la biodiversité (*e.g.*, Feeley and Silman, 2016; Heikkinen et al., 2006;

Hoffmann et al., 2019; Lapola et al., 2020; Nila et al., 2019; Scriven et al., 2015; Tabor et al., 2018; Wan et al., 2018), rendant *de facto* impossible la hiérarchisation de sites fortement exposés à protéger.

Message clé

Créer des aires protégées dans les sites à enjeux de conservation de la biodiversité peut permettre de limiter l'impact des changements futurs climatiques et d'usage des sols sur les sites fortement exposés à ces facteurs.

4. LE CAS D'ÉTUDE DES OISEAUX D'EAU HIVERNANT EN MÉDITERRANÉE

4.1. La région méditerranéenne

Dans ce manuscrit la région méditerranéenne, sur laquelle je me suis focalisé, correspond aux 27 pays membres de l'Initiative pour les zones humides méditerranéennes (MedWet), qui regroupe les pays méditerranéens (riverains de la mer Méditerranée) et péri-méditerranéens (non riverains mais à climat au moins partiellement méditerranéen) signataires de la Convention de Ramsar (Figure I.7). A ces pays ont été ajoutés les territoires palestiniens, également membres de l'initiative MedWet, ainsi que le micro-état de Saint-Marin et les îles Anglo-Normandes (sous juridiction du Royaume-Uni) pour des raisons de cohérence spatiale de la zone d'étude. Pour les mêmes raisons, les territoires français d'outre-mer ainsi que l'archipel des Açores ont été exclus de la zone d'étude, contrairement aux îles au large du Maroc sous juridiction espagnole (îles Canaries) et portugaise (Madère).

Cette zone d'étude d'une superficie de 8 849 869 km² (milieux marins exclus), qui correspond à moins de 2 % des terres du monde, regroupe pourtant des pays de trois continents différents (Afrique, Asie et Europe) et aux contextes socio-économiques et politiques divers. Sur des bases biogéographiques, historiques, culturelles et socio-économiques, la région méditerranéenne peut être découpée en quatre sous-régions distinctes : les Balkans, l'Europe de l'Ouest, le Maghreb et le Proche-Orient (MWO, 2018) (Figure I.7). D'après les données de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (*Mediterranean Wetlands Observatory*, MWO), près de 20 481 aires protégées terrestres et côtières sont situées dans cette région. Ce nombre varie toutefois énormément d'un pays et d'une sous-région à l'autre. On observe ainsi le plus grand nombre d'aires protégées dans les pays d'Europe de l'Ouest (*e.g.*, France : 4747, Italie : 3526, Espagne : 3371) et un plus faible nombre de sites pour certains pays du Maghreb et du Proche-Orient (*e.g.*, Syrie : 3, Libye : 7). Il est important toutefois de noter que des progrès en matière de législation relative à la conservation de la biodiversité, et notamment à la mise en place de mesures de protection spatiales, ont récemment été faits dans ces pays-là (CEPF, 2017).

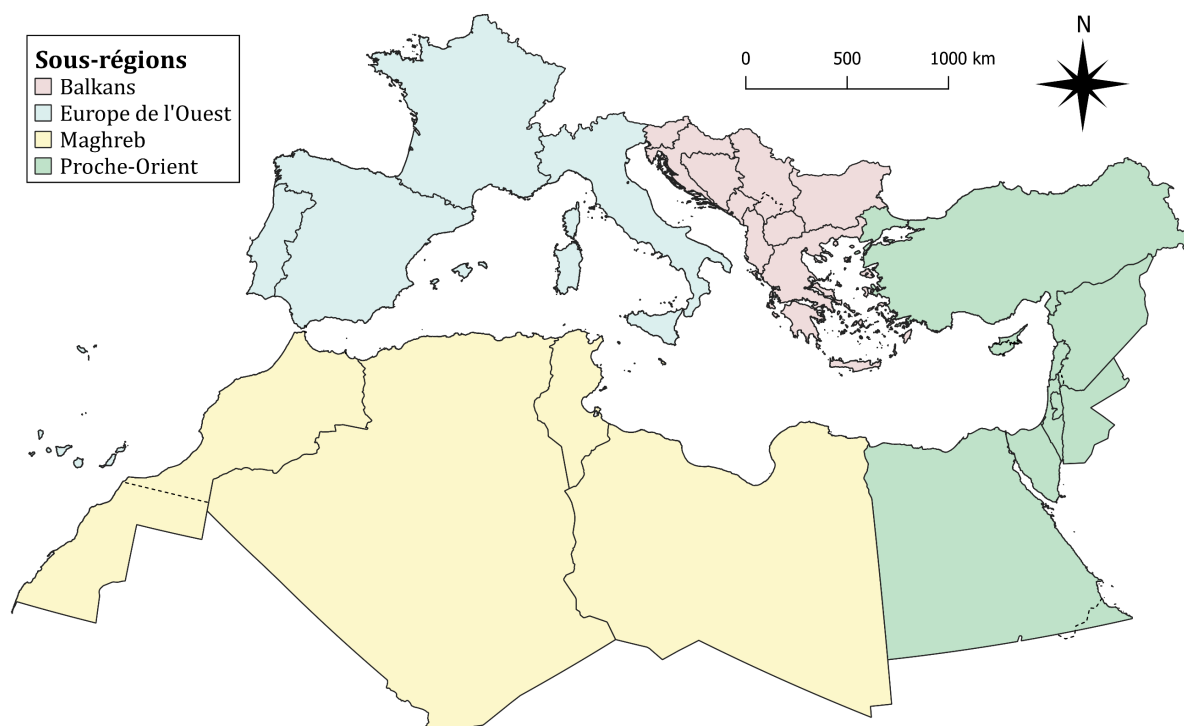


Figure I.7. La région méditerranéenne telle que définie dans le manuscrit et ses quatre sous-régions (MWO, 2018). Les frontières contestées sont représentées en pointillés. Les frontières indiquées sur cette carte n'impliquent pas l'approbation ou l'acceptation officielle par nos organisations.

Cette région abrite une biodiversité particulièrement exceptionnelle qui lui vaut d'avoir une partie considérée comme un *hotspot* de biodiversité (deux autres *hotspots* de biodiversité, le « Caucase » et l'« Irano-Anatolien », sont également présents dans cette région mais ne concernent que la Turquie) (Myers et al., 2000). Malgré sa surface réduite, ce hotspot de biodiversité accueille environ 25 000 espèces de plantes, soit 10 % des espèces mondiales, un grand nombre de reptiles dont près de 40 % sont endémiques et plus de 500 espèces d'oiseaux (CEPF, 2017).

Malheureusement, une forte démographie, notamment sur les zones côtières, et des choix politiques favorisant des secteurs économiques à fort impact environnemental (tourisme balnéaire, transport maritime et aérien, énergie, agro-industrie) sont à l'origine d'un déclin massif des espèces et des écosystèmes méditerranéens (UNEP/MAP & Plan Bleu, 2020). En ce qui concerne les changements d'usage des sols, le bassin méditerranéen a connu historiquement une conversion massive de ses écosystèmes naturels, puisqu'il est estimé que la région a perdu plus de 95 % de sa surface en végétation primaire (Myers et al., 2000). Depuis la seconde moitié du XX^e siècle, les changements d'usage des sols, qui sont particulièrement importants sur le littoral, sont principalement causés par l'urbanisation, l'industrialisation et l'extension de l'agriculture au sud et à l'est, et par l'abandon de l'agropastoralisme au nord (MedECC, 2020; UNEP/MAP & Plan Bleu, 2020). En ce qui concerne le changement climatique, la région méditerranéenne apparaît également comme particulièrement impactée, avec une température déjà supérieure de 1,5 °C aux niveaux pré-industriels (Ali et al., 2022), ce qui correspond à une augmentation de la température

supérieure de 0,4 °C à l'augmentation moyenne mondiale (MedECC, 2020). Cette région est également un point chaud de pollution (de l'eau et de l'air) et d'établissement d'espèces exotiques (MedECC, 2020). Ces différents facteurs directs sont à l'origine d'un important déclin de la biodiversité en Méditerranée : l'abondance moyenne des populations de vertébrés a ainsi chuté de 20 % en moins de 25 ans à l'échelle de la région méditerranéenne (Figure I.8), avec un déclin plus important des espèces associées aux milieux marins et d'eau douce (Galewski et al., 2021).



Figure I.8. *Mediterranean Living Planet Index.* Abondance moyenne de 80 483 populations, représentant 775 espèces de vertébrés suivies à l'échelle de la Méditerranée. La ligne blanche représente la valeur de l'indice et les zones en rose l'incertitude statistique autour de la tendance. Figure extraite de Galewski et al. (2021), avec la permission des auteurs.

Les facteurs de déclin de la biodiversité devraient s'intensifier dans les prochaines décennies dans la région méditerranéenne. Si l'intensité et la distribution des changements d'usage des sols devraient fortement dépendre de la trajectoire future empruntée (MedECC, 2020), on peut s'attendre à une intensification de l'utilisation des espaces dans certains scénarios (Malek et al., 2018). En ce qui concerne le changement climatique, on s'attend à ce que la région méditerranéenne reste un hotspot de changements, avec une augmentation des températures moyennes, mais également des températures extrêmes, une intensification des épisodes de canicule, une hausse du niveau marin et une diminution des précipitations estivales associée à une plus grande variabilité intra-annuelle des précipitations (Giorgi, 2006; Mariotti et al., 2015; MedECC, 2020). Ces changements pourraient entraîner une aridification de la péninsule ibérique et des pays du Maghreb (Drobinski et al., 2020) ainsi que de nombreuses transitions entre types de climat (Encadré 4).

Encadré 4 : Classification des climats récents et futurs en Méditerranée

Selon la classification des climats de Köppen-Geiger, plus de la moitié de la région méditerranéenne est considérée comme ayant un climat désertique chaud (BWh, 58,5 %) pour la période 1970 – 2000, cette catégorie étant quasi-exclusivement située dans les pays du Maghreb et du Proche-Orient. Un quart de la région est considéré comme ayant un climat tempéré (C, 25,5 %), principalement Méditerranéen (Cs, 14,7 %). Les climats froids (D) et polaires (E) qui représentent respectivement 8,2 % et 0,1 % de la surface de la région sont principalement situés dans les Balkans, les Alpes et la Turquie. La méthode ainsi que des figures complémentaires sont présentées Annexe A.

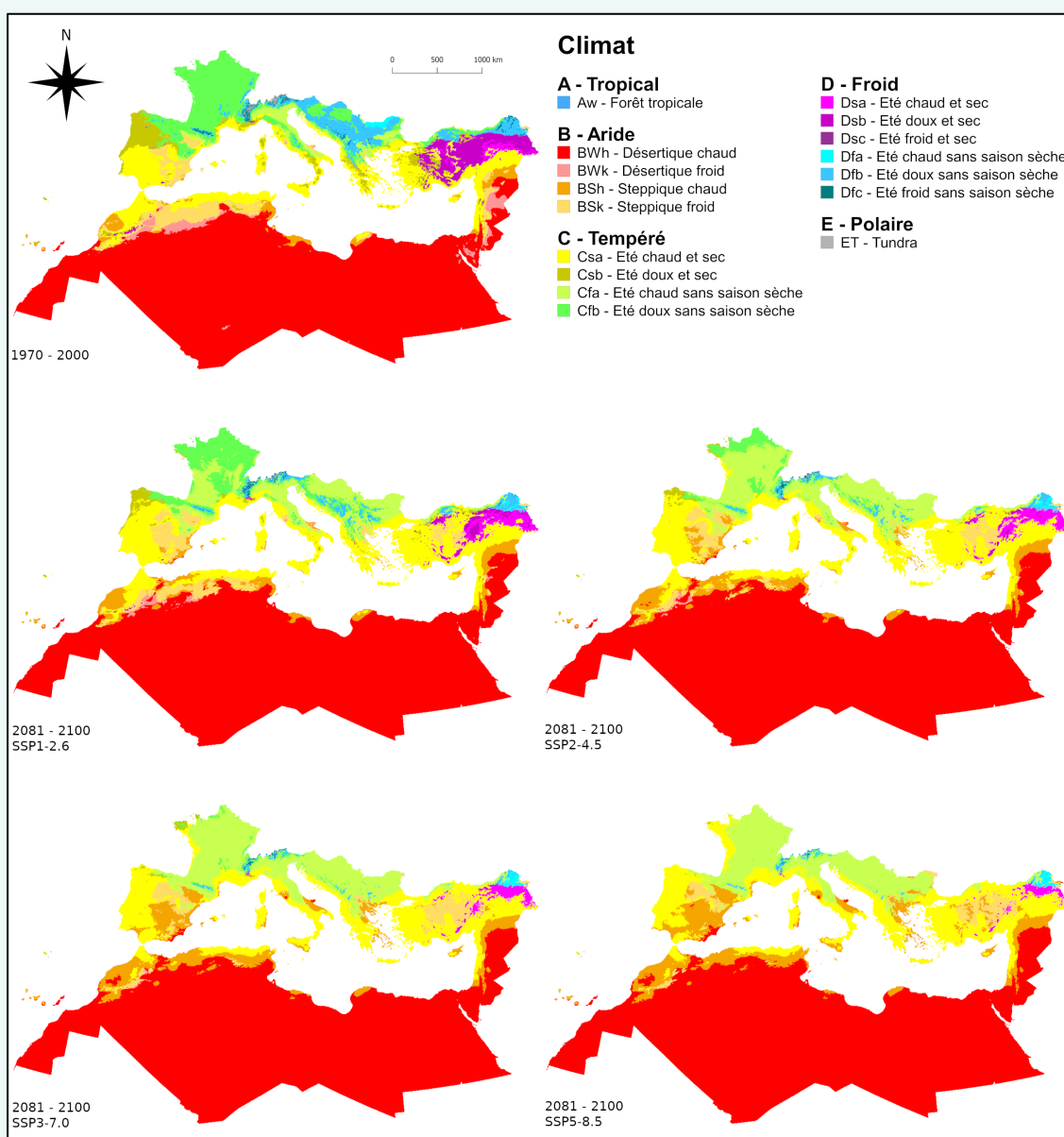


Figure E4. Carte des climats récents et futurs en Méditerranée.

Encadré 4 (suite)

On projette un changement de catégorie climatique entre les périodes 1970 – 2000 et 2081 – 2100 pour entre 19,5 % et 33,1 % de la surface de la zone d'étude, avec une augmentation de ces changements avec le forçage climatique du scénario (SSP1-2.6 : 19,5 ± 2,4 % [mean ± SD] ; SSP2-4.5 : 26,5 ± 2,1 % ; SSP3-7.0 : 30,1 ± 1,6 % ; SSP5-8.5 : 33,1 ± 1,5 %).

On s'attend notamment à une très forte diminution de la surface en climats froids et polaires (SSP1-2.6 : - 54,2 ± 8,1 % ; SSP2-4.5 : - 67,1 ± 7,9 % ; SSP3-7.0 : - 78,1 ± 8,7 % ; SSP5-8.5 : - 84,3 ± 8,7 %), ceux-ci étant convertis principalement en climats tempérés mais également arides (Annexe A). On projette également une relative stabilité de la surface en climat Méditerranéen avec une augmentation pour des faibles forçages climatiques et une diminution pour des forçages climatiques plus importants (SSP1-2.6 : +5,4 ± 3,1 % ; SSP2-4.5 : + 3,8 ± 7 % ; SSP3-7.0 : - 2,5 ± 8,5 % ; SSP5-8.5 : - 4,3 % ± 12,5 %). Enfin on s'attend à une augmentation de la surface en climats arides (SSP1-2.6 : + 3,4 ± 0,9 % ; SSP2-4.5 : + 5,7 ± 1,2 % ; SSP3-7.0 : + 9,5 ± 2,0 % ; SSP5-8.5 : + 12,6 ± 3,1 %) (Annexe A).

 Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., & Galewski, T. Historical and future Köppen-Geiger climate classification in the Mediterranean region. In prep. (Annexe A)

La forte exposition de cette région aux changements climatiques et d'usage des sols, associée à la grande sensibilité de la biodiversité méditerranéenne à ces facteurs directs de déclin de la biodiversité (Newbold et al., 2020), a pour conséquence la forte vulnérabilité des espèces et des écosystèmes méditerranéens à ces facteurs, et notamment au changement climatique (Bellard et al., 2014; Pacifici et al., 2015). Il est donc crucial d'étudier l'exposition des sites méditerranéens d'importance pour la biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols afin de prévenir ces changements et de limiter leur impact par la désignation d'aires protégées (Aurelle et al., 2022).

4.2. Les zones humides méditerranéennes

Selon la Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, plus couramment appelée « Convention sur les zones humides » ou « Convention de Ramsar », les zones humides sont « des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (Convention on Wetlands, 1971). Cette convention a été ratifiée il y a 52 ans afin d'enrayer la perte de ces milieux essentiels à la biodiversité ainsi qu'à nos sociétés.

En effet, les zones humides jouent un rôle crucial dans le développement des sociétés humaines car elles fournissent de nombreux services écosystémiques : source en eau et notamment en eau potable mais également de matériaux de construction et de nourriture à

travers l'agriculture, la pêche et la chasse, production d'énergie, régulation des crues ou encore réduction du changement climatique par stockage du carbone et atténuation de ses effets (Convention on Wetlands, 2021; MWO, 2018). Les zones humides sont également essentielles dans le cycle de vie de 40 % des espèces (Convention on Wetlands, 2018), qu'elles soient aquatiques ou non.

Malheureusement, 90 % des zones humides mondiales, tous types de zones humides confondus, ont été perdues depuis le début du XVIII^e siècle, 70 % depuis le début du XX^e siècle et près de 35 % depuis la signature de la Convention de Ramsar, soit une perte trois fois plus rapide que celle des forêts (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020b), et ce, malgré la progression de plus de 230 % de la surface en zones humides artificielles (*e.g.*, réservoirs, étangs piscicoles, salins, rizières) depuis la ratification de cette Convention (WWF, 2020b). Outre l'important déclin des zones humides que l'on doit principalement aux changements d'usage des sols et notamment à l'extension de l'agriculture et à l'étalement urbain, d'autres facteurs directs constituent une menace majeure pour ces milieux qui sont de plus en plus détériorés (Convention on Wetlands, 2021). On peut citer par exemple les pollutions d'origine agricole, domestique et industrielle, la gestion inadaptée des ressources en eau et le changement climatique (Convention on Wetlands, 2021).

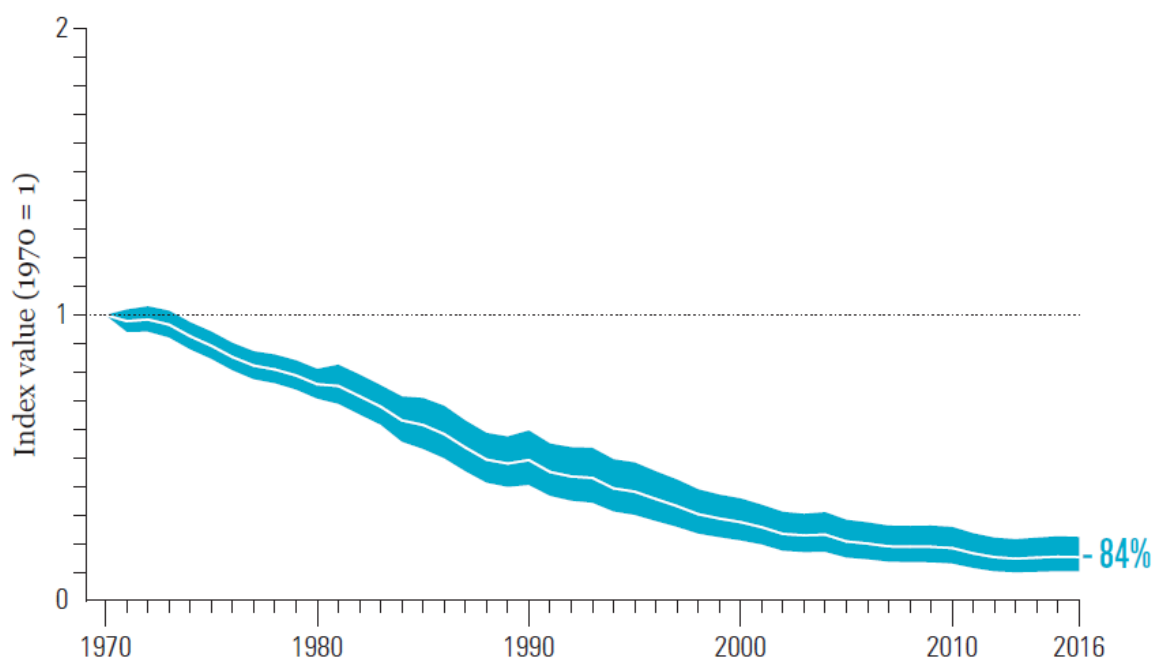


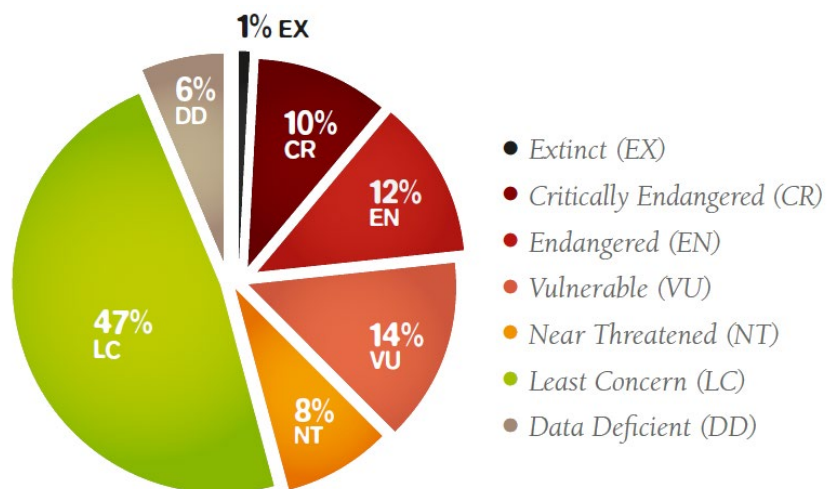
Figure I.9. *Freshwater Living Planet Index*. Abondance moyenne de 3741 populations de milieux d'eau douce, représentant 944 espèces suivies à l'échelle planétaire. La ligne blanche représente la valeur de l'indice et les zones en bleu l'incertitude statistique autour de la tendance. Figure extraite de WWF (2020a) avec la permission de WWF, © 2020 WWF, all rights reserved.

Malgré les fortes menaces qui pèsent sur les zones humides et leur importance pour de nombreuses espèces ainsi que pour les activités humaines, ces milieux ont peu fait l'objet de

mesures de conservation en comparaison avec d'autres milieux (Abell and Harrison, 2020). L'une des conséquences est la diminution drastique de l'abondance moyenne des espèces des milieux d'eau douce qui a chuté de 84 % entre 1970 et 2016 (WWF, 2020b) (Figure I.9). A l'occasion de la 14^e Conférence des Parties (COP14) de la Convention de Ramsar qui s'est déroulée fin 2022 en Suisse mais sous la présence de la Chine, pays à fort enjeu de conservation des zones humides (Sutherland et al., 2021), les 172 pays signataires ont réaffirmé l'importance d'accélérer la mise en œuvre de mesures de conservation sur ces milieux et notamment la désignation d'aires protégées afin d'infléchir la courbe de perte de la biodiversité des zones humides (Convention on Wetlands, 2022; Penniman et al., 2022).

Dans la région méditerranéenne, les zones humides qui sont essentielles à un grand nombre d'espèces sont également très fortement menacées par les facteurs directs mentionnés plus avant (Galewski et al., 2021; Geijzendorffer et al., 2018; MWO, 2018), et notamment par les changements futurs de régimes de précipitations (Lefebvre et al., 2019) et l'élévation future du niveau marin (Schuerch et al., 2018; Spencer et al., 2016). Les risques pour ces milieux et la biodiversité qui en dépend ne se répartissent pas de façon homogène sur la zone d'étude et sont accentués dans certains pays par l'instabilité politique et la pression importante et croissante sur les ressources en eau, elle-même exacerbée par le changement climatique (Leberger et al., 2020; MWO, 2018). Conséquence directe de ces pressions, la surface en zones humides naturelles a diminué de près de moitié sur un échantillon de plusieurs centaines de sites méditerranéens depuis les années 70 (MWO, 2018), chiffre supérieur à la moyenne mondiale (Dixon et al., 2016; Convention on Wetlands, 2021). En revanche, les zones humides artificielles, elles, ont vu leur surface presque doubler sur cette même période du fait de la construction de nombreux ouvrages hydrauliques tels que les barrages (MWO, 2018). Cette perte en zones humides naturelles est associée à une dégradation de l'état de conservation des espèces associées, 36 % des espèces dépendant des zones humides méditerranéennes étant aujourd'hui menacées d'extinction (MWO, 2018) (Figure I.10).

Figure I.10. Statut de conservation de 1711 espèces des zones humides méditerranéennes. Figure extraite de MWO (2018), avec la permission des auteurs.



Si les aires protégées ont montré une certaine efficacité à limiter l'impact des facteurs directs de déclin de la biodiversité sur les zones humides en Méditerranée, notamment en réduisant les facteurs eux-mêmes (Donnelly and Rodríguez-Rodríguez, 2022; Leberger et al., 2020), de nombreux manques de protection y ont également été identifiés (Geijzendorffer et al., 2018; Leberger et al., 2020). Dans un contexte de forte vulnérabilité des zones humides méditerranéennes aux différentes composantes des changements globaux, il est donc crucial de se poser la question de l'efficacité du réseau actuel d'aires protégées pour la conservation des zones humides méditerranéennes et des approches futures de planification des aires protégées à adopter (Taylor et al., 2021).

4.3. Les oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée

Les oiseaux d'eau, d'après la Convention de Ramsar, sont « les oiseaux dont l'existence dépend, écologiquement, des zones humides » (Convention on Wetlands, 1971). Cette dénomination commune regroupe une grande diversité d'espèces qui ne sont pas forcément apparentées phylogénétiquement. La plupart des oiseaux d'eau présentent toutefois des adaptations morphologiques liées à leur dépendance aux zones humides (*e.g.*, doigts palmés, bec ou pattes allongés, plumage imperméable), bien que ce niveau de dépendance varie entre les espèces, certaines étant plus terrestres (*e.g.*, les oies, les limicoles) et d'autres plus aquatiques (*e.g.*, les grèbes). D'autres espèces d'oiseaux dépendent également des zones humides mais ne présentent pas de telles adaptations et ne sont donc pas considérées comme des oiseaux d'eau (*e.g.*, certains rapaces comme les Pygargues ou certains passereaux comme les Rousserolles), même si cette distinction est relativement arbitraire. Cette dépendance aux milieux aquatiques associée à la position élevée des oiseaux dans leur réseau trophique, fait des oiseaux d'eau d'excellents indicateurs de l'état de conservation des zones humides.

De nombreux facteurs directs de déclin de la biodiversité ont un effet délétère sur les populations d'oiseaux d'eau (Tableau I.3) : perte d'habitat, chasse, pollutions, dérangement, construction d'ouvrages hydrauliques, etc. Certains de ces facteurs ont entraîné la chute historique des effectifs d'oiseaux d'eau, notamment en Europe où la chasse non contrôlée, le pillage de colonies, la persécution des espèces piscivores puis le drainage massif des zones humides alluviales ont entraîné l'extinction locale de nombreuses populations dès la fin du XIX^e (Gaget, 2018). De nombreuses études ont également mis en évidence que les changements de conditions climatiques peuvent entraîner des changements d'aires de distribution et d'abondances au sein des communautés d'oiseaux d'eau (*e.g.*, Amano et al., 2020; Lehikoinen et al., 2021; Li et al., 2021; Maclean et al., 2008; Pavón-Jordán et al., 2019), ce qui pourrait avoir des conséquences dramatiques dans le futur (Breiner et al., 2022; Nagy et al., 2021; Soultan et al., 2022). On peut également s'attendre à ce que l'élévation future du niveau marin, qui menace fortement les zones humides côtières méditerranéennes (Schuerch et al., 2018; Spencer et al., 2016), impacte les oiseaux d'eau (Iwamura et al., 2013b).

Tableau I.3. Exemples de facteurs directs pouvant influencer négativement les populations d'oiseaux d'eau.

Facteur direct	Exemples d'étude d'impact passé sur les oiseaux d'eau
Chasse	Brochet et al (2016)
Dérangement	Arizaga et al. (2020), Burger and Niles (2014)
Artificialisation des zones humides	Almeida et al. (2020), Duan et al. (2020), Jackson et al. (2020), Rajpar et al. (2022), Wang et al. (2021)
Gestion des niveaux d'eau à l'aval du site	Briggs et al. (1997), Kingsford and Johnson (1998), Kingsford and Thomas (2004)
Hausse du niveau marin	Norris and Atkinson (2000), Taillie and Moorman (2019)

C'est afin de limiter leur déclin que différentes politiques, initiatives et traités internationaux de conservation des oiseaux d'eau et de leurs habitats ont été mis en place à partir du milieu du XX^e siècle : la Convention de Ramsar, évoquée plus avant, mais également l'accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (*African-Eurasian Waterbird Agreement*, AEWA), la Directive Européenne « Oiseaux », ou encore l'organisation *Ducks Unlimited* (<https://www.ducks.org/>) et le réseau *Waterbird Conservation for the Americas*. Ces différentes initiatives de conservation ont permis la mise en place de mesures de conservation, notamment la protection des sites à enjeux de conservation pour les oiseaux d'eau et la protection d'espèces. Elles ont également facilité la mise en place et la pérennisation d'un suivi temporel à long terme, le Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (*International Waterbird Census*, IWC, voir § 6.3. ci-après pour plus d'informations sur le protocole d'observation) dont l'objectif est d'estimer la taille et les tendances temporelles des populations d'oiseaux d'eau et d'identifier les zones humides d'importance internationale pour ces espèces.

Les zones humides méditerranéennes sont situées sur plusieurs voies de migration d'importance majeure pour les oiseaux du Paléarctique Occidental. Elles sont des lieux de reproduction, de halte migratoire, mais aussi et surtout des sites d'hivernage majeurs pour les oiseaux d'eau lorsque les zones humides d'Europe centrale, de l'Est et du Nord sont gelées. Protéger les zones humides méditerranéennes est donc essentiel pour garantir l'atteinte de l'objectif de préservation des populations d'oiseaux d'eau fixé notamment par les pays européens. En effet, l'efficacité des aires protégées a été renseignée dans différents contextes ainsi qu'en Méditerranée : meilleures tendances temporelles (Kleijn et al., 2014; Tarakini et al., 2020), à condition que la gouvernance soit adaptée (Amano et al., 2018) ou que des mesures de gestion spécifiques aux oiseaux d'eau soient mise en place (Wauchope et al., 2022), plus grande diversité qu'en dehors des aires protégées (Demaya et al., 2022; Gaget et al., 2021), meilleur ajustement à l'augmentation des températures (Gaget et al., 2021), à condition que les oiseaux d'eau fassent l'objet de mesures de gestion (Gaget et al., 2022) et colonisation facilitée dans un contexte de changement climatique (Pavón-Jordán et al., 2015).

Malheureusement, un manque de protection des zones humides a été identifié en Méditerranée (Birard et al., 2022; Geijzendorffer et al., 2019; Leberger et al., 2020). Alors que la volonté politique d'étendre le réseau des aires protégées a été confirmée lors de la COP15 par la mise en place de l'objectif 30x30 (CBD, 2022), l'évaluation de l'exposition des sites d'importance pour les oiseaux d'eau aux changements climatiques et d'usage des sols pourrait permettre

d'orienter la désignation de nouvelles aires protégées en Méditerranée afin d'anticiper les futurs changements de ces facteurs directs.

La méthode d'évaluation de la vulnérabilité s'appuyant sur les traits (*trait-based CCVA*, voir Encadré 1) n'a pas été envisagée car elle aurait impliqué l'utilisation de traits d'espèces qui ne sont pas disponibles pour l'ensemble des oiseaux d'eau étudiés ou qu'il est difficile de relier aux impacts potentiels des facteurs étudiés (*e.g.*, spécialisation à l'habitat, tolérance au sel, profondeur d'eau optimale). Je n'ai également pas mis en œuvre la méthode corrélative d'évaluation de la vulnérabilité (*correlative CCVA*, voir Encadré 1) car elle aurait nécessité l'utilisation de données d'observation sur l'ensemble des voies de migration comprenant la région méditerranéenne, auxquelles je n'avais pas accès, afin d'assurer la robustesse des modèles statistiques et des résultats (pour des exemples appliqués aux oiseaux d'eau, voir Adde et al., 2020; Breiner et al., 2022; Johnston et al., 2013; Nagy et al., 2021; Soutan et al., 2022).

Message clé

Etudier l'exposition des zones humides méditerranéennes, qui sont trop peu protégées et vulnérables aux changements climatiques et d'usage des sols, peut permettre d'orienter leur protection et celle des oiseaux d'eau qui en dépendent.

5. OBJECTIFS ET STRUCTURE DU MANUSCRIT

Infléchir la courbe de perte de la biodiversité ne sera possible qu'au prix de l'anticipation de l'impact futur des principaux facteurs directs de déclin tels que le changement climatique, dont les effets négatifs sur les espèces et les écosystèmes sont très souvent modélisés par la communauté scientifique et devraient s'intensifier dans les prochaines décennies. Bien que moins souvent étudié, il est également nécessaire d'évaluer l'impact futur des changements d'usage des sols qui sont actuellement un facteur direct de déclin de la biodiversité majeur et qui devraient le rester dans les prochaines décennies. Il est possible d'anticiper l'impact futur de ces deux facteurs sur la biodiversité en étudiant les variations futures d'intensité et de distribution de certaines composantes de ces changements, telles que les températures et précipitations, la hausse du niveau marin ou la conversion d'habitats naturels. L'analyse de ces variations à l'échelle de sites à enjeux de conservation de la biodiversité, c'est-à-dire l'évaluation de leur exposition aux changements climatiques et d'usage des sols, peut permettre d'orienter de façon pertinente la mise en place de mesures de conservation mais également d'avertir sur les menaces qui pourraient peser sur la biodiversité selon certaines orientations socio-économiques. La prise en compte de plusieurs métriques d'exposition ainsi que de différents scénarios semble nécessaire à l'amélioration de l'applicabilité des résultats de telles études. Parmi les mesures de conservation de la biodiversité, un outil efficace dans un contexte de changements globaux est la création d'aires

protégées sur les sites d'importance pour la biodiversité fortement exposés afin de limiter localement l'impact des changements climatiques et d'usage des sols. Les zones humides méditerranéennes, dont dépend une biodiversité exceptionnelle, sont tout particulièrement menacées par ces deux facteurs directs et font trop peu l'objet de mesures de protection. L'étude de l'exposition de ces milieux, qui jouent un rôle crucial pour les oiseaux d'eau hivernants, peut permettre d'orienter la création d'aires protégées et améliorer ainsi la conservation de ces espèces, qui sont fortement menacées par les changements climatiques et d'usage des sols.

Mon objectif principal, à travers ce manuscrit de thèse, est d'évaluer l'exposition des sites d'importance pour la biodiversité, et notamment pour les oiseaux d'eau, aux changements climatiques et d'usage des sols à l'horizon de la fin du XXI^e siècle afin d'orienter la planification des aires protégées et ainsi d'améliorer la conservation des oiseaux d'eau dans la région méditerranéenne (Figure I.11). Afin d'atteindre cet objectif, je me suis attaché à répondre à deux questions de recherche principales qui ont trait à la planification de la conservation :

1 | L'emplacement des aires protégées actuelles est-il pertinent vis-à-vis de l'exposition des sites d'importance pour les oiseaux d'eau aux changements climatiques et d'usage des sols ?

2 | Où désigner de nouvelles aires protégées afin de limiter l'impact futur de ces deux facteurs sur les communautés d'oiseaux d'eau ?

Afin d'améliorer la robustesse des approches de planification de la conservation s'appuyant sur les méthodes d'évaluation de l'exposition, j'ai également tenté de répondre à trois questions de recherche secondaires dans le contexte particulier de la région méditerranéenne :

3 | Dans quelle mesure y a-t-il un intérêt à combiner l'étude de l'exposition aux changements d'usage des sols avec l'étude de l'exposition au changement climatique ?

4 | Dans quelle mesure y a-t-il un intérêt à utiliser plusieurs métriques d'exposition à un même facteur direct de déclin de la biodiversité ?

5 | Dans quelle mesure y a-t-il un intérêt à utiliser plusieurs scénarios futurs dans l'étude de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols ?

Finalement, afin d'alerter sur les risques encourus par les communautés d'oiseaux d'eau en Méditerranée selon certaines trajectoires futures de nos sociétés et ainsi d'éclairer les décisions politiques, j'ai tenté de répondre à une quatrième question de recherche secondaire :

6 | Quels sont les scénarios futurs les plus défavorables pour la conservation des oiseaux d'eau en Méditerranée ?

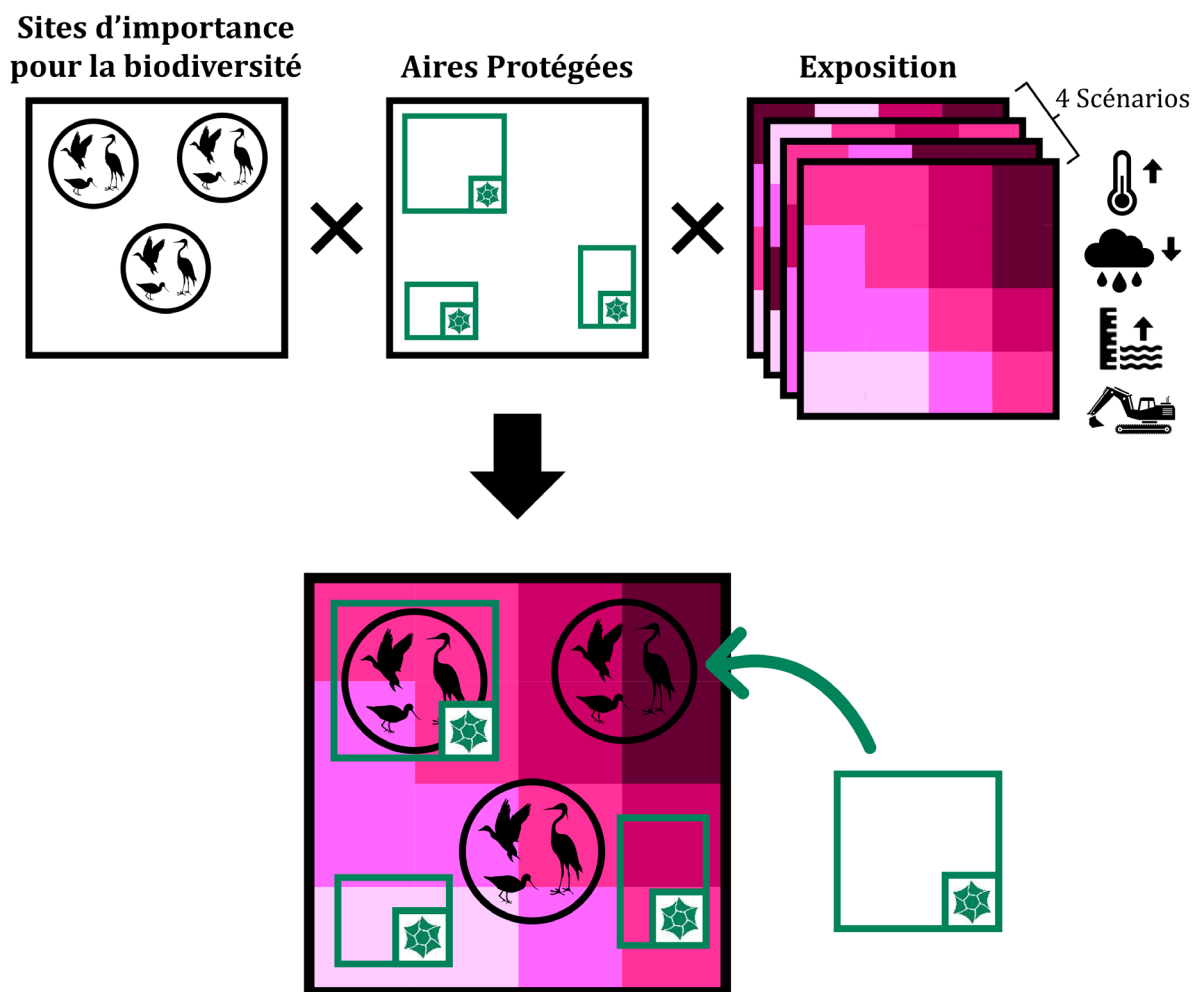


Figure I.11. Schéma illustrant l'objectif principal de ce manuscrit de thèse.

Les différents chapitres, dont les caractéristiques et l'articulation au sein du manuscrit sont présentée Figure I.12 ci-après, permettront de répondre à ces questions de recherche.

Dans le **Chapitre 1**, j'ai tout d'abord adopté une approche assez exhaustive incluant un grand nombre de métriques illustrant les changements climatiques et d'usage des sols et ne se limitant pas à l'étude des oiseaux d'eau et des zones humides (Figure I.12). J'ai ainsi déterminé les pays pour lesquels les Zones Clés pour la Biodiversité, des sites à enjeux de conservation de la biodiversité, sont à la fois peu concernées par des mesures de protection forte et fortement exposées à l'artificialisation et aux changements de température et de précipitations. L'exposition a été évaluée à l'aide de quatre métriques différentes (deux locales et deux régionales), calculées à partir de projections climatiques et d'usage des sols à l'horizon 2090 selon quatre scénarios futurs différents.

Dans le **Chapitre 2**, pour lequel ma contribution en tant que co-auteur a principalement concerné la révision de l'article avant publication et sa diffusion lors de présentations orales, nous avons amélioré nos connaissances sur les sites à enjeux de conservation pour les oiseaux d'eau préalablement à l'évaluation de leur exposition dans les chapitres suivants (Figure I.12). Ainsi,

nous avons identifié les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau et notamment celles dont ce statut n'est pas officiellement reconnu dans le cadre de la Convention de Ramsar. Pour ce faire, nous avons appliqué aux données du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau trois critères d'identification des zones humides d'importance internationale (dont deux spécifiques aux oiseaux d'eau) issus de la Convention de Ramsar.

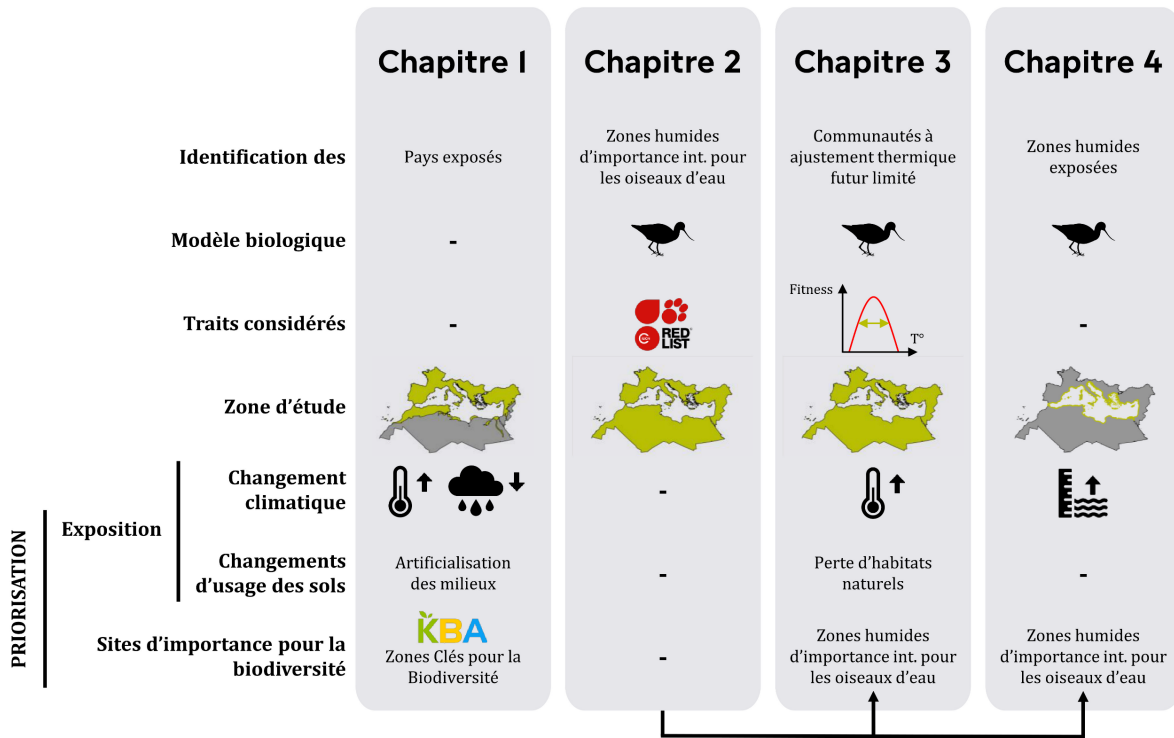


Figure I.12. Schéma synthétisant les caractéristiques de chaque chapitre ainsi que leur articulation au sein du manuscrit.

Dans le **Chapitre 3**, j'ai ensuite évalué l'exposition des zones humides aux changements climatiques et d'usage des sols en me focalisant sur un mécanisme de réponse particulier des oiseaux d'eau à ces facteurs. J'ai ainsi évalué les difficultés potentielles des communautés de ces espèces à ajuster leur composition aux futurs changements de température, et notamment les difficultés d'ajustement des communautés des zones humides non protégées d'importance internationale pour les oiseaux d'eau telles qu'identifiées dans le **Chapitre 2** (Figure I.12). Ces difficultés d'ajustement ont été évaluées en combinant la spécialisation thermique de la communauté, calculée à partir des données d'abondance du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau et de distribution hivernale de *BirdLife International*, avec l'exposition à l'augmentation des températures hivernales et l'exposition à la conversion d'habitats naturels, calculées à partir de projections climatiques et d'usage des sols à l'horizon 2090 selon quatre scénarios futurs différents.

Enfin, dans le **Chapitre 4**, je me suis focalisé sur les communautés côtières d'oiseaux d'eau et sur une composante particulière du changement climatique. Ainsi, j'ai caractérisé l'exposition des zones humides côtières à la future hausse du niveau marin, en me concentrant notamment sur les zones humides côtières d'importance internationale pour les oiseaux d'eau identifiées dans le **Chapitre 2** (Figure I.12). L'exposition à la hausse du niveau marin a été calculée pour les sites du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau en utilisant l'inondation côtière, modélisée à partir de projections de hausse du niveau marin à l'horizon 2100 selon sept scénarios différents.

Message clé

L'objectif principal de ce manuscrit est d'évaluer l'exposition des sites d'importance pour la biodiversité, et notamment pour les oiseaux d'eau, aux changements climatiques et d'usage des sols afin d'orienter la planification des aires protégées en Méditerranée.

6. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Cette section présente les scénarios futurs ainsi que les principales données utilisées dans ce manuscrit de thèse. Bien que partiellement redondante avec les sections relatives à la méthodologie de certains chapitres, elle fournit toutefois une vision d'ensemble ainsi qu'une description plus approfondie des éléments méthodologiques majeurs de ce manuscrit.

6.1. Les scénarios futurs

Il est possible de décrire les évolutions potentielles de nos sociétés à l'aide de différents types de scénarios (IPBES, 2016). Les scénarios développés par le *World Climate Research Programme* dans le cadre de la sixième phase du *Coupled Model Intercomparison Project* (CMIP6) (Eyring et al., 2016) sont des scénarios exploratoires : ils décrivent une large gamme de futurs possibles à partir d'évolutions potentielles de nombreux facteurs (IPBES, 2016). Ces scénarios, bien qu'initialement élaborés afin d'alimenter les travaux de l'IPCC, constituent une formidable opportunité d'exploration de l'impact futur des changements climatiques et d'usage des sols sur la biodiversité et les écosystèmes (Kim et al., 2018).

Chaque scénario développé dans le cadre du CMIP6 est la combinaison explicite de conditions socio-économiques appelées *Shared Socioeconomic Pathways* (SSPs) (O'Neill et al., 2014) et d'un niveau de forçage radiatif à l'horizon 2100 (Figure I.13) (O'Neill et al., 2016). Ce dernier correspond dans certains cas au forçage radiatif des scénarios de la génération précédente, les *Representative Concentration Pathways* (RCP) (van Vuuren et al., 2011) développés à l'occasion de la cinquième phase du CMIP (CMIP5) (Taylor et al., 2012). Les SSP

décrivent différentes orientations possibles de nos sociétés ainsi que les défis associées en matière de réduction et d'adaptation au changement climatique (O'Neill et al., 2014).

Quatre scénarios futurs ont été utilisés dans le cadre de cette thèse : les scénarios SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 et SSP5-8.5 (Figure I.13). L'utilisation de ces quatre scénarios a été identifiée comme étant prioritaire par rapport à l'utilisation des autres scénarios du CMIP6 (O'Neill et al., 2016). Ces quatre scénarios (ainsi qu'un cinquième, le SSP1-1.9, considéré comme moins prioritaire mais inclus afin d'explorer une trajectoire conforme aux objectifs de Paris pris à l'occasion de la COP21 [O'Neill et al., 2016; Rogelj et al., 2018]) ont été utilisés notamment dans le sixième et dernier rapport d'évaluation en date de l'IPCC (IPCC, 2021).

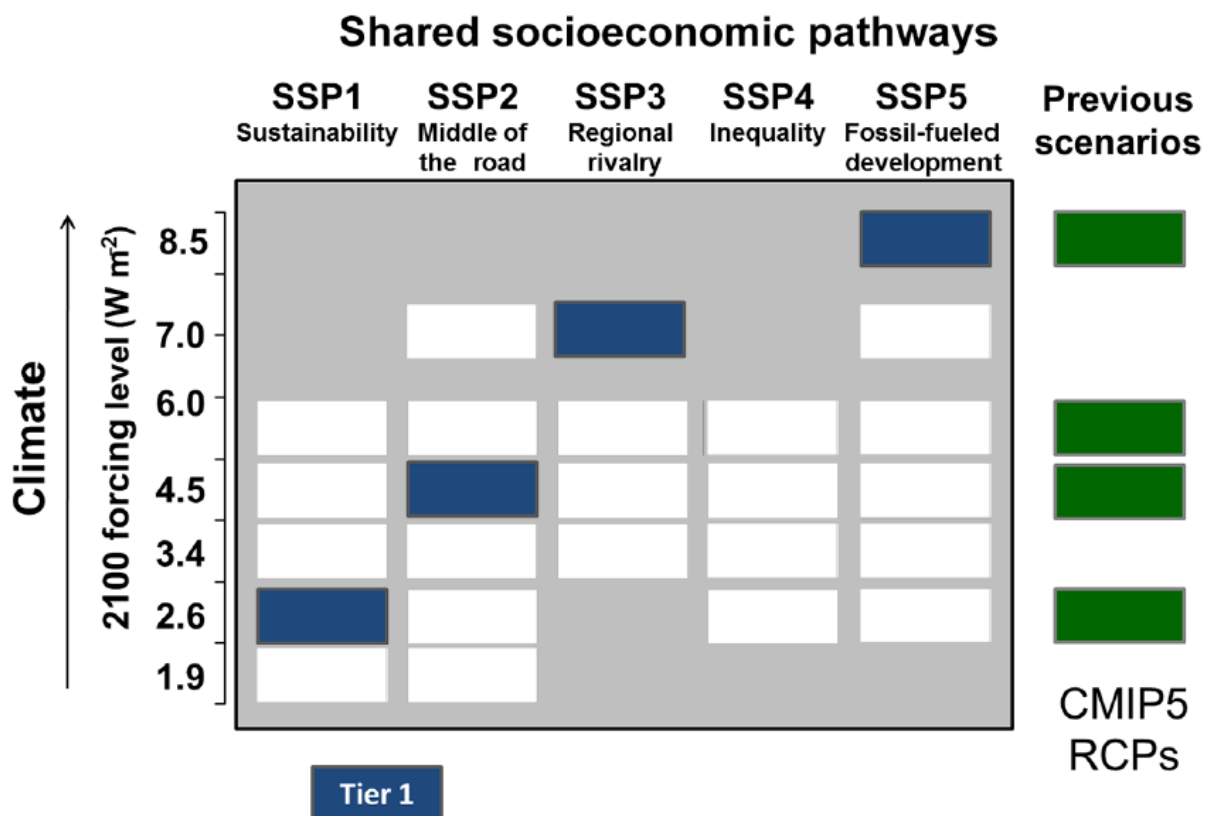


Figure I.13. Combinaisons des conditions socio-économiques (*Shared socioeconomic pathways, SSP*) et climatiques pour obtenir les scénarios du CMIP6. Chaque case représente une combinaison pour laquelle l'*Integrated Assessment Model* associé au SSP a pu trouver une solution. Les cases bleues représentent les scénarios utilisés dans le cadre de cette thèse et définis comme prioritaires dans le cadre du CMIP6 (Tier 1). Les cases blanches représentent des scénarios dont l'utilisation est moins prioritaire où pour lesquels les données ne sont pas encore produites. Les RCP produits dans le cadre du CMIP5 à partir d'autres conditions socio-économiques sont représentés par les cases vertes. Figure modifiée à partir de O'Neill et al. (2016), distributed under a Creative Commons Attribution License 3.0 (CC BY).

Le scénario SSP1-2.6 décrit un futur plus respectueux de l'environnement (SSP1 : *Sustainability – taking the green road*) qui résulte en des défis de réduction et d'adaptation au

changement climatique faibles et associé à un faible forçage radiatif ($2,6 \text{ W.m}^{-2}$) correspondant à une augmentation de la température moyenne à l'horizon 2100 située entre $1,3 \text{ °C}$ et $2,4 \text{ °C}$ (IPCC, 2021). Le scénario SSP2-4.5 envisage une évolution de notre société dans la continuité des tendances récentes (SSP2 : *Middle of the road*) résultant en des défis de réduction et d'adaptation au changement climatique intermédiaires, associée à un forçage radiatif intermédiaire ($4,5 \text{ W.m}^{-2}$, augmentation de la température entre $2,1 \text{ °C}$ et $3,5 \text{ °C}$). Le scénario SSP3-7.0 suppose de plus grandes inégalités ainsi qu'un repli sur soi des pays (SSP3 : *Regional rivalry – A rocky road*) engendrant des défis de réduction et d'adaptation au changement climatique importants, associé à un forçage radiatif élevé ($7,0 \text{ W.m}^{-2}$, augmentation de la température entre $2,8 \text{ °C}$ et $4,6 \text{ °C}$). Enfin le scénario SSP5-8.5 envisage un futur avec un progrès technologique important et une forte utilisation des énergies fossiles (SSP5 : *Fossil-fueled development – Taking the highway*) qui résulte en des défis de réduction du changement climatique importants mais en des défis d'adaptation au changement climatique faibles, associé à un forçage radiatif très élevé ($8,5 \text{ W.m}^{-2}$, augmentation de la température entre $3,3 \text{ °C}$ et $5,7 \text{ °C}$). A noter que les scénarios SSP3-7.0 et SSP5-8.5 envisagent un futur n'impliquant l'ajout d'aucune politique de réduction des gaz à effet de serre supplémentaire (*i.e.*, ce sont des scénarios dits « *baseline* »). Une description détaillée de l'histoire (*narrative* en anglais) et des caractéristiques de la composante socio-économique de ces scénarios (SSP) est disponible dans O'Neill et al. (2017) et Riahi et al. (2017).

6.2. Les projections futures climatiques et d'usage des sols

Pour chacun des quatre scénarios décrits dans la section précédente, j'ai utilisé des projections futures de climat ainsi que d'usage des sols à l'horizon de la fin du XXI^e siècle (période 2081 – 2100).

Les projections d'usage des sols pour l'année 2090 ont été extraites de la base de données *Land-Use Harmonization 2* (LUH2) (Hurtt et al., 2019a, 2019b) qui met à disposition à l'échelle globale et à une résolution spatiale d'environ $28 \times 28 \text{ km}$ (Figure I.3) des données annuelles et géoréférencées d'usage des sols passé et futur (depuis l'an 850 jusqu'en 2300). Les données passées sont issues de la base de données HYDE 3.2 (Klein Goldewijk et al., 2017) alors que les projections futures sont issues des modélisations d'IAMs effectuées dans le cadre du CMIP6 et selon ses différents scénarios (Hurtt et al., 2020; Lawrence et al., 2016). L'usage des sols futur d'un scénario est modélisé à partir d'un seul IAM (appelé le modèle « *marker* »). Les données ainsi modélisées ne sont pas spatialement explicites : pour chaque pixel est indiqué la proportion de chacune des 12 catégories d'usage des sols (Tableau I.4.) mais on ne connaît pas la localisation de chaque catégorie à l'intérieur de chaque pixel. Différentes métriques d'exposition aux changements d'usage des sols ont été produites à partir de ces 12 variables. Le détail de leur calcul est présenté dans les sections relatives à la méthodologie des **Chapitres 1 et 3**.

Comme dit plus avant, ces données ont de nombreuses limites, notamment leur faible résolution spatiale et thématique. Ces projections, ainsi que celles de la version précédente de la base de données (LUH1) (Hurtt et al., 2011), ont toutefois été utilisées dans de nombreuses études similaires (*e.g.*, Asamoah et al., 2021, 2022; Jantz et al., 2015; Newbold, 2018; Newbold et al., 2015). En outre, les projections ayant une meilleure résolution spatiale ou thématique issues

d'autres jeux de données ne couvraient pas la totalité de notre zone d'étude (*e.g.*, Malek et al., 2018), ne simulaient pas les scénarios du CMIP6 (*e.g.*, Li et al., 2017) ou bien n'étaient modélisées qu'à partir d'un unique IAM et pas à partir du modèle *marker* de chaque scénario (*e.g.*, Chen et al., 2020; Doelman et al., 2018).

Les projections climatiques moyennées sur la période 2081-2100 ont été extraites de la base de données WorldClim 2.1 (Fick and Hijmans, 2017). Dans le **Chapitre 1**, afin de caractériser les conditions climatiques des sites d'importance pour la biodiversité, j'ai utilisé sept variables bioclimatiques issues de cette base de données qui renseignent la tendance annuelle, les variations intra-annuelles ainsi que les extrêmes en matière de températures et de précipitations (Tableau I.4). Dans le **Chapitre 3**, j'ai utilisé la température moyenne du mois de janvier (Tableau I.4) comme proxy des conditions thermiques expérimentées par les communautés d'oiseaux d'eau au moment de leur observation (voir § 6.3 ci-après pour plus d'informations sur le protocole d'observation). Différentes métriques d'exposition au changement climatique ont été produites à partir de ces huit variables. Le détail de leur calcul est présenté dans les sections relatives à la méthodologie des **Chapitres 1 et 3**. Les projections de hausse du niveau marin à l'horizon 2100 utilisées dans le **Chapitre 4** ont été extraites du sixième rapport d'évaluation de l'IPCC (IPCC, 2021).

Tableau I.4. Variables climatiques et d'usage des sols utilisées dans le cadre de cette thèse.

Projections futures	Année	Variables
Usage des sols (LUH2)	2090	Urban land
		C3 annual crops
		C4 annual crops
		C3 nitrogen-fixing crops
		C3 perennial crops
		C4 perennial crops
		Managed pasture
		Rangeland
		Forested secondary land
		Non-forested secondary land
		Forested primary land
		Non-forested primary land
Climatiques (WorldClim 2.1)	2081-2100	Annual mean temperature (Bio1)
		Maximum temperature of warmest month (Bio5)
		Minimum temperature of coldest month (Bio6)
		Temperature annual range (Bio7)
		Annual precipitation (Bio12)
		Precipitation of wettest quarter (Bio16)
		Precipitation of driest quarter (Bio17)
		Monthly average temperature (January)

Ces projections géoréférencées sont fournies à une résolution spatiale d'environ 4,5 x 4,5 km (Figure I.3) et pour huit modèles climatiques (*General Circulation Models*, GCMs) pour chaque scénario (Appendix S.1.4). A noter que des projections d'une meilleure résolution spatiale (environ 1 km) et pour 25 GCMs ont été récemment mises en ligne sur le site de téléchargement de la base de données. Fait intéressant, les GCMs, bien plus connus que les IAMs des écologues à travers l'utilisation des projections climatiques, modélisent le climat pour un scénario futur donné à partir des données modélisées par les IAMs pour le même scénario (Harfoot et al., 2014; Hurtt et al., 2019a) (Figure I.14).

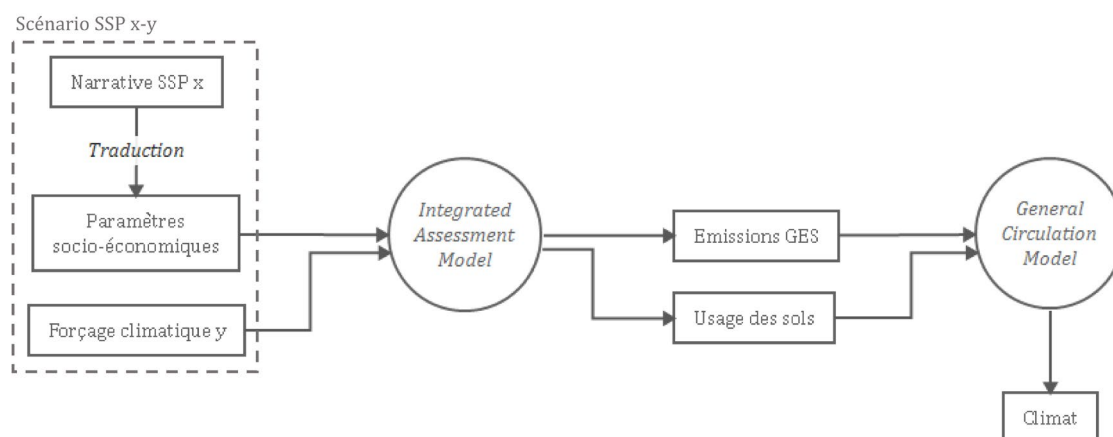


Figure I.14. Schéma simplifié illustrant l'obtention des projections climatiques et d'usage des sols à partir d'un scénario SSP x-y.

6.3. Le Dénombrement International des Oiseaux d'Eau

Le Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (*International Waterbird Census*, IWC) est l'un des programmes de suivi à large échelle les plus anciens et les plus importants. Créé en 1967 en réponse au déclin des oiseaux d'eau observé depuis le XIX^e siècle (Gaget, 2018) et coordonné par *Wetlands International* (à l'époque l'*International Waterfowl & Wetlands Research Bureau*), ce programme concerne plus de 25 000 sites suivis par plus de 15 000 participants, bénévoles ou professionnels, dans près de 143 pays (Amano et al., 2018; Delany, 2005). Ses objectifs sont multiples : évaluation des tailles de populations et des tendances de plus de 400 espèces d'oiseaux d'eau, suivi de l'évolution de leur distribution spatiale mais également identification de zones humides d'importance internationale et acquisition d'informations nécessaires à la protection et à la conservation des oiseaux d'eau (Delany, 2005). De nombreuses études majeures d'évaluation des outils de conservation des oiseaux d'eau s'appuient également sur l'utilisation de données de l'IWC (*e.g.*, Amano et al., 2018; Gaget et al., 2018, 2020b, 2021; Wauchope et al., 2022).

Ce suivi consiste en un relevé exhaustif de l'abondance spécifique des oiseaux d'eau (définis selon la Convention de Ramsar) une fois par an au cœur de la période d'hivernage (*i.e.*, autour du 15 janvier) et peut être entrepris sur tout type de zone humide, y compris des zones

humides artificielles (Delany, 2005). Les zones humides d'importance pour les oiseaux d'eau sont toutefois prioritaires (Delany, 2005). Les comptages peuvent être effectués au sol (cas le plus fréquent), par bateau tout comme peuvent être aériens ou une combinaison de plusieurs de ces méthodes.

La base de données méditerranéenne transmise par *Wetlands International* en 2019 est structurée en 8 colonnes (décrites Tableau I.5) et 838 016 lignes correspondant chacune à une espèce comptée à une date et sur un site donnés. Cette base de données recense plus de 289 millions d'individus appartenant à 442 taxons et comptés entre 1967 et 2019 lors de près de 72 000 événements de comptages effectués sur 9426 sites dans 25 pays. Pour certains sites, l'information sur la localisation est fournie au format polygone ou ligne géoréférencé sous logiciel de Système d'Information Géographique (SIG). Le statut de protection des sites a été renseigné en croisant leur localisation avec celle des aires protégées, obtenue à partir de la base de données de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes. Plus d'informations sur cette base de données sont présentées dans les sections relatives à la méthodologie des **Chapitres 1, 3 et 4**.

Tableau I.5. Description des champs de la base de données initialement transmise par Wetlands International.

Champ	Type	Description
iwccountry	Catégoriel	Pays d'observation
site	Catégoriel	Identifiant du site IWC
sitename	Catégoriel	Nom du site IWC
x	Réel	Longitude du site IWC (WGS 84)
y	Réel	Latitude du site IWC (WGS 84)
visit_date	Catégoriel	Date de suivi
reporting_name	Catégoriel	Espèce observée
count	Entier positif	Abondance spécifique observée

Afin d'assurer la robustesse de nos analyses et éliminer un certain nombre de biais et d'erreurs, une série de filtres de sélection de données a été appliquée à la base de données initiale (Figure I.15). Parmi les principaux filtres, on peut citer :

- La suppression des comptages effectués en dehors de la fenêtre de 31 jours centrée sur le 15 janvier afin de limiter le nombre d'individus en migration et non en hivernage.
- La suppression des taxons non identifiés à l'espèce.
- La suppression des espèces non comptées par l'ensemble des observateurs : hybrides, espèces domestiques ou espèces non considérées comme des oiseaux d'eau par le protocole de suivi (Delany, 2005).
- La suppression des espèces dont la présence est rare ou exceptionnelle : espèces ne faisant pas partie du groupe de voies de migration Afrique-Eurasie (Wetlands International, 2012) ou dont l'aire de distribution hors période de reproduction ne recoupe pas la zone d'étude.
- La suppression des comptages en dehors de la période 1993 – 2017. En effet, jusqu'à la fin des années 80, les observateurs avaient pour recommandation de ne compter que les

espèces appartenant à la famille des *Anatidae* ainsi que la Foulque macroule (*Fulica atra*) dans le cadre de l'IWC, même si certains comptaient tous les oiseaux d'eau. Impossible donc de savoir jusqu'au début des années 90 (l'année 1993 a été choisie afin de garder une certaine marge par rapport au changement de méthodologie) si l'absence de données pour les autres espèces d'oiseaux d'eau correspond à une réelle absence ou non. Enfin, trop peu de données avaient été reçues pour les années 2018 et 2019 à la réception de la base de données initiale, d'où leur exclusion.

- La suppression des comptages dont 10 % ou plus des individus ne sont pas identifiés à l'espèce.
- La suppression des sites sans information sur la localisation ou pour lesquels la localisation a été jugée comme étant trop imprécise.
- La suppression des sites étant potentiellement des doublons ou des regroupements d'autres sites.

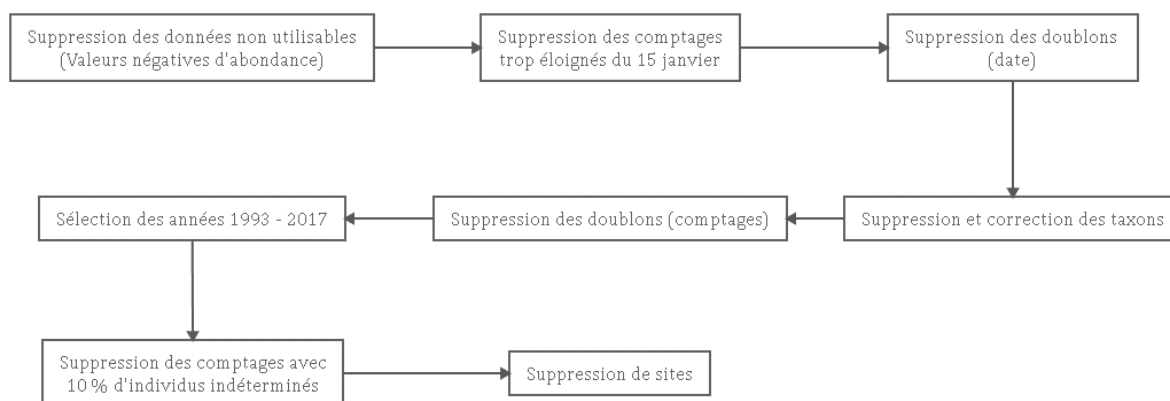


Figure I.15. Schéma simplifié illustrant la succession de filtres de sélection de données appliqués à la base de données initiale.

L'application de ces différents filtres de sélection des données a conduit à l'obtention d'une base de données recensant près de 159 millions d'individus appartenant à 151 espèces suivies (Tableau I.6) entre 1993 et 2017 lors de 44 443 événements de comptages effectués sur 5891 sites dans 25 pays (Figure I.16). Des filtres supplémentaires mais spécifiques aux différents chapitres ont ensuite été appliqués à cette base de données (voir la section relative à la méthodologie de chaque chapitre).

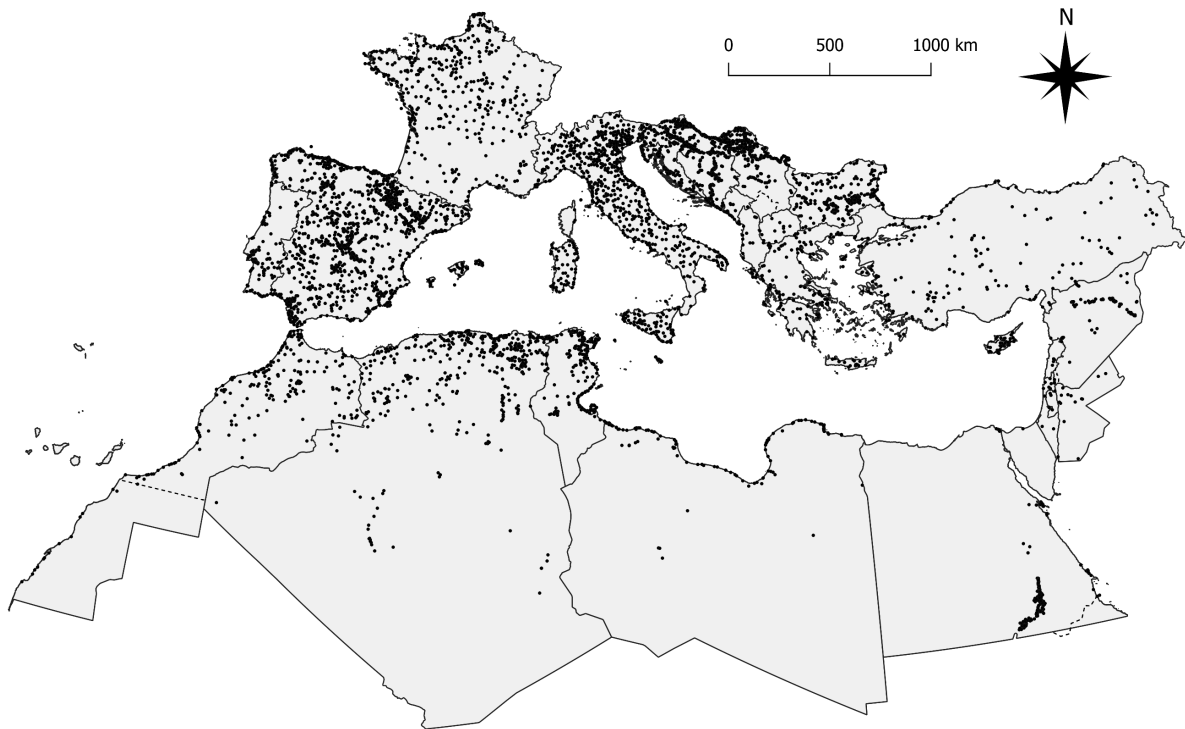


Figure I.16. Localisation des sites du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau étudiés dans le cadre de cette thèse (après application des filtres de sélection de données). Les frontières contestées sont représentées en pointillés. Les frontières indiquées sur cette carte n'impliquent pas l'approbation ou l'acceptation officielle par nos organisations.

Tableau I.6. Liste des espèces étudiées dans le cadre de cette thèse (après application des filtres de sélection de données). Les sous-espèces ont été agrégées à l'espèce. Le Goéland argenté (*Larus argentatus*), le Goéland d'Arménie (*Larus armenicus*), le Goéland pontique (*Larus cachinnans*) et le Goéland leucophée (*Larus michahellis*) ont été considérés comme une seule et même espèce (*Larus argentatus*) dans le cadre de cette thèse du fait de plusieurs changements de nomenclature au cours des dernières décennies.

Ordre	Famille	Espèce
Anseriformes	Anatidae	<i>Alopochen aegyptiaca</i> , <i>Anas acuta</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>Anser albifrons</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. erythropus</i> , <i>A. fabalis</i> , <i>Aythya ferina</i> , <i>A. fuligula</i> , <i>A. marila</i> , <i>A. nyroca</i> , <i>Branta bernicla</i> , <i>B. leucopsis</i> , <i>B. ruficollis</i> , <i>Bucephala clangula</i> , <i>Clangula hyemalis</i> , <i>Cygnus columbianus</i> , <i>C. cygnus</i> , <i>C. olor</i> , <i>Mareca penelope</i> , <i>M. strepera</i> , <i>Marmaronetta angustirostris</i> , <i>Melanitta fusca</i> , <i>M. nigra</i> , <i>Mergellus albellus</i> , <i>Mergus merganser</i> , <i>M. serrator</i> , <i>Netta rufina</i> , <i>Oxyura leucocephala</i> , <i>Somateria mollissima</i> , <i>Spatula clypeata</i> , <i>S. querquedula</i> , <i>Tadorna ferruginea</i> , <i>T. tadorna</i>

Tableau I.6 (suite).

Charadriiformes	<i>Burhinidae</i>	<i>Burhinus senegalensis</i>	
	<i>Charadriidae</i>	<i>Charadrius alexandrinus, C. dubius, C. hiaticula, C. leschenaultia, C. mongolus, C. pecuarius, C. tricollaris, Pluvialis apricaria, P. squatarola, Vanellus gregarius, V. leucurus, V. spinosus, V. vanellus</i>	
	<i>Haematopodidae</i>	<i>Haematopus ostralegus</i>	
	<i>Laridae</i>	<i>Chlidonias hybrida, C. leucopterus, C. niger, Chroicocephalus genei, C. ridibundus, Gelocheidon nilotica, Hydrocoloeus minutus, Hydroprogne caspia, Ichthyaetus audouinii, I. hemprichii, I. ichthyaetus, I. leucophthalmus, I. melanocephalus, Larus argentatus, L. canus, L. fuscus, L. hyperboreus, L. marinus, Rissa tridactyla, Sterna hirundo, S. repressa, Sternula albifrons, Thalasseus bengalensis, T. bergii, T. maximus, T. sandvicensis, Xema sabini</i>	
	<i>Recurvirostridae</i>	<i>Himantopus himantopus, Recurvirostra avosetta</i>	
	<i>Rostratulidae</i>	<i>Rostratula benghalensis</i>	
Ciconiiformes	<i>Scolopacidae</i>	<i>Actitis hypoleucos, Arenaria interpres, Calidris alba, C. alpina, C. canutus, C. falcinellus, C. ferruginea, C. maritima, C. minuta, C. pugnax, C. temminckii, Gallinago gallinago, G. media, Limosa lapponica, L. limosa, Lymnocyptes minimus, Numenius arquata, N. phaeopus, N. tenuirostris, Phalaropus fulicarius, Scolopax rusticola, Tringa erythropus, T. glareola, T. nebularia, T. ochropus, T. stagnatilis, T. totanus, Xenus cinereus</i>	
	<i>Ciconiidae</i>	<i>Ciconia cinonia, C. nigra</i>	
	Gaviiformes	<i>Gaviidae</i>	<i>Gavia arctica, G. immer, G. stellata</i>
	Gruiformes	<i>Gruidae</i>	<i>Grus grus</i>
		<i>Rallidae</i>	<i>Crex crex, Fulica atra, F. cristata, Gallinula chloropus, Porphyrio porphyrio, Porzana porzana, Rallus aquaticus, Zapornia parva, Z. pusilla</i>
	Pelecaniformes	<i>Ardeidae</i>	<i>Ardea alba, A. cinerea, A. goliath, A. purpurea, Ardeola ralloides, Botaurus stellaris, Bubulcus ibis, Butorides striata, Egretta garzetta, E. gularis, Ixobrychus minutus, Nycticorax nycticorax</i>
		<i>Pelecanidae</i>	<i>Pelecanus crispus, P. onocrotalus, P. rufescens</i>
		<i>Threskiornithidae</i>	<i>Platalea leucorodia, Plegadis falcinellus</i>
	Phoenicopteriformes	<i>Phoenicopteridae</i>	<i>Phoeniconaias minor, Phoenicopus roseus</i>
	Podicipediformes	<i>Podicipedidae</i>	<i>Podiceps auratus, P. cristatus, P. griseogen, P. nigricollis, Tachybaptus ruficollis</i>
Suliformes	<i>Phalacrocoracidae</i>	<i>Gulosus aristotelis, Microcarbo africanus, M. pygmaeus, Phalacrocorax carbo</i>	

Message clé

Dans ce manuscrit j'ai croisé des projections futures climatiques et d'usage des sols selon quatre scénarios récents avec les données du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau récoltées dans 25 pays méditerranéens pendant 25 années.

CHAPITRE I

L'EXPOSITION DES ZONES CLÉS POUR LA BIODIVERSITÉ AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS

« Emigrez ou dégénérez ! Le choix vous appartient ! » *Bien sûr*, songea Rick alors même qu'il ouvrait la barrière de son petit pâturage pour s'approcher de son mouton électrique. *Mais moi, je ne peux pas émigrer.*

- Philip K. Dick, *Les androïdes rêvent-ils de moutons électriques ?*

Référence :

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. (2022). Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean Key Biodiversity Areas. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12807. <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>

RÉSUMÉ

J'ai tout d'abord souhaité évaluer l'exposition des sites d'importance pour la biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols dans la région méditerranéenne à travers une approche la plus exhaustive possible, en incluant un grand nombre de métriques d'exposition et en ne me focalisant pas sur des espèces ou des habitats en particulier (Figure R1.1).

Combinée à une échelle spatiale relativement grossière, cette approche me permettrait en effet d'appréhender les tendances générales des changements climatiques et d'usage des sols futurs dans cette région aux contextes très hétérogènes. Elle permettrait également de formuler des recommandations de création d'aires protégées qui font actuellement défaut à large échelle.

Les Zones Clés pour la Biodiversité sont « des sites qui contribuent de manière significative à la persistance de la biodiversité mondiale » définis à partir de critères quantitatifs, par exemple de vulnérabilité ou d'irremplaçabilité (IUCN, 2016). A ce titre, les Zones Clés pour la Biodiversité devraient faire l'objet de mesures de conservation et notamment de protection (CBD, 2010; Eken et al., 2004; Margules and Pressey, 2000; Smith et al., 2019a; Visconti et al. 2019), d'autant plus que la création d'aires protégées dans ces sites est un outil de conservation de la biodiversité efficace (Butchart et al., 2012). Cependant, peu d'articles les ont hiérarchisées afin d'orienter la création d'aires protégées (voir toutefois Rogers et al., 2010). Elles ont également peu fait l'objet d'évaluations de l'exposition au changement climatique (voir toutefois Smith et al., 2019b), et encore moins aux changements d'usage des sols, quand bien-même une telle évaluation permettrait de formuler des recommandations de désignation d'aires protégées.

L'objectif de ce chapitre était d'identifier les pays méditerranéens pour lesquels les Zones Clés pour la Biodiversité sont à la fois peu protégées et fortement exposées aux changements climatiques et d'usage des sols afin de les prioriser pour la mise en place de mesures de protection spatiales. Pour ce faire, j'ai utilisé quatre métriques d'exposition : deux métriques locales renseignant l'intensité d'artificialisation et des changements futurs de conditions de températures et de précipitations, et deux métriques régionales renseignant la vitesse de déplacement des conditions climatiques et la différence d'artificialité entre le site et son refuge climatique. Ces métriques ont été calculées selon quatre scénarios différents à partir de projections futures climatiques et d'usage des sols à l'horizon 2090. Elles ont ensuite été combinées en un indice d'exposition synthétique afin de hiérarchiser les sites.

J'ai ainsi souligné la forte exposition des Zones Clés pour la Biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols dans la région méditerranéenne, ces sites d'importance pour la biodiversité y étant plus exposés que les zones à moindre enjeu de conservation. J'ai également mis en évidence que les Zones Clés pour la Biodiversité non protégées les plus exposées étaient situées dans les pays où ce réseau de sites est le moins protégé, à savoir les pays du Maghreb et du Proche-Orient. Un enjeu particulier a été identifié en Turquie, qui accueille un très grand nombre de Zones Clés pour la Biodiversité à la fois non protégées et très fortement menacées par les changements climatiques et d'usage des sols.

Ces résultats renforcent l'urgence de désigner de nouvelles aires protégées dans les Zones Clés pour la Biodiversité méditerranéennes et plus particulièrement dans les pays où ces sites sont fortement exposés et peu protégés afin de limiter les effets des changements climatiques et

d'usage des sols sur la biodiversité. Afin d'élaborer des recommandations plus concrètes et plus facilement mobilisables par les gestionnaires et les décideurs, j'identifierai dans les prochains chapitres non plus des pays mais des sites exposés à protéger en priorité en me focalisant sur des espèces en particulier : les oiseaux d'eau.

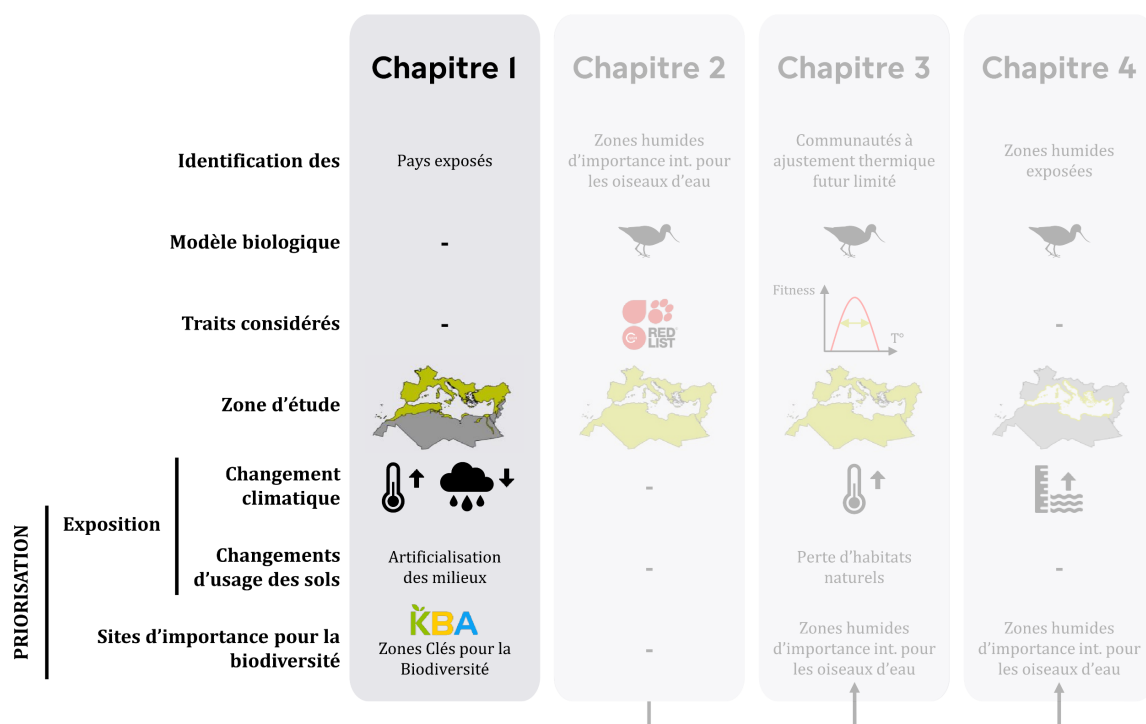


Figure R1.1. Schéma synthétisant les caractéristiques du Chapitre 1 ainsi que son articulation avec les autres chapitres au sein du manuscrit.

COUPLING FUTURE CLIMATE AND LAND-USE PROJECTIONS REVEALS WHERE TO STRENGTHEN THE PROTECTION OF MEDITERRANEAN KEY BIODIVERSITY AREAS

Fabien Verniest | Thomas Galewski | Romain Julliard | Anis Guelmami | Isabelle Le Viol

ABSTRACT

Identifying sites that are both important for biodiversity and likely to be heavily affected by anthropogenic pressures in the future is crucial to settle priorities in the implementation of conservation measures, such as the designation of new protected areas. Although assessing the exposure of terrestrial Key Biodiversity Areas to global change would support such identification, it has never been performed to our knowledge. In addition, previous exposure assessments have been limited to few metrics of climate change and have not considered other global change components. Here, we assess the extent to which terrestrial (including inland water) Key Biodiversity Areas are exposed to future climate change and land-use modifications in 29 countries of the Mediterranean region, and identify countries where additional protection efforts are most needed. To this end, we calculated two local and two regional exposure metrics using projections of climate and land-use for late 21st century under four scenarios that were used in the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5). These four exposure metrics were subsequently combined into an exposure index ranking sites from least to most exposed to climate and land-use changes. We highlight that the most exposed non-protected Key Biodiversity Areas are located in countries where the protection of this network is lowest (*i.e.*, high number and percentage of non-protected sites). We also found that Key Biodiversity Areas were overall more exposed than the rest of the study zone and that the sites most in need of conservation actions were similar across future scenarios. Our study reinforces the pressing necessity to strengthen and extend conservation measures in Mediterranean Key Biodiversity Areas, especially in Middle-East and Maghreb countries whose Key Biodiversity Areas are both at risk to be strongly affected by anthropogenic pressures and insufficiently protected.

KEYWORDS

Climate change • Climate velocity • CMIP6 • Conservation planning • Exposure assessment • Land-use modifications • Protected areas • Sites of importance for biodiversity • Spatial prioritization

I. INTRODUCTION

Human activities are threatening ecosystems and species through different pressures (*e.g.*, habitat destruction and degradation, climate change) of spatially heterogeneous intensity (Sanderson et al., 2002). As biodiversity is also not evenly distributed in space at a global scale (gaston, 2000), examining the spatial overlap between biodiversity and its threats has allowed conservationists to develop different approaches to identify areas to prioritize for the allocation of conservation resources over the last decades (Brooks et al., 2006). Reactive approaches of prioritization for instance, such as the biodiversity hotspot network, integrate regions that are both important for biodiversity conservation and heavily affected by ongoing global change (Brooks et al., 2006; Myers et al., 2000).

It is also critical to identify sites of importance for biodiversity that are likely to be heavily affected by global change in the next decades and support their prioritization in the implementation of conservation measures (Joppa & Pfaff, 2009). Anticipating the future location and magnitude of anthropogenic threats by assessing the exposure of sites of importance for biodiversity to global change would enable such identification. Drawing on the definition of exposure to climate change found in Dawson et al. (2011), we define here the exposure of a site as the extent of changes in environmental conditions (*e.g.*, temperature, precipitation, habitat loss, and degradation) likely to be experienced by the site and that depends on the rate and magnitude of changes. This approach can integrate multiple anthropogenic pressures and also multiple metrics that can account for different responses of species to climate change, that is, local adaptation and range shift (Garcia et al., 2014).

Land-use modifications are one of the most important historical drivers of biodiversity loss and will continue to be in the next decades (IPBES, 2019a; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Newbold, 2018; Newbold et al., 2015; Sala, 2000). Including land-use changes when assessing the future effects of global change on biodiversity is thus critical. However, very few exposure assessments are based on future land-use projections (but see Wilson et al. [2014] and Holman et al. [2017]), in line with previous literature reviews (de Chazal & Rounsevell, 2009; Santos et al., 2021; Titeux et al., 2016), whereas most studies have used future projections of climate (*e.g.*, Hoffmann et al., 2019; Lapola et al., 2020; Scriven et al., 2015). This trend may be a result of the many limitations of future projections of land-use (Harfoot et al., 2014; Titeux et al., 2016). Previous assessments of exposure to climate change have also tended to focus on a single exposure metric and have therefore not considered the different responses of biodiversity to climate change (Garcia et al., 2014). This is of particular concern for the identification of sites that could be strongly affected by global change, since different global change components and exposure metrics might be spatially distributed in different ways in coming decades (Garcia et al., 2014).

The exposure to anthropogenic threats might also depend on the future socioeconomic trend of society and greenhouse gas emissions (IPBES, 2016; IPCC, 2021). Exposure assessments should hence consider a range of plausible futures by using different exploratory scenarios, such as the CMIP6 scenarios that cover a wide range of socioeconomic and climatic conditions by the

end of the 21st century (O'Neill et al., 2016). Yet many exposure assessments used only two scenarios or less to date.

Key Biodiversity Areas (KBAs) are “sites contributing significantly to the global persistence of biodiversity” where conservation measures should be implemented (Eken et al., 2004; IUCN, 2016; Margules & Pressey, 2000). They are identified using threshold-based criteria of, *inter alia*, vulnerability, and irreplaceability, that can be applied to any ecosystem and macroscopic species and are available in a global database (BirdLife International, 2020). Protected areas (PAs, see the definition in Dudley [2008]) are one of the most important tools employed by current conservation strategies. They can have better “conservation outcomes” (*e.g.*, population trends) than non-protected sites (Coetzee et al., 2014; Gray et al., 2016) through reducing threats and enhancing resilience to anthropogenic pressures (Rodrigues & Cazalis, 2020). For instance, PAs play a critical role in climate change mitigation (see Thomas & Gillingham, 2015 for a review) and can reduce habitat destruction (Geldmann et al., 2013; Leberger et al., 2020).

Because of the key role of PAs in the context of global change, the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD) set an objective of 17% of terrestrial land surface area protected by 2020 (CBD, 2010). Unfortunately, this target was not met in time as only 15% of terrestrial land surface areas was protected in 2020 (Stokstad, 2020). Moreover, criteria for designation often included limited accessibility and low economical interest rather than particular importance for biodiversity *per se* (Butchart et al., 2012; Joppa & Pfaff, 2009; Venter et al., 2018). As a result, only 19.2% of terrestrial (including inland water) KBAs are fully within PAs worldwide (UNEP-WCMC & IUCN, 2021). New targets recently set by the CBD advocate for countries to protect 30% of their area by 2030 (CBD, 2020b). These even more ambitious targets provide a major opportunity to ensure that the future PAs network covers sites of importance for biodiversity, and especially those that are at risk to be heavily affected by global change in the next decades (Joppa & Pfaff, 2009). Although their identification can be achieved by assessing the exposure of KBAs, such assessment has never been performed for terrestrial KBAs to our knowledge, as exposure assessments mainly focused on PAs.

Identifying sites of importance for biodiversity for the designation of new PAs is of particular interest in the Mediterranean region, where ecosystems have been affected by human activities for thousands of years, leading for example to the loss of more than 95% of its primary vegetation (Myers et al., 2000). More recently, drivers of global change have worsened with, for example, human population growth, mass tourism development, overexploitation of water resources, conflicts and overall weak governance to conserve biodiversity (UNEP/MAP & Plan Bleu, 2020), and this region has experienced climate warming 0.4°C above the global average warming since preindustrial period (MedECC, 2020). These drivers and pressures are heterogeneously distributed, with environmental conditions deteriorating more in the east and south of the region, and are likely to worsen in the next decades, with the potential intensification of land management (Malek et al., 2018) and a severe aridification over the Sahara and Iberian Peninsula (Drobinski et al., 2020). Nevertheless, the Mediterranean basin remains a particularly important biodiversity hotspot for plants (Myers et al., 2000), but also for many other taxonomic groups, with very high species richness and endemism rates (CEPF, 2017).

In this study, we evaluated for the first time the exposure of terrestrial (including inland water) KBAs to future climate change and land-use modifications. This exposure assessment was performed on the Mediterranean region (29 countries), where KBAs were comprehensively identified. Our primary goal was to identify countries where KBAs are highly exposed and still lack a strong protection status in order to support their prioritization in the designation of new PAs. To this end, we calculated two local and two regional exposure metrics and three synthetic exposure indices from late 21st century (2081–2100) projections of climate and land-use under four of the most recent scenarios (O'Neill et al., 2016), which makes this exposure assessment one of the most comprehensive to date. As new land protection objectives are about to be set, the results from this study can help guide the implementation of conservation measures such as the designation of new PAs in the Mediterranean region, where biodiversity is among the most sensitive to land-use and climate changes on the planet (Newbold et al., 2020).

2. METHODS

2.1. Study zone

This study was carried out on the administrative boundaries of 29 countries around the Mediterranean basin without: overseas territories (*e.g.*, overseas France, the Azores) and large areas of “Desert and Xeric Shrublands” (Olson et al., 2001), as well as small and isolated patches of “Flooded Grasslands and Savannas” (Figure 1.1 and Appendix S.1.1). The definitive study zone covered 3,814,480 km² and encompassed the Mediterranean basin biodiversity hotspot (Myers et al., 2000). The study zone was rasterized to a 15 arc-min resolution (approx. 770 km² at the equator) to match land-use spatial resolution.

2.2. Key Biodiversity Areas

KBAs boundaries were extracted from the World Database of KBAs (BirdLife International, 2020). We used the term “KBAs” to refer to sites with different statuses: KBAs *stricto sensu* (Eken et al., 2004) as well as sites designated as part of previous networks, that is, Important Bird and Biodiversity Areas (IBA, BirdLife International, 2014) and Alliance for Zero Extinction sites (AZE, Ricketts et al., 2005). Many sites combined multiple statuses (*e.g.*, IBA and KBA, Appendix S.1.2).

After excluding marine parts of KBAs, 2271 sites covering 18.9% of the study zone were selected (Figure 1.1). In order to compare the exposure of KBAs with that of the rest of the study zone, we defined as “KBA cell” any study zone cell whose surface area covered by KBAs was higher than 40%. This threshold was selected following D'Amen et al. (2011), that is, by choosing a threshold that resulted in a total surface area of KBA cells similar to the initial total surface area of KBAs. Accordingly, we defined 1111 KBA cells intersecting 902 KBAs (39.7% of the study zone KBAs). All other study zone cells (6042 cells) were referred to as “non-KBA cells.”

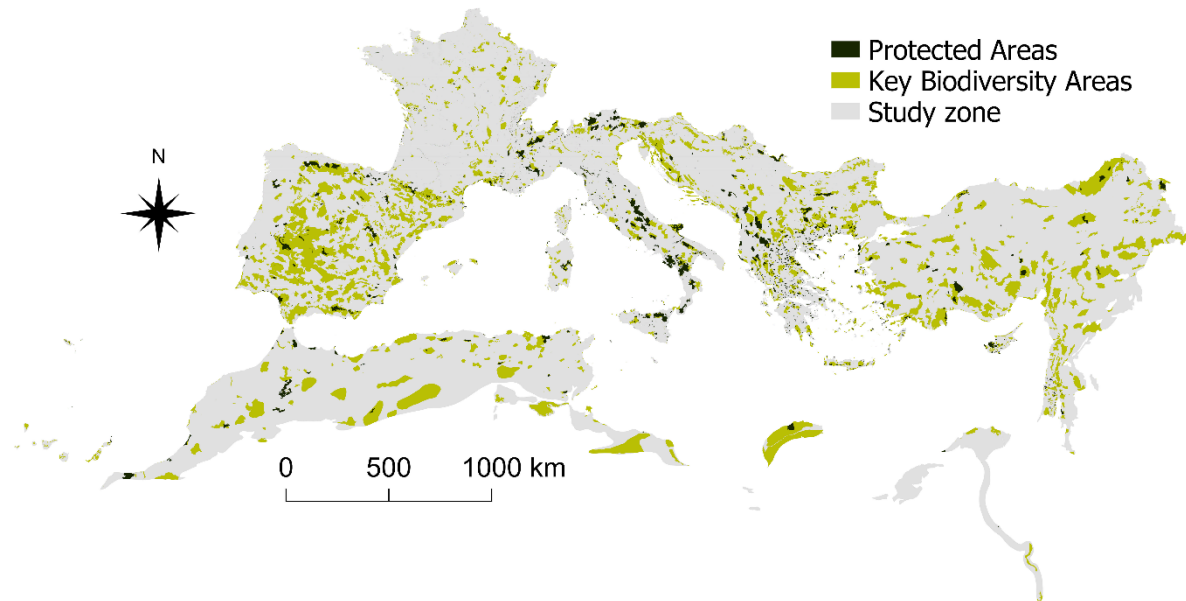


Figure 1.1. Map of the study zone with Key Biodiversity Areas and protected areas.

2.3. Protected Areas

PAs boundaries were extracted from the Mediterranean Wetlands Observatory database. This database is the most up-to-date PAs database available for the study zone, as it combines information from multiple international sources such as the World Database of Protected Areas (WDPA, UNEP-WCMC & IUCN, 2020), the Nationally designated areas database (CDDA) and designated sites under international agreements (*e.g.*, the Ramsar Convention, Natura 2000), complemented with systematic national inventories. We selected the 7454 PAs of IUCN category I–IV as these PAs have more restrictive management than PAs of IUCN category V and VI (Dudley, 2008) and are thus more likely to reduce the exposure to global change.

These PAs covered 94,589 km² (2.5% of the study zone) and were mostly located in KBAs (66,965 km², 70.8% of the PAs total surface area, 9.3% of the KBAs total surface area). One-third of KBA cells (358 cells, 32.2%, hereafter referred to as “protected KBA cells,” as opposed to “non-protected KBA cells”) overlapped PAs (*i.e.*, proportion of area covered by PAs greater than 0%), although the proportion of protected KBA cells highly differed between countries (Appendix S.1.3). PAs coverage of protected KBA cells was very low (mean = 18.7%, median = 11.5%).

2.4. Environmental data

To assess the differences between near-current (1970–2000 period) and future (2081–2100 period) temperature and precipitation conditions, we used seven bioclimatic variables (Figure 1.2) previously used in similar studies (*e.g.*, Batllori et al., 2017; Carroll et al., 2017; Parks et al., 2020) from the WorldClim 2.1 dataset (Fick & Hijmans, 2017) and illustrating the annual trend, seasonality and seasonal extremes: annual mean temperature, maximum temperature of warmest month, minimum temperature of coldest month, temperature annual range, annual precipitation,

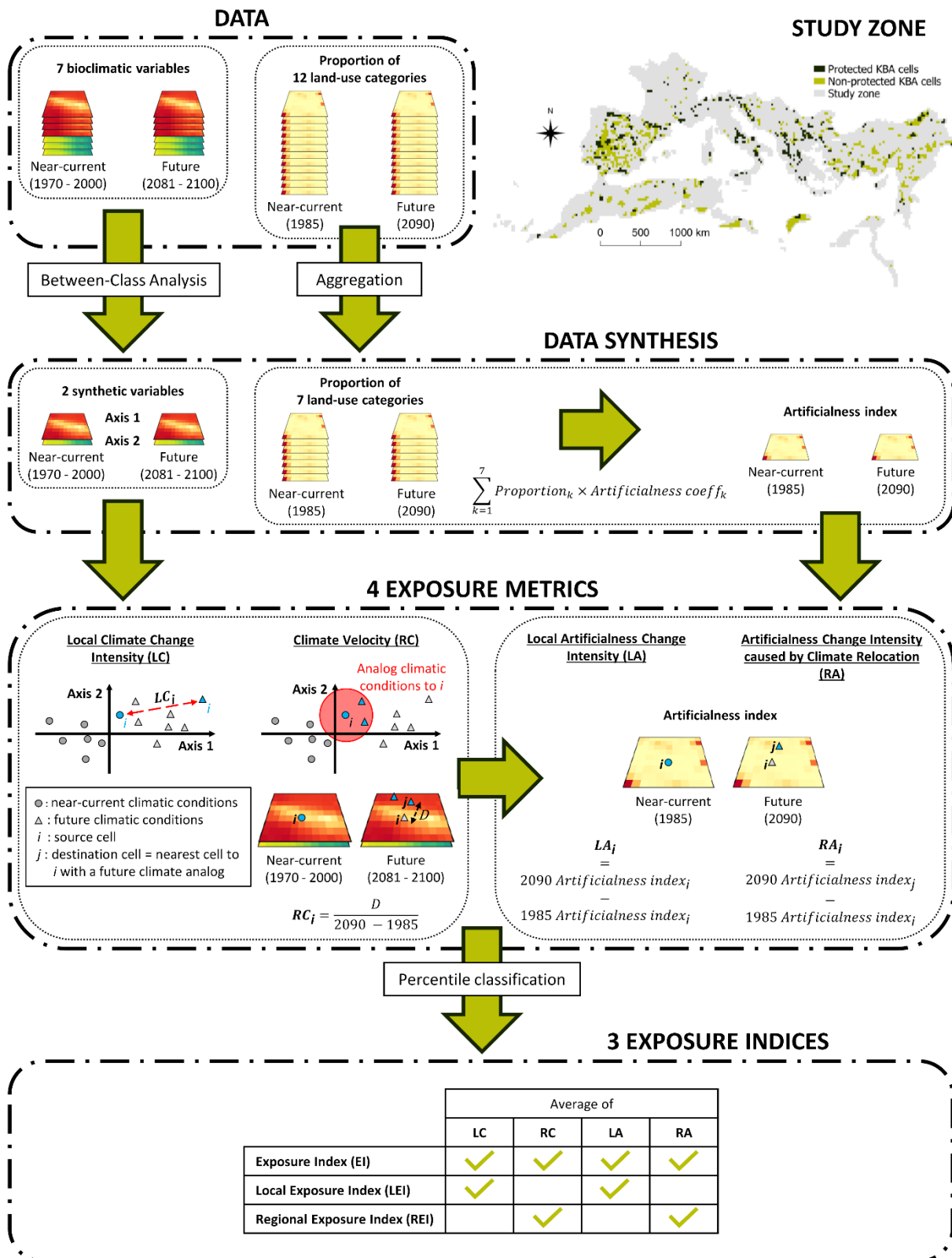


Figure 1.2. Description of all methodology steps performed using future projections from one of the eight General Circulation Models (GCMs) and in one of the four scenarios.

precipitation of wettest quarter, and precipitation of driest quarter. We used future projections from the eight General Circulation Models (GCMs) available to date in the WorldClim 2.1 database (GCMs description is provided in Appendix S.1.4) under four scenarios (see below).

We assessed land-use modifications between the same periods, using a yearly estimate of the proportion of 12 land-use categories at a 15 arc-min spatial resolution (approx. 28 x 28 km at the equator) for year 1985 and 2090 (Figure 1.2 and Appendix S.1.5) from the Land Use Harmonization 2 dataset (Hurtt et al., 2020). This dataset was developed to link historical land-use and future land-use projections produced by Integrated Assessment Models (IAMs, Harfoot et al., 2014). These land-use projections were also developed to be used as input for modeling the future climate projections that were described above (Hurtt et al., 2020). To our knowledge, this is the only dataset that provides future land-use projections both at global scale and under the latest scenarios (see below). Bioclimatic variables were mean-aggregated from their original spatial resolution (5 arc-min) to land-use data resolution. Both climate and land-use spatial data were reprojected at a 634 km² resolution (approx. 23 km x 28 km) using Lambert Azimuthal Equal Area centered on the study zone.

2.5. Future scenarios

We used the same four scenarios of the Coupled Model Intercomparison Project phase 6 (CMIP6, Eyring et al., 2016) for future projections of both climate and land-use: SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5 (Appendix S.1.6). Each scenario is the combination of a socioeconomic component (Shared Socioeconomic Pathway: SSP, O'Neill et al., 2014) and a radiative forcing level in 2100 (Representative Concentration Pathway: RCP: 2.6–8.5, van Vuuren et al., 2011).

The SSP1-2.6 scenario features a more sustainable society and a low radiative forcing (warming between 1.3 and 2.4°C by 2100, IPCC, 2021). SSP2-4.5 describes a world that does not “shift markedly from historical patterns” combined with a medium level of radiative forcing (warming between 2.1 and 3.5°C by 2100). SSP3-7.0 is characterized by regional conflicts, the absence of new climate policies and a high radiative forcing (warming between 2.8 and 4.6°C by 2100). Lastly, SSP5-8.5 is an unmitigated scenario that features an important technological progress and fossil fuel exploitation associated with a very high level of radiative forcing (warming between 3.3 and 5.7°C by 2100).

2.6. Climate change analysis

To summarize the climatic differences between the near-current period and future scenarios and address the correlations between variables, we performed for each GCM a Between-Class Analysis (BCA) on the seven bioclimatic variables (Figure 1.2) using the *ade4* package (Dray & Dufour, 2007).

In order to evaluate the exposure of KBAs to climate change, we then calculated two exposure metrics that are complementary (Garcia et al., 2014) from the two axes of the BCA for each study zone cell (Figure 1.2): the local climate change intensity and the climate velocity

(Hamann et al., 2015). The local climate change intensity is a local measure of climate change (hereafter referred to as “LC”), whereas the climate velocity is a regional measure of climate change (hereafter referred to as “RC,” Garcia et al., 2014). Indeed, LC was the Euclidian distance in the two-dimensional climate space (defined by the axis 1 and axis 2 of the BCA) between each cell's near-current and future climates and thus describes the intensity of change in temperature and precipitation conditions at a local scale (in BCA units). On the other hand, RC was based on forward velocity (Hamann et al., 2015), an analog-based climate velocity that represents the relocation speed of climatic conditions (Carroll et al., 2015; Hamann et al., 2015). To compute RC in km year^{-1} , we measured the geographical distance between a near-current raster cell (hereafter referred to as “source cell”) and its nearest future climate analog (hereafter referred to as “destination cell”) using the geosphere package (Hijmans, 2019), and divided it by the time period between near-current and future data (*i.e.*, 105 years). Further information on the definition of analog climates is provided in Appendix S.1.7. When the source cell was a KBA cell, its nearest future climate analog (*i.e.*, the destination cell) was referred to as “KBA refuge.”

2.7. Land-use modifications analysis

We computed an artificialness index to synthesize the intensity of anthropogenic land-use modifications between future scenarios (year 2090) and near-current period (year 1985). Artificialness is an antonym of “naturalness” that can be considered as a conservation value and a priority for conservation planning (Angermeier, 2000; Machado, 2004). We first aggregated the 12 land-use categories into seven classes (Figure 1.2 and Appendix S.1.5) as several categories could not be differentiated by their naturalness following the guidelines provided in Machado (2004): urban land, annual crops, perennial crops, managed pastures, rangeland, secondary land, and primary land. We then assigned to each class a naturalness coefficient ranging from 0 to 10 following Machado (2004), subtracted it from 10 to compute the artificialness coefficient, and then computed the sum of each land-use class proportion weighted by its artificialness coefficient (Appendix S.1.5).

In order to evaluate the exposure of KBAs to anthropogenic land-use modifications, we calculated two complementary exposure metrics from the artificialness index (Figure 1.2): the local artificialness change intensity and the artificialness change intensity caused by climate relocation. If we apply the classification of climate change measures of Garcia et al. (2014) to land-use changes measures, we can consider the local artificialness change intensity as a local measure of artificialness change (hereafter referred to as “LA”) and the artificialness change intensity caused by climate relocation as a regional measure of artificialness change (hereafter referred to as “RA”). Indeed, LA describes the intensity of change in artificialness at a local scale, as for raster cell i , it was calculated as the difference between the artificialness index of cell i for year 2090 and that for year 1985. On the other hand, RA describes the difference in artificialness between future and current locations with similar climatic conditions. For raster cell i , it was calculated as the difference between the artificialness index of the destination cell j for year 2090 and that of the source cell i for year 1985.

2.8. Combining exposure metrics

In order to assess the exposure to both climate change and anthropogenic land-use modifications of a KBA cell compared with other KBA cells within the same scenario, we combined the exposure metrics into three complementary composite indices at different spatial scales (Figure 1.2): the local exposure index (LEI), the regional exposure index (REI), and the exposure index (EI), which is the relative exposure to climate and land-use changes at both local and regional scales. The exposure index (EI) was computed as the average rank between the four exposure metrics, LEI from LC and LA, and REI from RC and RA, after classifying each metric into 100 groups using percentiles as thresholds.

2.9. Data analysis

We assessed the exposure of KBAs using exposure metrics and indices in order to identify the sites of importance for biodiversity that are likely to be the most affected by climate change and land-use modifications, and to prioritize them to be targeted by conservation measures.

For each scenario, we compared the exposure between KBA cells and non-KBA cells, and between protected and non-protected KBA cells, using Wilcoxon rank sum tests (Wilcoxon, 1992). We also compared geographic patterns of exposure between scenarios and between metrics using Kendall's rank correlation tests (Kendall, 1948). Finally, we evaluated the difference in KBA cells exposure between scenarios for each exposure metric using Wilcoxon signed-rank tests (Wilcoxon, 1992). National averages of exposure metrics and indices were also compared between countries. Note that we also evaluated the relationship between exposure and elevation using data from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM, Farr et al., 2007) and Kendall's rank correlation tests (Kendall, 1948).

Statistical analyses were performed on the average multi-model of a future scenario based on the eight GCMs for all exposure metrics and indices except LA. Statistical analyses and geoprocessing operations were performed using R 3.6.2 (R Core Team, 2019) and QGIS 3.4.15 (QGIS Development Team, 2020). Statistical significance was set at $p < 0.05$.

3. RESULTS

3.1. Differences in exposure between KBAs and non-KBAs

KBA cells were overall located at higher elevations than non-KBA cells and had lower values of near-current artificialness index (Appendix S.1.8). Differences between KBA cells and non-KBA cells were found for all near-current bioclimatic variables except for annual precipitation and precipitation of driest quarter (Appendix S.1.8).

KBA cells were overall more exposed than non-KBA cells: they had higher values of exposure in 13 cases out of 16 (LC, RC and RA in all scenarios, and LA in SSP1-2.6, Figure 1.3, Appendix S.1.8), whereas no differences were found for the three last cases (LA in SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5, Figure 1.3, Appendix S.1.8).

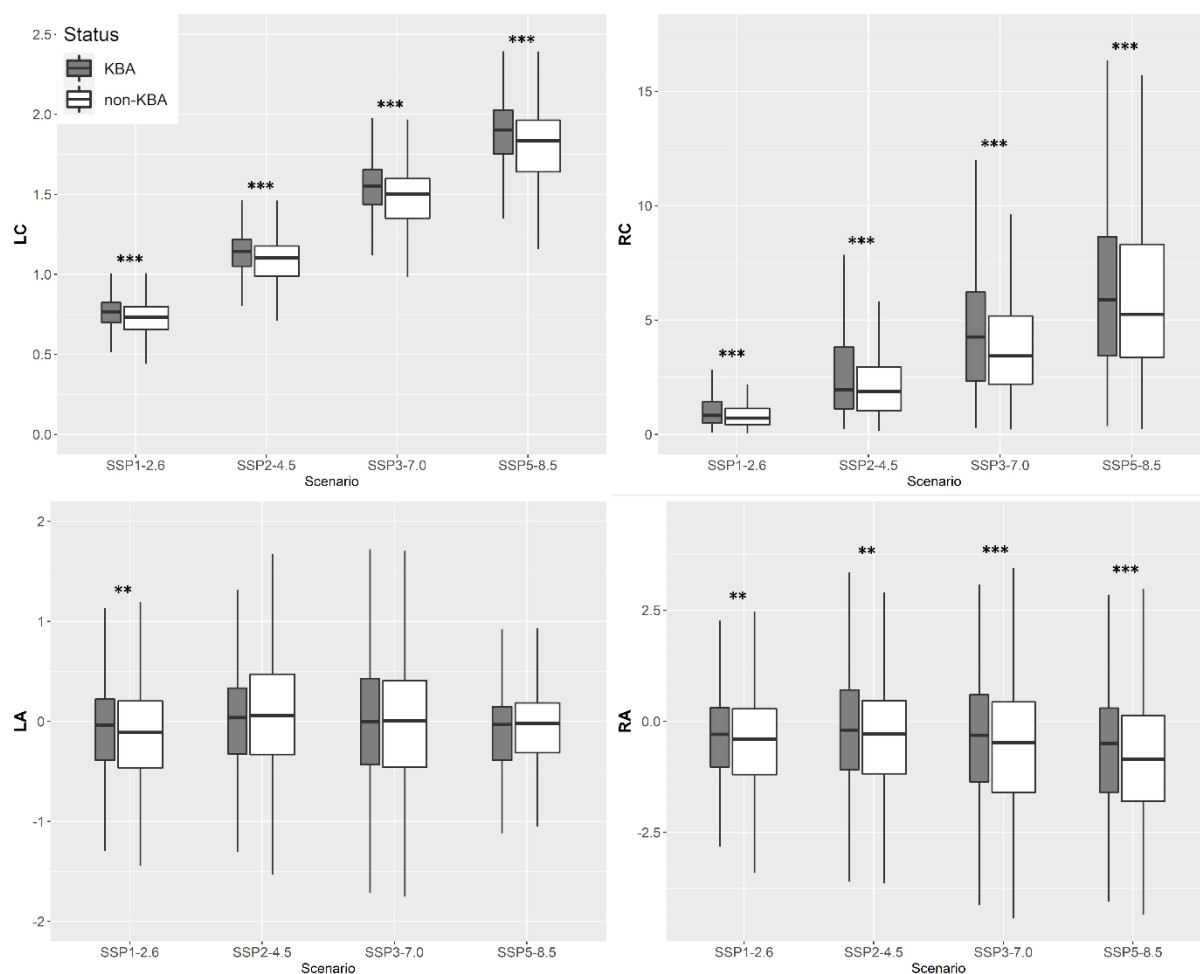


Figure 1.3. Comparison of local measure of climate change (LC; top left), regional measure of climate change (RC; top right), local measure of artificialness (LA; bottom left), and regional measure of artificialness (RA; bottom right) between Key Biodiversity Area (KBA) cells (in gray) and non-KBA cells (in white) under each scenario. Box widths are proportional to the number of observations (square root-transformed) in the groups. Outliers are not displayed. * $p < .05$; ** $p < .01$; *** $p < .001$.

3.2. Differences in exposure between metrics and indices

Maps of exposure metrics of KBA cells under each scenario are provided in Appendix S.1.9 and S.1.10. The four exposure metrics were overall very weakly correlated in KBA cells (Mean absolute value of Kendall's Tau = 0.15, Appendix S.1.11) except for the two land-use modifications exposure metrics (*i.e.*, LA and RA) that had much more similar geographic patterns (Kendall's Tau comprised between 0.43 and 0.52, Appendix S.1.9). On the other hand, LEI and REI had a weak positive correlation (Kendall's Tau comprised between 0.25 and 0.32, Appendix S.1.9). Few KBA cells (less than 5%, Appendix S.1.12) featured high values of LEI and low values of REI or vice versa. Nevertheless, Turkish KBA cells had overall higher LEI values than REI, whereas KBA cells in Maghreb countries (*i.e.*, Algeria, Morocco, Tunisia, and Libya) and mountainous areas had mostly higher values of REI than LEI (Appendix S.1.12 and S.1.13).

3.3. Differences in average exposure between scenarios

The average values of climate change exposure metrics (*i.e.*, LC and RC) in KBA cells were very different between scenarios and increased with the radiative forcing level (Figure 1.3 and Appendix S.1.14). KBA cells without future climate analog were mostly located in northeastern Turkey and in the Alps and their number increased with the radiative forcing level (Appendix S.1.9) although remaining very low (SSP1-2.6: $n = 3$, 0.27%; SSP2-4.5: $n = 7$, 0.63%; SSP3-7.0: $n = 21$, 1.89%; SSP5-8.5: $n = 27$, 2.43%).

Differences between scenarios were overall less pronounced for land-use modifications exposure metrics (*i.e.*, LA and RA) in KBA cells than for climate change exposure metrics and their values did not increase with the radiative forcing level (Figure 1.3 and Appendix S.1.14). LA was highest in SSP2-4.5, driven by an important decrease of primary land especially in Turkey, and lowest in SSP5-8.5 due to an increase in secondary land and a decrease in annual crops especially in north-west Africa (Appendix S.1.10 and S.1.14). Values of RA were lower than zero for most KBA cells in all scenarios (Figure 1.3), meaning that KBA refuges had overall a projected future artificialness index lower than the near-current artificialness index of KBA cells.

3.4. Differences in geographic patterns of exposure between scenarios

Overall, a given exposure metric or index had similar geographic patterns in KBA cells regardless of the scenario. Exposure of KBA cells in SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5 were strongly and positively correlated for all metrics and indices (Kendall's Tau comprised between 0.51 and 0.91, Figure 1.4, Appendix S.1.9, S.1.10, and S.1.15). Exposure in SSP1-2.6 was less correlated to the exposure in SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5, but their geographic patterns were still fairly similar (Mean Kendall's Tau = 0.45, Appendix S.1.9, S.1.10, and S.1.15). The differences in geographic patterns of EI between scenarios were probably mainly driven by the two land-use modifications exposure metrics (LA and RA) and the regional climate change exposure metric (RC), as patterns of LC were extremely similar between scenarios (Mean Kendall's correlation rank Tau = 0.87, Appendix S.1.15).

Under SSP5-8.5, the highest values of LC were found in KBA cells of Balkan countries and Turkey, while the highest values of RC were found in Maghreb and Middle-East countries (Table 1.1). Middle-East countries had the highest values of LA (Table 1.1), mainly driven by urbanization and a loss of primary land in SSP5-8.5. Strongly negative values of LA were found in Balkan countries, because of the conversion of pastures and annual crops into secondary land, and in Morocco in SSP5-8.5 (Table 1.1). Positive values of RA were only found in Cyprus, Tunisia, and Turkey and lowest values of RA were found in Balkan countries in SSP5-8.5 (Table 1.1).

Turkish KBA cells displayed the highest values of EI in all scenarios except for SSP1-2.6 (Figure 1.4, Appendix S.1.13). KBA cells in other Middle-East countries, such as in Egypt and Lebanon, and in the Alps were also highly exposed in these three scenarios whereas the pattern was less clear for SSP1-2.6 (Figure 1.4 and Appendix S.1.13). In contrast, KBA cells in some countries of Western Europe (Portugal, Italy, and Spain) and the Balkans (Bosnia and Herzegovina and Montenegro) had overall low values of EI (Figure 1.4 and Appendix S.1.13). We also found a

positive correlation between exposure metrics and elevation in all scenarios except for LA in SSP1-2.6 (Appendix S.1.16).

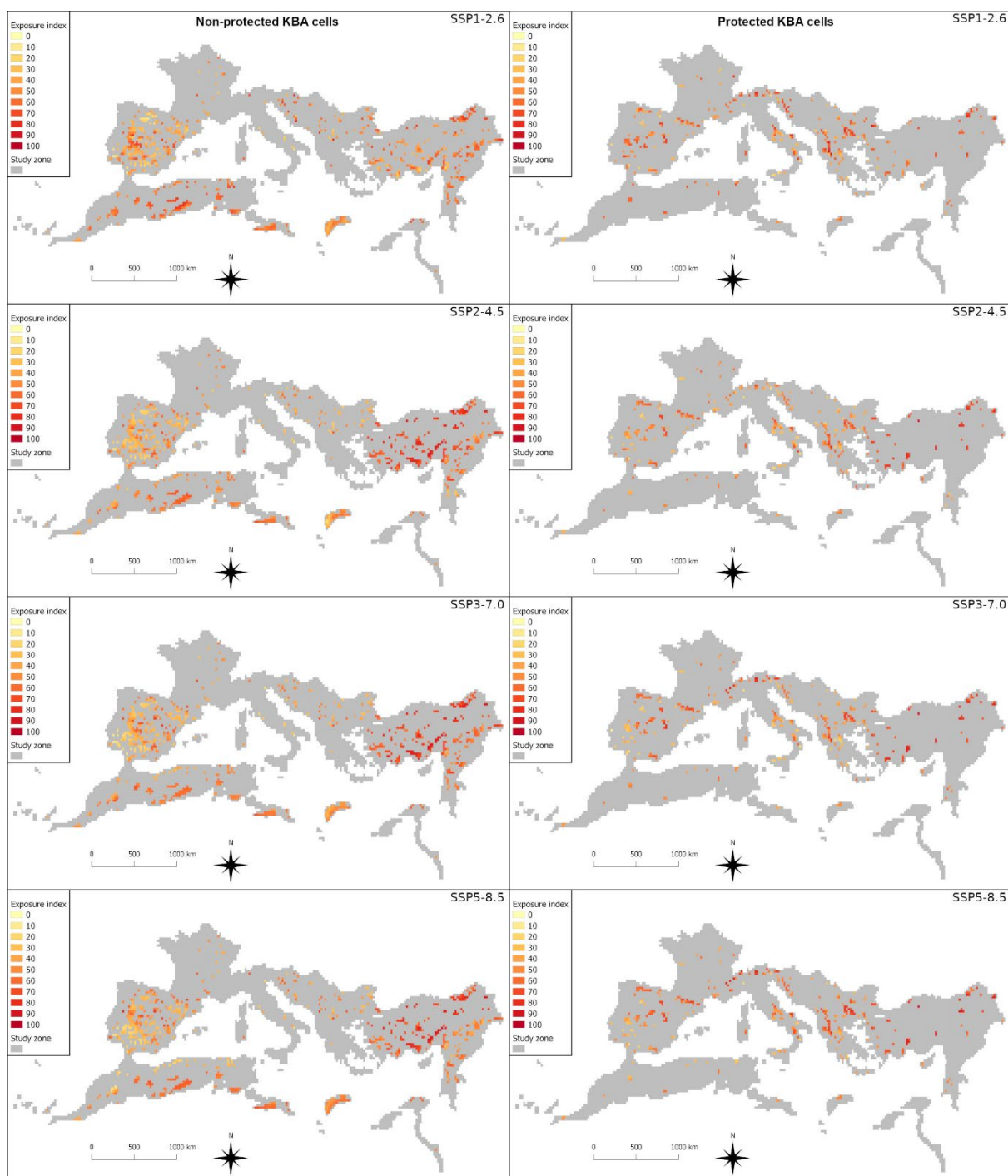


Figure 1.4. Exposure index of non-protected Key Biodiversity Area (KBA) cells (left) and protected KBA cells (right) under each scenario (see Appendix S.1.17 for a representation of the exposure index variability between General Circulation Models [GCMs]).

Table 1.1. Country averages of local measure of climate change (LC; in BCA units), regional measure of climate change (RC; in km year⁻¹), local measure of artificialness (LA; in artificialness index), and regional measure of artificialness (RA; in artificialness index) in Key Biodiversity Area (KBA) cells under the SSP5-8.5 scenario.

Country	LC	RC ^a	LA	RA ^a
Albania	2.06	5.37	0.25	- 0.72
Algeria	1.84	6.65	- 0.33	- 1.04
Bosnia and Herzegovina	2.00	4.66	- 0.75	- 2.57
Bulgaria	2.00	6.85	- 0.18	- 1.13
Croatia	1.96	2.85	- 0.02	0.00
Cyprus	1.30	7.08	- 0.04	0.81
Egypt	1.44	14.16	1.26	- 0.01
France	1.82	3.99	0.09	- 0.52
Greece	1.92	6.58	- 0.12	- 1.08
Israel	1.54	11.43	0.61	- 1.01
Italy	1.85	5.82	- 0.16	- 0.82
Jordan	1.66	7.29	0.46	- 1.10
Lebanon	1.61	7.81	0.71	- 1.13
Libya	1.50	12.91	0.14	- 0.46
Montenegro	2.06	6.06	- 0.76	- 1.84
Morocco	1.69	10.20	- 0.83	- 0.69
North Macedonia	2.11	4.90	- 0.32	- 1.62
Portugal	1.60	4.34	- 0.01	- 0.23
Serbia	2.06	6.01	- 0.51	- 1.61
Slovenia	1.91	1.89	- 0.12	- 0.13
Spain	1.90	6.02	- 0.42	- 0.97
Syria	1.79	5.10	0.14	- 1.20
Tunisia	1.83	3.37	0.21	0.91
Turkey	1.99	6.12	0.36	0.12

Note: The five highest values are in bold. Country averages and standard deviations for exposure indices (LEI, REI, and EI) and under other scenarios (SSP1-2.6, SSP2-4.5, and SSP3-7.0) are provided in Appendix S.1.13.

^aKBA cells without a future climate analog were excluded.

3.5. Exposure of non-protected KBAs

Turkish non-protected KBA cells, which were highly abundant, were the most exposed in three scenarios (SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5, Figures 1.4 and 1.5). As a result, among the 100 KBA cells with the highest EI, more than 96% of the non-protected ones were located in Turkey in three scenarios (SSP1-2.6: 40.7%, SSP2-4.5: 97.3%, SSP3-7.0: 100%, and SSP5-8.5: 96.9%). Non-protected KBA cells in Tunisia, Egypt, and Lebanon were also highly exposed (Figure 1.5).

Non-protected KBA cells were overall less exposed than protected KBA cells in two scenarios (SSP1-2.6 and SSP5-8.5) and no overall differences were found for SSP2-4.5 and SSP3-7.0 (Appendix S.1.18). However, these differences highly varied between countries (Figure 1.5).

For instance, Maghreb countries such as Algeria, Morocco, and Libya, which had a large number and proportion of non-protected KBA cells, had overall higher values of EI in non-protected KBA cells than in protected KBA cells (Figure 1.5). In contrast, many countries from Western Europe and the Balkans (*e.g.*, Italy, France, Bulgaria, North Macedonia, and Slovenia), which had a low number and proportion of non-protected KBA cells, had overall lower values of EI in non-protected KBA cells than in protected KBA cells (Figure 1.5). Furthermore, the exposure of non-protected KBA cells in these countries was usually low (Figure 1.5). Non-protected KBA cells of Spain, which were the most abundant, were not highly exposed and were less exposed than protected KBA cells.

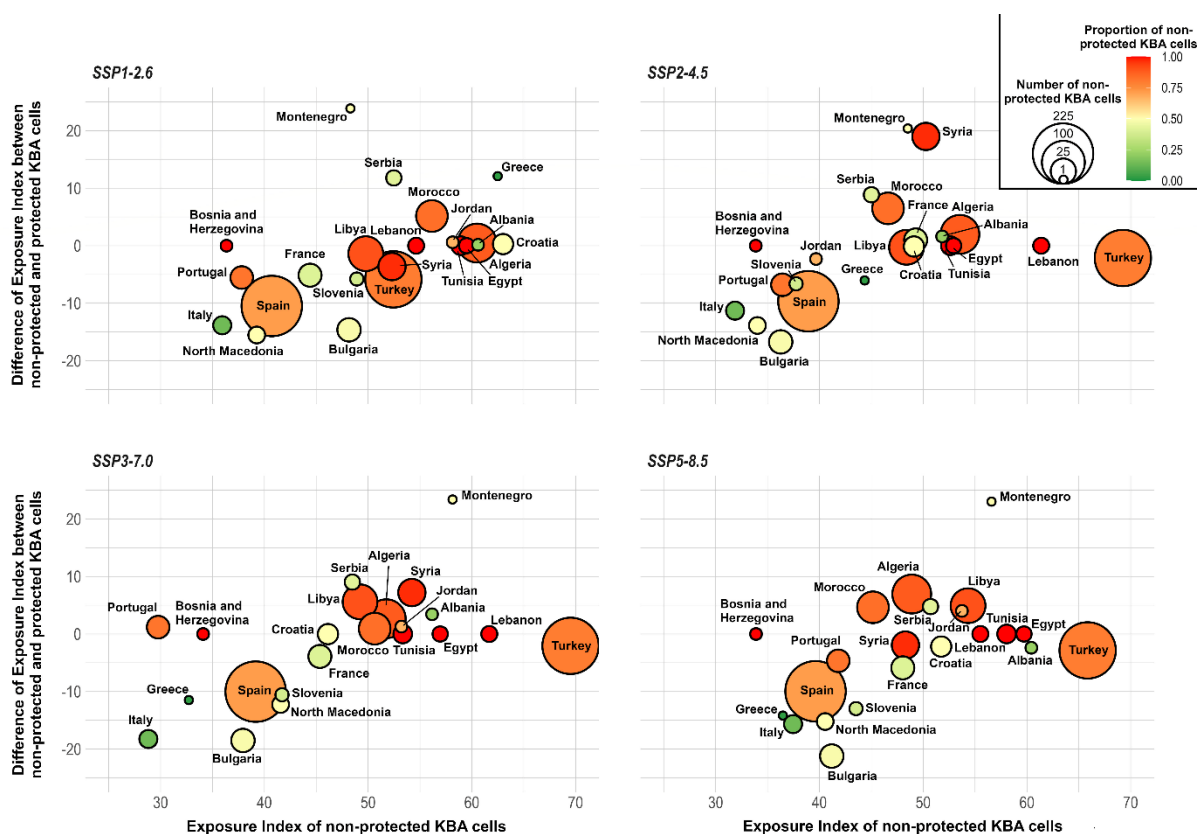


Figure 1.5. Exposure index of non-protected Key Biodiversity Area (KBA) cells (x-axis) and difference of exposure index between nonprotected KBA cells and protected KBA cells (y-axis), averaged by country under each scenario. The bubble size represents the number of non-protected KBA cells and the color represents the proportion of non-protected KBA cells. Countries without protected KBA cells (Bosnia and Herzegovina, Egypt, Lebanon, and Tunisia) were assigned a value of 0 for the difference of exposure index between non-protected KBA cells and protected KBA cells. Countries with only protected KBA cells (Cyprus and Israel) were not displayed.

Encadré 5 : Caractéristiques et position des refuges climatiques des KBAs

Outre la distance entre une Zone Clé pour la Biodiversité (*KBA cell*) et son refuge climatique futur (*KBA refuge, i.e.*, le site le plus proche qui aura un climat analogue dans un scénario futur), qui a permis le calcul de la métrique régionale d'exposition au changement climatique (RC), nous avons également déterminé l'emplacement des refuges climatiques et comparé leurs caractéristiques à celles du réseau actuel des Zones Clés pour la Biodiversité. La méthode ainsi qu'une figure complémentaire sont présentées Annexe C.

Le nombre de refuges climatiques diminue fortement avec l'augmentation du forçage climatique, avec une réduction de près de moitié entre le scénario SSP1-2.6 et le scénario SSP5-8.5. Cette diminution est particulièrement marquée sur la rive sud de la Méditerranée (Annexe C). En revanche, le nombre de Zones Clés pour la Biodiversité par refuge augmente fortement avec le forçage climatique, de même que l'altitude des refuges climatiques, mis-à-part entre les scénarios SSP3-7.0 et SSP5-8.5. Les valeurs de l'*Artificialness index* sont en moyenne plus faibles pour les refuges climatiques que pour le réseau actuel des Zones Clés pour la Biodiversité. Enfin la couverture en aires protégées des refuges climatiques augmente avec le forçage climatique et est supérieure à celle des Zones Clés pour la Biodiversité pour trois des quatre scénarios (SSP2-4.5, SSP3-7.0 et SSP5-8.5).

En résumé, on s'attend donc à ce que la biodiversité des Zones Clés pour la Biodiversité, sous l'effet du changement climatique, se concentre en altitude sur des territoires mieux protégés et moins anthropisés. Si la meilleure protection des refuges climatiques est plutôt une bonne nouvelle en matière de conservation, leur concentration en altitude laisse présager une inquiétante diminution de la surface en territoires ayant des conditions climatiques adéquates à la biodiversité du réseau actuel des Zones Clés pour la Biodiversité.

Table E5. Characteristics of KBA refuges (average between the eight GCMs) under each future scenario compared with current KBA cells.

Characteristics	KBA cells	KBA refuges			
		SSP1-2.6	SSP2-4.5	SSP3-7.0	SSP5-8.5
Number of cells	1111	708.6	537.1	426.8	362.1
Percentage of cells in the study zone (%)	100	93.85	86.85	82.60	75.20
Mean Number of KBA source cells per KBA refuge	-	1.58	2.08	2.62	3.11
Mean Artificialness index ^a	3.78	3.53	3.72	3.48	3.34
Mean Elevation (m)	790.9	945.9	1072.4	1227.1	1224.3
Mean PAs surface area coverage (%)	6.03	5.48	6.76	8.44	9.15

^a Near-current (1985) Artificialness index for KBA cells and future (2090) Artificialness index for KBA refuges

Encadré 5 (suite)

La distribution du réseau de refuges climatiques futurs des Zones Clés pour la Biodiversité diffère toutefois largement entre scénarios mais également entre modèles climatiques pour un même scénario. Néanmoins, les sites constituant un refuge climatique potentiel pour de nombreuses Zones Clés pour la Biodiversité, et ce, pour différents modèles climatiques et scénarios, pourraient faire l'objet de mesures de protection (Beaumont et al. 2019). Cela permettrait d'anticiper le déplacement des espèces des Zones Clés pour la Biodiversité induit par le changement climatique et de prévenir par exemple des changements futurs d'usage des sols sur ces sites.

 Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. The future distribution of Mediterranean Key Biodiversity Areas climates. In prep. (Annexe C)

4. DISCUSSION

This first exposure assessment of terrestrial KBAs carried out using an innovative framework combining future projections of climate and land-use highlighted that Mediterranean KBAs were overall more exposed to climate change and land-use modifications than sites of lesser importance for biodiversity. We also found that geographic patterns of exposure were overall very similar between future scenarios. Countries with the most exposed non-protected KBAs were also those with the lowest protection of KBAs, reinforcing the necessity to strengthen the protection of this network of sites of importance for biodiversity in these countries.

4.1. Study significance and limitations

The higher exposure of KBAs compared with the rest of the study zone can be partly explained by their lower artificialness index and by the positive correlation between elevation and exposure metrics, as KBAs were located at higher elevations on average. For RC, this correlation could be due to its overestimation in areas with heterogeneous topography, resulting from the coarse spatial resolution (Garcia et al., 2014; Heikkinen et al., 2020) of the LUH2 dataset (Hurt et al., 2020). However, the magnitude of RC and its higher values at high elevation are consistent with literature (*e.g.*, Carroll et al., 2015; Hamann et al., 2015). Interpreting RC must also be done with great caution as it could be appealing to consider this metric as the pace required for organisms to track the same climatic conditions. Indeed, climate velocity does not account for dispersal capacity, nor for the different conditions that must be crossed (*i.e.*, climate, habitat, and land-use) and might thus underestimate the speed of species dispersal required to track climatic conditions (Carroll et al., 2015; Parks et al., 2020). In our study, this is especially true in North Africa, as the Mediterranean Sea is a major constraint to the dispersion of many terrestrial species.

Spatial patterns of KBAs exposure were very different between the two climate change metrics (LC and RC), in line with Garcia et al. (2014), and between land-use and climate change exposure metrics. Although these findings may seem rather straightforward, we believe that they have important implications for biodiversity conservation. They suggest a limited overlap of KBAs highly exposed to climate change with KBAs highly exposed to land-use modifications. They thus emphasize the importance of using future projections of both land-use and climate when assessing the future impacts of global change on biodiversity (de Chazal & Rounsevell, 2009; Harfoot et al., 2014; Titeux et al., 2016), and also highlight the importance of accounting for both local and regional metrics. However, it is important to bear in mind that exposure metrics were given equal weight in the calculation of exposure indices (*i.e.*, LEI, REI, and EI) although the environmental changes they describe might not all have the same level of impact on biodiversity.

As expected, but not yet shown with these scenarios, the exposure of KBAs to climate change increased with the radiative forcing level, reinforcing the necessity to dramatically reduce our greenhouse gas emissions.

4.2. Implications for spatial prioritization

KBAs are defined as sites of importance for biodiversity that must be targeted with conservation measures (Eken et al., 2004; IUCN, 2016; Margules & Pressey, 2000). Their higher exposure to climate change and land-use modifications than the rest of the study zone reinforces the necessity to implement conservation measures in KBAs of the Mediterranean region. If we follow a reactive approach of conservation planning, that is, if we allocate conservation measures in priority to highly vulnerable sites of importance for biodiversity (Brooks et al., 2006), KBAs that might face a very high level of threat in the next decades should be given particular priority. In contrast, proactive approaches of conservation planning, that is, approaches that prioritize sites of importance for biodiversity with low vulnerability (Brooks et al., 2006), would prioritize the less exposed KBAs, such as those located in Spain, North Macedonia, Portugal, and Bulgaria.

Whether we opt for a proactive or a reactive approach, the similarities in spatial patterns of exposure between future scenarios suggest that an appropriate allocation of conservation resources according to one scenario would still be appropriate in other scenarios, regardless of the socio-economic and climatic evolution of our society. Given that conservation resources are too often inadequate to ensure effective conservation measures (Coad et al., 2019), the robustness of this pattern across scenarios provides confidence to conservationists in selecting sites to prioritize. We believe that this is another incentive to implement conservation actions in Mediterranean KBAs.

Protected KBAs were more exposed than non-protected KBAs in two scenarios (SSP1-2.6 and SSP5-8.5). Nevertheless, many non-protected KBAs were highly exposed, probably because of the small number of protected KBAs compared to the number of non-protected KBAs. Furthermore, non-protected KBAs that were most exposed to climate change and land-use modifications (either in absolute terms or in comparison with protected KBAs) were located in countries where KBAs are least integrated into the PAs network (either in number or in proportion). PAs are site-based conservation measures that can mitigate the effects of climate

change (Thomas & Gillingham, 2015) and reduce natural habitat loss (Geldmann et al., 2013; Leberger et al., 2020). Therefore, we suggest adopting a reactive approach to make the most of the effectiveness of PAs in lessening the impacts of anthropogenic pressures, although we acknowledge that protection measures may not always be sufficient to reduce anthropogenic pressures to an appropriate level to accommodate important biodiversity. This reinforces the call for the designation of new PAs in KBAs of the Mediterranean region and especially in Middle-East and Maghreb countries. This conservation measure is all the more important and timely as KBAs are still insufficiently protected (Butchart et al., 2012; CBD, 2010; UNEP-WCMC & IUCN, 2021), new targets of land protection are about to be set and will urge countries to expand their PAs networks for 2030 (CBD, 2020b), and Mediterranean biodiversity is very sensitive to land-use modifications and climate change (Newbold et al., 2020).

However, local and regional exposure metrics not only can be interpreted differently (Garcia et al., 2014), but are also unlikely to be influenced in the same way by the designation of PAs in KBAs. Indeed, protecting KBAs could prevent local land-use modifications (LA) and, to a lesser extent, mitigate local climate change (LC) through the reduction of interactions with other threats for instance (Mantyka-pringle et al., 2012). In contrast, protecting KBAs would not reduce their regional exposure, as it would not shorten their distance to KBA refuges (and thus RC) nor affect the difference of artificialness between KBAs and KBA refuges (RA). Values of RA were also mostly negative, certainly due to the difference in elevation (and therefore artificialness index) between KBAs and KBA refuges. Although we believe that it is crucial to consider the four exposure metrics that were used in this study, more importance should be given to local exposure metrics when identifying countries where the protection of KBAs should be strengthened.

Although it is crucial to anticipate the relocation of current climatic conditions of KBAs, we believe that using this study to designate PAs in current KBAs would be more effective and less hazardous than designating PAs in sites that are expected to have future climatic conditions analog to current KBAs (*i.e.*, KBA refuges, Heller & Zavaleta, 2009). Indeed, protecting KBA refuges would not reduce the values of local exposure metrics (LC and LA) as they are computed only from KBA cells (Figure 1.2). Although it could assist the colonization of some species (Lehikoinen et al., 2019; Thomas et al., 2012), protecting KBA refuges would also not shorten their distance to KBAs (and therefore RC). Finally, the future location of current climatic conditions of KBAs strongly differs between scenarios but also between GCMs, and communities may never reach the KBA refuge if it is too distant from the KBA. We thus recommend that new PAs be designated in highly exposed non-protected KBAs first and foremost.

4.3. Perspectives

We believe that this original framework could be applied elsewhere to other networks of sites of importance for biodiversity to help prioritizing sites for the implementation of conservation measures such as the designation of new PAs or other land protection strategies. Other Effective area-based Conservation Measures (OECMs, IUCNWCPA Task Force on OECMs, 2019), for instance, might offer an alternative to the designation of new PAs in KBAs (Donald et al., 2019). However, although this unprecedentedly comprehensive exposure assessment can help identify

Mediterranean countries where to designate new PAs, it has limited applications to in-country identification of KBA sites to protect because of its spatial resolution. This study should therefore be complemented with additional analyses both at finer scale and accounting for other parameters (*e.g.*, topography, land-cover, edaphic conditions, Carroll et al., 2017) to support the designation of new PAs in countries identified here as priority.

Reactive approaches of conservation planning prioritize highly vulnerable sites of importance for biodiversity for the allocation of conservation measures (Brooks et al., 2006). Assessing the other dimensions of the vulnerability of organisms currently inhabiting KBAs, that is, their sensitivity and adaptive capacity (IPCC, 2007), and combining them with their exposure using a trait-based vulnerability assessment (Pacifiçi et al., 2015) would thus complement this study. It would also be interesting to assess the vulnerability of species inhabiting KBAs using a correlative vulnerability assessment (Pacifiçi et al., 2015), for example, with species distributions models, and compare the results of the two approaches. The latter approach would further enable for an alternative identification of potential KBA refuges and provide the foundation for designating new PAs in sites that are projected to be of importance for some species in the Mediterranean region (Araújo et al., 2004).

PAs contribute to biodiversity conservation but also provide substantial social and economic benefits (Watson et al., 2014) as nature supplies multiple ecosystem services, for example, food provision, water filtration, air purification, carbon storage, recreation, and resilience to extreme weather events. In Maghreb and Middle-East countries, where economic constraints hamper adequate financial support to PAs, quantifying these benefits could help convince governments to increase funding for KBAs protection (Emerton et al., 2006; Watson et al., 2014). Non-conventional and innovative financial sources and mechanisms, such as private and community funds (*e.g.*, NGOs, philanthropic foundations, and businesses), development of nature sustainable tourism and involvement of local communities in the management of their natural heritage should also be further explored to ensure sufficient and sustainable funding of PAs as well as their long-term acceptance (Dharmaratne et al., 2000; Emerton et al., 2006; Watson et al., 2014). In addition, European countries should allocate a larger share of their international development assistance to biodiversity conservation. Finally, governments should be urged to honor the commitments to designate PAs they made by ratifying international conventions, for example, the identification of sites of international importance for waterbirds through the Ramsar Convention (Popoff et al., 2021).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank B.W.T. Coetzee and three anonymous reviewers for comments that improved the quality of the manuscript. We are grateful to C. van Weelden for linguistic improvements on the manuscript. We thank B. Leroy for guidance on the use of the Between-Class Analysis, C. Carroll and A. Hamann for advice on climate velocity computation, and J. Wan and J.W. Williams for information on SED computation. We are also grateful to BirdLife International for providing KBAs data and especially to T. Lambert for his responsiveness. We acknowledge the World Climate Research Programme, which, through its Working Group on Coupled Modelling,

coordinated and promoted CMIP6. We thank the climate modeling groups for producing and making available their model output, the Earth System Grid Federation (ESGF) for archiving the data and providing access, and the multiple funding agencies who support CMIP6 and ESGF. We also acknowledge the GenOuest bioinformatics core facility (<https://www.genouest.org>) for providing the computing infrastructure we used to run climate velocity algorithms. This work was supported by the Research Institute of Tour du Valat; the Total Foundation; and the “Région Bretagne” (grant number 20SB273U7204_904A3).

CHAPITRE 2

L'IDENTIFICATION DES ZONES HUMIDES D'IMPORTANCE INTERNATIONALE POUR LES OISEAUX D'EAU

Les actes sont-ils conformes aux paroles ? Voilà votre critère de confiance. Ne vous contentez jamais des mots.

- Frank Herbert, *Dune – La Maison des mères*

Référence :

Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P. D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., Perennou, C., Suet, M., Verniest, F., Deschamps, C., Taylor, N. G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., ... & Galewski, T. (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: Over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067-3085. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>

RÉSUMÉ

Dans le chapitre précédent, j'ai exploré l'exposition des sites d'importance pour la biodiversité aux changements climatiques et d'usage des sols dans la région méditerranéenne en considérant une grande diversité de métriques d'exposition, de taxons et de milieux afin de formuler des recommandations de protection à l'échelle de pays. Dans le suite de ce manuscrit, j'ai souhaité formuler des recommandations de protection à une échelle spatiale plus fine et en me concentrant sur un nombre d'espèces plus réduit.

Les zones humides méditerranéennes participent largement à la richesse biologique de la région, sont fortement vulnérables aux changements climatiques et d'usage des sols et font trop peu l'objet de mesures de conservation (Galewski et al., 2021; Geijzenborffer et al., 2018; Leberger et al., 2020; MWO, 2018). En outre, elles revêtent une importance capitale pour les oiseaux d'eau en période d'hivernage, qui sont également fortement menacés par un certain nombre de facteurs anthropiques et pour lesquels des données de suivi à long terme sont disponibles. Il m'a donc semblé pertinent de hiérarchiser les zones humides à enjeux de conservation pour les oiseaux d'eau selon leur exposition aux changements climatiques et d'usages des sols afin de préconiser la protection des plus exposées. Pour ce faire, il a fallu au préalable améliorer nos connaissances sur les zones humides à enjeux de conservation pour les oiseaux d'eau (Figure R2.1).

Les pays signataires de la Convention de Ramsar se sont engagés à identifier les zones humides d'importance internationale, également appelées « sites Ramsar », sur la base de critères quantitatifs dont certains sont spécifiques aux oiseaux d'eau (Convention on Wetlands, 1971). Malheureusement, un demi-siècle après la ratification de la convention, on peut supposer que l'identification de ces zones humides à enjeux de conservation a été négligée par de nombreux pays, du fait du moindre intérêt de désignation de ces sites causé par l'apparition d'alternatives de protection plus intéressantes (*e.g.*, Natura 2000 dans l'Union Européenne) ou d'une gouvernance trop faible en matière de conservation de la biodiversité.

L'objectif de ce chapitre, auquel j'ai contribué principalement lors de la phase de révision de l'article et à travers différentes présentations orales, était d'identifier les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau et d'évaluer les lacunes de ce réseau en matière de reconnaissance officielle du statut et de protection afin d'orienter la création de nouvelles aires protégées en Méditerranée. Pour ce faire, nous avons utilisé trois critères d'identification des zones humides d'importance internationale de la Convention de Ramsar, dont deux spécifiques aux oiseaux d'eau : accueil régulier d'espèces vulnérables ou menacées d'extinction (Critère 2), accueil régulier de 20 000 oiseaux d'eau toutes espèces confondues (Critère 5) et accueil régulier de 1 % de la population d'une espèce ou d'une sous-espèce d'oiseau d'eau (Critère 6) (Ramsar Convention Secretariat, 2018). Ces critères ont été appliqués aux données méditerranéennes du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (Delany, 2005), l'une des principales sources d'information utilisées par la Convention de Ramsar pour identifier et protéger les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau (Balmford, 2005; Simberloff, 1998).

Nous avons ainsi identifié 161 sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau dont le statut n'est pas reconnu officiellement et qui pourraient être ajoutés aux 180 sites Ramsar

actuels identifiés sur la base des critères 5 et 6. Parmi ces 161 sites, près de la moitié sont côtiers, 32 franchissent des critères d'identification deux fois supérieurs à ceux de la Convention de Ramsar et 95 ne font l'objet d'aucun statut de protection. Nous avons également identifié 1218 sites potentiellement d'importance internationale et nécessitant davantage de suivi pour évaluer leur statut.

Ces résultats soulignent le manque d'investissement des pays méditerranéens dans l'application de la Convention de Ramsar ainsi que le manque de protection des zones humides en Méditerranée. Ils devraient également aider les décideurs et les gestionnaires à établir des priorités pour la désignation de nouveaux sites Ramsar ou même d'autres types d'aires protégées, notamment au Proche-Orient et en Europe de l'Ouest où les manques les plus importants ont été identifiées. La reconnaissance de nouveaux sites Ramsar pourrait ainsi améliorer la conservation des oiseaux d'eau dans certains pays méditerranéens (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014). Enfin, les zones humides à enjeux de conservation pour les oiseaux d'eau identifiées dans ce chapitre seront croisées avec des métriques d'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols dans les prochains chapitres afin de préconiser la protection des plus exposées (Figure R2.1).

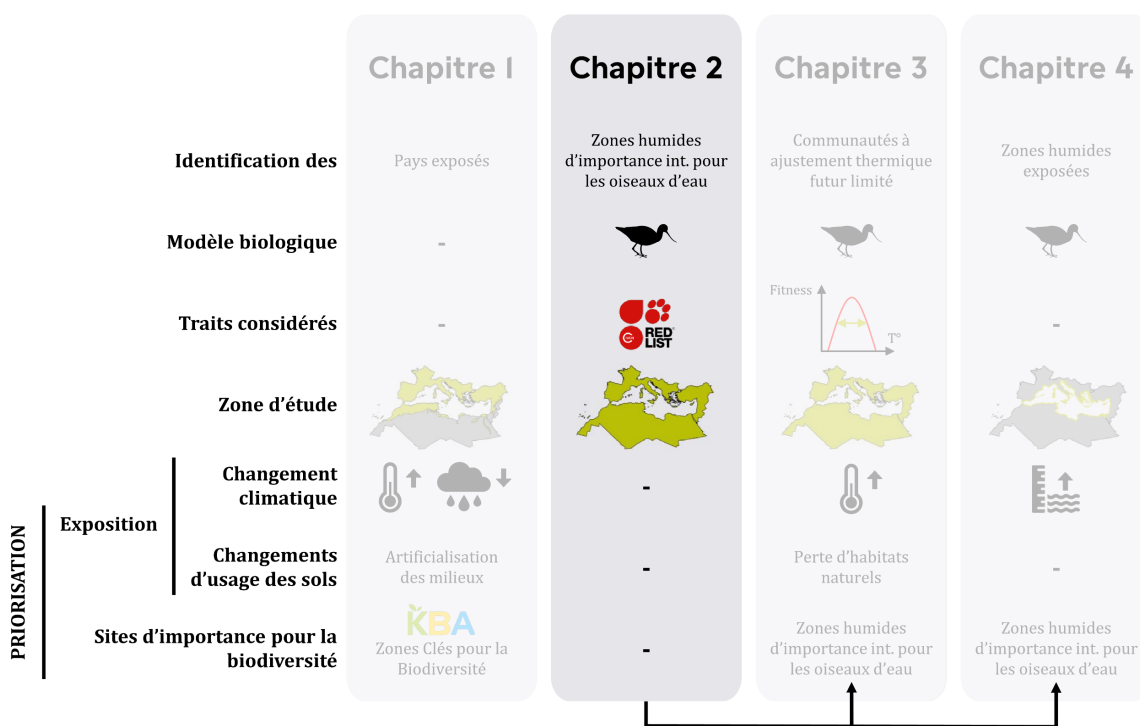


Figure R2.1. Schéma synthétisant les caractéristiques du Chapitre 2 ainsi que son articulation avec les autres chapitres au sein du manuscrit.

GAP ANALYSIS OF THE RAMSAR SITE NETWORK AT 50: OVER 150 IMPORTANT MEDITERRANEAN SITES FOR WINTERING WATERBIRDS OMITTED

Nadège Popoff | Elie Gaget | Arnaud Béchet | Laura Dami | Pierre Defos du Rau | Ilse Geijzendorffer | Anis Guelmami | Jean-Yves Mondain-Monval | Christian Perennou | Marie Suet | Fabien Verniest | Clémence Deschamps | Nigel G. Taylor | Hichem Azafzaf | Nadjiba Bendjedda | Taulant Bino | John J. Borg | Luka Božič | Mohamed Dakki | Vitor Encarnaçao | Kiraz Erciyas-Yavuz | Khaled Etayeb | Clemence Gaudard | Ohad Hatzofe | Tom Langendoen | Christina Ieronymidou | Tibor Mikuska | Blas Molina | Nicky Petkov | Danae Portolou | Tareq Qaneer | Samir Sayoud | Marko Šćiban | Goran Topić | Danka Uzunova | Gal Vine | Andrej Vizi | Marco Zenatello | Wed Abdou | Thomas Galewski

ABSTRACT

The Mediterranean Basin is a biodiversity hotspot. Wetlands make a key contribution to this status, but many of them remain outside the Ramsar network fifty years after the establishment of the Ramsar Convention. Here we evaluate the extent to which the Mediterranean Ramsar network covers wetlands of international importance for wintering waterbirds using the Ramsar Convention criteria 2 (species of conservation concern), 5 (>20,000 waterbirds) and 6 (1% of a population). These criteria were applied to 4186 sites in 24 Mediterranean countries using counts of 145 wintering waterbird species from 1991 to 2017. We identified 161 sites of international importance for waterbirds that have not yet been declared as Ramsar sites, which could be added to the 180 current Mediterranean Ramsar sites established based on waterbird criteria (criteria 5 and/or 6). Among these sites, a subset of 32 very important sites reached double the required level for at least one criterion and 95 were not protected by any site conservation status. Coastal wetlands represented half of the Ramsar gap for waterbirds. We identified that an additional 1218 monitored sites could be provisionally considered as internationally important and thus require more survey efforts to assess their status. This study highlights a lack of participation of the Mediterranean countries to build the Ramsar network for wetland protection. Our results should help policymakers and managers to prioritize future Ramsar site designation, notably in the Middle East and Western European region where important gaps were identified.

KEYWORDS

Biodiversity hotspot • Bird conservation • Flyway • Gap analysis • International waterbird census • Ramsar convention

I. INTRODUCTION

Wetlands are one of the most vulnerable and threatened ecosystems (Gardner et al., 2015). Globally, they have lost as much as 87% of their area over the last 300 years as a consequence of heavy anthropogenic pressures (Davidson, 2014; Zedler & Kercher, 2005). In 1971, the rate and perceived importance of wetland decline stimulated the first global, multilateral agreement for their protection: the Ramsar Convention (Ramsar Convention Secretariat, 2016). One prime objective of this international convention is to designate wetlands of international importance, labelled as “Ramsar Sites”. The Ramsar Convention has now been ratified by 170 countries and includes more than 2300 Ramsar Sites (<https://www.ramsar.org/>). The Ramsar Convention emphasizes the crucial role of wetlands for human well-being, economic development, cultural values and practices, and recreational activities and thus takes a holistic view to better consider biodiversity heritage values within development and management plans (Ramsar Convention Secretariat, 2016).

Waterbirds were one of the first targets of the Ramsar Convention, because there were deep concerns about the state of their populations. In addition, they have been used as indicator species (Balmford, 2005; Simberloff, 1998) to identify wetlands of international importance. In synchrony with the Ramsar Convention, the International Waterbird Census (IWC), coordinated by Wetlands International (<https://www.wetlands.org/>), was established in 1967 in order to assess annual changes in the global abundance and distribution of wintering waterbirds (Delany, 2005) by providing reliable data on the status and trends of waterbird populations (Amano et al., 2018). Since the IWC is an internationally standardized protocol, it is often used to support designation of new Ramsar sites based on waterbird criteria (Ramsar Convention on Wetlands, 2010). Bird surveys performed under the IWC were crucial for the recognition of several wetlands of international importance, such as Lake Mikri Prespa in Greece (1975), Doñana in Spain (1982), Merja Zerga in Morocco (1980), and the Camargue in France (1986). As protected areas are critical for threatened species conservation, the Ramsar designation was used notably to recognise sites for endangered waterbird species, like the marbled teal (*Marmaronetta angustirostris*) in Morocco (Cherkaoui et al., 2016; El Agbani et al., 1996) or the Dalmatian pelican (*Pelecanus crispus*) in Greece (Crivelli et al., 1996). Subsequent studies have highlighted the positive effect of Ramsar designation on waterbird populations, especially in North-African countries (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014). However, the designation and management of Ramsar sites are both heterogeneous between countries, leaving much room for improvement (Gaget et al., 2020b; Geijzendorffer et al., 2019).

Mediterranean wetlands support 31% of all vertebrate species present in the region and provide numerous ecosystem services, but are threatened by intense pressures whilst receiving limited protection (MWO, 2018). The Mediterranean basin is second largest biodiversity hotspot in the world (Cuttelod et al., 2009; Mittermeier et al., 2011), and while wetlands represent only 2% of the land, they are crucial for human well-being, providing flood control, education support and tourism which significantly contribute to local economy (MWO, 2018). However, these ecosystems are threatened by human activities: overexploitation, urban and agricultural land expansion, tourism, pollution, etc. (CEPF, 2017; Taylor et al., 2021). In addition, climate change will likely amplify these pressures, through sea level rise and extreme weather events (Lefebvre

et al., 2019; MedECC, 2020). Coastal Mediterranean wetlands are particularly exposed to the pressures from both human density and climate change (Hamza, 2020; Ramírez et al., 2018), and would benefit from conservation efforts to remain suitable for waterbirds (MWO, 2018).

Five decades after the establishment of the Ramsar Convention, there is still a need to identify and protect wetlands of international importance in the Mediterranean basin (Gaget et al., 2020b). Loss of natural wetlands was estimated at 45–51% between 1970 and 2013 based on 405 selected test sites all around the Mediterranean basin (MWO, 2018). An important challenge for conservation biology is the identification of important ecological areas that would fill gaps in conservation networks, such as protected area networks (Rodrigues et al., 2004a). To this end, the gap analysis method uses cross-analyses of biodiversity and protected area data to highlight priority areas to conserve (Rodrigues et al., 2004b; Scott et al., 1993). Thirty years ago, Langeveld and Grimmett (1990) produced a “shadow list” of Ramsar sites, which met the Ramsar ecological criteria (Davidson et al., 2016, Geijzendorffer et al., 2019) but were not currently designated as Ramsar sites, to help stakeholders and member states of the Ramsar Convention identify and protect wetlands of international importance. However, this useful list to prioritize wetland conservation has not been updated since.

Here we aimed to identify gaps in the Mediterranean Ramsar network using criteria defined by the Ramsar Convention, to update the shadow list of Ramsar sites. We used IWC records from 4186 wetlands over 27 years to identify internationally important sites for waterbirds based on Criterion 2 (site hosting species of conservation concern), Criterion 5 (sites regularly hosting >20,000 waterbirds) and Criterion 6 (sites regularly hosting 1% of a population). We additionally highlighted sites reaching *double* the required level for each criterion to identify very important sites absent from the Ramsar network, *i.e.*, those regularly hosting at least two species of conservation concern, >40,000 waterbirds, or 1% of at least two populations. To guide future Ramsar designations, we explored gaps by distinguishing (a) coastal from inland sites and (b) sites already protected by other legislation or agreements from sites not already protected.

2. METHODS

2.1. Study area

Our study area encompassed the 26 Mediterranean countries included in the Mediterranean Wetlands Initiative (MedWet, <https://medwet.org/fr/aboutwetlands/ramsarmedsites/>) that were both contracting parties to the Ramsar Convention and regularly contributed to the IWC (see below): Albania, Algeria, Bosnia and Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Egypt, France, Greece, Israel, Italy, Jordan, Lebanon, Libya, Malta, Monaco, Morocco, Montenegro, North Macedonia, Portugal, Serbia, Slovenia, Spain, Syrian Arab Republic, Tunisia and Turkey (Figure 2.1). We focused on Mediterranean countries but not on the Mediterranean biome to be consistent with the geopolitical MedWet network.

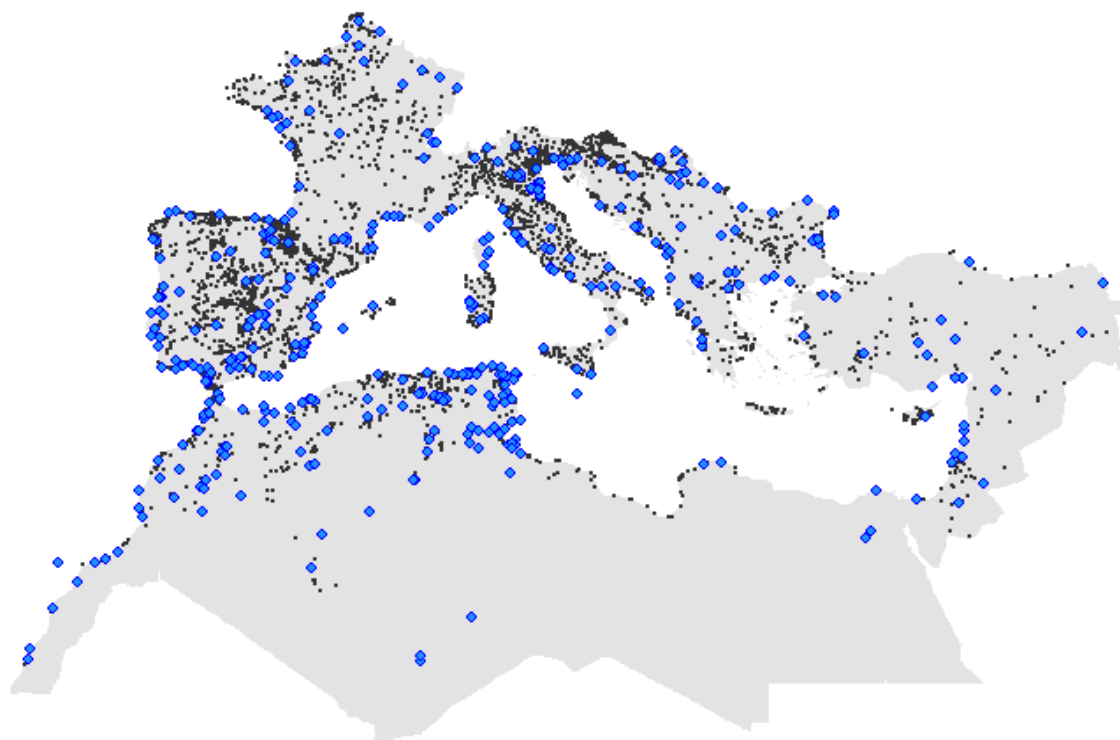


Figure 2.1. Distribution of the 4186 IWC sites (black dots) and 404 Ramsar sites located in the MedWet countries. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors.

2.2. Waterbird monitoring and conservation status

We analyzed 48,924 wetland-specific surveys of 145 waterbird species monitored in 4186 sites, with at least three IWC surveys between 1991 and 2017 (Figure 2.1, in black). IWC counts were completed in mid-January in each wetland site by volunteers or professionals (see Delany, 2005 for protocol). The study period started since the IWC monitoring protocol was extended from ducks to all waterbird species (Delany, 2005). Across all sites, the mean monitoring start year was 1998, mean end year was 2014, and mean duration was 11.7 years. From the surveys, we extracted data for the 145 waterbird species listed in the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA) to avoid vagrant species (<http://www.unep-aewa.org>, Table S.2.2). Considering that progress in taxonomy and field identification of some species groups occurred late in the study period, we had to lump together *Larus michahellis*, *Larus cachinnans*, *Larus armenicus* and *Larus argentatus* as *Larus 'argentatus'*.

2.3. Ramsar criteria

We used the Ramsar criteria 2, 5 and 6 to identify IWC sites that could be considered as i) provisionally important, ii) important and iii) very important (Table 2.1). We use these short

category names herein, but note that “importance” is always judged on an international level and is based on wintering waterbird data.

The Ramsar Convention includes two criteria for the designation of Ramsar sites specifically dedicated to waterbirds: Criterion 5 (C5) - wetlands which regularly support 20,000 or more waterbirds; and Criterion 6 (C6) - wetlands which regularly support 1% of the individuals of a population of one species or subspecies of waterbird. A site is considered of international importance by the Ramsar Convention if it meets at least one of these criteria. Following the Ramsar Strategic Framework (Ramsar Convention Secretariat, 2018), we identified *internationally important sites* and *provisionally internationally important sites* as those in which the criterion (20,000 birds or 1% of a population) has been met in at least 5 or 3–4 surveyed years, respectively. For C6, we used information on distribution and the 1% threshold of the Mediterranean waterbird populations from the 7th AEWA Conservation Status Report on Migratory Waterbirds 2017 (<http://wpe.wetlands.org>). When several populations of the same species overlapped at one site, we applied the highest 1% population value as the threshold.

Table 2.1. Overview of IWC site classification used in this paper. Criteria are based on Ramsar Criteria C2, C5 and C6, with additional clarifications or quantifications. A site is classified in each category if it meets one or more of the criteria. Note that the most important sites are a subset of important sites, but these are mutually exclusive from provisionally important sites.

Criterion	Provisionally important	Important	Very important
C2	Supports ≥ 1 Threatened waterbird species in 3–4 surveyed years	Supports ≥ 1 Threatened waterbird species in ≥ 5 surveyed years	Supports ≥ 2 Threatened waterbird species in ≥ 5 surveyed years
C5	Supports $\geq 20,000$ waterbirds in 3–4 surveyed years	Supports $\geq 20,000$ waterbirds in ≥ 5 surveyed years	Supports $\geq 40,000$ waterbirds in ≥ 5 surveyed years
C6	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in one population of a species or subspecies of waterbird, in 3–4 surveyed years	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in one population of a species or subspecies of waterbird, in ≥ 5 surveyed years	Supports $\geq 1\%$ of the individuals in each of two or more populations of a species or subspecies of waterbird, in ≥ 5 surveyed years

Based on Ramsar Criterion 2 (C2), we identified sites supporting Threatened (*i.e.*, Vulnerable, Endangered, or Critically Endangered) waterbird species (Ramsar Convention Secretariat, 2018). C2 only refers to the presence of such species and does not require a minimum abundance or frequency. However, to avoid including sites with only occasional observations, we use the same survey-based threshold as for C5 and C6. That is, under C2, *internationally important sites* hosted at least one Threatened waterbird species in at least five surveyed years, and *provisionally internationally important sites* hosted at least one Threatened waterbird species in 3–4 surveyed years. Acknowledging that conservation status may have changed over the study period, we identified *internationally important sites* from Threatened species at the global scale in at least five years during the study period (IUCN 1991–2017) and are still in that category (IUCN

2021), and *provisionally internationally important sites* from Threatened species in at least three years during the study period (IUCN 1991–2017). This distinction was made to include sites that have potentially be internationally important over the study period and needing more survey to confirm their current importance. The species used to identify internationally important sites under C2 were *Anser erythropus*, *Branta ruficollis*, *Clangula hyemalis*, *Marmaronetta angustirostris*, *Melanitta fusca*, *Numenius tenuirostris*, *Oxyura leucocephala* and *Vanellus gregarious*. The species used to identify provisionally internationally important sites under C2 were *Aythya ferina*, *Aythya nyroca*, *Crex crex*, *Larus leucophthalmus*, *Pelecanus crispus*, *Podiceps auratus* and *Rissa tridactyla*, in addition to the species listed previously. We identified sites reaching C2 and highlighted which species were involved.

Finally, to highlight *very important* sites amongst the internationally important sites, we identified additionally sites reaching double the threshold for Criteria 5 (hereafter C5x2), 6 (hereafter C6x2) and 2 (hereafter C2x2). That is, sites meeting C5x2 regularly hosted $\geq 40,000$ waterbirds, sites meeting C6x2 regularly supported at least 1% of a population of two or more species or subspecies, and sites meeting C2x2 regularly hosted two waterbird species of conservation concern. As for internationally important sites, each criterion must have been met in at least five surveyed years.

2.4. Mediterranean sites protection

Datasets on Ramsar sites and their designation criteria were extracted from the Ramsar Sites Information Service (<https://rsis.ramsar.org/>, updated 10/03/2021). The 404 Ramsar sites (Figure 2.1, in blue) in the MedWet countries jointly cover over 6.9 million ha, and among them 180 sites have been designated based on the waterbird criteria C5 and/or C6. We did not consider Criterion 2 here because C2 is not bird-specific. The correspondence between the 404 Ramsar Sites and 4186 IWC sites was established by using geographic information system software (ArcGIS 10.4) to identify whether IWC site centroids were located within the Ramsar polygon boundaries, or matched with a Ramsar site name. The correspondences were verified by IWC national coordinators (estimated errors <3%, see Gaget et al., 2020b).

We assessed whether the identified (see above) internationally important (or provisionally internationally important) IWC sites that did not correspond to Ramsar sites fell within other types of protected area. We used the most up-to-date database of protected areas available for the Mediterranean region established in a collaborative work between the Tour du Valat and Wetlands International (n = 20,676 protected areas). This database merge different data sources, including World Database of Protected (www.protectedplanet.net), Common Database on Designated Areas (www.eea.europa.eu), Natura 2000 (www.eea.europa.eu) and systematic inventories from grey literature per country conducted up to 2019. We considered a site covered by a protected area when its geographical coordinates (centroid) overlapped the polygon of a protected area.

Finally, we distinguished coastal from inland sites to give a broad overview of nature of conservation gaps for coastal IWC sites. Sites were considered as coastal when their centroid was ≤ 30 km from the coastline (*i.e.*, a distance sufficient to include major Mediterranean

coastal wetlands as the Pô Delta (Italy), Doñana (Spain) and the Camargue (France)). Note that this definition is purely geographical and not biological, and does not necessarily refer to coastal ecosystem or habitat characterization (see Discussion).

3. RESULTS

3.1. Wetlands of international importance for waterbirds

Among the 4186 IWC sites, we identified 297 sites (7%) as internationally important sites for waterbirds (Figure 2.2) (meeting C2, C5 and/or C6 in at least five surveyed years). Of these, 83 were very important, reaching double the threshold for the criteria. An additional, 1436 sites (34%) were provisionally internationally important for waterbirds. The detail for each Criterion is provided in Table 2.2. For example, 105 Mediterranean IWC sites hosted more than 20,000 wintering waterbirds in at least five years over the study period (Criterion 5, Internationally Important sites). The sites identified as internationally important are spread across most of the Mediterranean region (Figure 2.2). Coastal sites represented 34% of the 4186 IWC sites but accounted for 59% of the sites identified as internationally important (Table 2.2). Details of sites reaching each Criterion are presented in Figures S.2.1, S.2.2 and S.2.3.

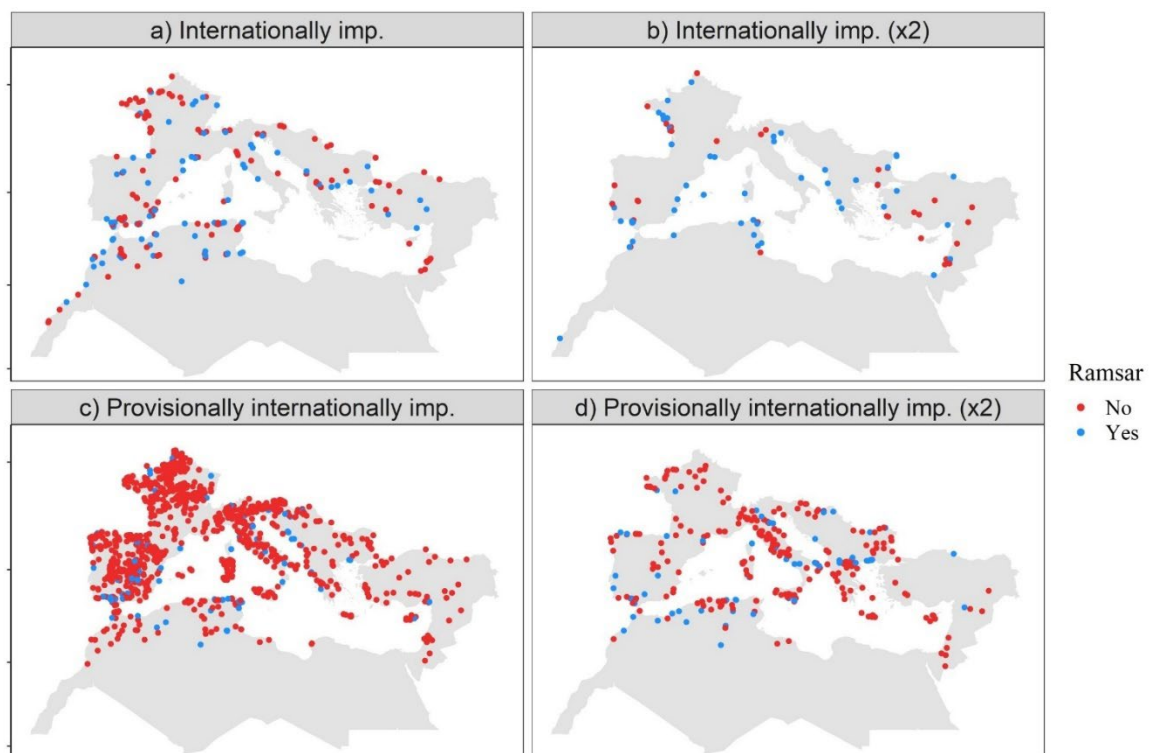


Figure 2.2. Distribution of the IWC sites identified from C2, C5 and C6 as a) internationally important, b) internationally important reaching C2x2, C5x2 or C6x2, c) provisionally internationally important (evaluation from a 3-years period), and d) provisionally internationally important reaching C2x2, C5x2 or C6x2. The IWC included in the Ramsar network are in blue, the other in red. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors.

Table 2.2. Number of sites identified as internationally important ('Intern. important') and provisionally internationally important ('Prov. important', in brackets) reaching the criteria C2 (species conservation concern), C5 (20,000 birds), C6 (1% of one population) and C2x2, C5x2 or C6x2 (two times the corresponding Ramsar criteria), undesignated as Ramsar site (No Ramsar) and uncovered by other protection area (No PA). Lines in bold show the total number of sites per column reaching all the criteria evaluated. These sites are among 4186 International Waterbird Census (IWC) sites evaluated over the 1991-2017 period.

Criteria	Total		No Ramsar		No Ramsar/No PA	
	Intern. important	Prov. important	Intern. important	Prov. important	Intern. important	Prov. important
<i>Mediterranean region</i>						
C5 or C6 or C2	297	(+1436)	161	(+1218)	95	(+765)
C5	105	(+6)	42	(+5)	27	(+2)
C6	175	(+20)	76	(+12)	40	(+7)
C2	174	(+1424)	95	(+1211)	63	(+762)
C5 & C6 & C2	32	(+2)	7	(+1)	7	(+0)
C5x2 or C6x2 or C2x2	83	(+448)	32	(+336)	19	(+196)
C5x2	35	(+4)	9	(+3)	5	(+0)
C6x2	68	(+7)	22	(+3)	13	(+0)
C2x2	22	(+481)	9	(+333)	6	(+196)
C5x2 & C6x2 & C2x2	5	(+0)	1	(+0)	1	(+0)
<i>Coastal sites</i>						
C5 or C6 or C2	175	(+458)	82	(+350)	46	(+205)
C5	69	(+2)	19	(+2)	10	(+0)
C6	104	(+5)	35	(+3)	16	(+0)
C2	107	(+454)	54	(+347)	35	(+205)
C5 & C6 & C2	21	(+0)	2	(+0)	2	(+0)
C5x2 or C6x2 or C2x2	60	(+248)	17	(+153)	7	(+93)
C5x2	27	(+2)	3	(+2)	0	(+0)
C6x2	52	(+2)	12	(+2)	5	(+0)
C2x2	14	(+246)	5	(+151)	2	(+93)
C5x2 & C6x2 & C2x2	4	(+0)	0	(+0)	0	(+0)

3.2. Gaps in the Ramsar Network

Among the 297 IWC sites identified as internationally important for waterbirds, 161 (54%) were not yet designated as or included within Ramsar sites (Figure 2.2, red dots). Of these sites, 32 reached double the specified threshold for at least one Criterion, meaning that the Ramsar network is missing a significant number of very important sites for waterbirds. Nineteen (59%) of these very important IWC sites outside the Ramsar network were not included within any other network of protected areas (Table 2.2). The percentage was similar for important IWC sites (95 sites out of 161; 59%) and provisionally important IWC sites (765 sites out of 1218; 63%).

Interestingly, although coastal sites accounted for 34% of the studied sites, around 50% of the gaps in the networks of both Ramsar sites and other protected areas were coastal sites (Table 2.2).

Among the 180 Ramsar sites already designated for birds based on C5 and/or C6, 146 overlapped at least one IWC site, and 72 (49%) were identified as internationally important based on C5 and/or C6.

3.3. Ramsar network coverage per species

Among the 145 studied waterbird species, six and 62 contributed to C2 and C6 achievement, respectively (Figure 2.3). Sites reaching C2 were mainly identified from three duck species, *Oxyura leucocephala*, *Melanitta fusca* and *Marmonetta angustirostris* (Figure 2.3). Species contributing to C6 were more phylogenetically and biologically diverse, gathering for instance *Phoenicopterus roseus*, *Calidris alpina*, *Fulica atra*, *Recurvirostra avosetta*, *Oxyura leucocephala*, *Tadorna ferruginea* (Figure 2.3). Overall, species contributions were similar between Ramsar-designated and non-Ramsar sites.

4. DISCUSSION

The Ramsar Convention was established in 1971 to protect wetlands, with waterbird conservation as an initial key focal ambition, along with the implementation of a coherent international protected area network (Ramsar Convention Secretariat, 2016). Using monitoring data for non-breeding waterbirds and three criteria for designating Ramsar sites, we identified up to 161 (plus 1218) IWC sites that should be considered as additions to the Mediterranean Ramsar network, due to their importance (or potential importance) for waterbirds. The 161 internationally important sites falling outside the current Ramsar network can be seen as an updated version, for the MedWet countries, of the “Ramsar shadow list” initially proposed in 1990 (Langeveld & Grimmett, 1990). While 34% of the monitored sites were coastal wetlands, they represented 51% of the important waterbird sites not yet designated as or included within Ramsar sites. This reappraisal of the Ramsar network completeness for non-breeding waterbirds in the MedWet countries highlights significant gaps in the largest protected area network for wetland conservation.

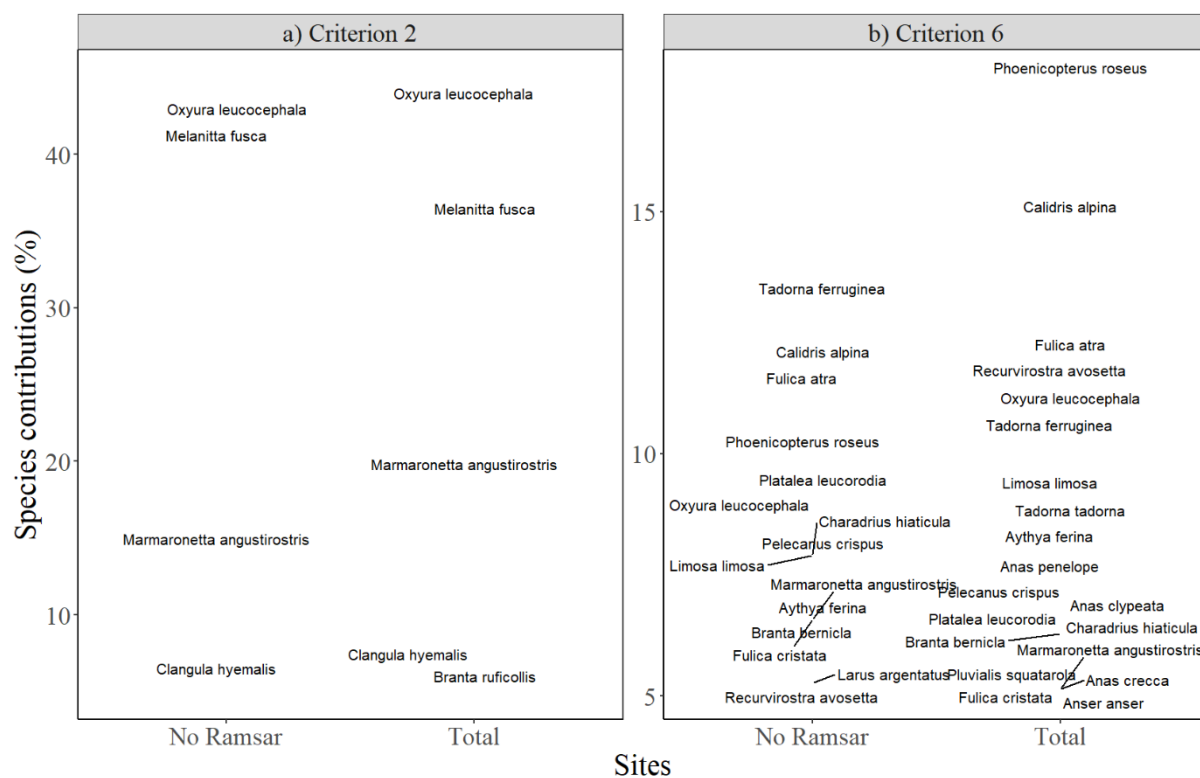


Figure 2.3. Species contributions to achieve a) Criterion 2 (species of conservation concern) and b) Criterion 6 (1% of a population). Species contributions represent the number of sites for which a species contributed to C2 (a) or C6 (b) achievement divided by the total number of sites reaching C2 (a) or C6 (b). Species contributions are provided for all sites reaching C2 (a) or C6 (b) and sites not Ramsar designated. Species contributing less than 5% are not represented. Sum of contribution is not equal to 100% because several species can contribute to the same site.

4.1. Identified protection gaps

Fifty years after convention ratification, we identified 161 IWC sites that clearly meet Ramsar Criteria as wetlands of international importance (*i.e.*, meeting at least one criterion in at least five years), and up to 1218 sites that provisionally do. Provisionally important sites meet criteria in fewer years than the important sites. This could reflect either a genuine lower importance for waterbirds, or data deficiency (*e.g.*, not enough surveyed years to qualify as important). We identified that the Ramsar network did not include 26% of sites regularly hosting 40,000 birds (C5x2), 32% of the sites regularly hosting 1% of at least two populations (C6x2) and 41% of the sites hosting at least two species of conservation concern (C2x2). Such gaps occurred in most of the MedWet countries. Considering the potential benefit of Ramsar protection for waterbird conservation (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014), we encourage the expansion of the Ramsar network to these sites along with other practical conservation actions (Acreman et al., 2020; Coad et al., 2019). Our results provide an overview of the sites which should be further evaluated by the Ramsar Convention.

Our results not only confirm gaps in Ramsar network but also highlight the absence of any site protection status for 32% of the IWC sites identified as internationally important for waterbirds. A previous study suggested that inside European Union (EU) Member States, much stronger site protection status complements the gaps in the Ramsar network (*e.g.*, Gaget et al., 2020b). However, we found that several important sites were not covered by Ramsar or any other protection status inside EU Member States (Figure 2.2). In the EU, the use of the Ramsar Convention to designate important conservation areas has probably lost some of its attractiveness over the last decades because of a strong alternative, *i.e.*, more binding measures like the Birds (2009/147/EC), the Habitats (92/43/EEC), and the Water Framework (2000/60/EC) Directives (Gaget et al., 2020b). Besides administrative issues regarding the status of protected areas, this lack of designation of Ramsar sites in the EU might indeed dishearten non-EU countries to designate new Ramsar sites. In light of the positive effect of site protection on waterbirds (Amano et al., 2018, Gaget et al., 2020b) and international targets on natural habitat protection (CBD, 2013), we encourage policymakers and practitioners to fill the gap.

Gaps in protected area networks are sensitive to political and economic contexts (Rodrigues et al., 2004a; Zimmerer et al., 2004). In the Eastern Mediterranean, political instabilities, low ranking of environmental issues on political agendas, water conflicts, and limited capacity to identify all potential Ramsar sites and ensure their monitoring and management after designation (Adhoobi, 2016; Finlayson, 2012; Selman, 2009) are the likely main causes for limited designation of Ramsar sites. More specifically, the political and economical situation of Turkey gives low priority to environmental conservation targets (Adaman et al., 2009; Şekercioğlu et al., 2011). Turkey has several wetlands that are very important for waterbirds but are not protected as Ramsar sites or with any other protected status (*e.g.*, Egridir Lake, Karakaya Dam and Karkamis Dam). Two other important sites in Turkey that fall outside the Ramsar network are protected as a National Park (Beyşehir Lake) and a Nature Park (Bafa Lake). National Park is one of the strongest protected area categories in Turkey, with many restrictions, while Nature Parks are mostly managed for recreation and thus often do little to mitigate serious threats to biodiversity (Atmiş, 2018). Such conservation gaps are common to other countries of the study area (MWO, 2018). Ineffective wetland conservation in the Eastern Mediterranean has already been identified as a weakness in the use of the Ramsar Convention (Gaget et al., 2020b; Geijzendorffer et al., 2019). However, the encouraging significant improvement of the Ramsar network in countries experiencing similar socio-economic difficulties, notably in Morocco through the implementation of environmental strategies (Dakki et al., 2001, 2011, 2016), could inspire conservation strategies in the Eastern Mediterranean.

In this study, we did not intend to evaluate gaps in the whole network of protected areas for waterbirds. However, we identified that 54% of important sites for waterbirds are not included in the Ramsar network and 32% are without any site protection status. Kirby et al. (2008) found a slightly higher gap of 40% over the African-Eurasian migratory flyway, when accounting for all international protection instruments. Consequently, our results suggest that an effective strategy for waterbird conservation would require an expansion of the protected area network in the MedWet countries. In addition, we likely underestimated the true number of areas

internationally important for wintering waterbirds, because our approach based on the IWC was constrained by the spatial distribution of the counting sites.

Our assessment of waterbird criteria was based on IWC sites as defined by Wetlands International. IWC sites are initially defined based on hydrological and ecological criteria and sometimes, but not always, aggregated into functional units based on waterbird movements and habitat use (Tamisier, 1978). For instance, the Camargue (France) is a single IWC site of several ten of thousand hectares, where waterbirds use several wetlands throughout their daily cycle (resting, feeding, breeding etc.). On the other hand, Doñana, a huge wetland of the south of Spain, is split into several dozen IWC sites. Further analyses to identify priority sites for protection will need to apply the C5 and C6 criteria to functional units that make sense for waterbird conservation (Tamisier, 1978). This will require a good knowledge of land use by waterbirds as well as coordinated and synchronized counts on the entire functional unit. The lack of systematic grouping of IWC sites into functional units may lead to an underestimation of areas of international importance for waterbirds. For instance, in Bulgaria, lakes located along the Black Sea are considered as separate sites from the coastal area, while all these habitats are important for the same waterbirds (Dimitrov et al., 2005, Petkov & Iliev, 2015). As a result, if a large site has been split into several counting units, our analyses might conclude that these counting units are not important enough while at a larger scale the whole area reaches the required thresholds.

Finally, we highlighted that 49% of the Mediterranean Ramsar sites initially designated under criteria C5 or C6 did not meet them for wintering waterbirds during the study period (1991–2017). Several interpretations are possible, which do not necessarily indicate failures in Ramsar site conservation. First, IWC sites do not always fully overlap Ramsar sites. For example, several IWC sites may jointly cover one Ramsar site. Ideally, counts from different IWC sites should therefore be merged when assessing the performance of Ramsar sites. This is potentially difficult as surveys do not always cover each IWC site each year, meaning that data imputation would be needed to estimate bird abundance on a number of sites (Dakki et al., 2021). Second, some sites might have been designated not only for wintering waterbirds, but also for breeding birds or as important stop-overs during migration. Last, we cannot exclude that waterbird populations have indeed declined – due to local (*e.g.*, site degradation) or external (*e.g.*, species distribution change) factors – resulting in a genuine failure of Ramsar sites to meet the waterbird criteria. Additional analysis would be needed to distinguish between these possibilities. Otherwise, for degraded sites, the waterbird criteria thresholds could be used as targets to be reached following ecological restoration. In this respect, the United Nations has launched the UN Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030) program (<https://www.decadeonrestoration.org/>) with the target of “preventing, halting and reversing the degradation of ecosystems worldwide”. Identification of degraded Ramsar sites no longer meeting waterbird criteria could be a gateway for future large-scale restoration projects of wetlands, in order to preserve their remaining waterbird populations (Cooke et al., 2019).

4.2. Conservation priorities

Our study provided various useful results to prioritize conservation efforts in the Mediterranean region based on site importance for wintering waterbirds. Considering the high number of important sites highlighted in our study, we suggest four ranked steps to help policymakers and practitioners to prioritize new designation.

First, we identified 95 internationally important sites not currently Ramsar-designated but reaching C2, hosting in particular three species of conservation concern: *Oxyura leucocephala*, *Melanitta fusca* and *Marmonetta angustirostris*. Ramsar designation, and management plan implementation, may have a positive effect on wintering waterbirds populations (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014). Thus, the designation of all these critical wintering sites for those threatened species could be considered as a priority for species-specific conservation actions.

Second, the 32 very important sites reaching double the threshold for C2, C5 and/or C6 should be designated. These sites have – numerically – more importance than other ones and their conservation can benefit a larger number of birds.

Third, we also identified 95 internationally important sites not covered by any protection status (e.g., Nature Reserve, National Park, Natura 2000). Unprotected wetlands are particularly exposed to habitat degradation and most likely to experience declines in waterbird populations (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014). These unprotected sites should also be considered for future designation, under the Ramsar Convention or any other protection status.

Fourth, coastal Mediterranean wetlands could be considered as higher conservation priorities in view of their greater vulnerability to climate change effects in addition to anthropogenic pressures (Geijzendorffer et al., 2019; MWO, 2018; Satta et al., 2015). Our study identified 175 coastal wetland sites important for wintering waterbirds, 82 of which fall outside Ramsar sites; these latter sites may be considered as high priorities for designation. Here, we have defined coastal wetlands as wetlands located within 30 km of the coastline: a meaningful threshold based on the daily flight distances of non-breeding waterbirds (e.g., >50 km for the Common pochard, *Aythya ferina*, Gourlay-Larour et al., 2012). This threshold also allows the inclusion of most of the major, intuitively coastal wetlands. However, we acknowledge that this threshold might locally lack biological support. A similar focus on other highly threatened habitats could complement our study, such as on floodplain and riparian habitats which have been also exposed to many pressures: damming, containment and channelization over the last centuries (Jiang et al., 2016; Li et al., 2015).

In addition to recommendations for an expansion of the Ramsar network, systematic management plan implementation and especially adaptive management plans (McClanahan et al., 2008; Polasky et al., 2011) are recommended to enhance Ramsar site conservation and enable better ecosystem resilience in front of climate warming, droughts, or sea level rise, among other climate change effects.

4.3. Limits in the implementation of the Ramsar Convention

The rapid decline of natural Mediterranean wetland surfaces and increase of anthropic pressures question whether the extent of the Ramsar network on wetlands of international importance would be sufficient (Finlayson, 2012; MWO, 2018). Furthermore, even Ramsar designated sites are not always better protected and conserved than non-designated ones. Measures under the Ramsar Convention are not legally binding, and numerous Ramsar sites lack any kind of management plan (Finlayson, 2012; MWO, 2018; Xu et al., 2019). Consequently, designation as a Ramsar site does not guarantee conservation success. For example, the Burdur Lake Ramsar Site in Turkey has suffered from drastic water level decrease and pollution that strongly degraded the habitats despite its Ramsar designation in 1994 (Adaman et al., 2009). Contracting parties are encouraged to improve surveys in order to identify threats and to implement management measures to limit ecosystem degradation or restore biodiversity (Acreman et al., 2020).

4.4. Importance of waterbird monitoring

Our results show that the IWC data can be used to detect gaps in the Ramsar network and national protected area networks, but also suggest gaps in the IWC network itself. The IWC is one of the most widespread biodiversity monitoring programs, whose data on waterbird populations feed international agreements. It is also a remarkable source of information and tool for waterbird conservation. First, the IWC allows monitoring of changes in waterbird numbers and distribution, improves knowledge of little-known waterbird species and wetlands, and provides information on the conservation status of waterbird species (*e.g.*, Dakki et al., 2016; Sayoud et al., 2017). Secondly, it helps to identify and monitor sites that qualify as Wetlands of International Importance under the Ramsar Convention on Wetlands (Delany, 2005) and contributes to increase awareness of the importance of waterbirds and their wetland habitats at local, national and international level. The monitoring data collected during the IWC is incorporated into the AEWA Conservation Status Report on Migratory Waterbirds, promoting the establishment of urgently required conservation measures. The data collected through IWC are thus indispensable for Multilateral Environmental Agreements such as the Ramsar Convention on Wetlands and AEWA.

Despite their value, IWC data have been sparse and/or irregular during the last decades, particularly in the Maghreb and Middle-East, imposing limits on the present assessment. However, important efforts were developed in the recent years to improve waterbird surveys (Dakki et al., 2016; Sayoud et al., 2017), thanks to the rise of a Mediterranean Waterbird Network (<https://medwaterbirds.net/>). The list of the 1436 IWC sites identified as provisionally important could represent a roadmap for where to intensify and prioritize monitoring efforts for wintering waterbirds. We call for increased IWC monitoring efforts in countries with low IWC coverage/participation.

5. CONCLUSION

Our analysis of the IWC and Ramsar site databases identified 161 to 1218 candidate Ramsar sites according to the Ramsar waterbird criteria (compared to the 420 existing Ramsar sites in MedWet countries). Seven sites, five in Turkey and two in France, are highlighted as particular priorities for designation as Ramsar sites, being very important for waterbirds but currently outside the Ramsar network. Coastal IWC sites are particularly important for waterbird populations in the MedWet countries, representing 51% of sites missing from the current Mediterranean Ramsar network. Our results likely underestimated the full gaps in the Mediterranean Ramsar network, because we only focused on waterbirds, in winter and only from the available information provided by the IWC. The scarcity of IWC data in Libya, Egypt and Middle East suggests that further unidentified gaps in the Mediterranean Ramsar network likely exist there, that would persist even if the potential new Ramsar sites we propose were designated. These gaps are likely to be highly detrimental to waterbirds at the flyway scale (Runge et al., 2015) and in the face of forthcoming impacts of climate change and other environmental pressures (Merken et al., 2015). The Mediterranean contracting parties to the Ramsar Convention should strongly consider extending the Ramsar network to incorporate some of the sites identified by our analysis, in order to strengthen waterbird conservation, and contribute to the achievement of the post-2020 global biodiversity targets that will be defined in 2021 and Sustainable Development Goal 15 (UNDP, 2015).

Acknowledgements

We dedicate this study to Luc Hoffmann, one of the architects of the Ramsar Convention, a visionary scientist who dedicated its life to the waterbirds and wetlands conservation. We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, the International Waterbird Census (IWC) coordination and fieldwork units (Wetlands International, Tour du Valat, the National Agency for Wildlife and Hunting management (ONCFS), the French Agency for Biodiversity (OFB), the National schemes of the IWC North African network (GREPOM/BirdLife Morocco, Direction Générale des Forêts (Algeria), AAO/BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency (EEAA) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. This study was made possible thanks to the financial support from Total Foundation, MAVA Foundation, Prince Albert 2 of Monaco Foundation, the Ministry for Ecological Transition (France), the “Agence Française de Développement (AFD)” and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial (FFEM)”.

CHAPITRE 3

L'EXPOSITION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX D'EAU AU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE ET À LA CONVERSION D'HABITATS NATURELS

Sur Garden, je servais de conseiller technique aux ingénieurs des arcologies qui drainaient le Grand Marécage, mettant ainsi un terme à l'existence des centaures des marais, dont le règne éphémère avait eu le tort de gêner les projets d'aménagement de l'Hégémonie. Ils essayèrent bien d'émigrer, vers la fin, mais les Marches du Nord étaient beaucoup trop sèches pour eux. Lorsque je visitai de nouveau la région, quelques dizaines d'années plus tard, à l'époque de l'entrée de Garden dans le Retz, les ossements blanchis des centaures gisaient encore dans certaines parties des Marches comme des pétales décolorés de fleurs exotiques appartenant à une ère révolue.

- Dan Simmons, *Hypérion*

Référence :

Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, El Hamoumi, R., M., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K., Georgiev, V., Hamada, A., ... & Galewski, T. Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>

RÉSUMÉ

Dans le chapitre précédent, nous avons identifié des sites à enjeux de conservation pour des espèces en particulier dans la région méditerranéenne : les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau. Une fois ces sites identifiés, j'ai voulu croiser leur emplacement avec leur exposition aux changements climatiques et d'usage des sols afin d'orienter la mise en place de mesures de protection spatiales sur ceux qui ne bénéficient pas d'un statut de protection et qui sont les plus exposés (Figure R3.2).

Les métriques d'exposition calculées dans le **Chapitre 1** m'ont toutefois paru trop générales et peu adaptées à l'étude de l'exposition de communautés d'oiseaux d'eau en période d'hivernage, les métriques climatiques utilisées précédemment illustrant par exemple le changement climatique sur l'ensemble de l'année. J'ai donc décidé d'utiliser des métriques d'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols dont l'interprétation aurait du sens par rapport au modèle biologique choisi et permettrait d'illustrer un mécanisme de réponse particulier à ces facteurs. J'ai également choisi de tenir compte de la variabilité de réponse à ces facteurs entre espèces en utilisant leurs caractéristiques en lien avec ces facteurs.

L'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau à des températures plus chaudes est limité par la conversion d'habitats naturels et l'augmentation importante des températures (Gaget et al., 2020a) (Figure R3.1). Ce mécanisme, qui est principalement soutenu par les espèces spécialistes thermiques (Gaget et al., 2020a), est en revanche facilité par les mesures de protection spatiales (Gaget et al., 2021). La création d'aires protégées pourrait donc aider les communautés d'oiseaux d'eau à ajuster leur composition aux conditions de températures futures et limiter ainsi leur dette climatique. Malheureusement, aucune étude n'avait encore évalué les futures difficultés d'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau à notre connaissance.

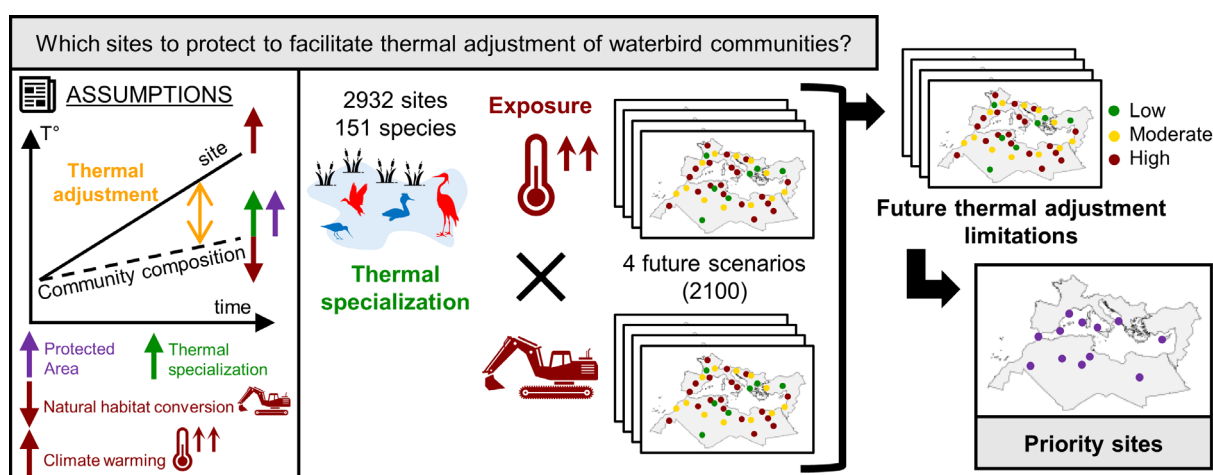


Figure R3.1. Synthèse des postulats issus de la littérature, de la méthodologie et des objectifs du Chapitre 3. Cette figure correspond au *Graphical abstract* de l'article associé à ce chapitre.

L'objectif de ce chapitre était d'identifier les zones humides, et notamment celles non protégées et d'importance internationale pour les oiseaux d'eau (identifiées dans le **Chapitre 2**, Figure R3.2), dont les communautés pourraient connaître des difficultés à ajuster leur composition aux futurs changements de température afin d'y implémenter des mesures de protection spatiales. Pour ce faire, j'ai utilisé une métrique d'exposition à l'augmentation des températures hivernales et une métrique d'exposition à la conversion d'habitats naturels, obtenues à partir des projections futures climatiques et d'usage des sols selon quatre scénarios différents. J'ai également calculé une métrique renseignant la spécialisation thermique des communautés à partir des données méditerranéennes d'abondance du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (Delany, 2005) et de distribution hivernale des espèces de *BirdLife International*. Ces trois métriques ont ensuite été combinées en s'inspirant des méthodes d'analyse de vulnérabilité au changement climatique s'appuyant sur les traits (*trait-based CCVA*, voir Encadré 1) afin de produire un indice de communauté illustrant la difficulté potentielle d'ajustement thermique au futur changement climatique (Figure R3.1).

J'ai ainsi montré que les aires protégées actuelles, et notamment celles au statut de protection forte, couvrent de manière générale des zones humides dont les communautés d'oiseaux d'eau auraient connu de grandes difficultés d'ajustement thermique d'ici la fin du XXI^e siècle en l'absence de mesure de protection. Ce résultat met en évidence la pertinence de l'emplacement des aires protégées actuelles qui devraient pouvoir faciliter l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau en Méditerranée. J'ai toutefois identifié 490 zones humides non protégées dont les communautés devraient connaître d'importantes difficultés d'ajustement thermique dans au moins un scénario futur, dont 32 zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, situées principalement dans les pays du Proche-Orient et du Maghreb.

Ce résultat fournit d'importantes recommandations de priorisation pour la mise en place de mesures de protection spatiales pouvant faciliter l'adaptation des oiseaux d'eau au changement climatique. Afin d'améliorer la hiérarchisation des zones humides pour leur protection, les risques encourus par les communautés d'oiseaux d'eau sous l'effet des changements climatiques et d'usage des sols seront complétés dans le prochain chapitre qui évalue l'exposition des zones humides côtières à une composante souvent négligée du changement climatique : la hausse du niveau marin.

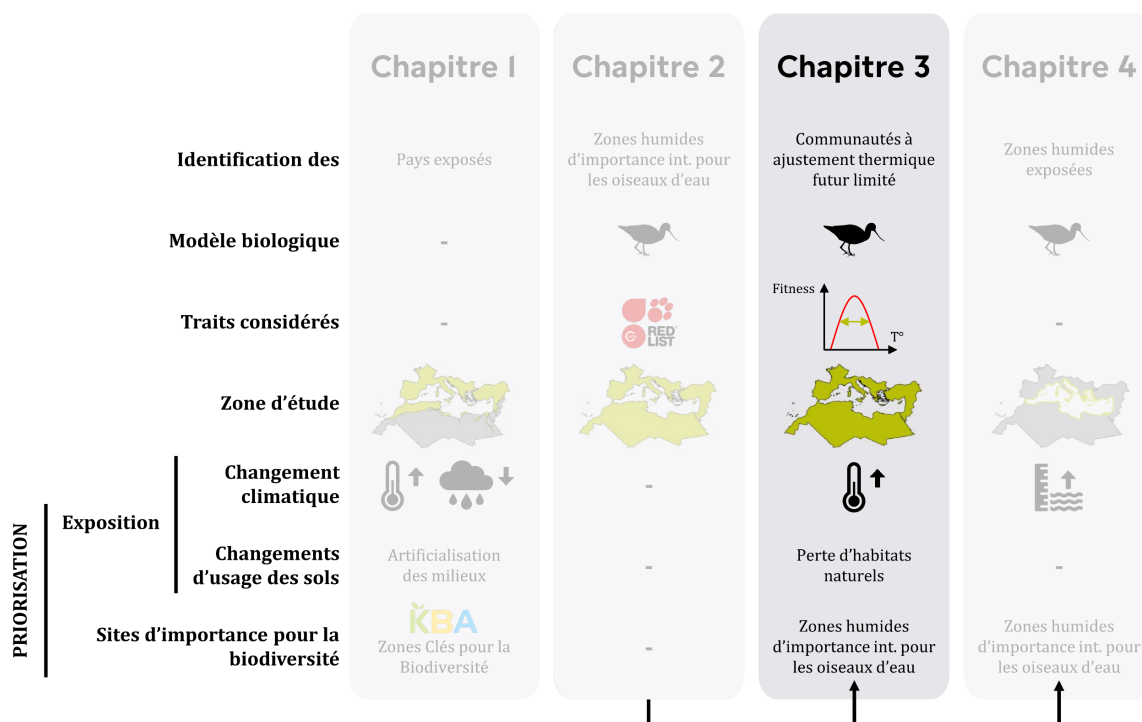


Figure R3.2. Schéma synthésisant les caractéristiques du Chapitre 3 ainsi que son articulation avec les autres chapitres au sein du manuscrit.

ANTICIPATING THE EFFECTS OF CLIMATE WARMING AND NATURAL HABITAT CONVERSION ON WATERBIRD COMMUNITIES TO ADDRESS PROTECTION GAPS

Fabien Verniest | Isabelle Le Viol | Romain Julliard | Laura Dami | Anis Guelmami | Marie Suet | Wed Abdou | Hichem Azafzaf | Nadjiba Bendjedda | Taulant Bino | John J. Borg | Luka Božič | Mohamed Dakki | Rhimou El Hamoumi | Vitor Encarnação | Kiraz Erciyas-Yavuz | Khaled Etayeb | Valeri Georgiev | Ayman Hamada | Ohad Hatzofe | Christina Ieronymidou | Tom Langendoen | Tibor Mikuska | Blas Molina | Filipe Moniz | Caroline Moussy | Asmaâ Ouassou | Nicky Petkov | Danae Portolou | Tareq Qaneer | Samir Sayoud | Marko Šćiban | Goran Topić | Danka Uzunova | Gal Vine | Andrej Vizi | Erald Xeka | Marco Zenatello | Elie Gaget* | Thomas Galewski*

* Equal contribution

ABSTRACT

Thermal adjustment of waterbird communities to climate warming is crucial but hampered by natural habitat conversion, increasing their climatic debt. As it is, in contrast, facilitated in protected areas, assessing the adequacy of the current protected areas network with respect to future climate and land-use changes and identifying priority sites to protect is of major importance. In this study, we assess the thermal adjustment limitations that non-breeding waterbird communities might experience by the end of the 21st century in the Mediterranean region to highlight priorities for wetland protection. Priorities were set by combining the exposure of waterbird communities to natural habitat conversion and climate warming with their thermal specialization. The latter was calculated using winter abundance data of 151 species from 2932 sites of the International Waterbird Census in 21 Mediterranean countries. Exposure was assessed using future projections of temperature and land-use under four CMIP6 scenarios (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5). We found that strictly protected areas are located in wetlands whose waterbird communities, without protection, would likely experience high limitations in thermal adjustment in the coming decades. This highlights that the location of existing protected areas may effectively support the thermal adjustment of waterbird communities to future climate warming. However, 490 sites considered at risk lack protection, including 32 sites of international importance for waterbirds, stressing the need to strengthen the protected areas network in these sites in priority. Our study provides important guidance for conservation planning in the Mediterranean region to support waterbird responses to climate change.

KEYWORDS

Community thermal adjustment • Conservation planning • International Waterbird Census • Mediterranean region • Ramsar convention • Wetlands

I. INTRODUCTION

Many studies have documented how recent climate change, and especially temperature increases, has affected biodiversity in the past decades: alteration of phenologies, shifts of distributions and abundances toward poles and higher elevations, disruption of interactions and modifications of structure and composition of communities (Kappelle et al., 1999; Parmesan, 2006; Root et al., 2003). Developing future scenarios of biodiversity under climate change has also become a central issue in the last decades. However, in many studies with this aim, the future impact of land-use changes on biodiversity through habitat loss and degradation has been overlooked (Santos et al., 2021; Titeux et al., 2016; but see Asamoah et al., 2022 and Newbold, 2018 for instance), although it was the main driver of species declines and extinctions during the past decades and is expected to remain so in the coming years (Caro et al., 2022; IPBES, 2019a; Newbold et al., 2015). Therefore, it is crucial to include these two anthropogenic pressures when assessing the future effects of global changes on biodiversity, especially as their effects may interact (Mantyka-pringle et al., 2012).

Protected areas (PAs) can mitigate the effects of climate change, land-use changes and their interaction on biodiversity. Previous studies demonstrated that PAs can facilitate the colonization of new areas by species shifting their distribution poleward (Thomas et al., 2012) and reduce the extinction risk of species at their trailing distribution edge (Lehikoinen et al., 2019; Peach et al., 2019). The effectiveness of PAs in mitigating the effects of climate change on biodiversity is partly attributable to their ability to provide high-quality habitats and reduce other anthropogenic pressures (Thomas and Gillingham, 2015), such as habitat loss and degradation (Geldmann et al., 2013; Leberger et al., 2020). Therefore, it is imperative – although rarely done (but see Verniest et al. [2022]) – to explicitly consider these two anthropogenic pressures by anticipating their future intensity and distribution when identifying potential new PAs (Heller and Zavaleta, 2009; Pörtner et al., 2021), especially since we will need to designate many new PAs to meet ambitious targets of protecting 30% of land by 2030 within the Kunming-Montreal global biodiversity framework (CBD, 2022).

The conservation of natural wetlands in the Mediterranean region is of major importance as these ecosystems are key to many species and highly threatened by climate and land-use changes (Galewski et al., 2021; MWO, 2018; Perennou et al., 2020). Wetlands are among the most threatened ecosystems on the planet, with a loss of 90% of them since 1700 as result of human activities (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020b). In the Mediterranean region, almost half of these ecosystems have been lost since 1970 (MWO, 2018) because of anthropogenic pressures such as climate and land-use changes. As these changes are heterogeneously distributed (MWO, 2018; Leberger et al., 2020) and expected to remain so and to increase in the coming decades in this region (Drobinski et al., 2020; Malek et al., 2018; MedECC, 2020; Taylor et al., 2021), anticipating future climate and land-use changes is a major issue for spatial conservation planning of Mediterranean wetlands (Taylor et al., 2021). This is especially true given that Mediterranean biodiversity is very sensitive to both these pressures (Newbold et al., 2020), is of exceptional value and highly dependent on wetlands (MWO, 2018; Geijzendorffer et al., 2018; Myers et al., 2000), and Mediterranean PAs network suffers important gaps in wetland conservation (Geijzendorffer et al. 2019; Leberger et al., 2020; Popoff et al., 2021).

Identifying waterbird communities that might experience limitations in thermal adjustment to future climate warming can contribute to effective designation of additional PAs in wetlands. Waterbirds are species that are ecologically dependent on wetlands (Ramsar Convention) for at least part of their annual cycle and of which they are a good indicator of the conservation status. Conservation measures, such as protected areas and management measures, contribute to the conservation of waterbird populations at global scale (Amano et al., 2018; Wauchope et al., 2022) and in the Mediterranean region (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014) by mitigating the impacts of the anthropogenic pressures they face, such as climate change (Gaget et al., 2018; 2020b). Waterbirds have been extensively monitored for decades through the International Waterbird Census (IWC) (Delany, 2005) to inform many international conservation policies (*e.g.*, Ramsar Convention, Convention on Migratory Species, Barcelona Convention, and European Union Directives, such as Birds, Water Framework and Marine Strategy Directives). The IWC data also provided invaluable knowledge to conservation biology (*e.g.*, Amano et al., 2018; Johnston et al., 2013; Wauchope et al., 2022). Using IWC data, Gaget et al. (2020a) found that thermal adjustment of wintering waterbird communities in a climate warming context, *i.e.*, changes in community composition in response to climate warming, is mainly driven by thermal specialists, but is prevented by natural habitat conversion. However, PAs were also found to improve communities adjustment to climate warming (Gaget et al., 2021; Pavón-Jordán et al., 2015). Despite the potential importance of these results for conservation planning, they have not yet been used to project the potential adjustment of waterbirds to future temperatures.

In this study, we highlight priorities for wetland protection to improve waterbird responses to climate warming in the Mediterranean region. To this end, we assessed the thermal adjustment limitations that non-breeding waterbird communities (151 species) at 2932 IWC sites in 21 Mediterranean countries might experience by the end of the 21st century because of the interacting effect of climate warming and land-use changes. Assuming that waterbird communities can adjust their community composition to climate warming, but that this adjustment is not fast enough to cope with the velocity of the temperature increase (Gaget et al., 2021), and that natural habitat conversion is an additional limit to waterbird community adjustment to climate warming (Gaget et al., 2020a), we investigated whether communities that might experience the greatest thermal adjustment limitations to future climate warming are protected, with a particular focus on wetlands of international importance for waterbirds. To this end, we applied a trait-based Climate Change Vulnerability Assessment framework (CCVA) (Pacifi et al., 2015), which can be used to prioritize the implementation of spatial conservation measures (Foden et al., 2019), to combine: i) the thermal specialization of waterbird communities derived from species thermal ranges; ii) the exposure of waterbird communities to climate warming; and iii) their exposure to natural habitat conversion. To ensure the robustness of this prioritization, exposure metrics were computed using late 21st century (2081 – 2100) projections under four recent scenarios (O’Neill et al., 2016) that have very different spatial patterns of land-use in the Mediterranean region (Verniest et al., 2022). In a context of adaptation to climate change, this study provides spatial prioritization that highlights wetlands of importance for waterbird communities that might be protected to help mitigate the negative impacts of climate warming on waterbirds and expand the Mediterranean protected areas network.

2. METHODS

2.1. Waterbirds monitoring

We used winter abundance data collected from the International Waterbird Census (Delany, 2005) in Mediterranean countries from 2008 to 2017. IWC surveys were conducted once a year in mid-January by professional and skilled volunteers following a standardized survey protocol and coordinated by Wetlands International (<http://www.wetlands.org>). Sites with fewer than 3 surveys during the study period or without climate data were deleted, and species that do not overwinter in Mediterranean countries were excluded to avoid vagrant species (see Appendix S.3.1 for more information on species and site selection). The above-mentioned criteria resulted in a dataset of 151 waterbird species monitored at 2932 sites (average number of surveys per site: 6.0) in 21 countries (Appendix S.3.2). Countries were assigned to four subregions: Balkans, Maghreb, Middle-East and Western Europe (Appendix S.3.2).

We used the most up-to-date spatial database of PAs for Mediterranean countries, *i.e.*, the Mediterranean Wetlands Observatory database, that combines national inventories with multiple international data sources, such as the World Database of Protected Areas (<https://www.protectedplanet.net>), the Common Database on Designated Areas (<https://www.eea.europa.eu>) and Natura 2000 (<https://www.eea.europa.eu>). Half of the sites were considered protected ($n = 1526$, 52.0%), *i.e.*, their geographical features (point, line or polygon) partially or entirely overlapped a PA. One third of protected sites had an IUCN management category from I to IV ($n = 534$, 18.2%, hereafter referred to as ‘strictly protected sites’). Protected sites with other IUCN management category (*i.e.*, V or VI) or no IUCN management category were referred to as ‘other protected sites’ ($n = 992$, 33.8%). Sites that did not overlap a PA were referred to as ‘non-protected sites’ ($n = 1406$, 48.0%).

We considered 233 sites (7.9%) as of international importance for waterbirds according to the definition of the Ramsar convention (*i.e.*, sites that regularly support one threatened waterbird species, 20,000 waterbirds, or 1% of a population) and based on the results of Popoff et al. (2021).

2.2. Thermal specialization of waterbird communities

We evaluated the thermal specialization of waterbirds at the community level (hereafter referred to as ‘Spec_T’) from species thermal ranges. For each species, we computed the Species Temperature Range (STR) as the difference between the maximum (90% upper) and the minimum (10% lower) temperatures of its wintering thermal range, which was assessed following Galet et al. (2020a), *i.e.*, using long-term (1950 – 2000) January temperatures across its non-breeding distribution (BirdLife International & HBW, 2017). Therefore, high STR species experience a wide range of winter temperatures while low STR species experience a narrow range of winter temperatures.

For each site survey, we then calculated the Community Temperature Range (CTR), a weighted mean index that informs the average thermal range of species occurring in a community.

For a community defined in time and space, the CTR corresponds to the average STR of species within the community weighted by their $\log(x + 1)$ -transformed abundance (Godet et al., 2011). We computed its inverse to describe the thermal specialization of waterbird communities, *i.e.*, $\text{Spec}_{T^{\circ}}$. Therefore, high $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ values indicate that the community has a high thermal specialization and that the average thermal range of a community is low. Finally, we calculated site $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ averaged from site surveys $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ values.

2.3. Environmental data

For both climate and land-use data, we used future projections under four CMIP6 scenarios (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, and SSP5-8.5) (Eyring et al., 2016) to ensure that the identification of sites for priority protection considers different future pathways. These scenarios combine future socio-economic conditions with radiative forcing levels in 2100 (O'Neill et al., 2016).

Past (2008 – 2017) and future (2081 – 2100) mean temperature in January were extracted from the WorldClim 2.1 dataset (Fick and Hijmans, 2017; past temperature originally from CRU-TS 4.03, Harris et al., 2014). Temperature data was mean-aggregated from a 2.5 arc-minutes resolution to a 15 arc-minutes resolution (approx. 28 x 28 km at the equator) to match land-use data spatial resolution (see below). Following Foden et al. (2019), we used for each scenario the future projections from the eight General Circulation Models (GCMs) available to date in WorldClim 2.1 (Appendix S.3.3), and replicated all processing steps described in the following sections eight times (once per GCM) to assess the potential limitations of waterbird communities in adjusting their composition to future climate warming for each scenario and each GCM.

We extracted past (2012 – 2013, median years of 2008 – 2017) and future (2090, median of 2081 – 2100) proportions of land-use categories from the Land Use Harmonization 2 dataset (Hurtt et al., 2020). This dataset provides yearly estimates of the proportion of 12 land-use categories at a 15 arc-minutes spatial resolution.

2.4. Exposure of sites to climate warming and natural habitat conversion

To assess the exposure of surveyed sites to climate warming (hereafter 'Expo $_{T^{\circ}}$ '), we contrasted past temperatures experienced by communities to future temperatures, weighted by past temperature variations. First, we computed the 2008 – 2017 average and standard deviation from the yearly mean temperature in January. Second, we then quantified for each scenario the differences between past and future temperatures using the Standardized Euclidian Distance as in Williams et al. (2007):

$$\text{Expo}_{T^{\circ}} = \sqrt{\frac{(a_i - b_i)^2}{S_i^2}} \quad (1)$$

where a_i and b_i are the past and future mean temperatures in January at cell i , and S_i is the past standard deviation.

To assess the exposure to natural habitat conversion (hereafter 'Exp_{ONHC}'), we contrasted past and future land-use. We computed the proportion of anthropized habitats by summing the proportion of seven land-use categories: urban land, C3 annual crops, C3 perennial crops, C4 annual crops, C4 perennial crops, C3 nitrogen-fixing crops and managed pasture. Conversely, primary land (forested and non-forested), secondary land (forested and non-forested) and rangeland were considered as natural habitats. The past proportion of anthropized habitats was assessed as the average of years 2012 and 2013, while the future proportion of anthropized habitats was 2090. We then calculated for each scenario Exp_{ONHC} as dissimilarities between the two periods at cell i by subtracting the past to the future proportion of anthropized habitats.

2.5. Index of future thermal adjustment limitations

To assess future thermal adjustment limitations of waterbird communities, we combined their thermal specialization (Spec_{T°}) with the two exposure metrics (Exp_{T°} and Exp_{ONHC}) using a trait-based vulnerability assessment framework (Pacifci et al., 2015).

Following Huntley et al. (2016), we first converted Exp_{ONHC}, Exp_{T°}, and Spec_{T°} into three-level ordinal variables (Low, Moderate, High). Because 5% of natural habitat conversion has been shown to prevent community adjustment to climate warming of non-breeding waterbirds in a Mediterranean context (Gaget et al., 2020a), we used a 5% threshold to convert Exp_{ONHC} into an ordinal variable: Low: inferior to 0%, Moderate: between 0% and 5%, High: superior to 5%. Exp_{T°} was converted into an ordinal variable using two quantiles as thresholds (provided in Appendix S.3.4). To account for differences in exposure intensity between scenarios, the two quantiles were calculated from the values of all scenarios. Similarly to Exp_{T°}, we converted Spec_{T°} into a three-level ordinal variable using the two quantiles method (Appendix S.3.4).

We then computed an index of future thermal adjustment limitations (hereafter 'Lim_{T°} index') by combining the three ordinal variables using a rule-based logic framework (Table 3.1). This approach allowed us to account for interactions between the two exposure metrics and Spec_{T°} (Huntley et al. 2016). Through the combinations used to compute the Lim_{T°} index, we assumed that natural habitat conversion was the main factor that could limit community adjustment to climate warming (Gaget et al., 2020a), *i.e.*, that Exp_{ONHC} was the main driver of the Lim_{T°} index. As the temperature increase can be too fast for the adjustment of waterbird communities to climate warming (Gaget et al. 2021), we also considered that higher Exp_{T°} values would exacerbate limitations caused by natural habitat conversion in community adjustment to climate warming. Finally, community adjustment to climate warming is mainly driven by thermal specialist species under low natural habitat conversion rates, through the colonization of warm-dwelling specialists and the extirpation of cold-dwelling specialists (Gaget et al., 2020a). Therefore, under low Exp_{ONHC} conditions, we assumed that communities with high Spec_{T°} values, *i.e.*, with a higher representation of species with a narrow thermal range than species with a wide thermal range,

would adjust to future temperature increase more easily than communities with low $Spec_{T^{\circ}}$. In contrast, thermal specialists and generalists both contribute to the non-significant community adjustment to climate warming in high rates of natural habitat conversion conditions, with the extirpation of thermal specialists and the colonization of thermal generalists regardless of their thermal affinities (Gaget et al., 2020a). Therefore, under high Exp_{ONHC} conditions, we considered that communities with high $Spec_{T^{\circ}}$ would not have a more positive thermal adjustment than communities with low $Spec_{T^{\circ}}$.

Following Huntley et al. (2016), we assessed the robustness of our findings to variations in the rule-based logic framework presented below (Table 3.1) by performing all analyses with slightly different combinations of levels (Low, Moderate, High). This sensitivity analysis resulted in very similar results to those presented in the main body of this article and are provided in Appendix S.3.5.

Table 3.1. Rule-based logic framework used to combine the exposure of sites to climate warming ($Exp_{OT^{\circ}}$), the exposure of sites to natural habitat conversion (Exp_{ONHC}) and the thermal specialization of waterbird communities ($Spec_{T^{\circ}}$) to compute the $Lim_{T^{\circ}}$ index for each scenario ($n = 4$) and each GCM ($n = 8$). x = combination of two metrics, L = Low, M = Moderate, H = High. A community with a high thermal specialization ($Spec_{T^{\circ}} = H$) has a low index of future thermal adjustment limitations ($Lim_{T^{\circ}}$ index = L) if exposure to climate warming is high ($Exp_{OT^{\circ}} = H$) but exposure to natural habitat conversion is low ($Exp_{ONHC} = L$). Under high exposure to natural habitat conversion, the index of future thermal adjustment limitations is always high.

		Exp_{ONHC} x Exp_{OT[°]}							
Spec_{T[°]}	L x L	L x M	L x H	M x L	M x M	M x H	H x L	H x M	H x H
L	L	L	M	M	M	M	H	H	H
M	L	L	L	M	M	M	H	H	H
H	L	L	L	L	M	M	H	H	H

2.6. Data Analysis

For each future scenario, we built a multi-model of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index by assigning to each site the most frequent $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ value (*i.e.*, the mode) across the eight GCMs. In case of a tie, the highest level was assigned. This multi-model was used for the statistical analyses detailed below.

We identified protection priorities by comparing $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index values between site protection statuses (strictly protected, other protected, non-protected), statuses of international importance for waterbirds (internationally important, or not internationally important) and future scenarios. The effect of each variable was assessed separately and in combination with a subregion effect and their interaction to assess differences between subregions. To this end, we used on each individual variable Proportional Odds Logistic Regression models (POLRs) that can be applied to ordinal response variables such as the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index (Guisan & Harrell, 2000).

Similarly, we compared $\text{Expo}_{T^{\circ}}$, Expo_{NHC} and $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ values between protection statuses, statuses of international importance and future scenarios (only for $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ and Expo_{NHC}) using linear models (LMs) in order to explore the potential drivers of differences of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index. In addition, to evaluate similarities in spatial patterns of exposure between scenarios, we assessed the correlation between scenarios for $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ and Expo_{NHC} with a Kendall's rank correlation tests (Kendall, 1948). Finally, we assessed the correlation between $\text{Expo}_{T^{\circ}}$, Expo_{NHC} and $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ for each scenario to evaluate similarities in spatial patterns between the three components of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index. These analyses were carried out using an average multi-model across the eight GCMs for $\text{Expo}_{T^{\circ}}$.

Statistical significance was assessed using 95% confidence intervals for POLR and LMs and was set at $P < 0.05$ for correlation tests. POLRs were fitted with the *MASS* package (Venables & Ripley, 2002). Statistical analyses were performed using R 4.1.0 (R Core Team, 2021). Geoprocessing operations were performed using QGIS 3.4.15 (QGIS Development Team, 2020) and R 4.1.0 (R Core Team, 2021), mainly with the *sf* (Pebesma, 2018) and *raster* (Hijmans, 2021) packages.

3. RESULTS

3.1. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities

The $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index was 'High' in at least one scenario for more than a third of sites (39.5%, $n = 1158$) and in all scenarios for only 14 sites (0.5%, Figure 3.1). Values of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index increased with the radiative forcing level of scenarios in Western Europe and the Balkans, except for the SSP3-7.0 scenario for which the index took lower values than in SSP2-4.5 and SSP5-8.5 (Appendices S.3.6 and S.3.7). However, we found very different results for other subregions (Appendices S.3.6 and S.3.7), with, for instance, the lowest values of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index for the Maghreb sites obtained for the SSP5-8.5 scenario. The number of sites with a high $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index was lowest for SSP5-8.5 (6.6%, $n = 193$, Appendices S.3.6 and S.3.8). The variability in $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index between GCMs was very low in all scenarios (Appendix S.3.9).

3.2. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities at sites of international importance

The sites of international importance for waterbirds in all subregions had higher values of Lim_{T^o} index than other sites in two scenarios (Appendices S.3.10 and S.3.11). More than half of the sites of international importance ($n = 131, 56.2\%$) had a 'High' Lim_{T^o} index in at least one scenario, and most of them were protected ($75.6\%, n = 99$, Figures 3.1 and 3.2). Those that were not protected ($n = 32$) were mostly located in Turkey, the south of the Iberian Peninsula, and the coast of North-West Africa (Figure 3.2). Only two sites of international importance (0.9%) had a 'High' Lim_{T^o} index in all scenarios and both were protected (Figure 3.1): 'Laghi Como: Garlate: Olginate' (Italy) and 'Lago Maggiore' (Italy).

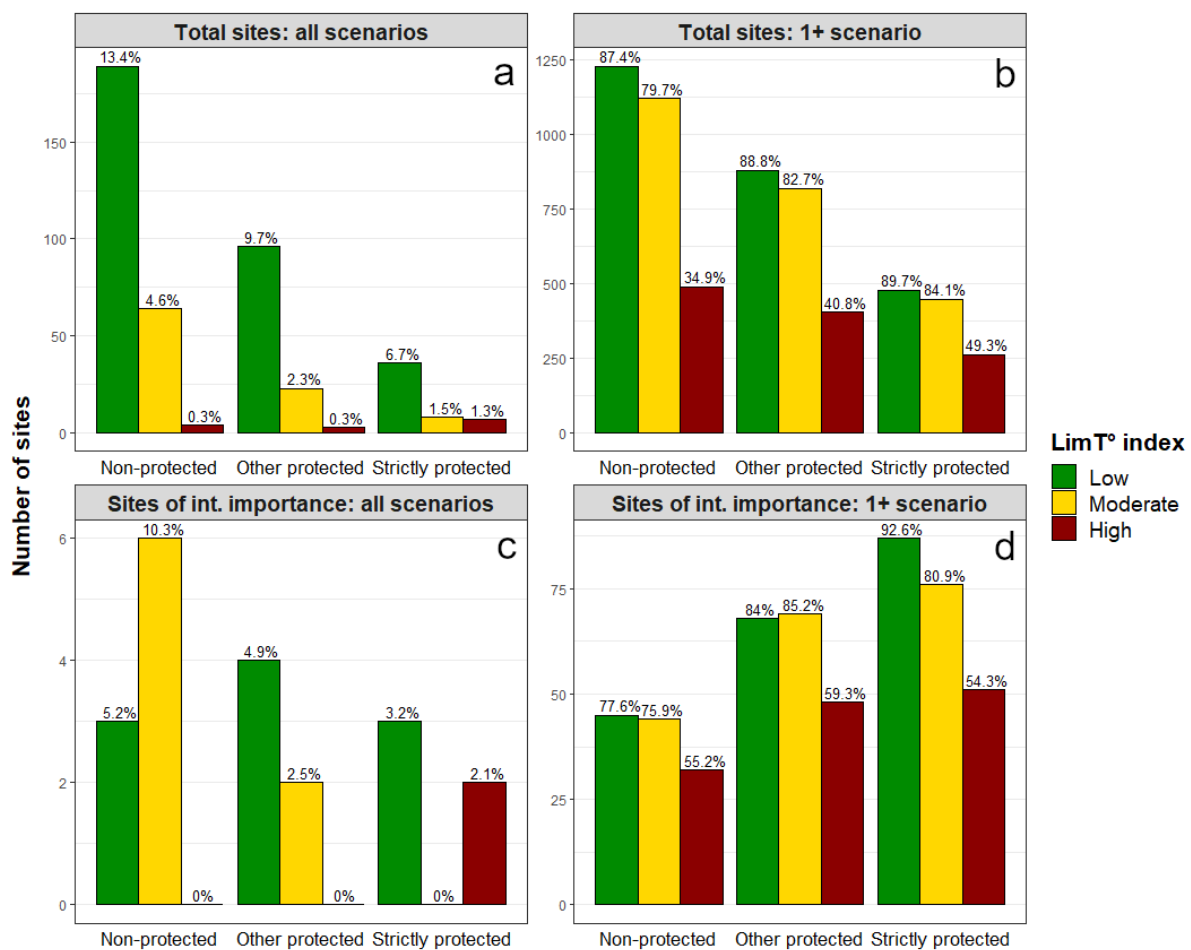


Figure 3.1. Number and percentage (%) of sites according to their index of future thermal adjustment limitations (Lim_{T^o} index) and their protection status. a: sites with the same value of Lim_{T^o} index in all scenarios; b: sites with a value of Lim_{T^o} index in at least one scenario; c: sites of international importance for waterbirds with the same value of Lim_{T^o} index in all scenarios; d: sites of international importance for waterbirds with a value of Lim_{T^o} index in at least one scenario. One site can be represented in several bars in panels b and d (e.g., if it has Low, Moderate, and High Lim_{T^o} value in at least one scenario). Percentages were calculated relative to sites with the same protection status (top: all sites; bottom: sites of international importance). Details in Appendix S.3.8.

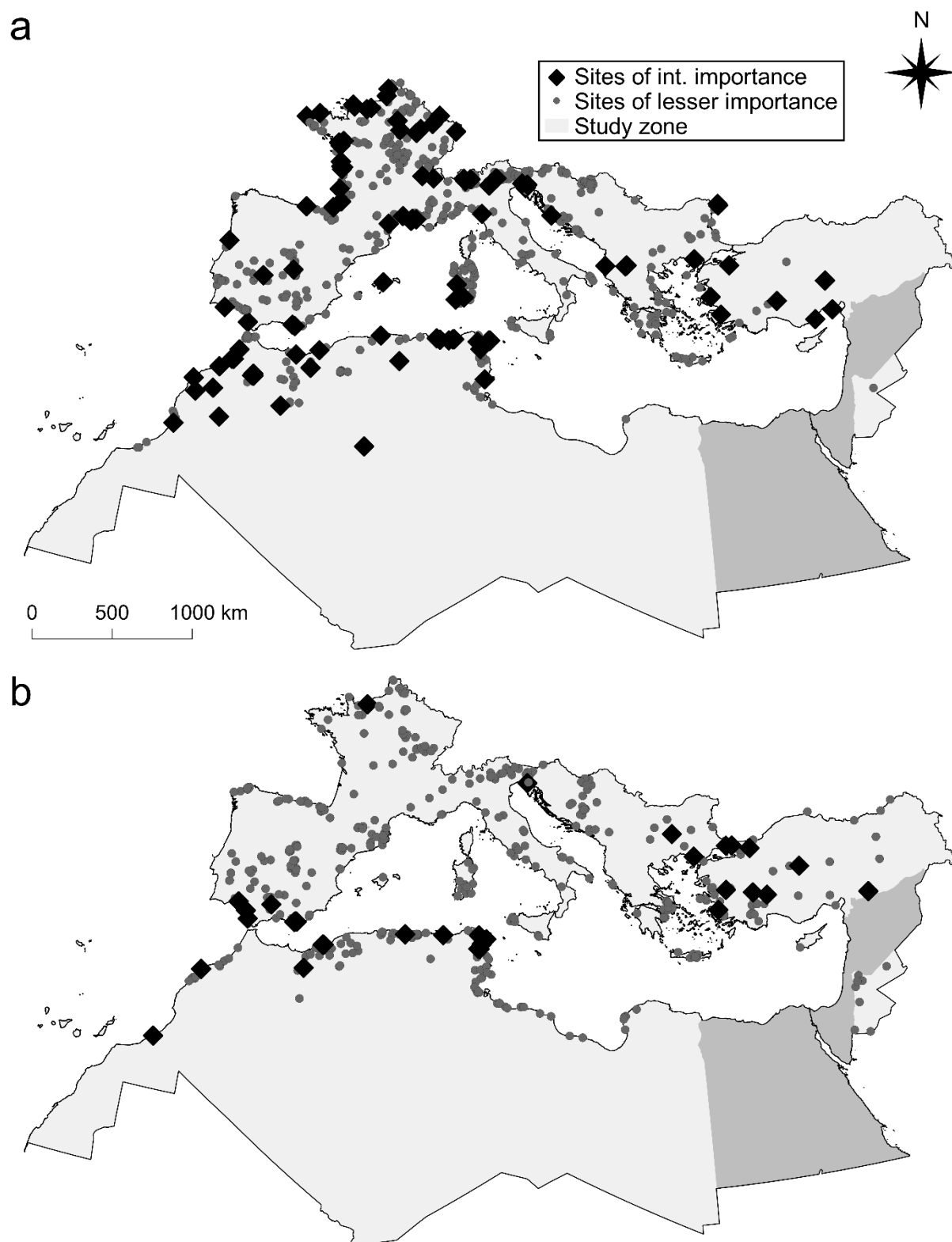


Figure 3.2. Protected (a) and non-protected (b) sites with high future thermal adjustment limitations (Lim_T index) in at least one scenario (protected: $n = 668$, non-protected: $n = 490$). Black diamonds: sites of international importance for waterbirds (protected: $n = 99$, non-protected: $n = 32$) according to Popoff et al. (2021), grey circles: sites of lesser importance (protected: $n = 569$, non-protected: $n = 458$). Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected (Appendix S.3.1) are depicted in dark grey.

3.3. Future thermal adjustment limitations of waterbird communities in protected areas

The $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index was higher for strictly protected sites than non-protected sites in at least three scenarios for all subregions (Appendices S.3.10 and S.3.12). Other protected sites also had also higher values of $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index than non-protected sites in at least two scenarios for the Maghreb, the Middle-East and Western Europe (Appendices S.3.10 and S.3.12). Almost half of protected sites (*i.e.*, strictly protected and other protected sites) had a 'High' $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index in at least one scenario ($n = 668$, 43.8%, Figures 3.1 and 3.2). On the other hand, 490 sites whose communities had a high $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index in at least one scenario were not protected (42.3%, Figures 3.1 and 3.2). A list of these sites is provided as Supplementary Material. More than a third of these sites (40.6%, $n = 199$) were located in the Maghreb and the Middle-East (Figure 3.2).

3.4. Exposure of sites to climate warming and natural habitat conversion

The values of $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ were higher (lower) at sites of international importance than at other sites in the Balkans and the Middle-East (Maghreb and Western Europe) in all scenarios (Appendix S.3.13). Sites of international importance had higher Expo_{NHC} than other sites in three scenarios for Western Europe, but the differences for other subregions were less clear (Appendix S.3.14). $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ was overall higher at other protected sites than at non-protected sites except for Maghreb countries (Appendix S.3.15). Strictly protected and other protected sites had overall higher Expo_{NHC} values than non-protected sites (Appendix S.3.16).

$\text{Expo}_{T^{\circ}}$ values increased with the radiative forcing level of scenarios in all subregions and were highest for Maghreb sites (Appendix S.3.17). Surveyed sites had overall lower Expo_{NHC} values in SSP3-7.0 than in other scenarios and had overall highest values in the Middle-East (Appendix S.3.17). Sites had similar $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ spatial patterns between scenarios ($0.52 < \tau < 0.91$, $P < 0.01$, Appendix S.3.18) but different Expo_{NHC} spatial patterns between scenarios ($0.04 < \tau < 0.25$, $P < 0.01$, Appendix S.3.18).

$\text{Expo}_{T^{\circ}}$ and Expo_{NHC} were weakly correlated in SSP1-2.6, SSP2-4.5 and SSP3-7.0 (Mean absolute $\tau = 0.09$, $P < 0.001$, Appendix S.3.19). In contrast, in SSP5-8.5, $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ and Expo_{NHC} were strongly and negatively correlated ($\tau = -0.36$, $P < 0.001$, Appendix S.3.19), suggesting that sites with high $\text{Expo}_{T^{\circ}}$ have low Expo_{NHC} .

3.5. Thermal specialization of waterbird communities

$\text{Spec}_{T^{\circ}}$ was higher at sites of international importance for waterbirds than at other sites except for Maghreb countries (Appendix S.3.19). $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ was higher at strictly protected sites than at other protected sites and non-protected sites in all subregions (Appendix S.3.20). $\text{Spec}_{T^{\circ}}$ was higher for Balkans and Maghreb communities than for Western Europe and Middle-East communities (Appendices S.3.21 and S.3.22).

$\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$ and $\text{Expo}_{\text{T}^{\circ}}$ were very weakly correlated in SSP1-2.6 and SSP2-4.5 ($-0.04 < \tau < -0.03$, $P < 0.01$, Appendix S.3.19) and were not correlated in SSP3-7.0 and SSP5-8.5. $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$ and Expo_{NHC} were very weakly correlated in SSP1-2.6 and SSP5-8.5 ($-0.06 < \tau < -0.04$, $P < 0.01$, Appendix S.3.19) and were not correlated in SSP2-4.5 and SSP3-7.0.

4. DISCUSSION

In this study, we identified for the first time the wintering waterbird communities that might experience the greatest limitations to adjust to climate warming by the end of the century, and demonstrated that current Mediterranean PAs, and especially strictly PAs, were overall well located to support their thermal adjustment. However, we identified 490 entirely non-protected sites whose communities may experience high limitations in thermal adjustment, including 32 sites of international importance (*sensu* Ramsar Convention). Building on the importance of PAs for future biodiversity conservation in response to both climate warming and natural habitat conversion, our results reinforce the need for PAs designation and acknowledge that decades of wetland conservation efforts are expected to help waterbird responses to climate warming.

4.1. Thermal adjustment and vulnerability to climate warming

Our approach presumes that waterbird communities with a better thermal adjustment are less vulnerable to climate warming. Vulnerability to climate change is defined as “the extent to which biodiversity is susceptible to or unable to cope with the adverse effects of climate change” (IPCC, 2007; Foden et al., 2019). As a limited thermal adjustment to warmer conditions could lead to increased climatic debt (Gaget et al., 2021; Soutan et al., 2022), it may be considered as a factor of vulnerability to climate change. Wintering waterbird communities adjust to climate warming by species composition changes mainly through thermal specialist species (*i.e.*, high $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$ species), with the colonization of communities by warm-dwelling specialists and the extirpation of cold-dwelling specialists from waterbird communities (Gaget et al., 2020a). Therefore, communities with a high proportion of thermal specialists should adjust better to climate warming, and thus should be less vulnerable, than communities with a high proportion of thermal generalists (*i.e.*, low $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$ species).

However, considering future limitations in community thermal adjustment (*i.e.*, $\text{Lim}_{\text{T}^{\circ}}$ index) as a proxy of vulnerability to climate warming must be done with great caution as its interpretation and estimation raise questions. Thermal generalist species may not adjust to temperature increases because they may be less sensitive and may have a greater adaptive capacity than thermal specialists, and consequently be less vulnerable to climate warming despite their higher climatic debt. Furthermore, changes in $\text{Spec}_{\text{T}^{\circ}}$, a community weighted-mean index, only reflect changes in the relative proportion of specialists and generalists, not their presence, and other mechanisms such as interspecific competition and anthropogenic disturbance can also influence thermal adjustment (Liang et al., 2018). Finally, the spatial resolution (approx. 28 x 28 km at the equator) of the land-use data is very coarse and its very low thematic resolution (12 categories) does not include a definition of wetlands. This results in a large uncertainty on the

relationship between natural habitat conversion and the monitored wetlands, as well as in a potential overestimation of the exposure to climate warming ($\text{Expo}_{T^{\circ}}$) (Heikkinen et al., 2020). Improved future projections of land-use are required to accurately quantify waterbird exposure to natural habitat conversion.

Nevertheless, these limitations do not diminish the significance of our study because they do not undermine our assumption that communities impacted by high rates of natural habitat conversion are less able to adjust to climate warming (Gaget et al., 2020a). Given the rule-based logic framework used to compute the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index, the limitations based on the thermal specialization of the community also do not invalidate the higher vulnerability of communities exposed to high rates of natural habitat conversion compared to communities not exposed to natural habitat conversion. Finally, the combinations of this framework were somewhat arbitrarily decided, but very similar findings were found with different combinations in the sensitivity analysis (Appendix S.3.5).

4.2. Future scenarios of thermal adjustment

Although one might anticipate greater limitations in community thermal adjustment to climate warming at high radiative forcing, this pattern was only partially observed and not even across all subregions. This is because the exposure to land-use changes does not necessarily increase with the radiative forcing level of the scenarios and has very different spatial patterns between CMIP6 scenarios in the Mediterranean region (Verniest et al., 2022). Therefore, the lower values of $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index in SSP3-7.0 in Western Europe and the Balkans can be explained by the low values of its main driver, *i.e.*, Expo_{NHC} , taken in this scenario. The lowest values of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index in the Maghreb under SSP5-8.5 are due to the strongly negative Expo_{NHC} values on the coast of Morocco, Algeria, and Tunisia because of the extensive conversion of crops into secondary natural land.

Although it might be appealing to infer that high radiative forcing scenarios are not that problematic, such conclusion must be tempered. Indeed, other CMIP6 scenarios combining the same high radiative forcing levels (*i.e.*, 7.0 W.m^{-2} and 8.5 W.m^{-2}) with other socio-economic conditions (*e.g.*, SSP2), for which data are not yet available, could result in a very different future land-use and thus potentially in higher values of the $\text{Lim}_{T^{\circ}}$ index, as Expo_{NHC} is its main driver. Furthermore, waterbird community thermal adjustment is far to be perfect and results in a climatic debt even at lower rates of temperature increase (Gaget et al., 2021). Our research reinforces the importance of considering future projections of habitat loss and degradation, whose results against scenarios are far less straightforward than for climate projections.

4.3. Addressing gaps in the protected areas network

Using a trait-based CCVA framework, we highlighted that waterbird communities of wetlands overlapped by strictly PAs (IUCN category from I to IV) would experience greater limitations to adjust to climate warming than non-protected waterbird communities, certainly due to the higher exposure of strictly PAs to natural habitat conversion. We also found that many of the communities that may experience the greatest limitations are protected: among the 14 sites

whose waterbird communities had a high Lim_T index in all scenarios, 10 located in western Europe (France, Italy, Spain), including the two sites of international importance for waterbirds, are partially or entirely protected. We believe these findings to be encouraging in two respects. First, it implies that PAs are generally located in wetlands where the need to help waterbird communities adjust to new thermal conditions will be most critical. Second, future projections of land-use might overestimate Exp_{ONHC} in PAs, since Integrated Assessment Models (IAMs) (Harfoot et al., 2014) used to produce these projections do not explicitly account for PAs and have a very coarse spatial resolution. This is especially the case for strictly PAs that have more restrictive management than other PAs (Dudley, 2008), and thus, we assume, have a better ability to reduce anthropogenic pressures. Nevertheless, we assume that many sites that were considered as protected in this study are only partially overlapped by PAs (Popoff et al., 2021), although this could not be verified throughout the entire study area because the exact delineation of the IWC monitored sites is not available in many cases (Gaget et al. 2021). Therefore, we advocate that the delineation of each IWC site be completed and made available. This would enable the expansion of strictly PAs in wetlands hosting waterbird communities that might experience limitations to adjust to climate warming and that are only partially covered by a strict protection status (*i.e.*, strict nature reserve, wilderness area, national park, natural monument or feature, and habitat/species management area, Dudley, 2008). In addition, a decline in the effectiveness of PAs to reduce anthropogenic pressures such as natural habitat conversion, which was observed in some regions (Geldmann et al., 2019), might threaten the ability of PAs to facilitate the thermal adjustment of waterbird communities to climate warming. We thus recommend the implementation of effective management plans in current PAs to ensure their ability to support waterbird responses to climate change (Gaget et al., 2022) and positive waterbird population trends (Wauchope et al., 2022).

Despite the above-mentioned result, we identified 490 waterbird communities that might experience significant thermal adjustment limitations in at least one scenario and that are not included in the current PAs network (Supplementary Material). Maghreb and Middle-East countries account for 199 of these communities (40.6%), including 22 at sites of international importance for waterbirds, notwithstanding the low number of selected sites in these countries ($n = 586$, 20.0%). Our results are coherent with Breiner et al. (2022) in which authors found that African and Middle-East Critical Sites for waterbirds are key to support waterbird responses to climate change. Such sites are also important to protect to ensure the connectivity of the wetlands along the Eurasian-African migration flyway (Deboelpaep et al. 2022). Our results urge Mediterranean countries to quickly designate new PAs to protect the 490 communities we identified, with priority given to the 32 wetlands of international importance for waterbirds (Popoff et al., 2021). Protecting these wetlands will help waterbird communities adjust to climate warming (Gaget et al., 2021) but might also benefit these ecosystems as a whole, which are among the most threatened on Earth and the least targeted by conservation measures (Abell & Harrison, 2020), as well as human populations (MWO, 2018). The designation of new PAs in wetlands whose waterbird communities might experience high thermal adjustment limitations to future climate warming should be facilitated by the new protection targets of the Kunming-Montreal global biodiversity framework (CBD, 2022).

4.4. Perspectives

Prioritizing waterbird conservation should not be based only on wintering, *i.e.*, non-breeding, species distribution but also account for the distribution during the breeding and migration periods (*e.g.*, Deboelpaep et al., 2022). We also recommend assessing the vulnerability of waterbird communities by considering other components of climate change than climate warming, such as precipitation changes and sea-level rise, but also by including as wide a range of relevant anthropogenic pressures as possible, such as hunting, disturbance, and water management. Nevertheless, this study provides important guidance for conservation planning in the Mediterranean region by stressing the need to designate new PAs in 490 sites. Our results also demonstrated that current Mediterranean PAs are in wetlands whose waterbird communities, without protection, would experience high limitations in thermal adjustment by the end of the 21st century, and thus that the location of PAs might help to support the thermal adjustment of waterbird communities to future climate warming.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank B. Maas and one anonymous reviewer for comments that improved the quality of the manuscript. We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts and coordination units of the International Waterbird Census for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. We acknowledge the World Climate Research Programme, which, through its Working Group on Coupled Modelling, coordinated and promoted CMIP6. We thank the climate modelling groups for producing and making available their model output, the Earth System Grid Federation (ESGF) for archiving the data and providing access, and the multiple funding agencies who support CMIP6 and ESGF.

CHAPITRE 4

L'EXPOSITION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX D'EAU À LA HAUSSE DU NIVEAU MARIN

La marée monte. Elle est annoncée énorme. Alors la Ville verrouille ses fondations. Souterrains, rez-de-chaussée et premiers étages : tous les bâtiments sont mis à étanche. Ça ne servira à rien, comme toujours. Parce qu'on ne sait pas ce qui va se passer. Ce que la marée va transformer. Condamner ou élire, puisque c'est elle qui choisit.

- Alain Damasio, *So phare away*

Référence :

Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Boutron, O., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Willm, L., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K., ... & Le Viol, I. Mediterranean wintering sites of waterbirds highly threatened by sea-level rise. In prep.

RÉSUMÉ

Dans le chapitre précédent, j'ai identifié les zones humides à protéger en priorité afin de faciliter l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau à la future augmentation des températures en tenant compte de l'exposition à cette dernière mais également de l'exposition à la conversion d'habitats naturels et de la spécialisation thermique des communautés (Figure R4.1). J'ai ensuite souhaité améliorer cette hiérarchisation en considérant l'exposition à une composante différente du changement climatique.

L'impact de la hausse du niveau marin sur les oiseaux d'eau, conséquence de l'augmentation des températures à travers la dilatation thermique de l'eau de mer et la fonte des glaciers terrestres et des calottes glaciaires (IPCC, 2021), semble avoir reçu bien moins d'attention dans la littérature scientifique que l'impact des changements de températures et de précipitations et les quelques études abordant ce sujet se focalisent en général sur un nombre limité d'espèce ou sur un espace géographique réduit (voir toutefois Iwamura et al., 2013b, 2014).

Cette composante du changement climatique est pourtant susceptible de fortement altérer le fonctionnement voire même de faire disparaître des zones humides côtières en Méditerranée (Schuerch et al., 2018; Spencer et al., 2016), dont l'importance pour l'hivernage des oiseaux d'eau est cruciale, et vient se superposer à d'autres facteurs majeurs, tels que la perte de zones humides naturelles et la pollution engendrées par l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation (Galewski et al., 2021; MWO, 2018). La création d'aires protégées dans ces écosystèmes mais également la mise en œuvre de mesures de gestion adaptées peut toutefois permettre d'anticiper l'impact de la hausse du niveau marin sur les zones humides côtières méditerranéennes (Brito & Naia, 2020).

L'objectif de ce chapitre était d'évaluer l'exposition des zones humides côtières à la future hausse du niveau marin et d'identifier les plus exposées parmi celles d'importance internationale pour les oiseaux d'eau identifiées dans le **Chapitre 2** (Figure R4.1), afin d'orienter la mise en place de mesures de conservation spatiales et notamment de protection. Pour ce faire, j'ai modélisé sur l'ensemble de la Méditerranée l'inondation statique côtière selon sept scénarios d'élévation du niveau de la mer allant de + 44 cm à + 161 cm à l'horizon 2100. J'ai ensuite évalué l'exposition des sites du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (Delany, 2005) à cette composante de la hausse du niveau marin.

J'ai ainsi mis en évidence les risques importants que représente la future hausse du niveau marin pour près d'un tiers de ces sites, notamment ceux situés sur les côtes tunisiennes et libyennes et y compris dans les scénarios les plus optimistes. J'ai également démontré la plus grande exposition des sites de comptage déjà intégrés au réseau d'aires protégées ainsi que des sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau identifiés dans le **Chapitre 2**, dont respectivement 348 et 37 sont exposés dans le scénario le plus pessimiste. Les zones humides d'importance internationale pour les espèces liées aux lagunes saumâtres notamment, telles que le Flamant rose (*Phoenicopterus roseus*), l'Avocette (*Recurvirostra avosetta*) et le Tadorne de Belon (*Tadorna tadorna*) semblent particulièrement exposées.

Ces résultats plaident en faveur de la mise en place de mesures de protection prioritaires sur les sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau non protégés les plus exposés,

accompagnées de mesures de gestion des écosystèmes (*e.g.*, restauration d'écosystèmes, construction d'ouvrages, rechargement en sable), y compris dans les sites déjà concernés par un statut de protection. Ces mesures devraient permettre à la fois de réduire l'inondation côtière et de limiter son impact sur les communautés d'oiseaux d'eau. Bien que cette étude formule déjà d'importantes recommandations en matière de planification de la conservation pour la région méditerranéenne, il serait intéressant de la compléter par des mesures d'exposition aux changements d'usage des sols et de spécialisation des communautés au milieu marin dans une approche similaire à celle adoptée dans le **Chapitre 3** (Figure R4.1).

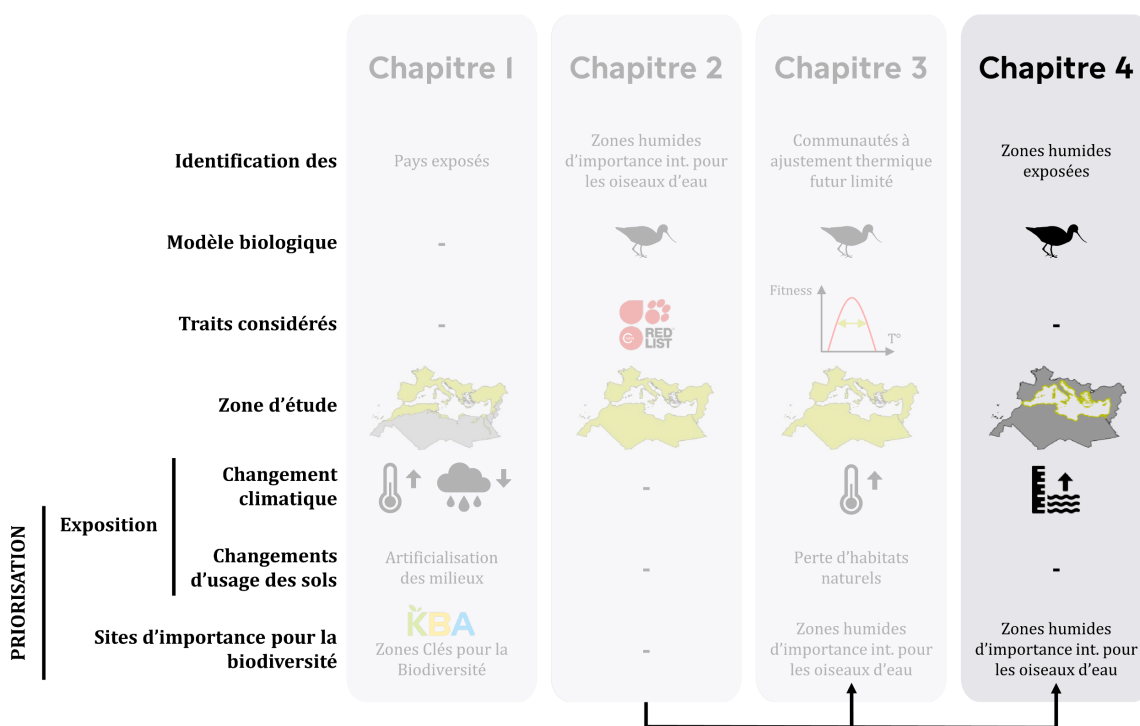


Figure R4.1. Schéma synthétisant les caractéristiques du Chapitre 4 ainsi que son articulation avec les autres chapitres au sein du manuscrit.

MEDITERRANEAN WINTERING SITES OF WATERBIRDS HIGHLY THREATENED BY SEA-LEVEL RISE

Fabien Verniest | Thomas Galewski | Romain Julliard | Olivier Boutron | Laura Dami | Anis Guelmami | Marie Suet | Loïc Willm | Wed Abdou | Hichem Azafzaf | Nadjiba Bendjedda | Taulant Bino | John J. Borg | Luka Božič | Mohamed Dakki | Rhimou El Hamoumi | Vitor Encarnação | Kiraz Erciyas-Yavuz | Khaled Etayeb | Valeri Georgiev | Ayman Hamada | Ohad Hatzofe | Christina Ieronymidou | Tom Langendoen | Tibor Mikuska | Blas Molina | Filipe Moniz | Caroline Moussy | Asmaâ Ouassou | Nicky Petkov | Danae Portolou | Tareq Qaneer | Samir Sayoud | Marko Šćiban | Goran Topić | Danka Uzunova | Gal Vine | Andrej Vizi | Erald Xeka | Marco Zenatello | Elie Gaget* | Isabelle Le Viol*

* Equal contribution

ABSTRACT

Sea-level rise threatens coastal wetlands, which are among the world's most valuable and vulnerable ecosystems and are critical for wintering waterbirds. Since conservation actions, including management and protection measures, can locally reduce coastal flooding from sea-level rise and facilitate the adaptation of coastal wetlands to this pressure, it is crucial to identify the wetlands most at risk from future sea-level rise. In this study, we assess the exposure of Mediterranean wintering sites of waterbirds to coastal flooding under sea-level rise to highlight priorities for wetland conservation. To this end, we modelled future coastal flooding under seven scenarios of sea-level rise by 2100 using a static inundation approach. Exposure to coastal flooding under sea-level rise was assessed for 938 Mediterranean sites for which winter abundances of 145 waterbird species are monitored as part of the International Waterbird Census. We found that coastal sites of international importance for waterbirds and protected sites were highly exposed to coastal flooding by the end of the 21st century. Accordingly, we advocate for the priority implementation of management actions and the expansion of existing protected areas in these sites to reduce coastal flooding and mitigate its effects. Our study provides major guidance for conservation planning in the Mediterranean region to improve the resilience of coastal wetlands to future sea-level rise.

KEYWORDS

Climate change • CMIP6 • Coastal flooding • Coastal wetlands • Conservation planning • Exposure assessment • International Waterbird Census • Protected Areas • Ramsar convention

I. INTRODUCTION

Sea-level rise is one of the most concerning and uncertain consequences of climate change for human activities and coastal ecosystems. Future sea-level rise (hereafter 'SLR') threatens up to 630 million of people by the end of the 21st century (Kulp & Strauss, 2019), and might also have a severe detrimental impact on economic and industrial activities, in particular through shoreline retreat. Sites of great cultural and natural value are also threatened by future SLR (Reimann et al., 2018; Vousdoukas et al., 2022). However, the magnitude of future SLR greatly varies according to future scenarios combining radiative forcing level and socio-economic conditions (SSP scenarios, Eyring et al., 2016; O'Neill et al., 2016) (IPCC, 2021), and according to the high uncertainty about the contribution of the ice sheet to SLR (Bamber et al., 2019; Edwards et al., 2021). Exploring risks induced by SLR under various future scenarios is thus of major importance.

Wetlands, which are among the most threatened ecosystems on Earth, are highly vulnerable to SLR and should hence be targeted by priority conservation measures (Abell & Harrison, 2020). Many anthropogenic pressures imperil wetlands, such as pollution, invasive species, changes in temperature and precipitation, and habitat loss caused by agriculture, urbanisation, water abstraction and dams (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020b). These pressures led to a major loss of wetlands (70% since 1900, 35% since 1970) and their associated biodiversity (Convention on Wetlands, 2021; WWF, 2020b). On top of these pressures, SLR highly threatens coastal wetlands, with more than half of these invaluable ecosystems that might be lost by 2100 as a result of this pressure (Blankespoor et al., 2014; Spencer et al., 2016). However, the implementation of conservation measures to reduce coastal flooding and mitigate its effects on wetlands, such as management actions (*e.g.*, ecosystem restoration, hard engineering actions) or the designation of protected areas (hereafter 'PAs'), could safeguard coastal wetlands from future SLR (Brito & Naia, 2020).

Management and protection measures should be implemented in Mediterranean coastal wetlands, as they host an extraordinary biodiversity and are highly threatened by projected SLR. Mediterranean wetlands are at risk from the abovementioned anthropogenic pressures (Galewski et al., 2021; MWO, 2018), but these threats are exacerbated in coastal areas (MedECC, 2020; UNEP/MAP & Plan Bleu, 2020). Worse, the Mediterranean region is expected to be a hotspot of wetland loss caused by SLR (Schuerch et al., 2018; Spencer et al., 2016). As a result, the future impacts of SLR on coastal wetlands have been identified as a key issue for the conservation of Mediterranean wetlands (Taylor et al., 2021). Identifying priority coastal wetlands to implement conservation measures in the Mediterranean region could help anticipate the future impacts of SLR on these ecosystems. Reinforcing PAs network for instance, can facilitate inland migration of wetlands and is especially important as major gaps in wetland protection were identified in this region (Leberger et al., 2020; Popoff et al., 2021; Verniest et al., 2023) and many new PAs will have to be designated to meet the protection targets of the Kunming-Montreal global biodiversity framework (CBD, 2022).

Assessing the threat of future SLR to wintering waterbird sites can support conservation planning in Mediterranean coastal wetlands. The conservation of waterbirds and wetlands, of which they are highly dependent, is the focus of many international conservation policies in the

Mediterranean region (*e.g.*, African-Eurasian Waterbird Agreement, Ramsar Convention, European Union Birds Directive). Waterbirds, for instance, are used to identify wetlands of international importance, *i.e.*, key wetlands to preserve, as part of the Ramsar Convention on wetlands. Protection and management actions provide effective conservation of waterbirds (Amano et al., 2018; Wauchope et al., 2022), including in the Mediterranean region (Gaget et al., 2020b; Kleijn et al., 2014), and in the face of specific anthropogenic pressures such as climate change (Gaget et al., 2021, 2022). Although many studies reported potential detrimental effects of projected SLR on coastal birds, most studies have been limited to few species in the breeding season and were conducted at local or national scales to date (*e.g.*, Hatfield et al., 2012; Ivajnsič et al., 2017; Klingbeil et al., 2021; Rosencranz et al., 2018; but see Iwamura et al., 2013b; 2014).

In this study, we identified the Mediterranean wetlands monitored for waterbirds that are most at risk from future sea-level rise by the end of the century, with an emphasis on wetlands of international importance for waterbirds (*sensu* Ramsar Convention) identified in Popoff et al. (2021), in order to highlight conservation priorities, including wetlands to protect. To this end, we assessed the exposure to coastal flooding under sea-level rise of 938 coastal wetlands in 8 Mediterranean countries for which winter abundances of waterbirds are monitored as part of the International Waterbird Census (IWC) (Delany et al., 2005). We modelled projected flooded surface under seven future SLR scenarios by 2100 of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ranging from +44 cm to +161 cm (IPCC, 2021) using a static inundation approach. Our findings can inform the allocation of conservation resources in Mediterranean coastal wetlands to improve their resilience to SLR through the implementation of management and protection measures.

2. METHODS

2.1. Waterbird monitoring sites

We initially selected 1474 coastal sites (*i.e.*, ≤ 30 km from the Mediterranean coastline following Popoff et al. [2021]) monitored for waterbirds at least once between 1993 and 2017 as part of the International Waterbird Census (IWC) in 20 Mediterranean countries (Appendix S.4.1). The IWC program, coordinated by Wetlands International (<http://www.wetlands.org>), is conducted each year by skilled volunteers and professionals who monitor wintering waterbird populations in thousands of wetlands following a standardized protocol (Delany, 2005). Following Verniest et al. (2023), sites without information on the location, whose location was considered imprecise, or that were potentially duplicates or aggregates of other sites were removed beforehand. We filtered out sites for which only the centroid and no polygon delineating the monitored area was provided ($n = 526$, 35.7%) after assessing the bias induced by their inclusion compared to sites with polygons as: i) their exposure to SLR was highly underestimated, and ii) this underestimation strongly differed with the SLR scenario (Appendix S.4.2). Countries for which site polygons were completely missing were consequently not included in this study (Albania, Bosnia and Herzegovina, Cyprus, Israel, Lebanon, Malta, Montenegro, Slovenia, Turkey, Appendix S.4.1). Egypt, Spain and Syria were also not considered as their number or proportion of sites with polygons was very low. Finally, as site polygons can overlap non-marine (*i.e.*, terrestrial or

freshwater) and marine habitats, six fully marine sites were deleted since they cannot be exposed to SLR. From the initial 1474 sites, the above-mentioned criteria resulted in a subset of 938 monitoring sites in 8 countries (Appendix S.4.3), with a total surface area of 10,274 km².

Using results from Popoff et al. (2021), 61 sites were considered of international importance for waterbirds (*sensu* Ramsar Convention), *i.e.*, sites that regularly hosted globally threatened species (*i.e.*, vulnerable, endangered, or critically endangered) (Criterion 2), at least 20,000 waterbirds (Criterion 5), or at least 1% of the individuals in a population of one species or subspecies of waterbird (Criterion 6) (Figure 4.1). Sites whose status of international importance for waterbirds was not assessed by Popoff et al. (2021) ($n = 206$, 22.0%), because they were monitored less than 5 years and therefore could not *de facto* meet any criteria of international importance, were not considered of international importance for waterbirds.

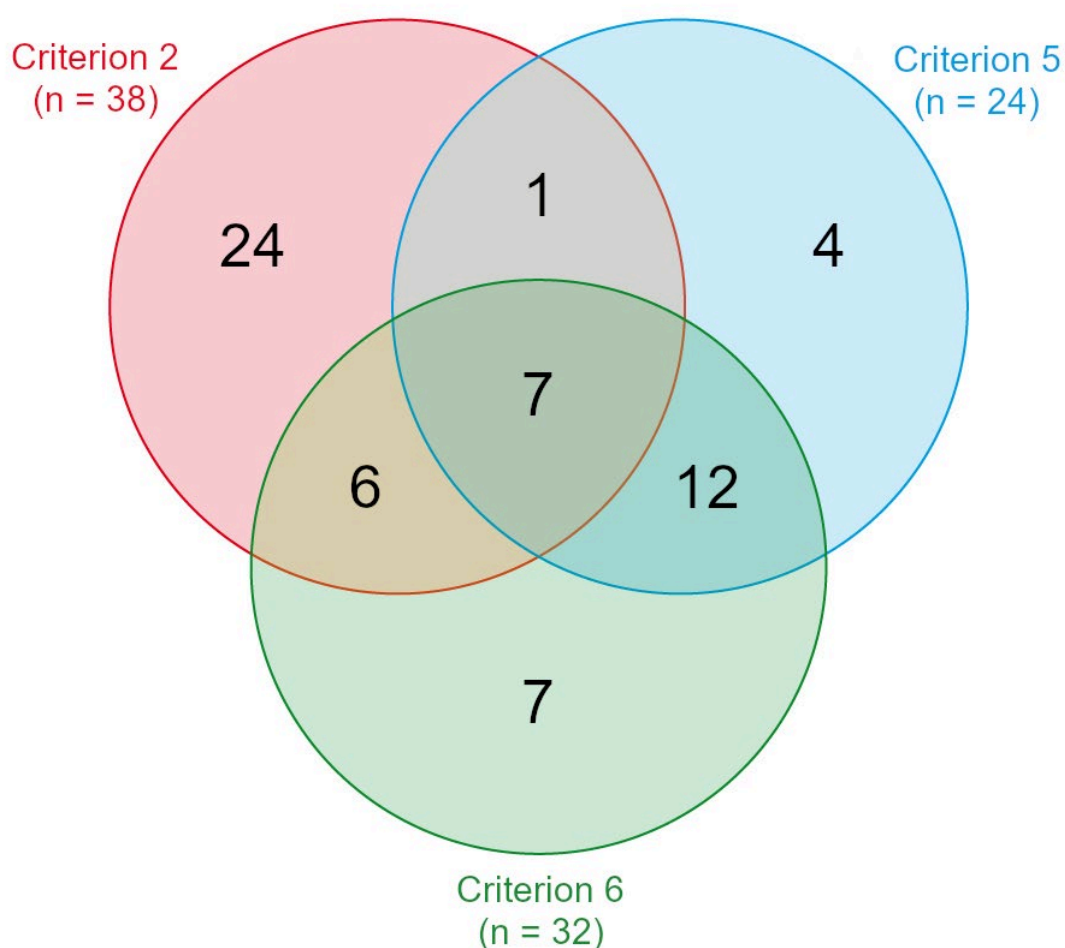


Figure 4.1. Number of studied sites of international importance for waterbirds (*sensu* Ramsar Convention) according to Popoff et al. (2021) ($n = 61$); *i.e.*, sites regularly hosting threatened species (Criterion 2), at least 20,000 waterbirds (Criterion 5), at least 1% of the individuals in a population of one species or subspecies of waterbird (Criterion 6).

Sites whose polygon overlapped a PA (n = 562, 59.9%) were considered as protected, regardless of the level of overlap. Protected areas boundaries were extracted from the Mediterranean Wetlands Observatory database that combines systematic national inventories with various international sources, *e.g.*, the World Database of Protected Areas (<https://www.protectedplanet.net>), the Common Database on Designated Areas (<https://www.eea.europa.eu>) and sites designated under international agreements (*e.g.*, the Ramsar Convention, Natura 2000).

2.2. Modelling coastal flooding under sea-level rise

We modelled coastal flooding under sea-level rise using a bathtub method (*i.e.*, static inundation approach). This method models the flooded surface by specifying a new sea-level and then identifying areas below the defined sea-level on a Digital Elevation Model (DEM) and connected to the ocean (Gesch, 2018). We only modelled coastal flooding caused by the rise of the Mediterranean Sea (*sensu* International Hydrographic Organization, *i.e.*, the Sea of Marmara and the Black Sea were excluded).

Coastal flooding was modelled using the GLO-90 Copernicus DEM (European Space Agency & Airbus, 2021) which provides elevation data at an approximate 90 m horizontal resolution. This DEM is derived from the best DEM to model coastal flooding at global scale (*i.e.*, TanDEM-X, Gesch, 2018). Projected flooded surface was modelled under various SLR scenarios (see below) while near-current (2011-2015, data acquisition period of the Copernicus DEM) marine surface was modelled using a 0 m elevation height.

2.3. Sea-level rise scenarios

We modelled coastal flooding for seven global projections of SLR by 2100, relative to the 1995-2014 period. Four of these projections are median values projected under CMIP6 scenarios (Eyring et al., 2016; O'Neill et al., 2016): +44 cm (SSP1-2.6), +56 cm (SSP2-4.5), +68 cm (SSP3-7.0), and +77 cm (SSP5-8.5) (IPCC, 2021). We also used three more pessimistic CMIP6 projections of SLR that cannot be ruled out (IPCC, 2021): the median value projected under the SSP5-8.5 Low Confidence scenario (hereafter 'SSP5-8.5 LC') that considers additional uncertain ice sheet processes (+88 cm), the upper limit of the likely range (likelihood \geq 66%) under SSP5-8.5 (hereafter 'SSP5-8.5 high') (+102 cm), and the 83rd percentile of the SSP5-8.5 Low Confidence (hereafter 'SSP5-8.5 LC high') (+161 cm) (IPCC, 2021). The 83rd percentile was used instead of the upper limit of the likely range for this scenario due to the high uncertainty of some of its processes (IPCC, 2021). We assumed that SLR in the Mediterranean will be similar to SLR at global scale as the former will be driven by the Atlantic Ocean (Ali et al., 2022; Tsimplis et al., 2013).

As projections of SLR by 2100 are relative to the reference period 1995-2014, which is older than the data acquisition period of the Copernicus DEM (*i.e.*, 2011-2015), we applied the above-mentioned projections after subtracting the increase in sea-level that occurred between the two periods using the following equation:

$$SLR_{2011-2015} = SLR_{1995-2014} - [(M_{1995-2014} - M_{2011-2015}) \times Annual_SLR] \quad (1)$$

where $SLR_{2011-2015}$ is the projection of sea-level rise by 2100 relative to the 2011-2015 period we applied, $SLR_{1995-2014}$ is the projection of sea-level rise by 2100 relative to the 1995-2014 period provided by the IPCC (2021), $M_{1995-2014}$ is the median year of the 1995-2014 period (*i.e.*, 2004.5), $M_{2011-2015}$ is the median year of the 2011-2015 period (*i.e.*, 2013), and $Annual_SLR$ is the average sea-level rise over the 2006-2018 period (*i.e.*, 3.7 mm.year⁻¹; IPCC, 2021).

2.4. Site exposure to sea-level rise

For each scenario, we computed the exposure of a monitored site to coastal flooding under sea-level rise (hereafter 'Exp_{SLR}') as the percentage of near-current non-marine surface of the site (*i.e.*, near-current marine surface of a site is excluded) projected to be flooded (Figure 4.2):

$$Exp_{SLR} = 100 \times \frac{a_i}{a_i + b_i} \quad (2)$$

where a_i is the projected flooded surface (*i.e.*, near-current non-marine surface area projected to be flooded; in red with black stripes Figure 4.2) at site i and b_i is the near-current and projected non-marine surface at site i (in grey with black stripes Figure 4.2). We considered a site as exposed to sea-level rise when $Exp_{SLR} > 0\%$.

2.5. Data analysis

We compared the exposure to coastal flooding under sea-level rise between protected and non-protected sites, and between sites of international importance for waterbirds and sites not of international importance for waterbirds using Beta regressions (Ferrari & Cribari-Neto, 2004) fitted with the *glmmTMB* package (Brooks et al., 2017), after transforming Exp_{SLR} following Smithson & Verkuilen (2006). Statistical significance was assessed using 95% confidence intervals.

We also assessed the exposure of species to SLR at their sites of international importance by assessing, for each species contributing to the achievement of Criterion 2 ($n = 6$) and Criterion 6 ($n = 25$), the number and average Exp_{SLR} of exposed sites for which the species contributed to the status of international importance.

Geoprocessing operations to model coastal flooding were performed using ArcGIS 10.8 (ESRI Inc., 2019) and the *Spatial Analyst* extension. Statistical analyses and figure production were performed using R 4.1.0 (R Core Team, 2021). Maps were generated using QGIS 3.4.15 (QGIS, Development Team, 2020).

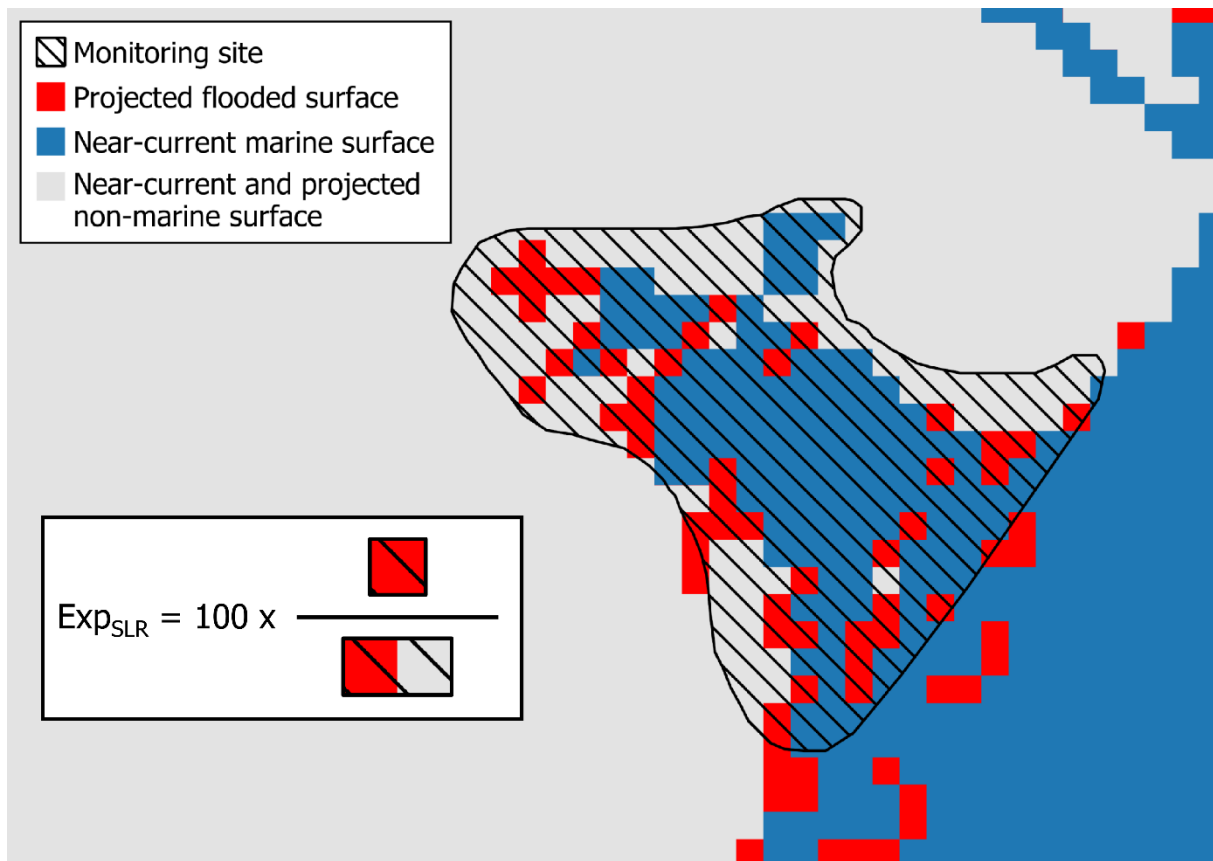


Figure 4.2. Schematic representation of the exposure of a monitoring site to sea-level rise projected by 2100 (Exp_{SLR}).

3. RESULTS

3.1. Site exposure to sea-level rise

Among the 938 monitored sites, 313 sites (33.4%, SSP1-2.6) to 493 sites (52.6%, SSP5-8.5 LC high) were exposed to projected sea-level rise by 2100 (*i.e.*, $Exp_{SLR} > 0\%$) (Figure 4.3). The average Exp_{SLR} values (*i.e.*, percentage of near-current non-marine surface of the site projected to be flooded) ranged from $10.37 \pm 22.56\%$ (mean \pm SD) (SSP1-2.6) to $30.91 \pm 38.52\%$ (SSP5-8.5 LC high) according to future SLR scenarios, corresponding to 833.6 km² and 1890.1 km² of additional flooded area by 2100, respectively. From 10 sites (SSP1-2.6) to 52 sites (SSP5-8.5 LC high) were expected to have their non-marine area fully flooded by 2100 (*i.e.*, $Exp_{SLR} = 100\%$), including 3 to 18 sites that currently have no marine part, respectively. The most exposed sites were located in Tunisia and Libya (Figure 4.4).

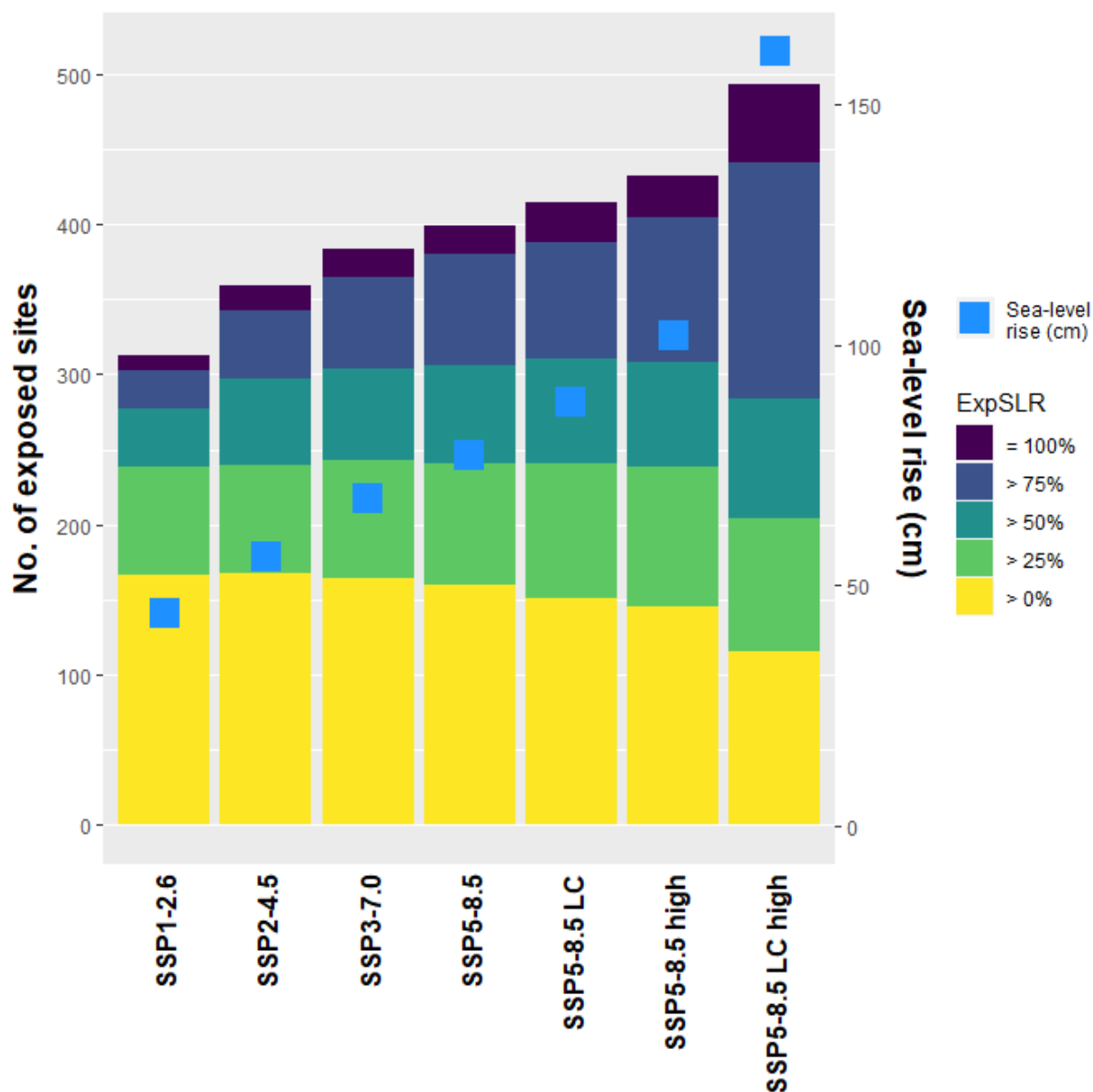


Figure 4.3. Number of studied sites monitored for wintering waterbirds that are exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100 (left axis) and projected sea-level rise (blue squares, right axis) under each scenario. Yellow: $0\% < \text{ExpSLR} \leq 25\%$, green: $25\% < \text{ExpSLR} \leq 50\%$, light blue: $50\% < \text{ExpSLR} \leq 75\%$, blue: $75\% < \text{ExpSLR} < 100\%$, dark blue: $\text{ExpSLR} = 100\%$. A map of these sites is provided Figure 4.4 for SSP1-2.6 and SSP5-8.5 LC high.

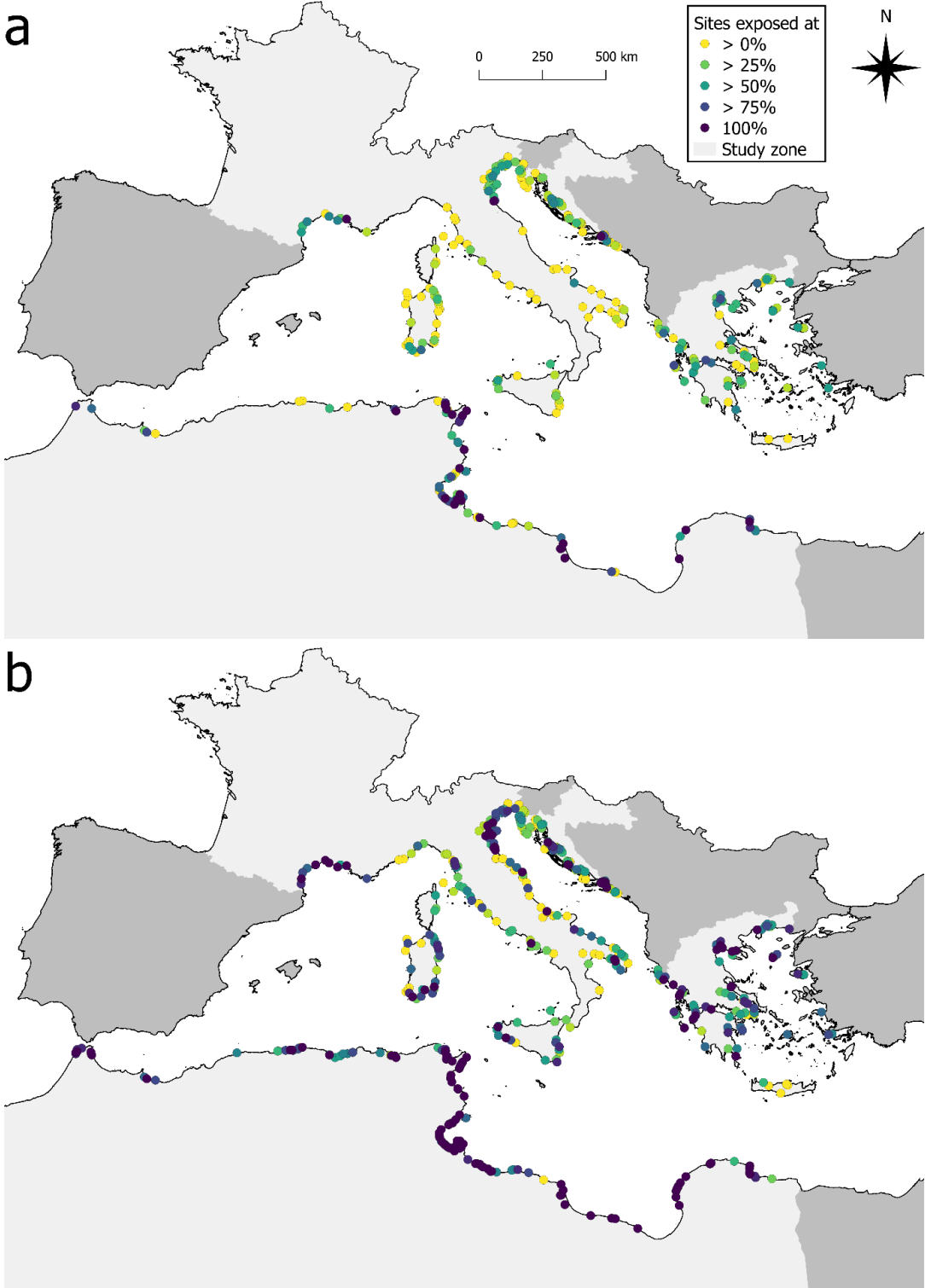


Figure 4.4. Map of studied sites monitored for wintering waterbirds that are exposed to projected sea-level rise ($Exp_{SLR} > 0\%$) in the Mediterranean by 2100 under SSP1-2.6 (a) and SSP5-8.5 LC high (b). Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected are depicted in dark grey.

3.2. Exposure of sites of international importance for waterbirds to sea-level rise

Among the 61 sites of international importance for waterbirds, 33 (54.1%, SSP1-2.6) to 37 sites (60.7%, SSP5-8.5 LC high) were exposed to projected SLR by 2100 (*i.e.*, $\text{Exp}_{\text{SLR}} > 0\%$) (Figures 4.5 and 4.6), and only one was not protected. Sites of international importance for waterbirds were overall more exposed to projected SLR than sites not of international importance for waterbirds (Appendix S.4.4). The average Exp_{SLR} ranged from $21.30 \pm 30.52\%$ (SSP1-2.6) to $42.92 \pm 40.67\%$ (SSP5-8.5 LC high) at these sites, while at sites not of international importance the average Exp_{SLR} ranged from $9.63 \pm 21.72\%$ (SSP1-2.6) to $30.08 \pm 38.25\%$ (SSP5-8.5 LC high). Almost 80% of sites of international importance for waterbirds exposed to future SLR ($n = 29$) were expected to have half of their non-marine area flooded by 2100 (*i.e.*, $\text{Exp}_{\text{SLR}} > 50\%$) under SSP5-8.5 LC high (Figure 4.5). Sites regularly hosting at least 20,000 waterbirds (Ramsar Criterion 5) or at least 1% of the individuals in a population of one species or subspecies of waterbird (Ramsar Criterion 6) were particularly exposed to projected SLR, with more than 75% of these sites exposed in the worst-case scenario (83.3%, $n = 20$, and 78.1%, $n = 25$, respectively, Figure 4.5).

3.3. Exposure of protected sites to sea-level rise

Among the 562 protected sites, 241 (42.9%, SSP1-2.6) to 348 protected sites (61.9%, SSP5-8.5 LC high) were exposed to projected SLR by 2100 (*i.e.*, $\text{Exp}_{\text{SLR}} > 0\%$) (Appendix S.4.5). Consequently, only 72 (SSP1-2.6) to 145 non-protected sites (SSP5-8.5 LC high) were exposed to projected SLR (*i.e.*, $\text{Exp}_{\text{SLR}} > 0\%$). Protected sites were more exposed than non-protected sites (Appendix S.4.6), with average Exp_{SLR} values ranging from $12.20 \pm 22.05\%$ (SSP1-2.6) to $34.36 \pm 38.08\%$ (SSP5-8.5 LC high) at protected sites, while average Exp_{SLR} values at non-protected sites ranged from $7.62 \pm 22.39\%$ (SSP1-2.6) to $25.77 \pm 38.66\%$ (SSP5-8.5 LC high). Almost 200 of protected sites ($n = 191$) were expected to have half of their non-marine area flooded by 2100 (*i.e.*, $\text{Exp}_{\text{SLR}} > 50\%$) under SSP5-8.5 LC high.

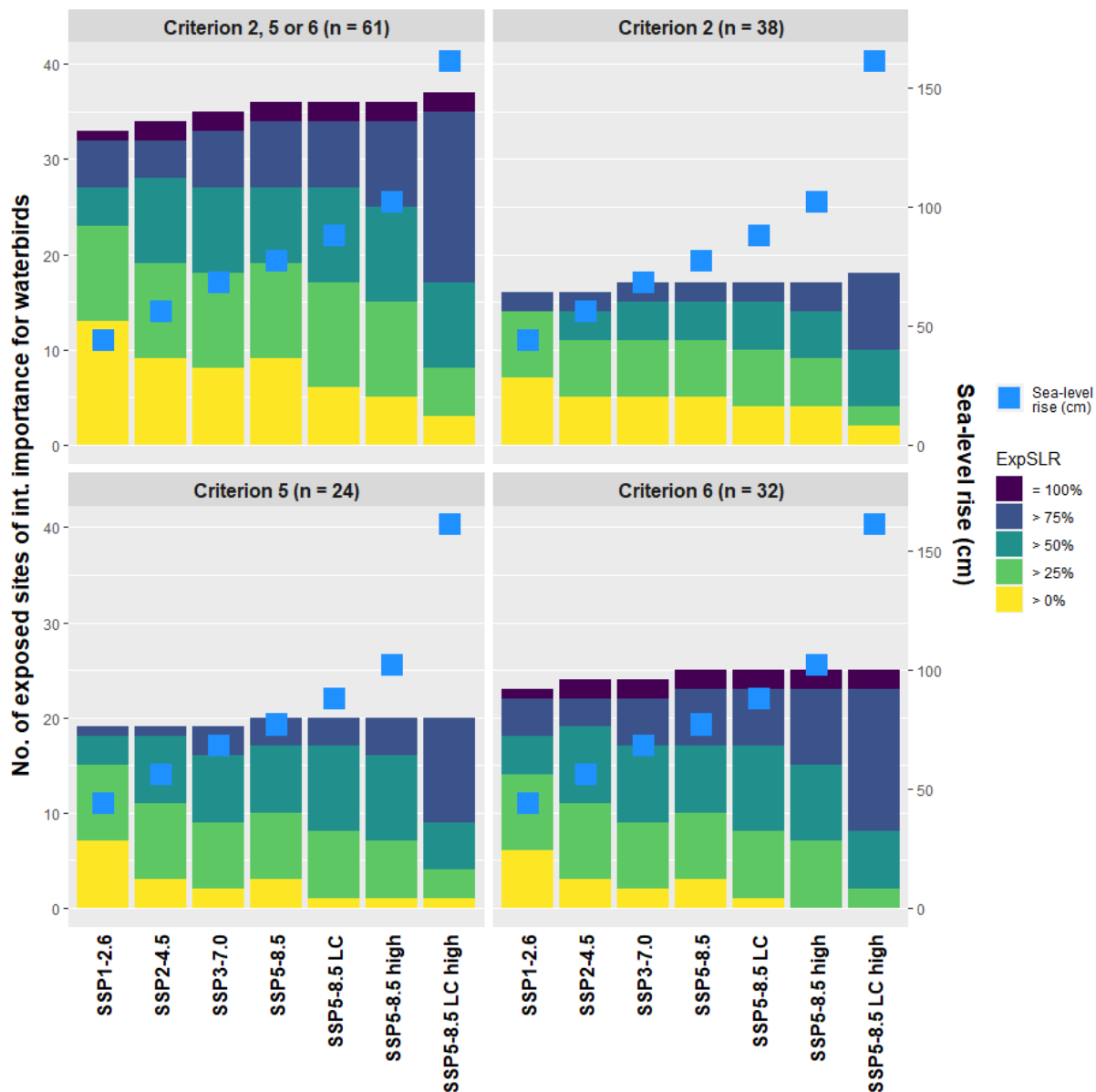


Figure 4.5. Number of studied sites of international importance for waterbirds that are exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100 (left axis) and projected sea-level rise (blue squares, right axis) per Ramsar criterion and scenario. Yellow: $0\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 25\%$, green: $25\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 50\%$, light blue: $50\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 75\%$, blue: $75\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} < 100\%$, dark blue: $\text{Exp}_{\text{SLR}} = 100\%$. A map of these sites is provided Figure 4.6 for SSP1-2.6 and SSP5-8.5 LC high.

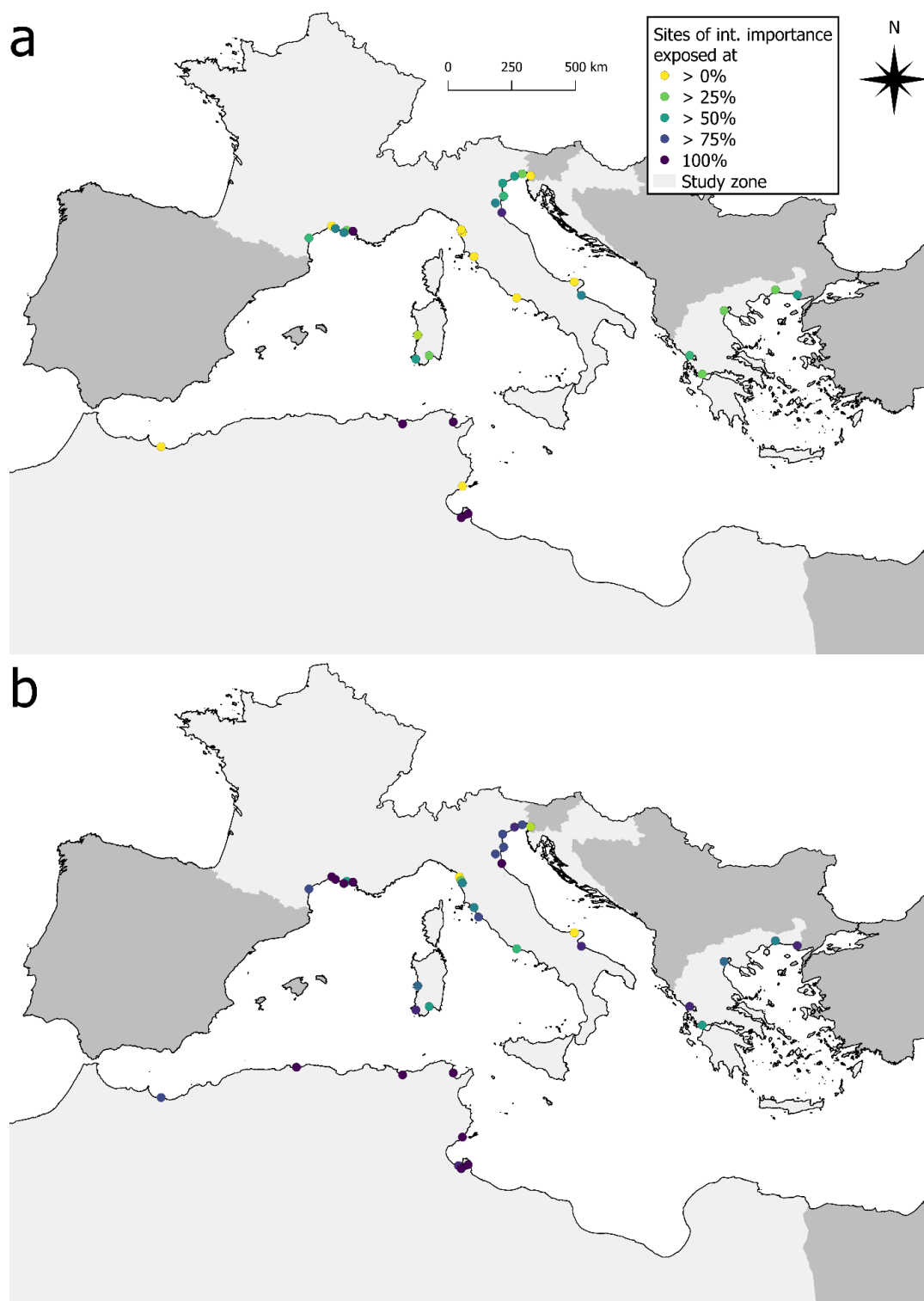


Figure 4.6. Map of studied sites of international importance for waterbirds that are exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100 under SSP1-2.6 (a) and SSP5-8.5 LC high (b). Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected are depicted in dark grey.

3.4. Exposure of species to sea-level rise at their sites of international importance

All six threatened species that contributed to the achievement of Criterion 2 from Popoff et al. (2021) had at least one site of international importance exposed to projected SLR, even under SSP1-2.6 (Figure 4.7). The Velvet Scoter (*Melanitta fusca*), which was the second highest contributing species (n = 14 out of 38 sites), had the highest number of exposed sites of international importance by far. The Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*), the Long-tailed Duck (*Clangula hyemalis*), and the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) contributed to few sites of international importance (n = 2, 2, and 1, respectively), but all of their sites of international importance were exposed to projected SLR and at high levels of exposure. Although the White-headed duck (*Oxyura leucocephala*) was the species that contributed the most to the achievement of Criterion 2 (n = 21 out of 38 sites), few of these sites were exposed and their exposure varied widely between scenarios (Figure 4.7).

All 25 species that contributed to the achievement of Criterion 6 had at least one site of international importance exposed to projected SLR, including 13 Anatidae species (Figure 4.8). The three highest contributing species, the Greater flamingo (*Phoenicopterus roseus*), the Eurasian Wigeon (*Mareca Penelope*) and the Pied Avocet (*Recurvirostra avosetta*) (n = 15, 9, and 7 out of 32 sites, respectively), had the highest number of exposed sites of international importance. For most species, nearly all sites of international importance were exposed to future SLR. The number of exposed sites under SSP1-2.6 was overall very similar to the number of exposed sites under SSP5-8.5 LC high (Figure 4.8).

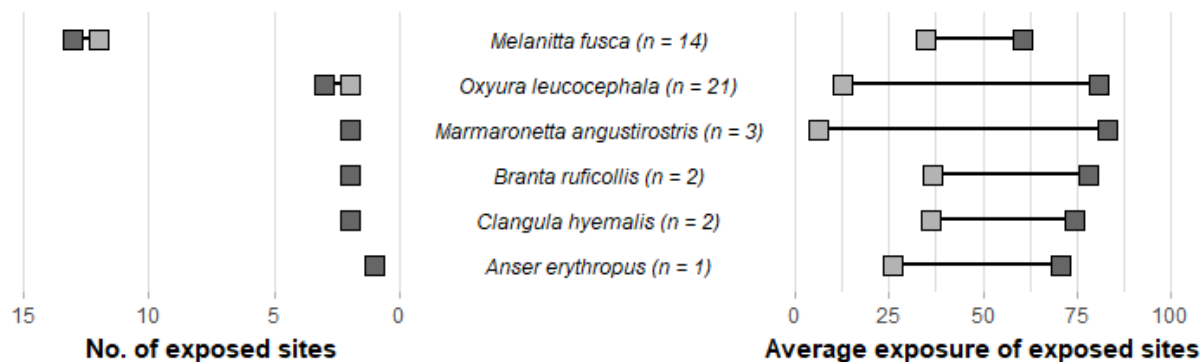


Figure 4.7. Number (left) and average exposure (right) of studied sites of international importance regularly hosting threatened (*i.e.*, vulnerable, endangered, or critically endangered) species (Ramsar Criterion 2) exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100, per species meeting Criterion 2 (n = 6), and under SSP1-2.6 (light grey) and SSP5-8.5 LC high (dark grey). The total number of sites of international importance per species is reported in brackets.

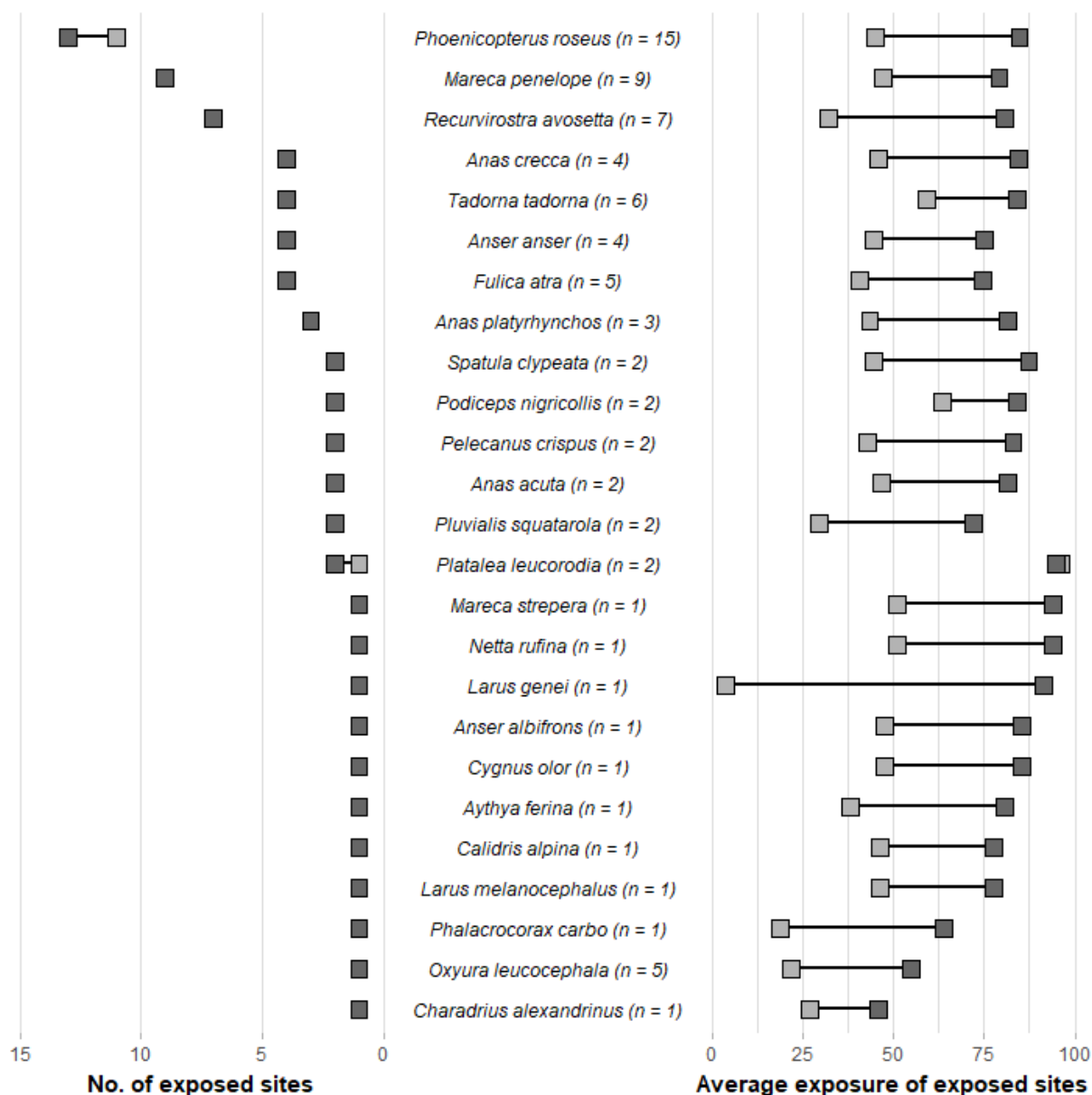


Figure 4.8. Number (left) and average exposure (right) of studied sites of international importance regularly hosting at least 1% of the individuals in a population of one species or subspecies of waterbird (Ramsar Criterion 6) exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100, per species meeting Criterion 6 ($n = 25$), and under SSP1-2.6 (light grey) and SSP5-8.5 LC high (dark grey). The total number of sites of international importance per species is reported in brackets.

4. DISCUSSION

Coastal wetlands are critical ecosystems for waterbirds wintering in the Mediterranean region (Popoff et al., 2021), but are also highly threatened by various anthropogenic pressures, not least of which is sea-level rise (Schuerch et al., 2018; Spencer et al., 2016). In this study, we highlighted for the first time the high exposure of Mediterranean sites of the International Waterbird Census to coastal flooding by the end of the 21st century, and in particular that of sites of international

importance for waterbirds and protected sites. Our results can guide the prioritization of Mediterranean coastal wetlands for the implementation of management and protection actions to mitigate the effects of future SLR on coastal waterbird communities.

4.1. Limitations of our framework

The number of sites and the area exposed to coastal flooding under sea-level rise was likely underestimated. First, we were able to perform the analyses only on a subset of coastal sites with polygons, leading to the exclusion of entire countries (*e.g.*, Spain) and 526 (35.7%) coastal sites around the Mediterranean Sea. As a result, we estimated that we may have omitted up to 200 exposed IWC sites (Appendix S.4.2). We stress the need to provide support to IWC national coordinators to ensure that each site is assigned a polygon so that we can comprehensively identify sites exposed to local anthropogenic pressures such as SLR. Second, the static inundation approach (*i.e.*, bathtub model) does not consider seasonal high wave flooding, tidal flooding, groundwater flooding, and coastal erosion. We may thus have underestimated the projected flooded surface by up to half (Anderson et al., 2018). As a result, monitored sites identified as being at low or no exposure to SLR might still be exposed to extreme events and natural variations (Reynolds et al., 2015).

In contrast, interpreting the flooded surface as a proxy of non-marine habitats net loss to marine habitats most likely overestimates this loss. Indeed, the static inundation approach does not model inland wetland migration nor vertical accretion, contrary to dynamic response models. However, we assumed that these two processes do not undermine the relevance of this proxy within the framework of our study because: i) the accommodation space available for inland wetland migration might be very constrained in the highly urbanized Mediterranean coasts (MedECC, 2020), and ii) the sediments required for vertical accretion may not be sufficient in the Mediterranean region (Schuerch et al., 2018) due to the low tidal range and river management (Day et al., 1995). Inland wetland migration and vertical accretion can be modelled with dynamic response models that were used in similar but country-scale studies (*e.g.*, Hatfield et al., 2012; Klingbeil et al., 2021; Sims et al., 2013) that had fine-scale elevation data (*e.g.*, LiDAR, bathymetry). High-resolution high-accuracy global elevation data is needed to improve projections of future coastal flooding at large scale (Gesch, 2018).

4.2. Implications for waterbird conservation

We found that more than half of Mediterranean coastal sites of international importance for waterbirds (*sensu* Ramsar Convention) could lose part of their non-marine habitats to coastal flooding under SLR by 2100, even under the most optimistic scenario (*i.e.*, SSP1-2.6: +44 cm), and were overall more exposed than other sites. As only one of these 33 sites is not protected, we advocate for the most urgent implementation of management actions in these sites to reduce coastal flooding and mitigate its effects (Brito & Naia, 2020). Recommending a specific management actions is beyond the scope of this article and should consider the socio-cultural context, local governance, climatic conditions, and type of wetland (Bongarts Lebbe et al., 2021;

Brito & Naia, 2020). Nevertheless, we believe that adaptive approaches involving nature-based solutions (*e.g.*, ecosystem restoration) should be prioritized over hard engineering actions (*e.g.*, construction of breakwaters, dikes, or groins) (Bongarts Lebbe et al., 2021; Brito & Naia, 2020). Indeed, nature-based solutions can effectively address the impacts of SLR (Chausson et al., 2020), and also provide many ecosystem services (Monty et al., 2016). However, it is important to note that the status of international importance for waterbirds of studied sites might be different by 2100, due to changes in conservation status of species (affecting Ramsar Criterion 2), temporal trends of waterbird populations (affecting Ramsar Criterion 6), or more importantly due to distribution shifts caused by climate change (Hole et al., 2009; Johnston et al., 2013) (affecting Ramsar Criteria 2, 5 and 6). In addition, our study was limited to the international importance for the wintering period, while SLR could have significant detrimental effects on waterbird populations in the breeding and the migration periods (Hatfield et al., 2012; Ivajnsiĉ et al., 2017; Iwamura et al., 2013b, 2014; Reynolds et al., 2015).

We found that most sites exposed to coastal flooding under sea-level rise by 2100 in the Mediterranean were overlapped by PAs, and that protected sites were more exposed than non-protected coastal sites in all scenarios. This result was expected as many PAs were designated in coastal areas to lessen their high exposure to anthropogenic pressures (Williams et al., 2022). Management measures mentioned above should be implemented in these protected wetlands to lessen the impacts of projected SLR. On the other hand, new PAs should be designated in non-protected sites exposed to coastal flooding. Indeed, as we need to increase the surface area of PAs to meet new protection targets (CBD, 2022), PAs can: i) facilitate inland migration of wetlands (Brito & Naia, 2020) by reducing urbanisation (Donnelly & Rodríguez-Rodríguez, 2022) (*i.e.*, retreat strategy), and ii) buffer the impacts of land-use change on newly migrated wetlands (Arizaga et al., 2020), although newly migrated wetlands may initially have lower habitat quality than other wetlands (Taillie & Moorman, 2019). To this end, we could project both future coastal flooding under sea-level rise and future urban development (*e.g.*, Brittain & Craft, 2012; Moon et al., 2021), using for instance the data provided by Wolff et al. (2020). Existing coastal PAs could also be expended in protected sites exposed to future SLR that are not completely overlapped by PAs.

As expected, species for which sites meeting Ramsar Criterion 6 (*i.e.*, site regularly hosting at least 1% of the individuals in a population of one species or subspecies) were highly exposed to projected SLR in the Mediterranean include species strongly associated with coastal lagoons, such as the Greater flamingo (*Phoenicopterus roseus*), the Pied Avocet (*Recurvirostra avosetta*), and the Common Shelduck (*Tadorna tadorna*). Several species associated with freshwater habitats were also among the most exposed species to SLR (*e.g.*, Eurasian Coot *Fulica atra*, Gadwall *Mareca strepera*, Red-crested Pochard *Netta rufina*), as coastal wetlands of international importance include several deltas and estuaries (*e.g.*, the Camargue, the Po delta). This highlights that not all species will be affected to the same extent by coastal flooding depending on their ecological traits and especially their association with physicochemical variables, such as salinity and water level. Similarly, we should not systematically interpret the loss of non-marine habitats as a proxy of loss of waterbird abundance. For instance, we can speculate that marine coastal

species, like the Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*), might benefit from the conversion of non-marine habitats into marine habitats.

Among globally threatened waterbird species, only two winter in the Mediterranean basin in significant numbers: the White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*) and the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*). The exposure to SLR of sites of international importance for these species highly differed between scenarios, reinforcing the need for a drastic reduction in greenhouse gas emissions, as does the gap of 180 sites and 1056.5 km² exposed to coastal flooding under sea-level rise by 2100 in the Mediterranean between the most optimistic (*i.e.*, SSP1-2.6: +44 cm) and the worst-case scenario of SLR (*i.e.*, SSP5-8.5 LC high: +161 cm).

4.3. Perspectives

We recommend that further studies assessing the future impacts of sea-level rise use complementary exposure metrics to the one used here, such as changes in water depth, which is a key factor for waterbirds (Tavares et al., 2015). We also suggest quantifying species association with coastal habitats (*e.g.*, Duan et al., 2022) using high spatial and thematic resolution land cover data to consider waterbird sensitivity to SLR (*e.g.*, Reynolds et al., 2015) alongside their exposure to this pressure. Combined with the development of high-resolution high-accuracy global elevation models and flooding models, it would also enable the projection of future coastal waterbird communities using species distribution models (Convertino et al., 2012; Nuse et al., 2015), as in Ivajnsič et al. (2017) and Rosencranz et al. (2018) but at larger scale.

Encadré 6 : L'utilisation des réservoirs de barrages par les oiseaux d'eau

L'utilisation par les oiseaux d'eau des zones humides artificielles, dont la surface a récemment augmenté en Méditerranée (MWO, 2018), est avancée par certains comme pouvant compenser partiellement la perte de zones humides naturelles (Afdhal et al., 2013; Jackson et al., 2020; Rajpar, 2013). Si certaines études ont montré l'impact négatif de la construction de barrages sur les oiseaux d'eau à l'aval de l'ouvrage (e.g., Briggs et al., 1997; Kingsford & Johnson, 1998; Kingsford & Thomas, 2004; Leslie, 2001), l'utilisation de la retenue d'eau créée par la mise en place du barrage a été très peu documentée (voir toutefois Pandey, 1993). Alors que de nombreux nouveaux barrages devraient être construits dans les prochaines années, parfois en aires protégées (Thieme et al., 2020) et notamment dans les Balkans ainsi qu'en Turquie (Zarfl et al., 2015), et que les crises climatiques et énergétiques pourraient profondément modifier le fonctionnement des retenues de barrages, il est crucial de mieux comprendre le rôle de ces milieux artificiels dans la conservation des oiseaux d'eau et la spécificité des communautés qui y sont associées d'un point de vue taxonomique, fonctionnel et patrimonial.

Dans le cadre du stage de Master 2 d'Amal Chantoufi (dont le rapport de stage est disponible en Annexe G) que j'ai supervisé, nous avons ainsi comparé la composition spécifique, fonctionnelle et patrimoniale entre les communautés d'oiseaux d'eau de retenues de barrages (n = 465) et celles des autres zones humides (n = 3255) pour 22 pays de la région méditerranéenne à l'aide d'Analyses Canoniques des Correspondances (ter Braak, 1986) et de PERMANOVA (Anderson, 2001) tout en tenant compte des conditions environnementales et du statut de protection de chaque site.

Comme on pouvait s'y attendre, nous avons constaté des différences de composition spécifique et fonctionnelle entre les communautés de barrages et celles des autres zones humides, avec notamment une forte utilisation des retenues de barrages par les canards plongeurs (diving ducks, DvD, Figure E6). Nous avons également mis en évidence que l'utilisation des retenues de barrages par les espèces pouvait varier selon les conditions environnementales et notamment climatiques (Annexe G). Enfin nous avons relevé l'importance de ces milieux pour certaines espèces à enjeux de conservation, telles que l'Erismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et le Fuligule milouin (*Aythya ferina*) (Annexe G).

Dans un contexte méditerranéen de changements globaux et de développement des barrages, notamment en aires protégées, il est urgent de protéger et restaurer les zones humides naturelles ainsi que de favoriser le fonctionnement naturel des cours d'eau et des zones humides alluviales en limitant au maximum la construction de nouveaux ouvrages hydrauliques. Cependant, lorsque la construction ne peut ou n'a pu être évitée, il est nécessaire de tenir compte des enjeux de conservation des oiseaux d'eau dans la planification et la gestion de l'ouvrage, notamment à travers l'implémentation de mesures de conservation (e.g., gestion des niveaux d'eau adaptée, mesures de protection spatiale).

Encadré 6 (suite)

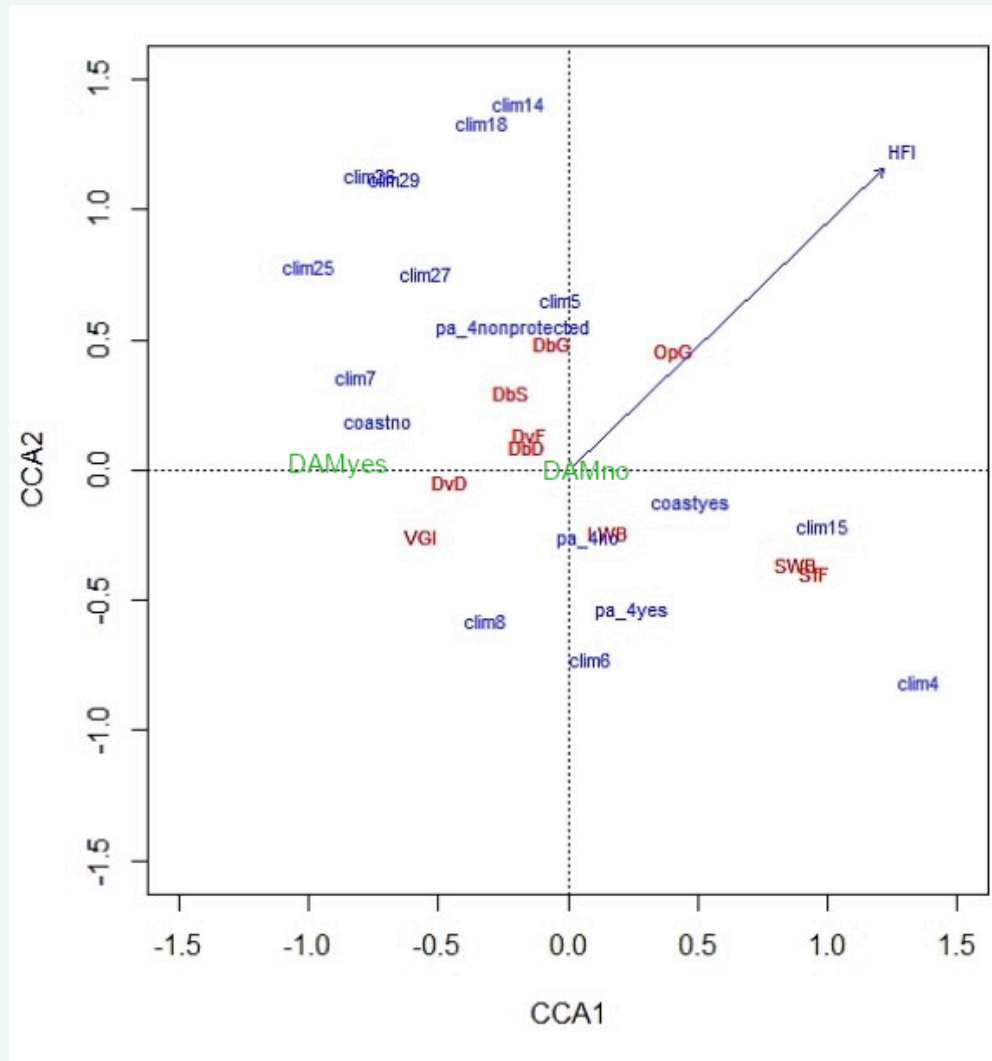


Figure E6. Analyse Canonique des Correspondances (CCA) effectuée sur l'abondance de 10 groupes fonctionnels et les conditions environnementales. Groupes fonctionnels en rouge : *small wading birds* (SWB), *large wading birds* (LWB), *vegetation gleaners* (VGI), *dabbling ducks* (DbD), *dabbling geese* (DbG), *dabbling swans* (DbS), *diving ducks* (DvD), *opportunistic gulls* (OpG), *surface fishers* (SfF) et *diving fishers* (DvF). Réservoir de barrage en vert (DAM : yes/no). Autres paramètres environnementaux : *Human Footprint Index* (HFI), type de climat (clim), site côtier (coast : yes/no) et aire protégée de catégorie de gestion I à IV (pa_4 : yes/no/nonprotected).

Chantoufi, A., Galewski, T., Le Viol, I., Julliard, R., Ambrosio de la Iglesia, R., Dami, L., Gaget, E., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., ... & Verniest, F. Characterizing the composition of wintering waterbird communities of dam reservoirs in the Mediterranean Basin. In prep. (Annexe G)

DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans la classe de géographie des Bêtas-Moins, John apprit qu'« une réserve à sauvages est un endroit que, étant donné les conditions climatiques ou géologiques peu favorables, il n'a pas valu la peine et la dépense de civiliser ».

- Aldous Huxley, *Le meilleur des mondes*

I. PRINCIPAUX RÉSULTATS

Les écosystèmes méditerranéens, notamment les zones humides et les communautés d'oiseaux d'eau qui en dépendent, sont fortement menacés par les changements climatiques et d'usage des sols futurs. Hiérarchiser les sites à enjeux de conservation selon leur exposition à ces deux facteurs peut permettre d'orienter la mise en place de mesures de conservation telles que la création d'aires protégées afin d'anticiper les changements climatiques et d'usage des sols et limiter leur impact futur sur la biodiversité méditerranéenne et les oiseaux d'eau hivernants en particulier.

Dans le **Chapitre 1**, l'utilisation de quatre métriques d'exposition calculées à partir des projections futures de climat et d'usage des sols a permis de mettre en évidence la plus grande exposition des Zones Clés pour la Biodiversité par rapport aux zones de moindre importance pour la conservation de la biodiversité en Méditerranée. J'ai également montré que les Zones Clés pour la Biodiversité les plus exposées étaient situées dans les pays où la protection de ce réseau de sites est la plus faible, à savoir les pays du Maghreb et du Proche-Orient. Ces résultats soulignent l'urgence de renforcer les mesures de protection dans les Zones Clés pour la Biodiversité en Méditerranée et plus particulièrement dans ces pays-là.

Dans le **Chapitre 2**, l'application de trois critères d'identification des zones humides d'importance internationale aux données méditerranéennes du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau a permis d'identifier 161 sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau dont le statut n'est pas reconnu officiellement, notamment en Europe de l'Ouest et au Proche-Orient. Parmi ces sites, 95 n'ont aucun statut de protection et pourraient être ajoutés en priorité aux 180 sites Ramsar déjà reconnus pour leur importance internationale pour les oiseaux d'eau en Méditerranée. Plus de 1200 sites devraient également faire l'objet d'un effort de suivi renforcé afin de vérifier s'ils prétendent au statut d'importance internationale pour les oiseaux d'eau. Ces résultats révèlent le défaut de contribution de certains pays à l'identification des sites Ramsar et le manque important de protection des zones humides en Méditerranée.

Dans le **Chapitre 3**, j'ai évalué les difficultés potentielles des communautés d'oiseaux d'eau à ajuster leur composition aux futurs changements de température en combinant deux métriques d'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols avec une métrique de spécialisation thermique des communautés d'oiseaux d'eau, calculée à partir des données méditerranéennes du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau. J'ai ainsi mis en évidence le biais de protection en faveur des zones humides dont les communautés d'oiseaux d'eau seraient susceptibles d'avoir de grandes difficultés à ajuster leur composition à la future hausse des températures en l'absence de protection. Ce résultat souligne la pertinence de l'emplacement des aires protégées actuelles qui, de manière générale, devraient ainsi pouvoir faciliter l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau en Méditerranée. J'ai toutefois identifié 490 zones humides non protégées dont les communautés devraient expérimenter des difficultés d'ajustement thermique, dont 32 zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, principalement situées au Proche-Orient et au Maghreb. Ce résultat renforce l'urgence d'étendre le réseau des aires protégées méditerranéennes en priorité sur ces sites-là pour faciliter l'adaptation des oiseaux d'eau au changement climatique.

Enfin dans le **Chapitre 4**, l'évaluation de l'exposition des zones humides suivies dans le cadre du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau à l'inondation côtière a permis de mettre en évidence les risques importants que représente la future hausse du niveau marin pour ces sites. Les zones humides côtières protégées et celles d'importance internationale pour les oiseaux d'eau se sont révélées particulièrement exposées à la hausse du niveau marin. Ce résultat plaide en faveur de la mise en place de mesures de gestion et de protection prioritaires sur ces zones humides afin de limiter les effets négatifs de la hausse du niveau marin sur les communautés d'oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée.

2. L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET D'USAGE DES SOLS

2.1. Comment améliorer la robustesse de ces méthodes ?

Dans les **Chapitres 1 et 3**, j'ai pu mettre en évidence les fortes différences de distribution spatiale entre métriques d'exposition au changement climatique et métriques d'exposition aux changements d'usage des sols (Figure D.1). Ces résultats étaient attendus car ces deux facteurs directs de déclin de la biodiversité sont régis par des processus de nature et d'échelle très différentes. La comparaison de nos résultats avec d'autres études est malheureusement limitée, car comme évoqué dans l'Introduction générale, les résultats d'exposition à ces deux facteurs sont trop rarement présentés dans la littérature scientifique, leur obtention impliquant une approche méthodologique plus longue, plus complexe et moins bien documentée qu'une approche se focalisant sur un seul de ces facteurs. Asamoah et al. ont toutefois eux aussi mis en évidence des patterns géographiques plutôt différents entre ces deux types de métriques dans leur article de 2022, voire même très différents dans leur article de 2021. Cette différence de distribution spatiale des métriques d'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols présente à la fois des avantages et des inconvénients en matière de planification des mesures de conservation. Tout d'abord, elle implique un nombre réduit de sites fortement exposés à ces deux composantes des changements globaux pour lesquels les efforts de conservation nécessaires à leur préservation seront donc certainement complexes et coûteux. En revanche, les mesures de conservation spatiales, qui ont pour objet la limitation des effets des changements climatiques et d'usage des sols futurs sur la biodiversité, doivent par conséquent être réparties sur un plus grand nombre de sites fortement exposés à l'un ou à l'autre facteur, ce qui complexifie le processus de hiérarchisation des sites pour l'implémentation de ces mesures. Sur un plan plus méthodologique, ces résultats viennent également confirmer l'importance de tenir compte à la fois des projections futures climatique et d'usage des sols (de Chazal and Rounsevell, 2009; Harfoot et al., 2014; Titeux et al., 2016), notamment dans les méthodes d'évaluation de l'exposition.

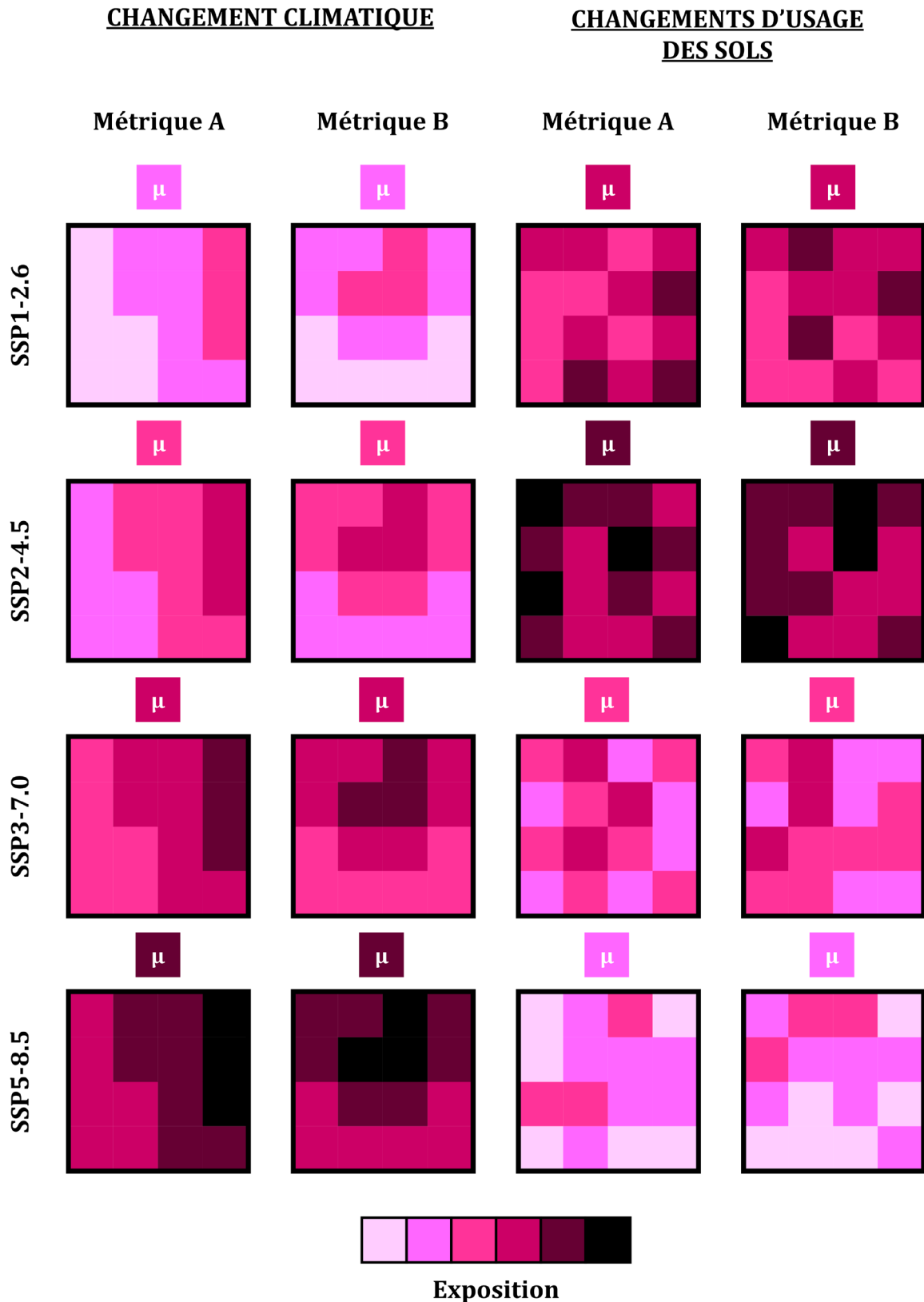


Figure D.1. Schéma illustrant les différences de distribution spatiale et de moyenne d'exposition (μ) entre scénarios et métriques. Ce schéma est à caractère illustratif et ne représente pas des données mesurées dans le cadre de cette thèse.

Dans les **Chapitres 1, 3 et 4**, j'ai souligné, comme attendu, que plus le forçage radiatif du scénario était important, plus l'exposition moyenne de la biodiversité et notamment des communautés d'oiseaux d'eau au changement climatique était élevée (Figure D.1). Ce résultat a été mis en évidence dans des contextes différents par de nombreuses études scientifiques (*e.g.*, Hoffmann and Beierkuhnlein, 2020; Mora et al., 2013; Williams et al., 2007; Zomer et al., 2015). A noter toutefois que cette relation n'est pas forcément linéaire et que l'exposition d'un site au changement climatique peut présenter des effets de seuils (*e.g.*, hausse du niveau marin qui n'impacte pas un site jusqu'à un certain seuil puis impacte une grande partie du site). Ainsi, j'ai également mis en évidence à travers le **Chapitre 4** la forte exposition des zones humides côtières à la hausse du niveau marin même pour les scénarios climatiques les plus optimistes. Les résultats concernant l'exposition aux changements d'usage des sols suivent une toute autre tendance, ce qui renforce une nouvelle fois l'importance de tenir compte de ces deux facteurs (Figure D.1). En effet, j'ai montré dans les **Chapitres 1 et 3** que l'exposition aux changements d'usage des sols était la plus faible respectivement pour les scénarios SSP5-8.5 et SSP3-7.0, donc pour les scénarios utilisés ayant les forçages radiatifs les plus élevés, bien que les différences d'exposition entre scénarios puissent fortement varier d'une sous-région à une autre (**Chapitre 3**). Lorsque l'on considère le mécanisme d'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau, la combinaison de l'exposition aux changements climatiques et de l'exposition aux changements d'usage des sols dans le **Chapitre 3** a mis en évidence les plus grands risques pour les communautés d'oiseaux d'eau d'Europe de l'Ouest et des Balkans dans le scénario SSP5-8.5, dans le scénario SSP1-2.6 pour les pays du Maghreb, et dans le scénario SSP2-4.5 pour le Proche-Orient. Ces résultats soulignent la difficulté de répondre à la question « Quels sont les scénarios futurs les plus défavorables pour la conservation des oiseaux d'eau en Méditerranée ? », présentée en Introduction générale, d'autant plus qu'ils dépendent fortement de choix méthodologiques, et notamment de l'importance attribuée à chaque facteur lorsqu'on les combine. Dans le cadre de cette thèse, chaque métrique avait le même poids dans le **Chapitre 1** alors qu'un poids plus important a été attribué aux changements d'usage des sols dans le **Chapitre 3**. La quantification précise de l'effet sur les espèces des changements illustrés par les métriques d'exposition pourrait aider à attribuer un poids approprié à chaque métrique. Des approches à l'échelle de sous-régions ou de pays permettraient également de s'affranchir d'une partie des différences importantes de dynamiques futures de changements d'usage des sols au sein de la zone d'étude et de répondre plus facilement à cette question.

Dans le **Chapitre 1**, j'ai également souligné la grande différence de distribution spatiale de deux métriques d'exposition au changement climatique (Figure D.1), une locale décrivant l'intensité des changements et une régionale décrivant la vitesse de déplacement des conditions climatiques. Cette différence de distribution entre métriques d'exposition à un même facteur, à laquelle on s'attendait (Garcia et al., 2014) et qui a par exemple été retrouvée dans Williams et al. (2007), a des implications similaires à celles développées plus avant, à savoir un nombre réduit de sites ayant une forte valeur d'exposition pour plusieurs métriques et un intérêt à tenir compte de plusieurs métriques d'exposition au changement climatique, entraînant ainsi une complexification du processus d'évaluation de l'exposition et de hiérarchisation des sites. Multiplier les métriques d'exposition au changement climatique semble toutefois moins prioritaire que considérer à la fois l'exposition à ce facteur et l'exposition aux changements

d'usage des sols, notamment du fait des tendances précédemment évoquées d'exposition moyennes entre scénarios très différentes entre ces deux facteurs. Dans le **Chapitre 1**, j'ai également montré la plus grande similarité de distribution spatiale entre deux métriques d'exposition aux changements d'usage des sols (Figure D.1). On peut toutefois supposer que cette similarité est au moins partiellement due à la faible résolution thématique des données de projections futures d'usage des sols (seulement 12 catégories) et qu'une typologie plus fine des usages des sols permettrait une plus grande différenciation entre métriques d'exposition aux changements d'usage des sols.

Enfin, à travers les **Chapitres 1 et 3** j'ai pu mettre en évidence l'importance de considérer un grand nombre de scénarios futurs différents dans les méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols. Cette recommandation découle principalement de la prise en compte des changements futurs d'usage des sols, dont la distribution spatiale de l'exposition peut varier assez fortement d'un scénario à l'autre et dont les différences d'exposition moyenne entre scénarios, comme mentionné plus avant, sont loin d'être triviales (Figure D.1). Cet intérêt semble bien plus réduit si l'on se limite à l'évaluation de l'exposition au changement climatique, dont la distribution spatiale est très similaire d'un scénario à l'autre et les différences de moyenne entre scénarios sont prévisibles (Figure D.1). Cet intérêt limité à utiliser un certain nombre de scénarios lorsque l'on se focalise uniquement sur l'exposition au changement climatique explique certainement en grande partie pourquoi de nombreux articles évaluant l'exposition au changement climatique n'utilisent qu'un ou deux scénarios futurs (*e.g.*, Hoffmann and Beierkuhnlein, 2020; Mora et al., 2013; Rowland et al., 2016; Tabor et al., 2018; Williams et al., 2007). C'est d'ailleurs le choix qui a été fait pour certaines sections du **Chapitre 4** dans lequel j'ai évalué l'exposition des espèces à la hausse du niveau marin sur leurs sites d'importance internationale selon seulement deux scénarios, le plus optimiste et le plus pessimiste.

Bien que ces recommandations soient formulées à partir de résultats obtenus pour le cas d'étude particulier de la région méditerranéenne, la plupart seraient très certainement pertinentes dans d'autres contextes. En effet, on peut évidemment s'attendre à retrouver une augmentation de l'exposition moyenne au changement climatique avec le forçage radiatif ainsi que des similarités dans la distribution spatiale de l'exposition à ce facteur entre scénarios. On peut également raisonnablement s'attendre à de fortes différences de distribution spatiale de l'exposition aux changements d'usage des sols entre scénarios ou encore à des différences dans la hiérarchie de l'exposition moyenne entre scénarios selon le facteur considéré.

2.2. Les limites de ces méthodes

Les méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols présentent un certain nombre de limites, dont certaines sont inhérentes aux méthodes d'évaluation de la vulnérabilité au changement climatique (CCVAs) ou même aux études établissant des scénarios futurs de biodiversité en général.

Dans ce manuscrit j'ai insisté à plusieurs reprises sur l'importance de tenir compte des futurs changements d'usage des sols et de ne pas se limiter au changement climatique futur. Dans l'absolu, il aurait également fallu tenir compte de l'exploitation des espèces, des espèces exotiques

envahissantes et des pollutions, qui constituent également des facteurs directs de déclin de la biodiversité majeurs (Bellard et al., 2022; Caro et al., 2022; IPBES, 2019a; Jaureguiberry et al., 2022; WWF, 2020a). D'autres facteurs directs plus spécifiques peuvent également avoir un impact important sur certains taxons en particulier, d'où l'importance de les prendre aussi en compte le cas échéant. Pour les oiseaux d'eau par exemple, la construction d'ouvrages hydrauliques tels que les barrages (Galewski et al., 2021) peut notamment fortement affecter négativement les populations utilisant les zones humides à l'aval de ces ouvrages (Briggs et al., 1997; Kingsford and Johnson, 1998; Kingsford and Thomas, 2004), bien qu'au niveau du réservoir de barrage lui-même certaines espèces puissent tirer bénéfice de la zone humide nouvellement créée (Afdhal et al., 2013; voir également Encadré 6). Ces autres facteurs directs peuvent également influencer des caractéristiques des zones humides dont dépendent les oiseaux d'eau, telles que la profondeur d'eau, la salinité, le pH, la végétation ou l'hydro-période (Ramírez et al., 2018; Tavares et al., 2015). Enfin, un autre paramètre essentiel pour les oiseaux d'eau est la mise en eau des zones humides (Briggs et al., 1997; Elmberg et al., 1994; Garrett-Walker et al., 2020), qui dépend de processus hydrologiques (infiltrations, ruissellement, alimentation des nappes phréatiques) et météorologiques (précipitations, température) ainsi que des usages anthropiques (gestion des ouvrages hydrauliques, prélèvements en eau) à la fois au niveau de la zone humide mais également en amont sur le bassin versant. L'augmentation des températures et la diminution des précipitations, couplée dans certains pays à l'augmentation de la demande en eau du fait de la croissance démographique devrait augmenter la pression sur la ressource en eau des zones humides (MedECC, 2020). Malheureusement les projections futures de volume ou de surface en eau des zones humides ne sont pas disponibles à large échelle et leur calcul à partir de données existantes est très complexe (voir toutefois Breiner et al., 2022; Lefebvre et al. 2019; Nagy et al., 2021). Dans le **Chapitre 3**, j'ai ainsi été contraint d'évaluer la conversion d'habitats naturels des oiseaux d'eau uniquement à partir des projections futures d'usage des sols.

Si des données actuelles des facteurs autres que le changement climatique ont parfois été prises en compte dans des évaluations de l'exposition (*e.g.*, Hoffmann and Beierkuhnlein, 2020; Parks et al., 2020; Stralberg et al., 2020), l'utilisation de projections futures de ces facteurs directs est bien plus rare (Pereira et al., 2010, voir toutefois Bellard et al. [2014] qui projettent des scénarios futurs de climat, d'usage sols et d'espèces exotiques envahissantes), comme évoqué dans l'Introduction générale pour le cas des changements futurs d'usage des sols. Il y a fort à parier que la faible prise en compte de projections futures de facteurs directs de déclin de la biodiversité tels que l'exploitation des espèces, les pollutions ou encore les espèces exotiques envahissantes est également due à un manque de données ou à des données trop peu fiables, en raison de la complexité et du grand nombre de paramètres régissant ces facteurs (Schulze et al., 2018). Toutefois, la situation est selon moi encore pire pour ces facteurs-là que pour les changements d'usage des sols. En effet, si les projections futures d'usage des sols sont de piètre qualité, elles ont le mérite d'exister et d'être modélisées selon les scénarios climatiques les plus récents, ce qui facilite leur combinaison avec les projections climatiques futures. Ce n'est pas le cas pour de nombreux facteurs directs qui constituent pourtant une menace majeure pour les espèces et les écosystèmes, tels que la chasse, le dérangement ou les incendies, y compris parfois dans les aires protégées. Les données de pression de chasse par exemple, sont extrêmement difficiles d'accès même à échelle locale et pour la période actuelle (Brochet et al., 2016) alors que ce facteur a un

effet négatif immédiat sur la survie des individus et donc sur les dynamiques de populations. La collaboration entre l'IPCC et l'IPBES, qui n'a débuté que très récemment (Pörtner et al., 2021), pourrait faciliter la production de projections futures pour certains facteurs directs de déclin de la biodiversité et leur intégration dans les scénarios de l'IPCC.

S'il est important d'évaluer l'exposition à l'ensemble des facteurs directs pertinents, il est également crucial que les métriques d'exposition à ces facteurs illustrent au mieux l'impact de ces facteurs sur les espèces et les écosystèmes considérés afin d'orienter les mesures de conservation de façon appropriée. On peut par exemple regretter l'absence de disponibilité à ce jour de projections futures de métriques renseignant l'intensité et la fréquence d'événements climatiques extrêmes à large échelle (*e.g.*, vagues de chaleur, sécheresses, épisodes de fortes précipitations) (*e.g.*, Song et al., 2022), contraignant à l'utilisation de métriques climatiques calculées à partir de moyennes mensuelles, variables bioclimatiques incluses. En effet, les événements climatiques extrêmes sont bien plus susceptibles d'affecter la physiologie des individus et donc d'entraîner une réponse au changement climatique que les tendances globales (Chown et al., 2010; Wingfield et al., 2017). Par exemple, les vagues de froid hivernales peuvent entraîner en Méditerranée une forte mortalité chez certaines espèces d'oiseaux d'eau spécialistes des conditions thermiques chaudes (Hafner and Fasola, 1997; Johnson, 1997).

Les scénarios futurs développés dans le cadre du CMIP6 (Eyring et al., 2016), que j'ai utilisés dans le cadre de cette thèse, ainsi que ceux de la génération précédente (*i.e.*, scénarios RCPs, van Vuuren et al. [2011]), sont mobilisés dans la plupart des méthodes d'évaluation de l'exposition aux changements climatiques et d'usage des sols. Leur utilisation présente néanmoins un certain nombre de limites. Tout d'abord, si chaque scénario a été envisagé de la même manière, j'ai conscience qu'ils n'ont pas tous la même probabilité. En effet, les scénarios utilisés ayant des niveaux de forçage radiatif extrêmes (*i.e.*, SSP1-2.6 et SSP5-8.5) seraient très peu probables (Raftery et al., 2017). Ce résultat peut sembler paradoxal car le scénario RCP8.5, dont est issu le SSP5-8.5, a souvent été considéré à tort comme un scénario *business as usual* par les médias, les décideurs et même dans certains articles scientifiques (Hausfather and Peters, 2020). Ensuite, chaque modalité de forçage climatique à l'horizon 2100 n'est étudiée que dans un seul scénario et en combinaison avec une seule modalité de conditions socio-économiques (Figure I.13). La confusion de ces deux facteurs invalide certaines assertions telles que « l'exposition aux changements d'usage des sols est faible lorsque le niveau de forçage climatique est élevé » et empêche l'attribution d'une valeur d'exposition à la seule composante climatique ou socio-économique. En effet, bien qu'il puisse être tentant de formuler ainsi ses résultats, l'exposition aux changements d'usage des sols dépend du forçage climatique du scénario mais également de ses conditions socio-économiques. Il est donc tout à fait possible que l'exposition aux changements d'usage des sols soit très différente avec le même niveau de forçage climatique mais selon d'autres conditions socio-économiques et inversement. L'ensemble des combinaisons entre niveaux de forçage climatique et conditions socio-économiques n'est toutefois pas possible : par exemple, seules les conditions socio-économiques SSP5 peuvent permettre d'atteindre le forçage radiatif 8.5 W.m⁻² (Figure I.13). Différentes limites découlent également de l'utilisation des *Integrated Assessment Models* (IAMs) utilisés afin de projeter les émissions futures de gaz à effet de serre et ainsi alimenter les modèles climatiques dans le cadre de ces scénarios. En effet, les IAMs n'incluent

pas un certain nombre de processus écologiques importants, notamment ceux liés aux milieux aquatiques continentaux et marins (Harfoot et al., 2014) et ne prennent également pas en compte l'effet que l'impact des changements globaux sur la biodiversité pourrait avoir sur les paramètres socio-économiques (*i.e.*, effet *feedback*) (Pereira et al., 2010). De plus, chaque scénario est associé à un unique IAM (le modèle *marker*), ce qui a pour conséquence l'absence de réplification de projections futures d'usage des sols pour chaque scénario. Enfin, certaines projections futures associées à ces scénarios ont été critiquées car jugées trop optimistes, notamment les projections futures de hausse du niveau marin (Garner et al., 2018; Rahmstorf, 2010; Vermeer and Rahmstorf, 2009) du fait de l'incertitude sur certains mécanismes de la fonte des glaces (Bamber et al., 2019; Edwards et al., 2021), ce qui m'a incité à considérer des projections plus pessimistes de l'IPCC (2021) en complément des projections médianes de l'IPCC (IPCC, 2021) dans le **Chapitre 4**.

Enfin, alors qu'infléchir la courbe de perte de la biodiversité nécessite la mise en œuvre urgente de mesures de conservation ainsi que d'importantes modifications de nos modes de vie, il est légitime de questionner l'échelle de temps considérée dans ce manuscrit de thèse, à savoir l'étude des changements qui auront lieu d'ici la fin du XXI^e siècle. Le choix de cette période a tout d'abord été motivé par la disponibilité des projections climatiques futures et notamment des projections de hausse du niveau marin, calculées pour 2030, 2050, 2090 et 2100. Parmi ces alternatives, le choix de la fin du XXI^e siècle permet de mieux différencier les scénarios en matière d'exposition (FRB, 2019) et donc de mieux alerter sur certaines trajectoires de nos sociétés. En effet, les températures du scénario SSP1-2.6 par exemple, ne devraient se stabiliser qu'après plusieurs décennies malgré la diminution importante et quasi immédiate des émissions de CO₂ (O'Neill et al., 2016), du fait de l'inertie des phénomènes régissant le climat. De plus, le choix de cette période a permis de comparer nos résultats avec ceux des nombreuses autres études ayant fait un choix similaire (*e.g.*, Batllori et al., 2017; Klausmeyer and Shaw, 2009; Wan et al., 2018; Williams et al., 2007). Le choix d'une période plus proche aurait également entraîné la prise en compte de changements climatiques et d'usage des sols s'étant déjà produits en grande partie, du fait de l'utilisation de données passées relativement éloignées de la période actuelle (période 1970 – 2000 dans le **Chapitre 1**). Enfin, le choix d'une période plus éloignée (*e.g.*, 2300), qui se justifie notamment par la hausse du niveau marin qui devrait se poursuivre même dans le scénario climatique le plus optimiste (IPCC, 2021), a été écarté du fait de l'indisponibilité de certaines projections futures mais également parce qu'une échelle temporelle trop éloignée de celle de la vie humaine peut entraîner une difficulté à sensibiliser aux messages d'alertes sur les risques relatifs à certains scénarios futurs.

3. LA PROTECTION DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX D'EAU EN MÉDITERRANÉE

3.1. Où créer de nouvelles aires protégées en Méditerranée ?

Parmi les nombreuses mesures de conservation permettant de limiter l'impact des changements climatiques et d'usage des sols sur les espèces et les écosystèmes, la création d'aires protégées est particulièrement efficace (les limites à cette efficacité sont abordées § 3.3 ci-après).

A travers les **Chapitres 1, 3 et 4**, j'ai démontré que les aires protégées méditerranéennes étaient, de manière générale, plus exposées aux changements climatiques et d'usage des sols que les sites sans statut de protection. L'emplacement du réseau actuel d'aires protégées vis-à-vis de ces facteurs semble donc plutôt pertinent et devrait permettre de limiter leurs effets délétères sur la biodiversité. Les différents chapitres de ce manuscrit ont toutefois souligné d'importants manques de protection, notamment des sites d'importance pour la biodiversité en général et pour les oiseaux d'eau.

Dans le **Chapitre 1**, j'ai souligné pour les pays du Maghreb et du Proche-Orient, et plus particulièrement pour la Turquie, la faible protection couplée à la forte exposition aux changements climatiques et d'usage des sols d'un réseau de sites d'importance pour la biodiversité au sens large : les Zones Clés pour la Biodiversité. De nouvelles aires protégées doivent donc être créées en priorité dans ces pays afin de limiter l'impact de ces changements futurs sur la biodiversité méditerranéenne.

Dans le **Chapitre 2**, nous avons mis en évidence le manque de protection considérable de sites d'importance pour la biodiversité spécifiques : les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, dont plus de la moitié n'ont pas de reconnaissance officielle (n = 161) et près d'un tiers (n = 95), principalement situées en Europe de l'Ouest et au Proche-Orient, ne font l'objet d'aucune mesure de protection.

Le **Chapitre 3** a permis d'identifier 490 zones humides non protégées dont les communautés d'oiseaux d'eau risquent d'avoir des difficultés d'ajustement aux conditions thermiques futures dans au moins un scénario. Parmi elles, 32 sont d'importance internationale pour les oiseaux d'eau et sont principalement situées dans les pays du Maghreb et du Proche-Orient.

Dans le **Chapitre 4**, j'ai également identifié 145 zones humides non protégées exposées à la hausse du niveau marin dans au moins un scénario, dont près de la moitié sont situées sur les côtes tunisiennes et libyennes et une est d'importance internationale pour les oiseaux d'eau.

Combinés, les **Chapitres 3 et 4** ont permis d'identifier 576 zones humides, dont 32 d'importance internationale, à protéger car fortement à risque selon l'un de ces chapitres, parmi lesquelles 59 sont fortement menacées d'après les résultats des deux chapitres, dont une d'importance internationale pour les oiseaux d'eau (Figure D.2). Ces dernières sont principalement situées en Libye (n = 18), en Grèce (n = 14) et en Tunisie (n = 14). Je recommande donc la mise en place de mesures de protection prioritaires dans ces zones humides afin de limiter l'impact des changements climatiques et d'usage des sols futurs sur les communautés d'oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée.

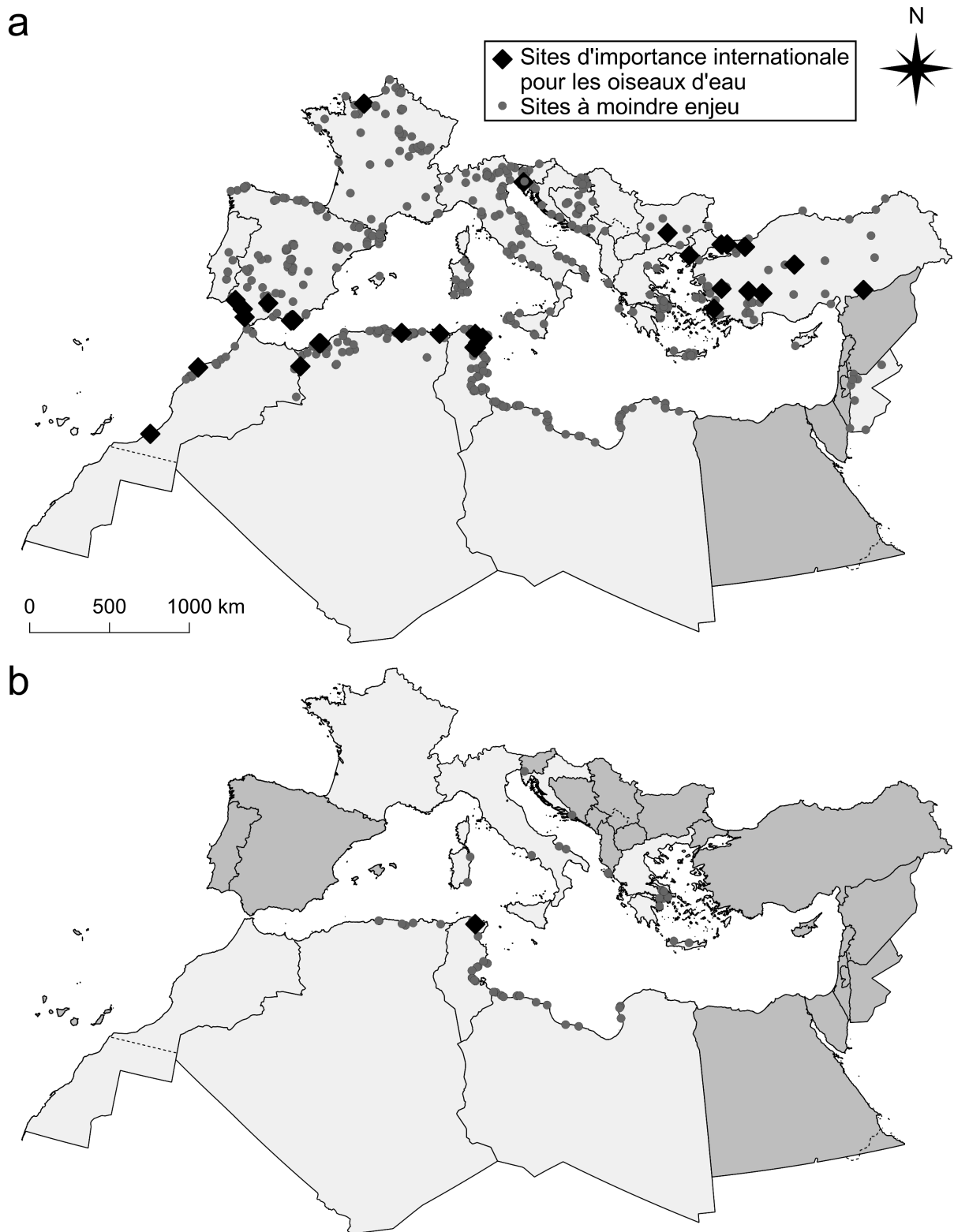


Figure D.2. Localisation des zones humides suivies dans le cadre du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau à protéger en priorité dont la communauté d'oiseaux d'eau devrait expérimenter des difficultés d'ajustement thermique aux changements de température futurs dans au moins un scénario ou qui sont exposées à la future hausse du niveau marin dans au moins un scénario (n = 576) (a) et remplissant

les deux critères à la fois (n = 59) (b), selon leur statut d'importance internationale pour les oiseaux d'eau évalué dans le Chapitre 2. Les pays représentés en gris foncé ne peuvent contenir *de facto* aucun site à protéger car ne contiennent aucun site étudié dans au moins un des deux chapitres concernés (a) et sur l'ensemble des chapitres concernés (b). Les frontières contestées sont représentées en pointillés. Les frontières indiquées sur cette carte n'impliquent pas l'approbation ou l'acceptation officielle par nos organisations.

Les résultats des approches spécifiques des **Chapitres 2 et 4** peuvent permettre de préciser la hiérarchisation présentée dans le paragraphe précédent. Ainsi, il pourrait être envisagé de protéger en priorité les sites d'importance internationale pour les espèces menacées d'extinction et dont un certain nombre de sites d'importance n'ont pas leur statut de reconnu ou sont fortement exposés à la future hausse du niveau marin. C'est le cas notamment de la Sarcelle marbrée (*Marmaronetta angustirostris*) et de l'Erismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*), espèces menacées d'extinction respectivement à l'échelle européenne et mondiale. De même pour le Flamant rose (*Phoenicopterus roseus*) et la Foulque macroule (*Fulica atra*), espèces respectivement liées aux lagunes saumâtres de faible profondeur et aux plans d'eau douce, pour lesquelles la quasi-totalité des sites d'importance internationale est exposée à la future hausse du niveau marin et un grand nombre d'entre eux n'ont toujours pas leur statut d'officiellement reconnu.

Malheureusement, la faible fréquence de suivi d'un grand nombre de sites ainsi que d'importants manques sur leur localisation (Encadré 7) ont empêché l'intégration de certains pays au processus de hiérarchisation des sites. C'est notamment le cas de certains pays du Proche-Orient (Égypte, Israël, Liban, Palestine, Syrie) dont je n'ai pu tenir compte dans les **Chapitres 3 et 4**. Pour ces pays-là, l'acquisition de connaissances est donc un préalable à la mise en œuvre de mesures de protection spatiales.

Cette approche de hiérarchisation des sites à protéger selon leur exposition aux changements climatiques et d'usage des sols, que j'ai ici appliquée à deux réseaux de sites à enjeux de conservation différents (à savoir les Zones Clés pour la Biodiversité et les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau), peut être appliquée à d'autres réseaux de sites d'importance pour la biodiversité (*e.g.*, sites maximisant la représentation d'espèces, *wilderness areas*) mais également à d'autres régions du monde.

Encadré 7 : Recommandations pour le suivi des oiseaux d'eau hivernants

En tant qu'utilisateur des données du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau (IWC), j'ai constaté certaines de ses limites qui m'ont amené à formuler plusieurs recommandations. Celles-ci, présentées ci-dessous, pourraient permettre d'orienter les futures actions du Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranéen (ROEM), qui a déjà œuvré à l'amélioration de la qualité des données de l'IWC (*e.g.*, Dakki et al., 2016; Sayoud et al., 2017; Suet et al., 2021) notamment par l'amélioration de la couverture du suivi et de la spacialisation de l'information dans les pays d'Afrique du Nord.

Spatialiser l'information

Près d'un site sur cinq pour lesquels des données de l'IWC m'ont été transmises n'a aucune information de renseignée sur son emplacement mis à part le pays et le nom du site, même pas les coordonnées de son centroïde (Figure E7). Pire, si l'on ne considère que les sites dont l'emplacement est renseigné sous forme de polygone tracé à l'aide d'un logiciel SIG afin d'éviter d'importantes erreurs (Visconti et al., 2013) comme dans le **Chapitre 4**, c'est près des deux tiers des sites initiaux que l'on retire des analyses (Figure E7).

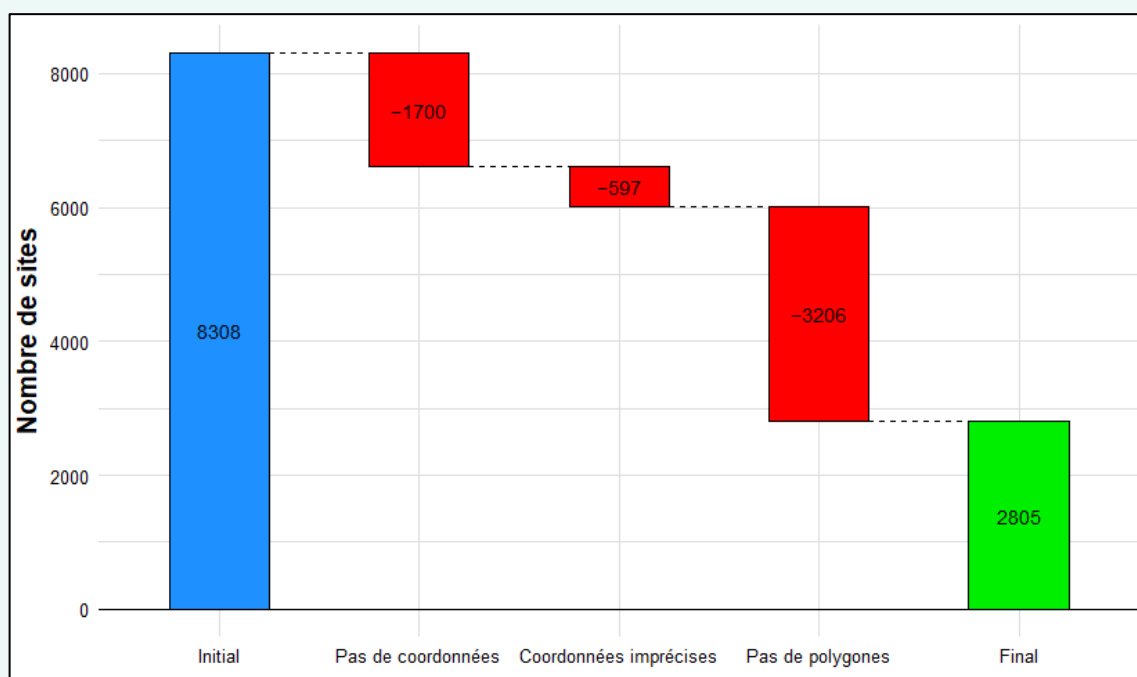


Figure E7. Evolution du nombre de sites après l'application séquentielle de différents filtres de sélection.

L'information précise sur l'emplacement des sites n'est pas nécessaire pour atteindre les objectifs initiaux de l'IWC, à savoir l'évaluation des tailles de population d'oiseaux d'eau et de leurs tendances temporelles. En revanche, cette information est cruciale pour croiser de façon robuste les données de comptages avec des informations spatialisées telles que l'emplacement des aires protégées ou des pressions anthropiques, d'autant plus lorsque

Encadré 7 (suite)

les données de ces pressions ont une bonne résolution spatiale (*e.g.*, submersion marine, Convertino et al., 2012) ou sont faiblement auto-corrélées dans l'espace (*e.g.*, usage des sols).

A l'heure où les moyens humains, matériels et financiers attribués au suivi des écosystèmes et à leur conservation sont limités, il me paraît essentiel de multiplier les usages de bases de données existantes afin de répondre à des questions de recherche pour lesquelles le suivi n'a pas été conçu initialement, à condition bien-sûr que le protocole permette d'y répondre et moyennant éventuellement l'ajout d'informations voire l'adaptation du protocole. Dans le cas de l'IWC, c'est d'autant plus vrai que le simple renseignement des coordonnées du centroïde d'un site semble être un effort minime comparé à l'effort de récolte des données sur le terrain, notamment dans certains pays comme l'Algérie où les équipes de comptage sont réduites et les surfaces à couvrir immenses. Je recommande donc que les coordonnées de l'ensemble des centroïdes soient renseignées avec précision et que, dans la mesure du possible, un effort de délimitation des sites à l'aide d'un logiciel SIG soit entrepris, en commençant par les sites d'importance internationale pour les oiseaux d'eau identifiés dans le **Chapitre 2** (Popoff et al., 2021).

Augmenter la fréquence de suivi de certains sites

Près de la moitié des sites suivis sur la période 1993 – 2017 ont été comptés seulement trois années ou moins (48,1 %, n = 3992). Dans le **Chapitre 2**, cette faible fréquence de suivi pour certains sites a entraîné l'identification de 1218 sites franchissant les critères Ramsar mais un trop faible nombre de fois (*i.e.*, trois ou quatre années) pour pouvoir être qualifiés d'importance internationale (Popoff et al., 2021). Les efforts de suivi devraient donc être intensifiés sur les sites dont la fréquence de suivi est faible et qui sont potentiellement d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, plutôt que d'ajouter de nouveaux sites, orientation dont le rapport coût-bénéfice serait peu intéressant en Afrique du Nord d'après Sayoud et al. (2017). Cette intensification des efforts de suivi améliorerait également la robustesse des analyses des tendances temporelles ainsi que celle des analyses impliquant les caractéristiques des communautés d'oiseaux d'eau, telles que la spécialisation thermique de la communauté utilisée dans le **Chapitre 3**.

Renseigner les conditions d'observation

Bien que les données ne soient normalement pas collectées dans des conditions d'observation peu favorables, notamment dans des conditions météorologiques extrêmes (Delany, 2005), la connaissance des conditions d'observation (*e.g.*, conditions météorologiques, niveau d'eau de la zone humide, coefficient de marée, dérangement), qui ne peuvent pas toujours être documentées *a posteriori* et qui influencent à la fois l'abondance et la détectabilité des individus, permettrait d'expliquer une partie de la variabilité inter-annuelle de la composition des communautés dans les analyses de séries temporelles, comme dans Gaget et al. (2020a) ou dans des approches de modélisation de distribution d'espèces.

Encadré 7 (suite)

Harmoniser le suivi

Un site de suivi ne correspondant pas forcément à une unité fonctionnelle, cela peut avoir entraîné dans le **Chapitre 2** l'omission d'unités fonctionnelles d'importance internationale pour lesquelles les différents sites de suivi qui la constituent ne franchissent pas individuellement les critères Ramsar. De plus, les sites n'étant pas définis de la même manière d'un pays à l'autre, comparer leurs communautés, notamment en matière d'abondance d'individus et d'enjeux de conservation n'est pas toujours pertinent. Je préconise donc l'adoption d'une définition des sites commune à l'ensemble des pays participant à l'IWC et son application *a minima* aux futurs sites, en favorisant une définition des sites respectant la notion d'unité fonctionnelle.

Enfin, les changements d'observateurs d'une année à l'autre pouvant entraîner une difficulté à détecter les tendances temporelles d'espèces (Vallecillo et al., 2021), qui est un des objectifs initiaux du Dénombrement International des Oiseaux d'Eau, il faudrait les éviter le plus possible et systématiquement renseigner l'identité de l'observateur. Pour les mêmes raisons, la définition spatiale d'un site devrait être conservée au maximum d'une année à l'autre et être renseignée en cas de changement.

3.2. Les stratégies alternatives de planification des aires protégées

D'autres stratégies de planification des aires protégées s'appuyant sur une évaluation de l'exposition sont possibles. Tout d'abord, l'approche réactive qui consiste à prioriser pour la mise en place de mesures de conservation les sites fortement vulnérables (Brooks et al., 2006) présente certaines limites. Par exemple, bien que les aires protégées puissent localement atténuer les effets négatifs du changement climatique sur la biodiversité (Thomas and Gillingham, 2015; Xu et al., 2022a), elles ne constituent pas un levier majeur de réduction du changement climatique. On peut donc s'attendre à ce que, dans les scénarios futurs à forçage climatique important (*e.g.*, SSP3-7.0 et SSP5-8.5), la création d'aires protégées sur les sites à enjeux de conservation de la biodiversité les plus exposés au changement climatique ne parvienne pas à compenser ses effets délétères et ne soit « inutile ». L'approche proactive, qui priorise au contraire les sites les moins vulnérables (Brooks et al., 2006) (Figure D.3) et qui a été adoptée dans certains articles évaluant l'exposition au changement climatique (*e.g.*, Iwamura et al., 2010; Klingbeil et al., 2021), n'a toutefois pas été envisagée dans le cadre de cette thèse. En effet, l'approche réactive semblait plus pertinente que l'approche proactive pour les scénarios à forçage climatique plus faible et utiliser l'une ou l'autre approche selon le scénario aurait entraîné une hiérarchisation des sites trop différente entre scénarios étant donné les similarités de distribution spatiale de l'exposition entre scénarios. J'ai donc opté pour l'approche réactive, les aires protégées constituant un levier de réduction efficace des changements d'usage des sols (Geldmann et al., 2013), dont j'ai tenu compte dans cette thèse, ce qui favorise cette approche. Néanmoins, il aurait également été possible de combiner une

approche réactive pour les changements d'usage des sols avec une approche proactive pour le changement climatique.

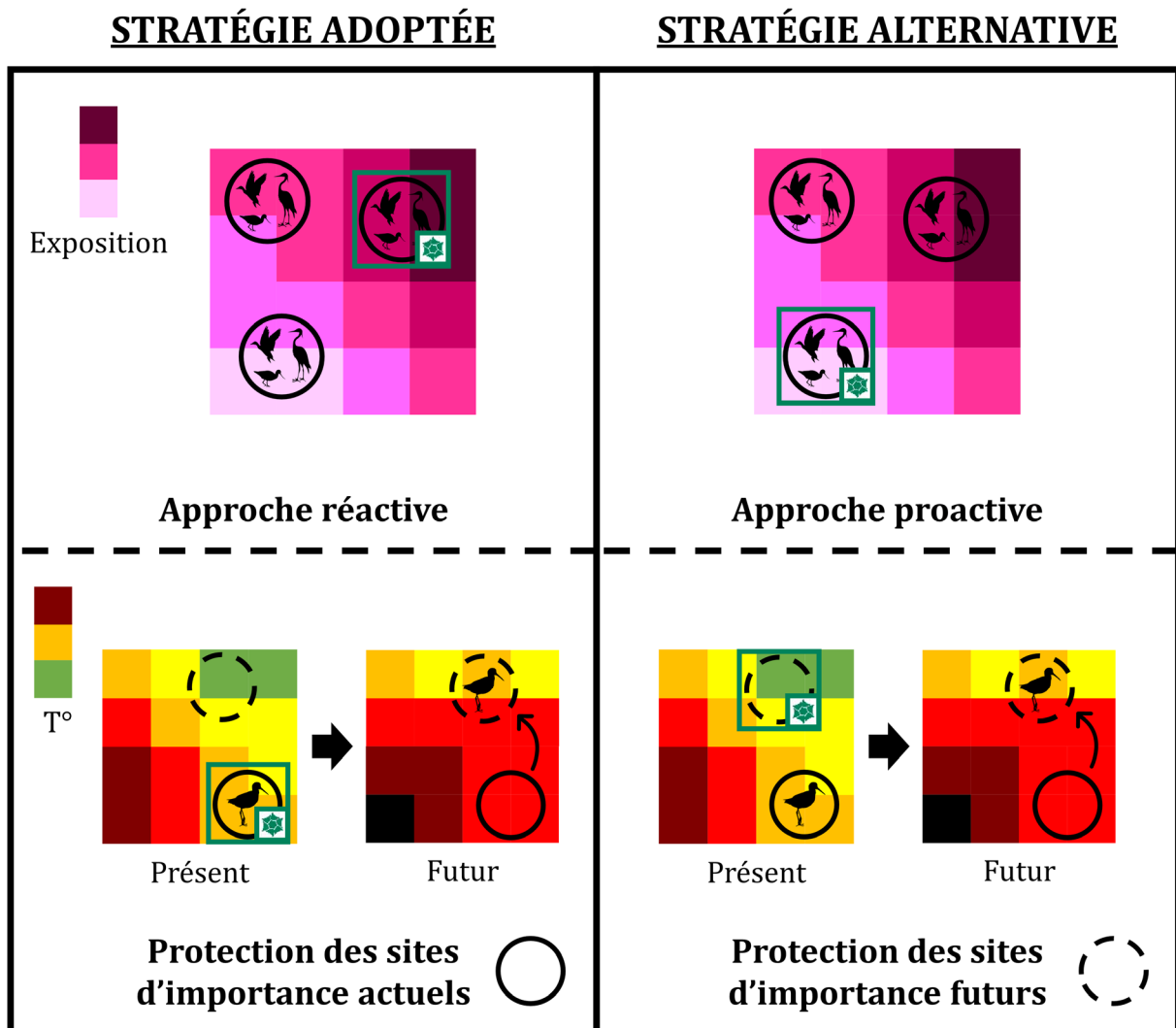


Figure D.3. Stratégie de planification des aires protégées adoptée dans ce manuscrit de thèse (gauche) et stratégies alternatives (droite).

Une seconde stratégie alternative à celle adoptée dans le cadre de cette thèse (voir toutefois Encadré 5) aurait été de privilégier la protection des sites fortement exposés et qui seront importants pour la biodiversité dans le futur, tels que les corridors ou les refuges climatiques (Alagador et al., 2014; Doxa et al., 2022; Pörtner et al., 2021; Stralberg et al., 2020; Strange et al., 2011), plutôt que la protection des sites actuellement d'importance pour la biodiversité (Figure D.3). En effet, le changement climatique entraîne des changements d'aires de distribution des espèces, et notamment des oiseaux d'eau (Amano et al., 2020; Lehikoinen et al., 2021; Li et al., 2021; Maclean et al., 2008; Pavón-Jordán et al., 2019), qui pourraient entraîner dans le futur des modifications sur l'emplacement des sites à enjeux de conservation de la biodiversité

(Bagchi et al., 2013; Coetzee et al., 2009), potentiellement accompagnés d'une diminution de la pertinence de l'emplacement du réseau d'aires protégées actuel (Araújo et al., 2004; Guillemain and Hearn, 2017; Zhu et al., 2021). A partir de méthodes corrélatives d'évaluation de la vulnérabilité (*correlative CCVA*, voir Encadré 1) et de projections climatiques, il est possible de modéliser la distribution et l'abondance futures des oiseaux d'eau (*e.g.*, Adde et al., 2020; Breiner et al., 2022; Johnston et al., 2013; Nagy et al., 2021; Soutan et al., 2022), notamment à l'aide de modèles de distribution d'espèces (SDMs), et donc de déterminer la localisation de sites qui seront importants pour leur conservation dans le futur. Une approche simplifiée visant à identifier les sites qui auront dans le futur des conditions climatiques similaires aux conditions actuelles des sites d'importance pour la biodiversité est également possible et présentée Encadré 5. La localisation de ces futurs sites d'importance est cependant trop incertaine car variant fortement entre scénarios, entre modèles climatiques (GCMs) pour un même scénario ou même encore entre méthodes d'analyse (Heller and Zavaleta, 2009). De plus, on peut s'attendre à ce qu'un certain nombre de sites d'importance pour la biodiversité actuels conservent leur statut d'importance dans le futur (Johnston et al., 2013) et à ce que leurs refuges climatiques fassent quand même partie du réseau actuel de sites d'importance pour la biodiversité, *i.e.*, soient situés dans d'autres sites d'importance pour la biodiversité (Hole et al., 2009).

3.3. Les perspectives de protection et de conservation

Il est également crucial de ne pas tenir uniquement compte de l'exposition aux facteurs directs de déclin de la biodiversité dans le processus de désignation d'aires protégées. La connectivité des aires protégées par exemple, dont dépend l'efficacité d'un réseau d'aires protégées (Rodrigues and Cazalis, 2020) et qui joue un rôle crucial en période de migration (Iwamura et al., 2013b), a trop peu souvent été prise en compte dans la planification des mesures de conservation pour les oiseaux (Xu et al., 2022b) (voir toutefois Deboelpaep et al., 2022; Iwamura et al., 2014). Dans un contexte de moyens limités, il est également important de tenir compte du budget et de maximiser l'efficacité des financements dédiés à la mise en place de mesures de conservation (*e.g.*, Iwamura et al., 2010; Luby et al., 2022; Yang et al., 2020). D'autres paramètres peuvent également être considérés pour identifier les sites où créer de nouvelles aires protégées : métriques de diversité environnementale s'appuyant sur des données d'altitude, de géologie ou encore d'habitats (Carroll et al., 2017), services écosystémiques, influence humaine, etc. (*e.g.*, routes, population humaine, agriculture) (Rogers et al., 2010, Zeng et al., 2022).

La prise en compte de ces paramètres, et notamment des paramètres liés aux activités humaines, est nécessaire à la mise en place des mesures de protection spatiales car elles imposent des restrictions pouvant aller à l'encontre d'enjeux économiques locaux (Obura et al., 2021). La mauvaise ou la non prise en compte des enjeux sociaux peut également diminuer l'acceptabilité de la création d'aires protégées par la société et ainsi enrayer ou faire échouer le processus de création d'aires protégées. C'est d'ailleurs officiellement afin d'éviter le cas extrême de l'expulsion de peuples autochtones et de communautés locales par la mise en place de mesures de protection spatiales que l'objectif initial de 10 % de la surface de la Terre en protection forte n'a pas été retenu dans l'accord de « Kunming-Montréal » (CBD, 2020a, 2022). D'autres freins à la

désignation d'aires protégées existent, comme par exemple la procédure longue et complexe de reconnaissance en tant que site Ramsar qui a certainement joué un rôle dans le nombre important de zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau dont le statut n'est toujours pas reconnu identifiées dans le **Chapitre 2**. A l'inverse, la société civile peut faire pression sur les autorités pour favoriser la mise en place de mesures de protection sur des sites particulièrement menacés et à enjeux de conservation de la biodiversité. L'Alliance Méditerranéenne pour les Zones Humides par exemple, qui regroupe depuis 2017 une trentaine d'organisation de la société civile et structures de recherche, peut jouer un rôle important dans la désignation de nouvelles aires protégées à travers des actions de communication et de plaidoyer auprès du grand public et des décideurs. Enfin, l'objectif global « 30x30 » adopté lors de la COP15 de la CBD (CBD, 2022), couplé à la transcription et au suivi de cet objectif aux échelles nationales va également favoriser la désignation de nouvelles aires protégées (Perino et al., 2022; Xu et al., 2021).

S'il est difficile de remettre en question un objectif quantitatif aussi ambitieux, bien qu'au passage certains en préconisent un qui l'est encore plus (Crist et al., 2021; Watson and Venter, 2017; Wilson, 2016), il me semble légitime de s'interroger sur sa mise en œuvre. En effet, alors que les moyens financiers et humains de gestion d'aires protégées sont déjà insuffisants (Appleton et al., 2022; Coad et al., 2019; Geldmann et al., 2018), cet objectif pourrait entraîner la création de *paper parks*, des aires protégées avec peu ou pas de mesures de conservation mises en œuvre et donc inefficaces (Di Minin and Toivonen, 2015 ; Visconti et al., 2019). C'est par exemple le cas de la côte méditerranéenne française où certaines aires marines protégées ne sont pas financées et n'impliquent aucune réglementation (Lauret, 2021) mais où la surface en protection forte devrait passer de moins de 1 % actuellement à 10 % d'ici 2030 (Macron, 2021). Or, il est particulièrement important de mettre en place des mesures de gestion dans les aires protégées, notamment pour la conservation des oiseaux (Wauchope et al., 2022). La ratification d'objectifs ambitieux pourrait également indirectement encourager la désignation d'aires protégées dans des sites à faibles enjeux de conservation (Pimm et al., 2018; Visconti et al., 2019), ce qui a souvent été le cas dans les dernières décennies comme évoqué dans l'Introduction générale (Joppa and Pfaff, 2009; Venter et al., 2018).

D'autres éléments menacent également l'efficacité des mesures de protection spatiales en matière d'objectifs de conservation. Amano et al. (2018) ont montré par exemple que les tendances des populations d'oiseaux d'eau étaient positives dans les aires protégées mais seulement à condition que la gouvernance du pays en matière d'environnement soit favorable. En effet, une faible gouvernance environnementale peut entraîner la diminution des restrictions des activités humaines (*downgrading*), la réduction en taille (*downsizing*) ou encore le déclassement d'aires protégées déjà créées (*degazettement*) (Mascia and Pailler, 2011). D'autres études ont également montré dans certaines régions une perte d'efficacité des aires protégées à réduire les facteurs directs (Geldmann et al., 2014, 2019; Hill et al., 2020) et à enrayer le déclin de la biodiversité (Cooke et al., 2023), ce qui peut partiellement être expliqué par les effets d'une faible gouvernance. En Méditerranée, l'instabilité politique ainsi que les conflits ne facilitent malheureusement pas la gouvernance de certains Etats en matière de conservation de la biodiversité, ce qui pourrait donc compromettre la conservation des oiseaux d'eau hivernant dans cette région.

Les limites à l'efficacité et à la création d'aires protégées présentées dans les paragraphes précédents, associées au contexte de changements globaux et notamment de changement climatique, vont nous obliger à repenser et à adapter les approches de planification des aires protégées (Pörtner et al., 2021; Ranius et al., 2023). Outre la nécessité de protéger les corridors et les refuges climatiques, évoquée précédemment, l'implémentation de mesures de protection spatiales temporaires et mobiles pourrait permettre dans certains contextes d'adapter le réseau d'aires protégées au changement climatique et d'améliorer la connectivité entre aires protégées fixes (D'Aloia et al., 2019; Pörtner et al., 2021; Ranius et al., 2023). Bien qu'il aille à l'encontre des objectifs quantitatifs de surface protégée, le déclassement d'aires protégées dont l'efficacité est trop compromise pourrait également permettre d'attribuer des ressources budgétaires supplémentaires à la création et à la gestion de nouvelles aires protégées dans un contexte de ressources trop limitées (Strange et al., 2011).

Les aires protégées ne sont pas les seuls outils de conservation de la biodiversité efficaces et d'autres mesures de conservation, qui ne sont pas soumises aux mêmes freins à l'implémentation et à l'efficacité, doivent être utilisées en complément (Godet and Devictor, 2018). Les « autres mesures efficaces de conservation par zone » par exemple (*Other Effective area-based Conservation Measures*, OECMs) (IUCN-WCPA Task Force on OECMs, 2019), qui témoignent d'une vision de la conservation plus proche du *land-sharing* (Shiono et al., 2021), peuvent permettre de limiter les conflits entre les activités humaines et enjeux de biodiversité et jouent un rôle important dans la conservation des espèces et des écosystèmes (Donald et al., 2019; Maxwell et al., 2020). Leur prise en compte dans les objectifs de surface protégée fixés pour 2030 (CBD, 2022) devrait encourager la reconnaissance et le financement de ces mesures complémentaires aux aires protégées qui, dans la région méditerranéenne, ne sont pour l'instant implémentées qu'en Algérie et au Maroc (UNEP-WCMC and IUCN, 2023). S'il est crucial d'anticiper les impacts futurs des facteurs de déclin de la biodiversité sur les espèces et les écosystèmes, il est également important de restaurer les écosystèmes pour lesquels ces impacts n'ont pu être anticipés. La restauration du fonctionnement des écosystèmes, qui à l'occasion de la décennie de la restauration fait également l'objet d'un objectif ambitieux dans l'accord de « Kunming-Montréal » (30 % de la surface des écosystèmes dégradés qui doit faire l'objet de mesures de restauration d'ici 2030 [CBD, 2022]), est une Solution Fondée sur la Nature (*Nature-based Solution*) qui pourrait permettre d'améliorer la capacité d'adaptation des zones humides et des espèces qui en dépendent aux changements futurs et notamment climatiques, mais qui pourrait également aider nos sociétés à réduire et à s'adapter au changement climatique (Chausson et al., 2020; Morecroft et al., 2019).

Les mesures de conservation spatiales ne constituent toutefois qu'un des nombreux leviers d'inflexion de la courbe de perte de la biodiversité. Le renforcement du cadre législatif de protection d'espèces et d'habitats peut par exemple également jouer un rôle important dans un contexte de changements globaux (Donald et al., 2007; Gaget et al., 2018; Sanderson et al., 2016). Enfin, il est crucial d'agir sur les facteurs indirects et les activités humaines avec des décisions politiques qui ne concernent pas seulement la conservation de la biodiversité mais également les secteurs à fort impact environnemental : l'économie, la santé, l'alimentation, l'énergie, l'industrie, nos institutions, etc. On sait par exemple que malgré leur efficacité, les politiques de réduction des

émissions de gaz à effet de serre actuellement implantées ne seront pas suffisantes pour limiter le réchauffement à 1,5 °C (IPCC, 2022). En ce qui concerne les changements d'usage des sols, seule une importante transformation de notre système alimentaire permettra de limiter l'impact de ce facteur sur la biodiversité tout en relevant le défi de nourrir le monde (Leclère et al., 2020).

RÉFÉRENCES

Peut-être que les livres peuvent nous sortir un peu de cette caverne. Peut-être y a-t-il une chance qu'ils nous empêchent de commettre les mêmes erreurs insensées ! Ces pauvres crétins dans ton salon, je ne les entends jamais en parler. Bon sang, Millie, tu ne te rends pas compte ? Une heure par jour, deux heures, avec ces bouquins, et peut-être...

- Ray Bradbury, *Fahrenheit 451*

A

- Abell, R., & Harrison, I. J. (2020). A boost for freshwater conservation. *Science*, 370(6512), 38. <https://doi.org/10.1126/science.abe3887>
- Acreman, M., Hughes, K. A., Arthington, A. H., Tickner, D., & Dueñas, M. (2020). Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. *Conservation letters*, 13. <https://doi.org/10.1111/conl.12684>
- Adaman, F., Hakyemez, S., & Özkaynak, B. (2009). The Political Ecology of a Ramsar Site Conservation Failure: The Case of Burdur Lake, Turkey. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 27, 783–800. <https://doi.org/10.1068/c0840>
- Adde, A., Stralberg, D., Logan, T., Lepage, C., Cumming, S., & Darveau, M. (2020). Projected effects of climate change on the distribution and abundance of breeding waterfowl in Eastern Canada. *Climatic Change*, 162, 2339–2358. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02829-9>
- Adhoobi, A.S.A. (2016). *Influences on the Successful Implementation of the Convention on Wetlands of International Importance (Ramsar) among Member Countries*. Louisiana State University, LSU Master's Theses.
- Afdhal, B., Charfi-Cheikhrouha, F., & Moali, A. (2013). Tunisian man-made wetlands as alternative habitats for waterbirds and their role for conservation. *African Journal of Ecology*, 51(1), 154–163. <https://doi.org/10.1111/aje.12022>
- Alagador, D., Cerdeira, J. O., & Araújo, M. B. (2014). Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 51, 703–713. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12230>
- Ali, E., Cramer, W., Carnicer, J., Georgopoulou, E., Hilmi, N. J. M., Le Cozannet, G., & Lionello, P. (2022). *Cross-Chapter Paper 4: Mediterranean Region*. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2233-2272, doi:10.1017/9781009325844.021
- Allaire, J. J., Gandrud, C., Russell, K., & Yetman, C. J. (2017). *networkD3: D3 JavaScript Network Graphs from R. R package version 0.4*. <https://CRAN.R-project.org/package=networkD3>
- Allan, J. R., Venter, O., Watson, & J. E. M. (2017). Temporally inter-comparable maps of terrestrial wilderness and the Last of the Wild. *Scientific Data*, 4, 170187. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.187>
- Almeida, B. A., Sebastián-González, E., dos Anjos, L., & Green, A. J. (2020). Comparing the diversity and composition of waterbird functional traits between natural, restored, and artificial wetlands. *Freshwater Biology*, 65(12), 1–15. <https://doi.org/10.1111/fwb.13618>
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Soykan, C. U., & Sutherland, W. J. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553, 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature25139>
- Amano, T., Székely, T., Wauchope, H. S., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Michel, N. L., & Sutherland, W. J. (2020). Responses of global waterbird populations to climate change vary with latitude. *Nature Climate Change*, 10. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0872-3>

- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, T. R., Fletcher, C. H., Barbee, M. M., Romine, B. M., Lemmo, S., & Delevaux, J. M. S. (2018). Modeling multiple sea level rise stresses reveals up to twice the land at risk compared to strictly passive flooding methods. *Scientific Reports*, 8(1), 14484. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32658-x>
- Angermeier, P. L. (2000). The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology*, 14, 373–381. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98362.x>
- Appleton, M. R., Courtiol, A., Emerton, L., Slade, J. L., Tilker, A., Warr, L. C., Malvido, M. Á., Barborak, J. R., de Bruin, L., Chapple, R., Daltry, J. C., Hadley, N. P., Jordan, C. A., Rousset, F., Singh, R., Sterling, E. J., Wessling, E. G., & Long, B. (2022). Protected area personnel and ranger numbers are insufficient to deliver global expectations. *Nature Sustainability*, 5, 1100–1110. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00970-0>
- Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., & Williams, P. H. (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10(9), 1618–1626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x>
- Araújo, M. B., Lobo, J. M., & Moreno, J. C. (2007). The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation Biology*, 21, 1423–1432. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x>
- Araújo, M. B., Whittaker, R. J., Ladle, R. J., & Erhard, M. (2005). Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change: Uncertainty in species' range shift projections. *Global Ecology and Biogeography*, 14(6), 529–538. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00182.x>
- Arizaga, J., Garaita, R., & Galarza, A. (2020). Leisure activities as a main threat for the conservation of waterbirds in an estuary in northern Iberia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 243–253. <https://doi.org/10.32800/abc.2020.43.0243>
- Asamoah, E. F., Beaumont, L. J., & Maina, J. M. (2021). Climate and land-use changes reduce the benefits of terrestrial protected areas. *Nature Climate Change*, 11, 1105–1110. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01223-2>
- Asamoah, E. F., Di Marco, M., Watson, J. E. M., Beaumont, L. J., Venter, O., & Maina, J. M. (2022). Land-use and climate risk assessment for Earth's remaining wilderness. *Current Biology*, 32, 4890–4899.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.10.016>
- Atmiş, E. (2018). A critical review of the (potentially) negative impacts of current protected area policies on the nature conservation of forests in Turkey. *Land Use Policy*, 70, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.054>
- Auffret, A. G., & Thomas, C. D. (2019). Synergistic and antagonistic effects of land use and non-native species on community responses to climate change. *Global Change Biology*, 25, 4303–4314. <https://doi.org/10.1111/gcb.14765>
- Aurelle, D., Thomas, S., Albert, C., Bally, M., Bondeau, A., Boudouresque, C., Cahill, A. E., Carlotti, F., Chenuil, A., Cramer, W., Davi, H., De Jode, A., Ereskovsky, A., Farnet, A., Fernandez, C., Gauquelin, T., Mirleau, P., Monnet, A., Prévosto, B., ... & Fady, B. (2022). Biodiversity, climate change, and adaptation in the Mediterranean. *Ecosphere*, 13. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3915>

B

- Bagchi, R., Crosby, M., Huntley, B., Hole, D. G., Butchart, S. H. M., Collingham, Y., Kalra, M., Rajkumar, J., Rahmani, A., Pandey, M., Gurung, H., Trai, L. T., Van Quang, N., & Willis, S. G. (2013). Evaluating the effectiveness of conservation site networks under climate change: accounting for uncertainty. *Global Change Biology*, 19(4), 1236–1248. <https://doi.org/10.1111/gcb.12123>
- Balmford, A., (2005). Ecology: The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, 307, 212–213. <https://doi.org/10.1126/science.1106281>
- Bamber, J. L., Oppenheimer, M., Kopp, R. E., Aspinall, W. P., & Cooke, R. M. (2019). Ice sheet contributions to future sea-level rise from structured expert judgment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(23), 11195–11200. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817205116>
- Barnes, A. E., Davies, J. G., Martay, B., Boersch-Supan, P. H., Harris, S. J., Noble, D. G., Pearce-Higgins, J. W., & Robinson, R. A. (2022). Rare and declining bird species benefit most from designating protected areas for conservation in the UK. *Nature Ecology & Evolution*, 7. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01927-4>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471, 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Barredo, J. I., Caudullo, G., & Dosio, A. (2016). Mediterranean habitat loss under future climate conditions: Assessing impacts on the Natura 2000 protected area network. *Applied Geography*, 75, 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.08.003>
- Barrows, C. W., Hoines, J., Fleming, K. D., Vamstad, M. S., Murphy-Mariscal, M., Lalumiere, K., & Harding, M. (2014). Designing a sustainable monitoring framework for assessing impacts of climate change at Joshua Tree National Park, USA. *Biodiversity and Conservation*, 23, 3263–3285. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0779-2>
- Batliori, E., Parisien, M.-A., Parks, S. A., Moritz, M. A., & Miller, C. (2017). Potential relocation of climatic environments suggests high rates of climate displacement within the North American protection network. *Global Change Biology*, 23(8), 3219–3230. <https://doi.org/10.1111/gcb.13663>
- Beaumont, L. J., Esperón-Rodríguez, M., Nipperess, David.A., Wauchope-Drumm, M., & Baumgartner, J. B. (2019). Incorporating future climate uncertainty into the identification of climate change refugia for threatened species. *Biological Conservation*, 237, 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.013>
- Beale, C. M., Lennon, J. J., & Gimona, A. (2008). Opening the climate envelope reveals no macroscale associations with climate in European birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(39), 14908–14912. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803506105>
- Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

- Bellard, C., Leclerc, C., Leroy, B., Bakkenes, M., Veloz, S., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2014). Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1376–1386. <https://doi.org/10.1111/geb.12228>
- Bellard, C., Marino, C., & Courchamp, F. (2022). Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications*, 13, 2616. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30339-y>
- Birard, J., Defos du Rau, P., Gaudard, C., Guerquin, F., Lamarque, F., Sibley, J.-P., & Mondain-Monval, J.-Y. (2022). Crossroad for bird migration: France should improve the conservation of its key-wetland sites used by 6 million waterbirds. *European Journal of Wildlife Research*, 68, 8. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01551-w>
- BirdLife International (2014). *Important bird and biodiversity areas: A global network for conserving nature and benefiting people*. Cambridge, UK: BirdLife International.
- BirdLife International (2020). *World database of key biodiversity areas*. Developed by the KBA Partnership: BirdLife International, International Union for the Conservation of Nature, Amphibian Survival Alliance, Conservation International, Critical Ecosystem Partnership Fund, Global Environment Facility, Global Wildlife Conservation, NatureServe, Rainforest Trust, Royal Society for the Protection of Birds, Wildlife Conservation Society and World Wildlife Fund. Available at www.keybiodiversityareas.org. [Accessed 08/04/2020].
- BirdLife International (2022). *IUCN Red List for birds*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 17/06/2022
- BirdLife International & HBW (2017). *Bird species distribution maps of the world*. Version 7.0. <https://datazone.birdlife.org/species/requestdis>
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., & Laplante, B. (2014). Sea-Level Rise and Coastal Wetlands. *AMBIO*, 43(8), 996–1005. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0500-4>
- Bolam, F. C., Mair, L., Angelico, M., Brooks, T. M., Burgman, M., Hermes, C., Hoffmann, M., Martin, R. W., McGowan, P. J. K., Rodrigues, A. S. L., Rondinini, C., Westrip, J. R. S., Wheatley, H., Bedolla-Guzmán, Y., Calzada, J., Child, M. F., Cranswick, P. A., Dickman, C. R., Fessl, B., ... & Butchart, S. H. M. (2020). How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented? *Conservation Letters*, 14(1). <https://doi.org/10.1111/conl.12762>
- Bongarts Lebbe, T., Rey-Valette, H., Chaumillon, É., Camus, G., Almar, R., Cazenave, A., ... & Euzen, A. (2021). Designing Coastal Adaptation Strategies to Tackle Sea Level Rise. *Frontiers in Marine Science*, 8, 740602. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.740602>
- Boucher, O., Denvil, S., Caubel, A., & Foujols, M. A. (2019). *IPSL IPSL-CM6A-LR model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1532>
- Bowgen, K. M., Kettel, E. F., Butchart, S. H. M., Carr, J. A., Foden, W. B., Magin, G., Morecroft, M. D., Smith, R. K., Stein, B. A., Sutherland, W. J., Thaxter, C. B., & Pearce-Higgins, J. W. (2022). Conservation interventions can benefit species impacted by climate change. *Biological Conservation*, 269, 109524. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109524>
- Breiner, F. T., Anand, M., Butchart, S. H. M., Flörke, M., Fluët-Chouinard, E., Guisan, A., & ... Nagy, S. (2022). Setting priorities for climate change adaptation of Critical Sites in the Africa-Eurasian waterbird flyways. *Global Change Biology*, 28(3), 739–752. <https://doi.org/10.1111/gcb.15961>

-
- Briggs, S. V., Thornton, S. A., & Lawler, W. G. (1997). Relationships Between Hydrological Control of River Red Gum Wetlands and Waterbird Breeding. *Emu - Austral Ornithology*, 97(1), 31–42. <https://doi.org/10.1071/MU97003>
- Brito, J. C., & Naia, M. (2020). Coping with Sea-Level Rise in African Protected Areas: Priorities for Action and Adaptation Measures. *BioScience*, 70(10). <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa087>
- Brittain, R. A., & Craft, C. B. (2012). Effects of Sea-Level Rise and Anthropogenic Development on Priority Bird Species Habitats in Coastal Georgia, USA. *Environmental Management*, 49(2), 473–482. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9761-x>
- Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndag'Ang'A, P. K., Jones, V. R., Abdou, W. A. L. I., Al-Hmoud, A. R., Asswad, N. G., Atienza, J. C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S. I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K. S., Feltrup-Azafzaf, C., ... & Butchart, S. H. M. (2016). Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Conservation International*, 26(1), 1–28. <https://doi.org/10.1017/S0959270915000416>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ... & Bolker, B. M. (2017). *GlmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling* [Application/pdf]. <https://doi.org/10.3929/ETHZ-B-000240890>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313, 58–61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Burger, J., & Niles, L. (2014). Effects on Five Species of Shorebirds of Experimental Closure of a Beach in New Jersey: Implications for Severe Storms and Sea-Level Rise. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 77(18), 1102–1113. <https://doi.org/10.1080/15287394.2014.914004>
- Butchart, S. H. M., Clarke, M., Smith, R. J., Sykes, R. E., Scharlemann, J. P. W., Harfoot, M., Buchanan, G. M., Angulo, A., Balmford, A., Bertzky, B., Brooks, T. M., Carpenter, K. E., Comerós-Raynal, M. T., Cornell, J., Ficetola, G. F., Fishpool, L. D. C., Fuller, R. A., Geldmann, J., Harwell, H., ... & Burgess, N. D. (2015). Shortfalls and Solutions for Meeting National and Global Conservation Area Targets. *Conservation Letters*, 8(5), 329–337. <https://doi.org/10.1111/conl.12158>
- Butchart, S. H. M., Scharlemann, J. P. W., Evans, M. I., Quader, S., Aricò, S., Arinaitwe, J., Balman, M., Bennun, L. A., Bertzky, B., Besançon, C., Boucher, T. M., Brooks, T. M., Burfield, I. J., Burgess, N. D., Chan, S., Clay, R. P., Crosby, M. J., Davidson, N. C., De Silva, N., ... & Woodley, S. (2012). Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLoS ONE*, 7(3), e32529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032529>
- Butchart, S. H. M., Stattersfield, A. J., & Collar, N. J. (2006). How many bird extinctions have we prevented? *Oryx*, 40(3), 266–278. <https://doi.org/10.1017/S0030605306000950>

C

- Caro, T., Rowe, Z., Berger, J., Wholey, P., & Dobson, A. (2022). An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conservation Letters*, 15(3). <https://doi.org/10.1111/conl.12868>

- Carroll, C., Lawler, J. J., Roberts, D. R., & Hamann, A. (2015). Biotic and climatic velocity identify contrasting areas of vulnerability to climate change. *PLoS ONE*, *10*(10), e0140486. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140486>
- Carroll, C., & Noss, R. F. (2022). How percentage-protected targets can support positive biodiversity outcomes. *Conservation Biology*, *36*(4), e13869. <https://doi.org/10.1111/cobi.13869>
- Carroll, C., Roberts, D. R., Michalak, J. L., Lawler, J. J., Nielsen, S. E., Stralberg, D., Hamann, A., Mcrae, B. H., & Wang, T. (2017). Scale-dependent complementarity of climatic velocity and environmental diversity for identifying priority areas for conservation under climate change. *Global Change Biology*, *23*(11), 4508–4520. <https://doi.org/10.1111/gcb.13679>
- CBD (2013). *Quick guides to the Aichi Biodiversity Targets*. Version 2.
- CBD (2010). COP 10 Decision X/2. *Strategic plan for biodiversity 2011–2020*. Available at: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>. Accessed 27 March 2021.
- CBD (2020a). *Report of the open-ended working group on the post-2020 global Biodiversity framework on its second meeting*. CBD/WG2020/2/4. 29 February 2020.
- CBD (2020b). *Update of the zero draft of the post-2020 global biodiversity framework*. CBD/POST2020/PREP/2/1. August 2020.
- CBD (2022). *Kunming-Montreal Global biodiversity framework. Draft decision submitted by the President*. CBD/COP/15/L.25. 18 December 2022.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, *1*(5), e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- CEPF (2017). *Mediterranean basin biodiversity hotspot – ecosystem profile*. Critical Ecosystem Partnership Fund.
- Chausson, A., Turner, B., Seddon, D., Chabaneix, N., Girardin, C. A. J., Kapos, V., ... & Seddon, N. (2020). Mapping the effectiveness of nature-based solutions for climate change adaptation. *Global Change Biology*, *26*(11), 6134–6155. <https://doi.org/10.1111/gcb.15310>
- Chen, M., Vernon, C. R., Graham, N. T., Hejazi, M., Huang, M., Cheng, Y., & Calvin, K. (2020). Global land use for 2015–2100 at 0.05° resolution under diverse socioeconomic and climate scenarios. *Scientific Data*, *7*, 320. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00669-x>
- Cherkaoui, S. I., Magri, N., & Hanane, S. (2016). Factors Predicting Ramsar Site Occupancy by Threatened Waterfowl: The Case of the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* and Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in Morocco. *Ardeola*, *63*, 295–309. <https://doi.org/10.13157/arla.63.2.2016.ra5>
- Chin, A., Kyne, P. M., Walker, T. I., & McAuley, R. B. (2010). An integrated risk assessment for climate change: Analysing the vulnerability of sharks and rays on Australia's Great Barrier Reef. *Global Change Biology*, *16*(7), 1936–1953. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02128.x>
- Chown, S., Hoffmann, A., Kristensen, T., Angilletta, M., Stenseth, N., & Pertoldi, C. (2010). Adapting to climate change: a perspective from evolutionary physiology. *Climate Research*, *43*, 3–15. <https://doi.org/10.3354/cr00879>

-
- Coad, L., Watson, J. E. M., 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>
- Coetzee, B. W. T., Gaston, K. J., & Chown, S. L. (2014). Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: A meta-analysis. *PLoS ONE*, 9(8), e105824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105824>
- Coetzee, B. W. T., Robertson, M. P., Erasmus, B. F. N., van Rensburg, B. J., & Thuiller, W. (2009). Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 18(6), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00485.x>
- Coldrey, K. M., Turpie, J. K., Midgley, G., Scheiter, S., Hannah, L., Roehrdanz, P. R., & Foden, W. B. (2022). Assessing protected area vulnerability to climate change in a case study of South African national parks. *Conservation Biology*, 36(5). <https://doi.org/10.1111/cobi.13941>
- Convention on Wetlands (1971). *Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau*. Ramsar, Iran, 02/02/1971.
- Convention on Wetlands (2018). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Convention on Wetlands (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.
- Convention on Wetlands (2022). *Wuhan Declaration*.
- Convertino, M., Welle, P., Muñoz-Carpena, R., Kiker, G. A., Chu-Agor, Ma. L., Fischer, R. A., & Linkov, I. (2012). Epistemic uncertainty in predicting shorebird biogeography affected by sea-level rise. *Ecological Modelling*, 240, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.012>
- Cooke, R., Mancini, F., Boyd, R. J., Evans, K. L., Shaw, A., Webb, T. J., & Isaac, N. J. B. (2023). Protected areas support more species than unprotected areas in Great Britain, but lose them equally rapidly. *Biological Conservation*, 278, 109884. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109884>
- Côté, I. M., Darling, E. S., & Brown, C. J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B*, 283(1824). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2592>
- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640–663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Crist, E., Kopnina, H., Cafaro, P., Gray, J., Ripple, W. J., Safina, C., Davis, J., DellaSala, D. A., Noss, R. F., Washington, H., Rolston, H., Taylor, B., Orlikowska, E. H., Heister, A., Lynn, W. S., & Piccolo, J. J. (2021). Protecting Half the Planet and Transforming Human Systems Are Complementary Goals. *Frontiers in Conservation Science*, 2, 761292. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.761292>
- Crivelli, A. J., Nazirides, T., & Jerrentrup, H. (1996). *Action plan for the pygmy cormorant (Phalacrocorax pygmeus) in Europe*.

Cuttelod, A., Garcia, N., Malak, D. A., Temple, H. J., & Katariya, V. (2009). *The Mediterranean: A biodiversity hotspot under threat*. Wildlife in a changing world - An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species.

D

D'Aloia, C. C., Naujokaitis-Lewis, I., Blackford, C., Chu, C., Curtis, J. M. R., Darling, E., Guichard, F., Leroux, S. J., Martensen, A. C., Rayfield, B., Sunday, J. M., Xuereb, A., & Fortin, M.-J. (2019). Coupled Networks of Permanent Protected Areas and Dynamic Conservation Areas for Biodiversity Conservation Under Climate Change. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00027>

D'Amen, M., Bombi, P., Pearman, P. B., Schmatz, D. R., Zimmermann, N. E., & Bologna, M. A. (2011). Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation*, 144(3), 989–997. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.004>

Dakki, M., El Agbani, M. A., & Qninba, A. (2011). *Zones humides du Maroc inscrites jusqu'en 2005 sur la Liste de la Convention de Ramsar*. Sér. Générale No. 7. Trav. Inst. Sci., Rabat.

Dakki, M., Menioui, M., & Amhaouch, Z. (2016). *Stratégie Nationale et plan d'action 2015-2024 pour les Zones Humides du Maroc*. HCEFLCD/DLG/GIZ.

Dakki, M., Qninba, A., El Agbani, M. A., Benhoussa, A., & Beaubrun, P. C. (2001). Waders wintering in Morocco: national population estimates, trends and site-assessments. *Wader Study Group Bull.* 96:47-59.

Dakki, M., Robin, G., Suet, M., Qninba, A., El Agbani, M.A., Ouassou, A., El Hamoumi, R., Azafzaf, H., Rebah, S., Feltrup-Azafzaf, C., Hamouda, N., Ibrahim, W. A. L., Asran, H. H., Elhady, A. A., Ibrahim, H., Etayeb, K., Bouras, E., Saied, A., Glidan, A., Habib, B. M., Sayoud, M. S., Bendjedda, N., Dami, L., Deschamps, C., Gaget, E., Mondain-Monval, J., & Defos du Rau, P. (2021). Imputation of incomplete large-scale monitoring count data via penalized estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(6). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13594>

Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>

Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332, 53–58. <https://doi.org/10.1126/science.1200303>

Day, J. W., Pont, D., Hensel, P. F., Ibañez, C., & Ibanez, C. (1995). Impacts of Sea-Level Rise on Deltas in the Gulf of Mexico and the Mediterranean: The Importance of Pulsing Events to Sustainability. *Estuaries*, 18(4), 636. <https://doi.org/10.2307/1352382>

Deboelpaep, E., Partoens, L., Koedam, N., & Vanschoenwinkel, B. (2022). Highway(s) overhead: Strong differences in wetland connectivity and protected status challenge waterbird migration along the four Palearctic-Afrotropical flyways. *Diversity and Distributions*, 28(5). ddi.13508. <https://doi.org/10.1111/ddi.13508>

de Chazal, J., & Rounsevell, M. D. A. (2009). Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change*, 19(2), 306–315. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007>

-
- Delany, S. (2005). *Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC)*. Wetlands International. Downloaded on 09 July 2020. <https://cdnfiles1.biolovision.net/franche-comte.lpo.fr/userfiles/observer/Wetlands/GuidelinesforparticipantsIWC.pdf>
- Demaya, G. S., Gordon, S. A., Lado, T. F., Luiselli, L., & Battisti, C. (2022). Are Afrotropical Protected Areas Effective in Increasing Waterbird Richness and Diversity? A Case Study from South Sudan (East Africa). *Diversity*, 14(7). <https://doi.org/10.3390/d14070554>
- Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., & Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6668–6672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709472105>
- Devictor, V., Godet, L., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2007). Can common species benefit from protected areas? *Biological Conservation*, 139(1-2), 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.021>
- Dharmaratne, G. S., Yee Sang, F., & Walling, L. J. (2000). Tourism potentials for financing protected areas. *Annals of Tourism Research*, 27, 590–610. [https://doi.org/10.1016/S0160-7383\(99\)00109-7](https://doi.org/10.1016/S0160-7383(99)00109-7)
- Di Marco, M., Harwood, T. D., Hoskins, A. J., Ware, C., Hill, S. L. L., & Ferrier, S. (2019). Projecting impacts of global climate and land-use scenarios on plant biodiversity using compositional-turnover modelling. *Global Change Biology*, 25(8), 2763–2778. <https://doi.org/10.1111/gcb.14663>
- Di Minin, E., & Toivonen, T. (2015). Global Protected Area Expansion: Creating More than Paper Parks. *BioScience*, 65(7), 637–638. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv064>
- Dinerstein, E., Joshi, A. R., Vynne, C., Lee, A. T. L., Pharand-Deschênes, F., França, M., Fernando, S., Birch, T., Burkart, K., Asner, G. P., & Olson, D. (2020). A “Global Safety Net” to reverse biodiversity loss and stabilize Earth’s climate. *Science Advances*, 6(36), eabb2824. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2824>
- Dixon, M. J. R., Loh, J., Davidson, N. C., Beltrame, C., Freeman, R., & Walpole, M. (2016). Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index. *Biological Conservation*, 193, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.023>
- Dobrowski, S. Z., Littlefield, C. E., Lyons, D. S., Hollenberg, C., Carroll, C., Parks, S. A., Abatzoglou, J. T., Hegewisch, K., & Gage, J. (2021). Protected-area targets could be undermined by climate change-driven shifts in ecoregions and biomes. *Communications Earth and Environment*, 2. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00270-z>
- Doelman, J. C., Stehfest, E., Tabeau, A., van Meijl, H., Lassaletta, L., Gernaat, D. E. H. J., Hermans, K., Harmsen, M., Daioglou, V., Biemans, H., van der Sluis, S., & van Vuuren, D. P. (2018). Exploring SSP land-use dynamics using the IMAGE model: Regional and gridded scenarios of land-use change and land-based climate change mitigation. *Global Environmental Change*, 48, 119–135. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.014>
- Donald, P. F., Buchanan, G. M., Balmford, A., Bingham, H., Couturier, A. R., de la Rosa, G. E., Gacheru, P., Herzog, S. K., Jathar, G., Kingston, N., Marnewick, D., Maurer, G., Reaney, L., Shmygaleva, T., Sklyarenko, S., Stevens, C. M. D., & Butchart, S. H. M. (2019). The prevalence, characteristics and effectiveness of aichi target 11’s “other effective area-based conservation measures” (OECMs) in key biodiversity areas. *Conservation Letters*, 12(5), e12659. <https://doi.org/10.1111/conl.12659>

- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., Bierman, S. M., Gregory, R. D., & Waliczky, Z. (2007). International Conservation Policy Delivers Benefits for Birds in Europe. *Science*, 317(5839), 810–813. <https://doi.org/10.1126/science.1146002>
- Donnelly, A., & Rodríguez-Rodríguez, D. (2022). Effectiveness of protected areas against land development in coastal areas of the Mediterranean global biodiversity hotspot. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02223. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02223>
- Doxa, A., Kamarianakis, Y., & Mazaris, A. D. (2022). Spatial heterogeneity and temporal stability characterize future climatic refugia in Mediterranean Europe. *Global Change Biology*, 28(7). <https://doi.org/10.1111/gcb.16072>
- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4), 1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Drobinski, P., Da Silva, N., Bastin, S., Mailler, S., Muller, C., Ahrens, B., Christensen, O. B., & Lionello, P. (2020). How warmer and drier will the Mediterranean region be at the end of the twenty-first century? *Regional Environmental Change*, 20, 78. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01659-w>
- Dudley, N. (Editor) (2008). *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Switzerland: IUCN. x + 86pp. With Stolton, S., Shadie, P., and Dudley, N. (2013). IUCN WCPA Best Practice Guidance on Recognising Protected Areas and Assigning Management Categories and Governance Types, Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21, Gland, Switzerland: IUCN. xxpp.
- Duan, H., Xia, S., Yu, X., Liu, Y., Teng, J., & Dou, Y. (2020). Using citizen science data to inform the relative sensitivity of waterbirds to natural versus human-dominated landscapes in China. *Ecology and Evolution*, 10(14). <https://doi.org/10.1002/ece3.6449>
- Duan, H., Yu, X., Xia, S., & Liu, Y. (2022). Combining Bootstrapping Procedure and Citizen Science Data to Elucidate Waterbirds' Dependence on Coastal Wetland. *Frontiers in Marine Science*, 9, 888535. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.888535>
- Durán, A. P., Barbosa, O., & Gaston, K. J. (2022). Understanding the interacting factors that determine ecological effectiveness of terrestrial protected areas. *Journal for Nature Conservation*, 70. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126264>

E

- Edwards, T. L., Nowicki, S., Marzeion, B., Hock, R., Goelzer, H., Seroussi, H., ... & Zwinger, T. (2021). Projected land ice contributions to twenty-first-century sea level rise. *Nature*, 593(7857), 74–82. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03302-y>
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T. M., Darwall, W., Fishpool, L. D. C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., Salaman, P., Sechrest, W., Smith, M. L., Spector, S., & Tordoff, A. (2004). Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*, 54(12), 1110–1118. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1110:KBAASC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1110:KBAASC]2.0.CO;2)
- El Agbani, M. A., Dakki, M., Beaubrun, P. C., & Thévenot, M. (1996). L'hivernage des Anatidés (Anatidae) au Maroc (1990-1994). *Gibier Faune Sauvage*, 13, 233-249.
- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., & Sjöberg, K. (1994). Relationships Between Species Number, Lake Size and Resource Diversity in Assemblages of Breeding Waterfowl. *Journal of Biogeography* 21(1), 75. <https://doi.org/10.2307/2845605>

-
- Elsen, P. R., Monahan, W. B., Dougherty, E. R., & Merenlender, A. M. (2020). Keeping pace with climate change in global terrestrial protected areas. *Science Advances*, 6(25). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay0814>
- Emerton, L., Bishop, J., & Thomas, L. (2006). *Sustainable financing of protected areas: a global review of challenges and options*. Best practice protected area guidelines series. IUCN, Gland.
- ESRI Inc. (2019). ArcGIS 10.8. ESRI Inc., Redlands, CA
- European Commission (2021). *EU biodiversity strategy for 2030: bringing nature back into our lives*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/677548>
- European Commission (2022). *Criteria and guidance for protected areas designations*. Commission staff working document. https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-01/SWD_guidance_protected_areas.pdf
- European Space Agency & Airbus. (2021). *Copernicus DEM* [Data set]. European Space Agency. <https://doi.org/10.5270/ESA-c5d3d65>
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C. A., Stevens, B., Stouffer, R. J., & Taylor, K. E. (2016). Overview of the coupled model intercomparison project phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 9(5), 1937–1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>

F

- Farr, T. G., Rosen, P. A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., & Alsdorf, D. (2007). The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics*, 45, RG2004. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Feeley, K. J., & Silman, M. R. (2016). Disappearing climates will limit the efficacy of Amazonian protected areas. *Diversity and Distributions*, 22(11), 1081–1084. <https://doi.org/10.1111/ddi.12475>
- Ferrari, S., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31(7), 799–815. <https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Finch, D. M., Friggens, M. M., Bagne, K. E., Coe, S. J., & Hawksworth, D. L. (2010). *Vulnerability of Individual Species to Climate Change: Vertebrate Species of the Middle Rio Grande*. US Department of Agriculture
- Finlayson, M.C (2012). Forty years of wetland conservation and wise use: Editorial. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22, 139–143. <https://doi.org/10.1002/aqc.2233>
- Foden, W. B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J.-C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., DeVantier, L. M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S. D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R. A., Hughes, A. F., O'Hanlon, S. E., Garnett, S. T., Şekercioğlu, Ç. H., & Mace, G. M. (2013). Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of

- all Birds, Amphibians and Corals. *PLoS ONE*, 8(6), e65427. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065427>
- Foden, W. B., & Young, B. E. (Eds.). (2016). *Guidelines for assessing species' vulnerability to climate change*. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.SSC-OP.59.en>
- Foden, W. B., Young, B. E., Akçakaya, H. R., Garcia, R. A., Hoffmann, A. A., Stein, B. A., & ... Huntley, B. (2019). Climate change vulnerability assessment of species. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 10(1), e551. <https://doi.org/10.1002/wcc.551>
- Fourcade, Y., Besnard, A. G., & Secondi, J. (2018). 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>
- FRB (2019). *Évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques – Les principaux messages de l'évaluation Ipbes*. Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité.
- G**
- Gaget, E. (2018). *Importance des politiques de conservation pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau hivernants au réchauffement climatique en Méditerranée*. Thèse pour obtenir le grade de Docteur du Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Guelmami, A., Perennou, C., Beltrame, C., & Le Viol, I. (2020a). Antagonistic effect of natural habitat conversion on community adjustment to climate warming in nonbreeding waterbirds. *Conservation Biology*, 34(4), 966–976. <https://doi.org/10.1111/cobi.13453>
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2018). Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biological Conservation*, 227, 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019>
- Gaget, E., Johnston, A., Pavón-Jordán, D., Lehtikoinen, A. S., Sandercock, B. K., Soultan, A., ... & Brommer, J. E. (2022). Protected area characteristics that help waterbirds respond to climate warming. *Conservation Biology*, cobi.13877. <https://doi.org/10.1111/cobi.13877>
- Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbiriou, C., Jiguet, F., Popoff, N., Dami, L., Mondain-Monval, J.-Y., Defos du Rau, P., Abdou, W. A. I., Bozic, L., Dakki, M., Encarnação, V. M. F., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K. S., Molina, B., Petkov, N., Uzunova, D., Zenatello, M., & Galewski, T. (2020b). Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 243, 108485. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>
- Gaget, E., Pavón-Jordán, D., Johnston, A., Lehtikoinen, A., Hochachka, W. M., Sandercock, B. K., ... & Brommer, J. E. (2021). Benefits of protected areas for nonbreeding waterbirds adjusting their distributions under climate warming. *Conservation Biology*, 35(3), 834–845. <https://doi.org/10.1111/cobi.13648>
- Galewski, T., Segura, L., Biquet, J., Saccon, E., & Boutry, N. (2021). *Living Mediterranean Report – Monitoring species trends to secure one of the major biodiversity hotspots*. Tour du Valat France.
- Garcia, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2014). Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, 344(6183), 1247579. <https://doi.org/10.1126/science.1247579>

-
- Gardali, T., Seavy, N. E., DiGaudio, R. T., & Comrack, L. A. (2012). A Climate Change Vulnerability Assessment of California's At-Risk Birds. *PLoS ONE*, 7(3), e29507. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029507>
- Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A., & Walpole, M. (2015). *State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses* (March 31, 2015). Ramsar Briefing Note No. 7. Ramsar Convention Secretariat: Gland
- Garner, A. J., Weiss, J. L., Parris, A., Kopp, R. E., Horton, R. M., Overpeck, J. T., & Horton, B. P. (2018). Evolution of 21st Century Sea Level Rise Projections. *Earth's Future*, 6(11), 1603–1615. <https://doi.org/10.1029/2018EF000991>
- Garrett-Walker, J., Collier, K. J., Daniel, A., Hicks, B. J., & Klee, D. (2020). Design features of constructed floodplain ponds influence waterbird and fish communities in northern New Zealand. *Freshwater Biology*, 65(12). <https://doi.org/10.1111/fwb.13602>
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220–227. <https://doi.org/10.1038/35012228>
- Gaüzère, P., Jiguet, F., & Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Diversity and Distributions*, 22(6), 625–637. <https://doi.org/10.1111/ddi.12426>
- Geiger, R. (1954). Klassifikation der Klimate nach W. Köppen. In R. Geiger (Ed.), *Landolt-Börnstein-Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik (alte Serie)* (Vol. 3, pp.603–607). Berlin, Germany: Springer.
- Geijzendorffer, I. R., Beltrame, C., Chazee, L., Gaget, E., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., Guerra, C. A., Leberger, R., Jalbert, J., & Grillas, P. (2019). A More Effective Ramsar Convention for the Conservation of Mediterranean Wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7(21), 1-6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00021>
- Geijzendorffer, I. R., Galewski, T., Guelmami, A., Perennou, C., Popoff, N., & Grillas, P. (2018). *Mediterranean wetlands: a gradient from natural resilience to a fragile social-ecosystem*. In Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses, eds M. Schröter, A. Bonn, S. Klotz, R. Seppelt, and C. Baessler (Cham: Springer International Publishing AG). doi: 10.1007/978-3-319-96229-0
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M. D., Craigie, I. D., Woodley, S., Balmford, A., Brooks, T. M., Hockings, M., Knights, K., Mascia, M. B., McRae, L., & Burgess, N. D. (2018). A global analysis of management capacity and ecological outcomes in terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11(3), e12434. <https://doi.org/10.1111/conl.12434>
- Geldmann, J., Joppa, L. N., & Burgess, N. D. (2014). Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas: Change in Human Pressure. *Conservation Biology*, 28(6), 1604–1616. <https://doi.org/10.1111/cobi.12332>
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46). <http://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>

- Gesch, D. B. (2018). Best Practices for Elevation-Based Assessments of Sea-Level Rise and Coastal Flooding Exposure. *Frontiers in Earth Science*, 6, 230. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00230>
- Giorgi, F. (2006). Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, 33(8). <https://doi.org/10.1029/2006GL025734>
- Godet, L., & Devictor, V. (2018). What Conservation Does. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(10), 720–730. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.004>
- Godet, L., Jaffré, M., & Devictor, V. (2011). Waders in winter: Long-term changes of migratory bird assemblages facing climate change. *Biology Letters*, 7(5), 714–717. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0152>
- Gourlay-Larour, M. L., Schricke, V., Sorin, C., L'Hostis, M., & Caizergues, A. (2012). Movements of wintering diving ducks: new insights from nasal saddled individuals. *Bird Study*, 59(3), 266–278. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.697867>
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7, 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Guillemain, M., & Hearn, R. (2017). Ready for climate change? Geographic trends in the protection status of critical sites for Western Palearctic ducks. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2347–2360. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1359-z>
- Guisan, A., & Harrell, F. E. (2000). Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 11(5), 617–626. <https://doi.org/10.2307/3236568>
- Guisan, A., & Theurillat, J.-P. (2000). Assessing alpine plant vulnerability to climate change: A modeling perspective. *Integrated Assessment*, 1(4), 307–320. <https://doi.org/10.1023/A:1018912114948>
- ## H
- Hafner, H., & Fasola, M. (1997). Long-Term Monitoring and Conservation of Herons in France and Italy. *Colonial Waterbirds*, 20(2). <https://doi.org/10.2307/1521697>
- Hamann, A., Roberts, D. R., Barber, Q. E., Carroll, C., & Nielsen, S. E. (2015). Velocity of climate change algorithms for guiding conservation and management. *Global Change Biology*, 21(2), 997–1004. <https://doi.org/10.1111/gcb.12736>
- Hampe, A. (2004). Bioclimate envelope models: What they detect and what they hide: Correspondence. *Global Ecology and Biogeography*, 13(5), 469–471. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00090.x>
- Hamza, F. (2020). How Habitat Features and Human Activities Shape Occurrence of the Declining Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus* on a Mediterranean Coastline. *Ardeola*, 67, 269–284.
- Hanski, I. (2011). Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO*, 40, 248–255. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>
- Harfoot, M., Tittensor, D. P., Newbold, T., McInerney, G., Smith, M. J., & Scharlemann, J. P. W. (2014). Integrated assessment models for ecologists: The present and the future. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 124–143. <https://doi.org/10.1111/geb.12100>

-
- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J., & Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623–642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>
- Hatfield, J. S., Reynolds, M. H., Seavy, N. E., & Krause, C. M. (2012). Population Dynamics of Hawaiian Seabird Colonies Vulnerable to Sea-Level Rise: Population Dynamics of Hawaiian Seabirds. *Conservation Biology*, 26(4), 667–678. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01853.x>
- Hausfather, Z., & Peters, G. P. (2020). Emissions – the ‘business as usual’ story is misleading. *Nature*, 577, 618–620. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-00177-3>
- Heikkinen, R. K., Leikola, N., Aalto, J., Aapala, K., Kuusela, S., Luoto, M., & Virkkala, R. (2020). Fine-grained climate velocities reveal vulnerability of protected areas to climate change. *Scientific Reports*, 10, 1678. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58638-8>
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Araújo, M. B., Virkkala, R., Thuiller, W., & Sykes, M. T. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30(6), 751–777. <https://doi.org/10.1177/0309133306071957>
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>
- Hijmans, R. J. (2019). *geosphere: Spherical Trigonometry*. R package version 1.5-10. <https://CRAN.R-project.org/package=geosphere>
- Hijmans, R. J. (2021). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. R package version 3.4-10. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hiley, J. R., Bradbury, R. B., Holling, M., & Thomas, C. D. (2013). Protected areas act as establishment centres for species colonizing the UK. *Proceedings of the Royal Society B*, 280 (1760). <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2310>
- Hill, N. K., Woodworth, B. K., Phinn, S. R., Murray, N. J., & Fuller, R. A. (2020). Global protected-area coverage and human pressure on tidal flats. *Conservation Biology*, 35(3). <https://doi.org/10.1111/cobi.13638>
- Hoffmann, S., & Beierkuhnlein, C. (2020). Climate change exposure and vulnerability of the global protected area estate from an international perspective. *Diversity and Distributions*, 26(11). <https://doi.org/10.1111/ddi.13136>
- Hoffmann, S., Irl, S. D. H., & Beierkuhnlein, C. (2019). Predicted climate shifts within terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 10, 4787. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12603-w>
- Hole, D. G., Willis, S. G., Pain, D. J., Fishpool, L. D., Butchart, S. H. M., Collingham, Y. C., & ... Huntley, B. (2009). Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters*, 12(5), 420–431. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01297.x>
- Holman, I.P., Brown, C., Janes, V., Sandars, D. (2017). Can we be certain about future land use change in Europe? A multi-scenario, integrated-assessment analysis. *Agricultural Systems*, 151, 126-135, <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.12.001>
- Huntley, B., Foden, W.B., Smith, A., Platts, P., Watson, J. & Garcia, R.A. (2016). *Chapter 5. Using CCVAs and interpreting their results*. In W.B. Foden and B.E. Young, editors. IUCN SSC

- Guidelines for Assessing Species' Vulnerability to Climate Change. Version 1.0. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 59. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp 33–48.
- Hurttt, G., Chini, L., Sahajpal, R., Frohking, S., Bodirsky, B. L., Calvin, K., Doelman, J., Fisk, J., Fujimori, S., Goldewijk, K. K., Hasegawa, T., Havlik, P., Heinemann, A., Humpenöder, F., Jungclaus, J., Kaplan, J., Krisztin, T., Lawrence, D., Lawrence, P., ... & Zhang, X. (2019a). Harmonization of Global Land Use Change and Management for the Period 2015-2300. <https://doi.org/10.22033/ESGF/INPUT4MIPS.10468>
- Hurttt, G., Chini, L., Sahajpal, R., Frohking, S., Bodirsky, B.L., Calvin, K., Doelman, J., Fisk, J., Fujimori, S., Goldewijk, K.K., Hasegawa, T., Havlik, P., Heinemann, A., Humpenöder, F., Jungclaus, J., Kaplan, J., Krisztin, T., Lawrence, D., Lawrence, P., ... & Zhang, X. (2019b). Harmonization of Global Land Use Change and Management for the Period 850-2015. <https://doi.org/10.22033/ESGF/INPUT4MIPS.10454>
- Hurttt, G. C., Chini, L., Sahajpal, R., Frohking, S., Bodirsky, B. L., Calvin, K., Doelman, J. C., Fisk, J., Fujimori, S., Klein Goldewijk, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Heinemann, A., Humpenöder, F., Jungclaus, J., Kaplan, J. O., Kennedy, J., Krisztin, T., Lawrence, D., ... & Zhang, X. (2020). Harmonization of global land use change and management for the period 850–2100 (LUH2) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 13(11), 5425–5464. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5425-2020>
- Hurttt, G.C., Chini, L.P., Frohking, S., Betts, R.A., Feddema, J., Fischer, G., Fisk, J.P., Hibbard, K., Houghton, R.A., Janetos, A., Jones, C.D., Kindermann, G., Kinoshita, T., Klein Goldewijk, K., Riahi, K., Shevliakova, E., Smith, S., Stehfest, E., Thomson, A., ... & Wang, Y.P. (2011). Harmonization of land-use scenarios for the period 1500–2100: 600 years of global gridded annual land-use transitions, wood harvest, and resulting secondary lands. *Climatic Change*, 109, 117–161. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0153-2>
- I
- IPBES (2016). *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini and B. A. Wintle (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 348 pages.
- IPBES (2019a). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- IPBES (2019b). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability*. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change,

-
- M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976pp.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IPCC (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:10.1017/9781009157896.
- IPCC (2022) Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi: 10.1017/9781009157926.001.
- IUCN (2012). *CMP Unified Classification of Direct Threats*. Version 3.2.
- IUCN (2016). *A global standard for the identification of key biodiversity areas*. Version 1.0. First edition. Gland, Switzerland: IUCN.
- IUCN (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2020-3. <https://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 March 2021.
- IUCN-WCPA Task Force on OECMs (2019). *Recognising and reporting other effective area-based conservation measures*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Ivajnsič, D., Lipej, L., Škornik, I., & Kaligarič, M. (2017). The sea level rise impact on four seashore breeding birds: The key study of Sečovlje Salina Nature Park. *Climatic Change*, 140(3), 549–562. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1854-3>
- Iwamura, T., Fuller, R. A., & Possingham, H. P. (2014). Optimal Management of a Multispecies Shorebird Flyway under Sea-Level Rise. *Conservation Biology*, 28(6), 1710–1720. <https://doi.org/10.1111/cobi.12319>
- Iwamura, T., Guisan, A., Wilson, K. A., & Possingham, H. P. (2013a). How robust are global conservation priorities to climate change? *Global Environmental Change*, 23(5), 1277–1284. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.016>
- Iwamura, T., Possingham, H. P., Chadès, I., Minton, C., Murray, N. J., Rogers, D. I., & ... Fuller, R. A. (2013b). Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shorebird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1761), 20130325. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0325>
- Iwamura, T., Wilson, K. A., Venter, O., & Possingham, H. P. (2010). A Climatic Stability Approach to Prioritizing Global Conservation Investments. *PLoS ONE*, 5(11), e15103. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015103>

J

- Jablonski, D. (1994). Extinctions in the fossil record. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 344(1307), 11–17. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0045>

- Jackson, M. V., Choi, C.-Y., Amano, T., Estrella, S. M., Lei, W., Moores, N., & ... Fuller, R. A. (2020). Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation*, 247, 108591. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108591>
- Jantz, S. M., Barker, B., Brooks, T. M., Chini, L. P., Huang, Q., Moore, R. M., Noel, J., & Hurtt, G. C. (2015). Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation: Future Habitat Loss and Extinctions. *Conservation Biology*, 29(4), 1122–1131. <https://doi.org/10.1111/cobi.12549>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jenouvrier, S., Caswell, H., Barbraud, C., Holland, M., Strøve, J., & Weimerskirch, H. (2009). Demographic models and IPCC climate projections predict the decline of an emperor penguin population. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(6), 1844–1847. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806638106>
- Jiang, H., Wen, Y., Zou, L., Wang, Z., He, C., & Zou, C. (2016). The effects of a wetland restoration project on the Siberian crane (*Grus leucogeranus*) population and stopover habitat in Momoge National Nature Reserve, China. *Ecological Engineering*, 96, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.016>
- Johnson, A. R. (1997). Long-Term Studies and Conservation of Greater Flamingos in the Camargue and Mediterranean. *Colonial Waterbirds*, 20(2). <https://doi.org/10.2307/1521698>
- Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A. M., Bradbury, R. B., Chamberlain, D. E., Jiguet, F., ... Pearce-Higgins, J. W. (2013). Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change*, 3(12), 1055–1061. <https://doi.org/10.1038/nclimate2035>
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. *PLoS ONE*, 4(12), e8273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>
- Journé, V., Barnagaud, J., Bernard, C., Crochet, P., & Morin, X. (2020). Correlative climatic niche models predict real and virtual species distributions equally well. *Ecology*, 101(1). <https://doi.org/10.1002/ecy.2912>
- ## K
- Kappelle, M., Van Vuuren, M. M. I., & Baas, P. (1999). Effects of climate change on biodiversity: A review and identification of key research issues. *Biodiversity and Conservation*, 8(10), 1383–1397. <https://doi.org/10.1023/A:1008934324223>
- Kearney, M., & Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12(4), 334–350. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x>
- Kendall, M. G. (1948). Rank correlation methods. Griffin.
- Kerbiriou, C., Azam, C., Touroult, J., Marmet, J., Julien, J.-F., & Pellissier, V. (2018). Common bats are more abundant within Natura 2000 areas. *Biological Conservation*, 217, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.029>

-
- Kim, H., Rosa, I. M. D., Alkemade, R., Leadley, P., Hurtt, G., Popp, A., van Vuuren, D. P., Anthoni, P., Arneith, A., Baisero, D., Caton, E., Chaplin-Kramer, R., Chini, L., De Palma, A., Di Fulvio, F., Di Marco, M., Espinoza, F., Ferrier, S., Fujimori, S., ... & Pereira, H. M. (2018). A protocol for an intercomparison of biodiversity and ecosystem services models using harmonized land-use and climate scenarios. *Geoscientific Model Development*, 11(11), 4537–4562. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-4537-2018>
- Kingsford, R. T., & Johnson, W. (1998). Impact of Water Diversions on Colonially-Nesting Waterbirds in the Macquarie Marshes of Arid Australia. *Colonial Waterbirds*, 21(2), 159. <https://doi.org/10.2307/1521903>
- Kingsford, R. T., & Thomas, R. F. (2004). Destruction of Wetlands and Waterbird Populations by Dams and Irrigation on the Murrumbidgee River in Arid Australia. *Environmental Management*, 34(3), 383–396. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0250-3>
- Kirby, J. S., Stattersfield, A. J., Butchart, S. H. M., Evans, M. I., Grimmett, R. F. A., Jones, V. R., O'Sullivan, J., Tucker, G. M., & Newton, I. (2008). Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International*, 18, 49–73. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000439>
- Klausmeyer, K. R., & Shaw, M. R. (2009). Climate Change, Habitat Loss, Protected Areas and the Climate Adaptation Potential of Species in Mediterranean Ecosystems Worldwide. *PLoS ONE*, 4(7), e6392. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006392>
- Kleijn, D., Cherkaoui, I., Goedhart, P. W., Van der Hout, J., & Lammertsma, D. (2014). Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 51, 289–298. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12193>
- Klein Goldewijk, K., Beusen, A., Doelman, J., & Stehfest, E. (2017). Anthropogenic land use estimates for the Holocene – HYDE 3.2. *Earth System Science Data*, 9(2), 927–953. <https://doi.org/10.5194/essd-9-927-2017>
- Klingbeil, B. T., Cohen, J. B., Correll, M. D., Field, C. R., Hodgman, T. P., Kovach, A. I., ... & Elphick, C. S. (2021). High uncertainty over the future of tidal marsh birds under current sea-level rise projections. *Biodiversity and Conservation*, 30(2), 431–443. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02098-z>
- Kukkala, A. S., Santangeli, A., Butchart, S. H. M., Maiorano, L., Ramirez, I., Burfield, I. J., & Moilanen, A. (2016). Coverage of vertebrate species distributions by Important Bird and Biodiversity Areas and Special Protection Areas in the European Union. *Biological Conservation*, 202, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.010>
- Kulp, S. A., & Strauss, B. H. (2019). New elevation data triple estimates of global vulnerability to sea-level rise and coastal flooding. *Nature Communications*, 10(1), 4844. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12808-z>
- L**
- Lane, J. E., Kruuk, L. E. B., Charmantier, A., Murie, J. O., & Dobson, F.S. (2012). Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator. *Nature*, 489, 554–557. <https://doi.org/10.1038/nature11335>
- Langdon, J. G. R., & Lawler, J. J. (2015). Assessing the impacts of projected climate change on biodiversity in the protected areas of western North America. *Ecosphere*, 6(5). <https://doi.org/10.1890/ES14-00400.1>

- Langeveld, M. J., & Grimmett, R. F. A. (1990). *Important Bird Areas in Europe: Wetlands for the Shadow List of Ramsar Sites*. International Council for Bird Preservation, Cambridge U.K.
- Lapola, D. M., Silva, J. M. C. da, Braga, D. R., Carpigiani, L., Ogawa, F., Torres, R. R., Barbosa, L. C. F., Ometto, J. P. H. B., & Joly, C. A. (2020). A climate-change vulnerability and adaptation assessment for Brazil's protected areas. *Conservation Biology*, 34, 427–437. <https://doi.org/10.1111/cobi.13405>
- Lauret, V. (2021). *Étudier les suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française : une approche interdisciplinaire autour du grand dauphin*. Sciences agricoles. Thèse pour obtenir le grade de Docteur de l'Université de Montpellier. Français. NNT : 2021MONTG047 . tel-03553990
- Lawrence, D. M., Hurtt, G. C., Arneth, A., Brovkin, V., Calvin, K. V., Jones, A. D., Jones, C. D., Lawrence, P. J., de Noblet-Ducoudré, N., Pongratz, J., Seneviratne, S. I., & Shevliakova, E. (2016). The Land Use Model Intercomparison Project (LUMIP) contribution to CMIP6: rationale and experimental design. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 2973–2998. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-2973-2016>
- Leberger, R., Geijzendorffer, I. R., Gaget, E., Gwelmami, A., Galewski, T., Pereira, H. M., & Guerra, C. A. (2020). Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. *Regional Environmental Change*, 20, 67. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>
- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S. H. M., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F. A. J., Di Marco, M., Doelman, J. C., Dürauer, M., Freeman, R., Harfoot, M., Hasegawa, T., Hellweg, S., Hilbers, J. P., Hill, S. L. L., Humpenöder, F., Jennings, N., Krisztin, T., ... & Young, L. (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, 585, 551–556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>
- Lefebvre, G., Redmond, L., Germain, C., Palazzi, E., Terzago, S., Willm, L. & Poulin, B. (2019). Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. *Science of The Total Environment*, 692, 546–555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.263>
- Lehikoinen, A., Lindström, Å., Santangeli, A., Sirkiä, P. M., Brotons, L., Devictor, V., Elts, J., Foppen, R. P. B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Herremans, M., Hudson, M. R., Jiguet, F., Johnston, A., Lorrilliere, R., Marjakangas, E., Michel, N. L., Moshøj, C. M., Nellis, R., ... & Turnhout, C. (2021). Wintering bird communities are tracking climate change faster than breeding communities. *Journal of Animal Ecology*, 90(5), 1085–1095. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13433>
- Lehikoinen, P., Santangeli, A., Jaatinen, K., Rajasärkkä, A., & Lehikoinen, A. (2019). Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology*, 25(1), 304–313. <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>
- Lehikoinen, P., Tiusanen, M., Santangeli, A., Rajasärkkä, A., Jaatinen, K., Valkama, J., Virkkala, R., & Lehikoinen, A. (2021). Increasing protected area coverage mitigates climate-driven community changes. *Biological Conservation*, 253, 108892. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108892>
- Leslie, D. J. (2001). Effect of river management on colonially-nesting waterbirds in the Barmah-Millewa forest, south-eastern Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(1), 21–36. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<21::AID-RRR589>3.0.CO;2-V](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<21::AID-RRR589>3.0.CO;2-V)

-
- Li, X., Anderson, C. J., Wang, Y., & Lei, G. (2021). Waterbird diversity and abundance in response to variations in climate in the Liaohe Estuary, China. *Ecological Indicators*, *132*, 108286. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108286>
- Li, X., Chen, G., Liu, X., Liang, X., Wang, S., Chen, Y., Pei, F., & Xu, X. (2017). A New Global Land-Use and Land-Cover Change Product at a 1-km Resolution for 2010 to 2100 Based on Human–Environment Interactions. *Annals of the American Association of Geographers*, *107*, 1040–1059. <https://doi.org/10.1080/24694452.2017.1303357>
- Li, C., Zhou, L., Xu, L., Zhao, N., & Beauchamp, G. (2015). Vigilance and Activity Time-Budget Adjustments of Wintering Hooded Cranes, *Grus monacha*, in Human-Dominated Foraging Habitats. *PLoS ONE*, *10*, e0118928. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118928>
- Liang, Y., Duveneck, M. J., Gustafson, E. J., Serra-Diaz, J. M., & Thompson, J. R. (2018). How disturbance, competition, and dispersal interact to prevent tree range boundaries from keeping pace with climate change. *Global Change Biology*, *24*(1), e335–e351. <https://doi.org/10.1111/gcb.13847>
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D.D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, *462*, 1052–1055. <https://doi.org/10.1038/nature08649>
- Luby, I. H., Miller, S. J., & Polasky, S. (2022). When and where to protect forests. *Nature*, *609*, 89–93. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05096-z>
- Luoto, M., Virkkala, R., & Heikkinen, R. K. (2006). The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(1). <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00262.x>

M

- Machado, A. (2004). An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation*, *12*(2), 95–110. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2003.12.002>
- Maclean, I. M. D., Austin, G. E., Rehfish, M. M., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Devos, K., Deceuninck, B., Günther, K., Laursen, K., Van Roomen, M., & Wahl, J. (2008). Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology*, *14*(11). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01666.x>
- Macron, E. (2021). Discours de conclusion du président de la république au congrès mondial de la nature de l'IUCN. Marseille, France.
- Malek, Ž., Verburg, P. H., R Geijzendorffer, I., Bondeau, A., & Cramer, W. (2018). Global change effects on land management in the Mediterranean region. *Global Environmental Change*, *50*, 238–254. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007>
- Mantyka-pringle, C. S., Martin, T. G., & Rhodes, J. R. (2012). Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: A systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, *18*(4), 1239–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Mariotti, A., Pan, Y., Zeng, N., & Alessandri, A. (2015). Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability. *Climate Dynamics*, *44*, 1437–1456. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2487-3>

- Mascia, M. B., & Pailler, S. (2011). Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. *Conservation Letters*, 4(1), 9–20. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x>
- Mawdsley, J. R., O'Malley, R., & Ojima, D. S. (2009). A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 23(5), 1080–1089. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01264.x>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586, 217–227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>
- McClanahan, T. R., Cinner, J. E., Maina, J., Graham, N. A. J., Daw, T. M., Stead, S. M., Wamukota, A., Brown, K., Ateweberhan, M., Venus, V., & Polunin, N. V. C. (2008). Conservation action in a changing climate. *Conservation Letters*, 1, 53–59. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00008.1.x>
- MedECC (2020). *Climate and environmental change in the Mediterranean basin – current situation and risks for the future*. First Mediterranean assessment report [Cramer, W., Guiot, J., Marini, K. (eds.)] Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 632pp
- Merken, R., Deboelpaep, E., Teunen, J., Saura, S., & Koedam, N. (2015). Wetland Suitability and Connectivity for Trans-Saharan Migratory Waterbirds. *PLoS ONE*, 10, e0135445 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135445>
- Meyfroidt, P., de Bremond, A., Ryan, C. M., Archer, E., Aspinall, R., Chhabra, A., Camara, G., Corbera, E., DeFries, R., Díaz, S., Dong, J., Ellis, E. C., Erb, K.-H., Fisher, J. A., Garrett, R. D., Golubiewski, N. E., Grau, H. R., Grove, J. M., Haberl, H., ... & zu Ermgassen, E. K. H. J. (2022). Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 119(7), e2109217118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109217118>
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). *Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots*. F.E. Zachos, J.C. Habel, Eds. Springer Publishers: London.
- Mediterranean Wetlands Observatory (MWO) (2018). *MWO2: Mediterranean Wetlands Outlook 2*. Tour du Valat, France.
- Mediterranean Wetlands Observatory (MWO) (2014). *Land cover - Spatial dynamics in Mediterranean coastal wetlands from 1975 to 2005*. Thematic collection, issue #2. Tour du Valat, France. 48p. Translated by Charles La Via and Adam Clark. ISBN: 2-910368-60-2.
- Ministère de la Transition Ecologique (2022). *Décret n° 2022-527 du 12 avril 2022 pris en application de l'article L. 110-4 du code de l'environnement et définissant la notion de protection forte et les modalités de la mise en œuvre de cette protection forte*. <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2022/4/12/TREL2134740D/jo/texte>
- Ministère de la Transition écologique & Ministère de la mer (2021a). *Stratégie nationale pour les aires protégées 2030*. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/DP_Biotope_Ministere_strat-aires-protgees_210111_5_GSA.pdf

Ministère de la Transition écologique & Ministère de la mer (2021b). *Plan d'actions 2021-2023 - Stratégie nationale pour les aires protégées 2030*. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/plan%20d%27actions%202021-2023%20strat%C3%A9gie%20nationale%20pour%20les%20aires%20prot%C3%A9g%C3%A9es%202030.pdf>

Monty, F., Murti, R., & Furuta, N. (2016). *Helping nature help us: Transforming disaster risk reduction through ecosystem management*. IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.15.en>

Moon, J. A., Lehnen, S. E., Metzger, K. L., Squires, M. A., Brasher, M. G., Wilson, B. C., & ... Ballard, B. M. (2021). Projected impact of sea-level rise and urbanization on mottled duck (*Anas fulvigula*) habitat along the Gulf Coast of Louisiana and Texas through 2100. *Ecological Indicators*, 132, 108276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108276>

Mora, C., Frazier, A. G., Longman, R. J., Dacks, R. S., Walton, M. M., Tong, E. J., Sanchez, J. J., Kaiser, L. R., Stender, Y. O., Anderson, J. M., Ambrosino, C. M., Fernandez-Silva, I., Giuseffi, L. M., & Giambelluca, T. W. (2013). The projected timing of climate departure from recent variability. *Nature*, 502, 183–187. <https://doi.org/10.1038/nature12540>

Morecroft, M. D., Duffield, S., Harley, M., Pearce-Higgins, J. W., Stevens, N., Watts, O., & Whitaker, J. (2019). Measuring the success of climate change adaptation and mitigation in terrestrial ecosystems. *Science*, 366(6471). <https://doi.org/10.1126/science.aaw9256>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

N

Nagy, S., Breiner, F. T., Anand, M., Butchart, S. H. M., Flörke, M., Fluet-Chouinard, E., Guisan, A., Hilarides, L., Jones, V. R., Kalyakin, M., Lehner, B., Pearce-Higgins, J. W., & Voltzit, O. (2021). Climate change exposure of waterbird species in the African-Eurasian flyways. *Bird Conservation International*, 32(1), 1–26. <https://doi.org/10.1017/S0959270921000150>

Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1881), 20180792. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0792>

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

Newbold, T., Oppenheimer, P., Etard, A., & Williams, J. J. (2020). Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1630–1638. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01303-0>

Nila, Mst. U. S., Beierkuhnlein, C., Jaeschke, A., Hoffmann, S., & Hossain, M. L. (2019). Predicting the effectiveness of protected areas of Natura 2000 under climate change. *Ecological Processes*, 8. <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0168-6>

Norris, K., & Atkinson, P. W. (2000). Declining populations of coastal birds in Great Britain: victims of sea-level rise and climate change? *Environmental Reviews*, 8(4), 303–323. <https://doi.org/10.1139/a00-011>

Nuse, B. L., Cooper, R. J., & Hunter, E. A. (2015). Prospects for predicting changes to coastal wetland bird populations due to accelerated sea level rise. *Ecosphere*, 6(12), art286. <https://doi.org/10.1890/ES15-00385.1>

O

Obura, D. O., Katerere, Y., Mayet, M., Kaelo, D., Msweli, S., Mather, K., Harris, J., Louis, M., Kramer, R., Teferi, T., Samoily, M., Lewis, L., Bennie, A., Kumah, F., Isaacs, M., & Nantongo, P. (2021). Integrate biodiversity targets from local to global levels. *Science*, 373(6556), 746–748. <https://doi.org/10.1126/science.abh2234>

Oliver, T. H., & Morecroft, M. D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Clim Change*, 5(3), 317–335. <https://doi.org/10.1002/wcc.271>

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)

O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., & Solecki, W. (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>

O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122, 387–400. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>

O'Neill, B. C., Tebaldi, C., van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G. C., Knutti, R., Kriegler, E., Lamarque, J.-F., Lowe, J., Meehl, G. A., Moss, R., Riahi, K., & Sanderson, B. M. (2016). The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>

Opdam, P., & Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117, 285–297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>

P

Pacifici, M., Foden, W.B., Visconti, P., Watson, J.E.M., Butchart, S.H.M., Kovacs, K.M., Scheffers, B.R., Hole, D.G., Martin, T.G., Akçakaya, H.R., Corlett, R.T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J.A., Hoffmann, A.A., Midgley, G.F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R.G., Williams, S.E., Willis, S.G., Young, B., & Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5, 215–224. <https://doi.org/10.1038/nclimate2448>

Pandey, S. (1993). Changes in waterbird diversity due to the construction of Pong Dam reservoir, Himachal Pradesh, India. *Biological Conservation*, 66(2), 125–130. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90143-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90143-0)

-
- Pardini, R., Nichols, E., & Püttker, T. (2018). Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation, in: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09824-4>
- Parks, S. A., Carroll, C., Dobrowski, S. Z., & Allred, B. W. (2020). Human land uses reduce climate connectivity across North America. *Global Change Biology*, 26(5), 2944–2955. <https://doi.org/10.1111/gcb.15009>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37. <http://www.jstor.org/stable/30033846>
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
- Pavón-Jordán, D., Clausen, P., Dagys, M., Devos, K., Encarnaçao, V., Fox, A. D., Frost, T., Gaudard, C., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Ławicki, Ł., Lewis, L. J., Lorentsen, S.-H., Luigujoe, L., Meissner, W., Molina, B., Musil, P., Musilova, Z., ... & Lehikoinen, A. (2019). Habitat- and species-mediated short- and long-term distributional changes in waterbird abundance linked to variation in European winter weather. *Diversity and Distributions*, 25(2), 225–239. <https://doi.org/10.1111/ddi.12855>
- Pavón-Jordán, D., Fox, A. D., Clausen, P., Dagys, M., Deceuninck, B., Devos, K., Hearn, R. D., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Langendoen, T., Ławicki, Ł., Lorentsen, S. H., Luigujõe, L., Meissner, W., Musil, P., Nilsson, L., Paquet, J.-Y., Stipniece, A., Stroud, D. A., Wahl, J., Zenatello, M., & Lehikoinen, A. (2015). Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distributions*, 21, 571–582. <https://doi.org/10.1111/ddi.12300>
- Peach, M. A., Cohen, J. B., Frair, J. L., Zuckerberg, B., Sullivan, P., Porter, W. F., & Lang, C. (2019). Value of protected areas to avian persistence across 20 years of climate and land-use change. *Conservation Biology*, 33(2), 423–433. <https://doi.org/10.1111/cobi.13205>
- Pearce-Higgins, J. W., Antão, L. H., Bates, R. E., Bowgen, K. M., Bradshaw, C. D., Duffield, S. J., Ffoulkes, C., Franco, A. M. A., Geschke, J., Gregory, R. D., Harley, M. J., Hodgson, J. A., Jenkins, R. L. M., Kapos, V., Maltby, K. M., Watts, O., Willis, S. G., & Morecroft, M. D. (2022). A framework for climate change adaptation indicators for the natural environment. *Ecological Indicators*, 136, 108690. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108690>
- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10 (1), 439–446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pellissier, V., Schmucki, R., Pe'er, G., Aunins, A., Brereton, T. M., Brotons, L., Carnicer, J., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., del Moral, J. C., Escandell, V., Evans, D., Foppen, R., Harpke, A., Heliölä, J., Herrando, S., Kuussaari, M., Kühn, E., Lehikoinen, A., & Julliard, R. (2020). Effects of Natura 2000 on nontarget bird and butterfly species based on citizen science data. *Conservation Biology*, 34(3), 666–676. <https://doi.org/10.1111/cobi.13434>
- Pellissier, V., Touroult, J., Julliard, R., Sibley, J. P., & Jiguet, F. (2013). Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey: Assessing Natura 2000 with a common breeding birds survey. *Animal Conservation*, 16(5), 566–574. <https://doi.org/10.1111/acv.12030>

- Penniman, T., Nyingi, W., Ovalle, M., & Schroder, M. (2022). Summary of the Fourteenth Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Ramsar Convention on Wetlands: 5-13 November 2022. *Earth Negotiations Bulletin*, 17(45).
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., ... & Walpole, M. (2010). Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330, 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>
- Perennou, C., Gaget, E., Galewski, T., Geijzendorffer, I. R., & Guelmami, A. (2020). *Evolution of wetlands in Mediterranean region*. Book chapter in Water Resources in the Mediterranean Region. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00011-X>
- Perino, A., Pereira, H. M., Felipe-Lucia, M., Kim, H., Köhl, H. S., Marselle, M. R., Meya, J. N., Meyer, C., Navarro, L. M., van Klink, R., Albert, G., Barratt, C. D., Bruelheide, H., Cao, Y., Chamoin, A., Darbi, M., Dornelas, M., Eisenhauer, N., Essl, F., ... & Bonn, A. (2022). Biodiversity post-2020: Closing the gap between global targets and national-level implementation. *Conservation Letters*, 15(2). <https://doi.org/10.1111/conl.12848>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., & Li, B. V. (2018). How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science Advances*, 4(8). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2616>
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., Brooks, T. M. (1995). The Future of Biodiversity. *Science*, 269, 347–350. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- Polasky, S., Carpenter, S. R., Folke, C., & Keeler, B. (2011). Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 398–404. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.04.007>
- Popoff, N., Gaget, E., Béchet, A., Dami, L., du Rau, P.D., Geijzendorffer, I., Guelmami, A., Mondain-Monval, J.-Y., Perennou, C., Suet, M., Verniest, F., Deschamps, C., Taylor, N.G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J.J., Božič, L., Dakki, M., Encarnaçao, V., ... & Galewski, T. (2021). Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3067-3085. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>
- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., ... & Ngo, H.T. (2021). *IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change – Scientific outcome*; IPBES and IPCC. DOI:10.5281/zenodo.4782538
- Prestele, R., Alexander, P., Rounsevell, M. D. A., Arneth, A., Calvin, K., Doelman, J., Eitelberg, D. A., Engström, K., Fujimori, S., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Jain, A. K., Krisztin, T., Kyle, P., Meiyappan, P., Popp, A., Sands, R. D., Schaldach, R., ... & Verburg, P.H. (2016). Hotspots of uncertainty in land-use and land-cover change projections: a global-scale model comparison. *Global Change Biology*, 22(12), 3967–3983. <https://doi.org/10.1111/gcb.13337>
- Princé, K., Rouveyrol, P., Pellissier, V., Touroult, J., & Jiguet, F. (2021). Long-term effectiveness of Natura 2000 network to protect biodiversity: A hint of optimism for common birds. *Biological Conservation*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108871>

Q

QGIS Development Team (2020). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R

R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Raftery, A. E., Zimmer, A., Frierson, D. M. W., Startz, R., & Liu, P. (2017). Less than 2 °C warming by 2100 unlikely. *Nature Climate Change*, 7, 637–641. <https://doi.org/10.1038/nclimate3352>

Rahmstorf, S. (2010). A new view on sea level rise. *Nature Climate Change*, 1, 44–45. <https://doi.org/10.1038/climate.2010.29>

Rajpar, M. (2013). Assessing An Artificial Wetland In Putrajaya, Malaysia As An Alternate Habitat for Waterbirds. *Waterbirds*, 36, 482–493. <https://doi.org/10.1675/063.036.0405>

Ramírez, F., Rodríguez, C., Seoane, J., Figuerola, J., & Bustamante, J. (2018). How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? *PLoS ONE*, 13, e0192702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192702>

Ramsar Convention Secretariat (2016). *An Introduction to the Ramsar Convention on Wetlands, 7th ed.* (previously The Ramsar Convention Manual). Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Ramsar Convention Secretariat (2018). *COP11 Resolution XI.8, Annex 2 (Rev. COP13)*, available at https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop11-res08-e-anx2_revcop13.pdf.

Ranius, T., Widenfalk, L. A., Seedre, M., Lindman, L., Felton, A., Hämäläinen, A., Filyushkina, A., & Öckinger, E. (2023). Protected area designation and management in a world of climate change: A review of recommendations. *Ambio*, 52, 68–80. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01779-z>.

Raup, D. M., & Sepkoski, J. J. (1982). Mass Extinctions in the Marine Fossil Record. *Science*, 215, 1501–1503. <https://doi.org/10.1126/science.215.4539.1501>

Reimann, L., Vafeidis, A. T., Brown, S., Hinkel, J., & Tol, R. S. J. (2018). Mediterranean UNESCO World Heritage at risk from coastal flooding and erosion due to sea-level rise. *Nature Communications*, 9(1), 4161. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06645-9>

Reynolds, M. H., Courtot, K. N., Berkowitz, P., Storlazzi, C. D., Moore, J., & Flint, E. (2015). Will the Effects of Sea-Level Rise Create Ecological Traps for Pacific Island Seabirds? *PLOS ONE*, 10(9), e0136773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136773>

Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... & Tavoni, M. (2017). The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>

- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L., Sechrest, W., Wallace, G. E., Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N. D., Church, D. R., Cox, N., Knox, D., ... & Wikramanayake, E. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(51), 18497–18501. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509060102>
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Chanson, J. S., Fishpool, L. D. C., Da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller R. W., Watts, M. E. J., Yan, X. (2004a). Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience*, 54, 1092–1100. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., Watts, M. E. J., & Yan, X. (2004b). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640–643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Rodrigues, A. S. L., & Cazalis, V. (2020). The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nature Communications*, 11, 5147. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18989-2>
- Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K. V., Luderer, G., Emmerling, J., Gernaat, D., Fujimori, S., Strefler, J., Hasegawa, T., Marangoni, G., Krey, V., Kriegler, E., Riahi, K., van Vuuren, D. P., Doelman, J., Drouet, L., Edmonds, J., Fricko, O., Harmsen, M., ... & Tavoni, M. (2018). Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 °C. *Nature Climate Change*, 8, 325–332. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0091-3>
- Rogers, H. M., Glew, L., Honzák, M., & Hudson, M. D. (2010). Prioritizing key biodiversity areas in Madagascar by including data on human pressure and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 96(1), 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.02.002>
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421(6918), 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
- Rosencranz, J. A., Thorne, K. M., Buffington, K. J., Takekawa, J. Y., Hechinger, R. F., Stewart, T. E., ... & Lafferty, K. D. (2018). Sea-level rise, habitat loss, and potential extirpation of a salt marsh specialist bird in urbanized landscapes. *Ecology and Evolution*, 8(16), 8115–8125. <https://doi.org/10.1002/ece3.4196>
- Rowland, E. L., Fresco, N., Reid, D., & Cooke, H. A. (2016). Examining climate-biome (“cliome”) shifts for Yukon and its protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 8, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.07.006>
- Runge, C. A., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Hanson, J. O., Possingham, H. P., & Fuller, R. A. (2015). Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science*, 350(6265), 1255–1258. <https://doi.org/10.1126/science.aac9180>

S

- Sala, O. E. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

-
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., Wilkie, D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology*, 22(4), 897–911. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x>
- Satta, A., Venturini, S., Puddu, M., Firth, J., & Lafitte, A. (2015). *Strengthening the Knowledge Base on Regional Climate Variability and Change - Application of a Multi-Scale Coastal Risk Index at Regional and Local Scale in the Mediterranean*. Technical Report. Plan bleu.
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10), 891–904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Sanderson, F. J., Pople, R. G., Ieronymidou, C., Burfield, I. J., Gregory, R. D., Willis, S. G., Howard, C., Stephens, P. A., Beresford, A. E., & Donald, P. F. (2016). Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change: Impacts of EU nature legislation. *Conservation Letters*, 9(3), 172–180. <https://doi.org/10.1111/conl.12196>
- Sanderson, F. J., Wilson, J. D., Franks, S. E., & Buchanan, G. M. (2022). Benefits of protected area networks for breeding bird populations and communities. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12832>
- Santos, M. J., Smith, A. B., Dekker, S. C., Eppinga, M. B., Leitão, P. J., Moreno-Mateos, D., Morueta-Holme, N., & Ruggeri, M. (2021). The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessments of biodiversity: A systematic review. *Landscape Ecology*, 36, 3367–3382. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01276-w>
- Sayoud, M. S., Salhi, H., Chalabi, B., Allali, A., Dakki, M., Qninba, A., El Agbani, M. A., Azafzaf, H., Feltrup-Azafzaf, C., Dlensi, H., Hamouda, N., Abdel Latif Ibrahim, W., Asran, H., Abu Elnoor, A., Ibrahim, H., Etayeb, K., Bouras, E., Bashaimam, W., Berbash, A., Deschamps, C., Mondain-Monval, J.-Y., Brochet, A. L., Véran, S., & Defos du Rau, P. (2017). The first coordinated trans-North African mid-winter waterbird census: The contribution of the International Waterbird Census to the conservation of waterbirds and wetlands at a biogeographical level. *Biological Conservation*, 206, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.005>
- Schuerch, M., Spencer, T., Temmerman, S., Kirwan, M. L., Wolff, C., Lincke, D., ... & Brown, S. (2018). Future response of global coastal wetlands to sea-level rise. *Nature*, 561(7722), 231–234. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0476-5>
- Schulze, K., Knights, K., Coad, L., Geldmann, J., Leverington, F., Eassom, A., Marr, M., Butchart, S. H. M., Hockings, M., & Burgess, N.D. (2018). An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11(3), e12435. <https://doi.org/10.1111/conl.12435>
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterreld, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, T. C., Ulliman, J., & Wright, R.G. (1993). *Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity*. Wildlife Monographs 40. ISSN:0084-01 73
- Scriven, S. A., Hodgson, J. A., McClean, C. J., & Hill, J. K. (2015). Protected areas in Borneo may fail to conserve tropical forest biodiversity under climate change. *Biological Conservation*, 184, 414–423. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.018>
- Seferian, R. (2019). *CNRM-CERFACS CNRM-ESM2-1 model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1395>

- Şekercioğlu, Ç. H., Anderson, S., Akçay, E., Bilgin, R., Can, Ö. E., Semiz, G., Tavşanoğlu, Ç., Yokeş, M. B., Soyumert, A., İpekdal, K., Sağlam, İ. K., Yücel, M., & Nüzhet Dalfes, H. (2011). Turkey's globally important biodiversity in crisis. *Biological Conservation*, 144, 2752–2769. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.025>
- Selman, P. (2009). Conservation designations—Are they fit for purpose in the 21st century? *Land Use Policy*, 26, 142–153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.005>
- SEO Birdlife (2018). *Estado de los humedales Ramsar en España de interés para las aves acuáticas*. Birdlife, Madrid.
- Sepkoski, J. J. (1986). Phanerozoic Overview of Mass Extinction, in: Raup, D. M., Jablonski, D. (Eds.), *Patterns and Processes in the History of Life*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 277–295. https://doi.org/10.1007/978-3-642-70831-2_15
- Shiogama, H., Abe, M., & Tatebe, H. (2019). *MIROC MIROC6 model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200917)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.898>
- Shiono, T., Kubota, Y., & Kusumoto, B. (2021). Area-based conservation planning in Japan: The importance of OECMs in the post-2020 Global Biodiversity Framework. *Global Ecology and Conservation*, 30, e01783. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01783>
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and key-stones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83, 247–257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5)
- Sims, S. A., Seavey, J. R., & Curtin, C. G. (2013). Room to move? Threatened shorebird habitat in the path of sea level rise—dynamic beaches, multiple users, and mixed ownership: a case study from Rhode Island, USA. *Journal of Coastal Conservation*, 17(3), 339–350. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0263-2>
- Smith, M. A., Sullender, B. K., Koeppen, W. C., Kuletz, K. J., Renner, H. M., & Poe, A. J. (2019b). An assessment of climate change vulnerability for Important Bird Areas in the Bering Sea and Aleutian Arc. *PLoS ONE*, 14(4), e0214573. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214573>
- Smith, R. J., Bennun, L., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Cuttelod, A., Di Marco, M., Ferrier, S., Fishpool, L. D. C., Joppa, L., Juffe-Bignoli, D., Knight, A. T., Lamoreux, J. F., Langhammer, P., Possingham, H. P., Rondinini, C., Visconti, P., Watson, J. E. M., Woodley, S., Boitani, L., & Scaramuzza, C. A. de M. (2019a). Synergies between the key biodiversity area and systematic conservation planning approaches. *Conservation Letters*, 12(1), e12625. <https://doi.org/10.1111/conl.12625>
- Smithson, M., & Verkuilen, J. (2006). A better lemon squeezer? Maximum-likelihood regression with beta-distributed dependent variables. *Psychological Methods*, 11(1), 54–71. <https://doi.org/10.1037/1082-989X.11.1.54>
- Song, F., Zhang, G. J., Ramanathan, V., & Leung, L. R. (2022). Trends in surface equivalent potential temperature: A more comprehensive metric for global warming and weather extremes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 119, e2117832119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117832119>
- Soultan, A., Pavón-Jordán, D., Bradter, U., Sandercock, B. K., Hochachka, W. M., Johnston, A., ... Pärt, T. (2022). The future distribution of wetland birds breeding in Europe validated against observed changes in distribution. *Environmental Research Letters*, 17(2), 024025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4ebe>

-
- Spencer, T., Schuerch, M., Nicholls, R. J., Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A. T., & ... Brown, S. (2016). Global coastal wetland change under sea-level rise and related stresses: The DIVA Wetland Change Model. *Global and Planetary Change*, 139, 15–30. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.12.018>
- Stokstad, E. (2020). Global efforts to protect biodiversity fall short. *Science*, 369, 1418–1418. <https://doi.org/10.1126/science.369.6510.1418>
- Stralberg, D., Carroll, C., & Nielsen, S. E. (2020). Toward a climate-informed North American protected areas network: Incorporating climate-change refugia and corridors in conservation planning. *Conservation Letters*, 13(4), e12712. <https://doi.org/10.1111/conl.12712>
- Strange, N., Thorsen, B. J., Bladt, J., Wilson, K. A., & Rahbek, C. (2011). Conservation policies and planning under climate change. *Biological Conservation*, 144, 2968–2977. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.08.022>
- Suet, M., Lozano-Arango, J. G., Defos Du Rau, P., Deschamps, C., Abdalgader Mohammed, M. A., Elbashary Adam, E., Mohammed Eldegair, E., Ali Elbadawi, M. E., Mohammed Hashim, I., Kirrem Kpoore, N., Mohammed, M. A., Mohammed Ibrahim Bihery, M., Adam, M. E. A., Pineau, O., & Mondain-Monval, J. (2021). Improving waterbird monitoring and conservation in the Sahel using remote sensing: a case study with the International Waterbird Census in Sudan. *Ibis*, 163(2). <https://doi.org/10.1111/ibi.12911>
- Sutherland, W. J., Atkinson, P. W., Butchart, S. H. M., Capaja, M., Dicks, L. V., Fleishman, E., Gaston, K. J., Hails, R. S., Hughes, A. C., Le Anstey, B., Le Roux, X., Lickorish, F. A., Maggs, L., Noor, N., Oldfield, T. E. E., Palardy, J. E., Peck, L. S., Pettorelli, N., Pretty, J., ... & Thornton, A. (2021). A horizon scan of global biological conservation issues for 2022. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(1). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.10.014>
- Swart, N. C., Cole, J. N. S., Kharin, V. V., Lazare, M., Scinocca, J. F., Gillett, N. P., Anstey, J., Arora, V., Christian, J. R., Jiao, Y., Lee, W. G., Majaess, F., Saenko, O. A., Seiler, C., Seinen, C., Shao, A., Solheim, L., von Salzen, K., Yang, D., ... & Sigmond, M. (2019). *CCCma CanESM5 model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1317>

T

- Tabor, K., Hewson, J., Tien, H., González-Roglich, M., Hole, D., & Williams, J. (2018). Tropical Protected Areas Under Increasing Threats from Climate Change and Deforestation. *Land*, 7(3). <https://doi.org/10.3390/land7030090>
- Tachiiri, K., Abe, M., Hajima, T., Arakawa, O., Suzuki, T., Komuro, Y., Ogochi, K., Watanabe, M., Yamamoto, A., Tatebe, H., Noguchi, M. A., Ohgaito, R., Ito, A., Yamazaki, D., Ito, A., Takata, K., Watanabe, S., & Kawamiya, M. (2019). *MIROC MIROC-ES2L model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200917)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.936>
- Taillie, P. J., & Moorman, C. E. (2019). Marsh bird occupancy along the shoreline-to-forest gradient as marshes migrate from rising sea level. *Ecosphere*, 10(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2555>
- Tarakini, T., Mundy, P., & Fritz, H. (2020). Trends in savannah waterbirds: protected area effect and influence of global threats on differing guilds. *Ostrich*, 91(2). <https://doi.org/10.2989/00306525.2020.1722972>

- Tavares, D. C., Guadagnin, D. L., de Moura, J. F., Siciliano, S., & Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: Implications for management. *Biological Conservation*, *186*, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.027>
- Taylor, D. (2002). The Ramsar Convention on Wetlands. *Parks*, *12*, 42–49.
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., & Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, *93*(4), 485–498. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>
- Taylor, N. G., Grillas, P., Al Hreisha, H., Balkız, O., Boriel, M., Boutron, O., Catita, A., Champagno, J., Cherif, S., Çiçek, K., Costa, L. T., Dakki, M., Fois, M., Galewski, T., Galli, A., Georgiadis, N. M., Green, A. J., Hermoso, V., Kapedani, R., Lange, M. A., Mateljak, Z., Osta, M., Papastergiadou, E., Papazoglou, C., Sabater, S., Samraoui, B., Samraoui, F., Si Bachir, A., Tankovic, E., Thévenet, M., Troya, A., & Sutherland, W. J. (2021). The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Regional Environmental Change*, *21*, 33. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01743-1>
- ter Braak, C. (1986). Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, *67*, 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>
- Thieme, M. L., Khrystenko, D., Qin, S., Golden Kroner, R. E., Lehner, B., Pack, S., Tockner, K., Zarfl, C., Shahbol, N., & Mascia, M. B. (2020). Dams and protected areas: Quantifying the spatial and temporal extent of global dam construction within protected areas. *Conservation Letters*, *13*(4). <https://doi.org/10.1111/conl.12719>
- Thomas, C. D., & Gillingham, P. K. (2015). The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biological Journal of the Linnean Society*, *115*(3), 718–730. <https://doi.org/10.1111/bij.12510>
- Thomas, C. D., Gillingham, P. K., Bradbury, R. B., Roy, D. B., Anderson, B. J., Baxter, J. M., Bourn, N. A. D., Crick, H. Q. P., Findon, R. A., Fox, R., Hodgson, J. A., Holt, A. R., Morecroft, M. D., O’Hanlon, N. J., Oliver, T. H., Pearce-Higgins, J. W., Procter, D. A., Thomas, J. A., Walker, K. J., ... & Hill, J. K. (2012). Protected areas facilitate species’ range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(35), 14063–14068. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210251109>
- Thuiller, W., Araújo, M. B., & Lavorel, S. (2004). Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, *31*(3), 353–361. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00991.x>
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I. R., Cramer, W., Verburg, P. H., & Brotons, L. (2016). Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*, *22*(7), 2505–2515. <https://doi.org/10.1111/gcb.13272>
- Trisos, C. H., Merow, C., & Pigot, A. L. (2020). The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature* *580*, 496–501. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2189-9>
- Tsimplis, M. N., Calafat, F. M., Marcos, M., Jordà, G., Gomis, D., Fenoglio-Marc, L., ... & Chambers, D. P. (2013). The effect of the NAO on sea level and on mass changes in the Mediterranean Sea: NAO effects on Mediterranean Sea level. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *118*(2), 944–952. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20078>

U

- UNDP (2015). *Sustainable Development Goals*. Available at: https://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/brochure/SDGs_Booklet_Web_En.pdf. Accessed 10 August 2020.
- UNEP-WCMC, & IUCN. (2020). *Protected planet: The world database on protected areas (WDPA)*, [December 2019 version], Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. Available at: www.protectedplanet.net
- UNEP-WCMC, & IUCN (2021). *Protected Planet Live Report 2020*. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge UK; Gland, Switzerland.
- UNEP-WCMC, & IUCN (2023). *Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) and World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures (WD-OECM)* [Online], February 2023, Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. Available at: www.protectedplanet.net
- UNEP/MAP, & Plan Bleu (2020). *State of the Environment and Development in the Mediterranean*. United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan and Plan Bleu. Nairobi.

V

- Vallecillo, D., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Vittecoq, M., Vandewalle, P., Roche, B., & Champagnon, J. (2021). Reliability of animal counts and implications for the interpretation of trends. *Ecology and Evolution*, 11, 2249–2260. <https://doi.org/10.1002/ece3.7191>
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, 109, 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition Springer, New York.
- Venter, O., Magrath, A., Outram, N., Klein, C. J., Possingham, H. P., Di Marco, M., & Watson, J. E. M. (2018). Bias in protected-area location and its effects on long-term aspirations of biodiversity conventions. *Conservation Biology*, 32(1), 127–134. <https://doi.org/10.1111/cobi.12970>
- Vermeer, M., & Rahmstorf, S. (2009). Global sea level linked to global temperature. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106(51), 21527–21532. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907765106>
- Verniest, F., Galewski, T., Julliard, R., Guelmami, A., & Le Viol, I. (2022). Coupling future climate and land-use projections reveals where to strengthen the protection of Mediterranean Key Biodiversity Areas. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12807. <https://doi.org/10.1111/csp2.12807>
- Verniest, F., Le Viol, I., Julliard, R., Dami, L., Guelmami, A., Suet, M., Abdou, W., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino, T., Borg, J. J., Božič, L., Dakki, M., El Hamoumi, R., Encarnação, V., Erciyas-Yavuz, K., Etayeb, K., Georgiev, V., Hamada, A., ... & Galewski, T. (2023) Anticipating the effects of climate warming and natural habitat conversion on waterbird communities to address protection gaps. *Biological Conservation*, 279, 109939. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109939>

- Visconti, P., Butchart, S. H. M., Brooks, T. M., Langhammer, P. F., Marnewick, D., Vergara, S., Yanosky, A., & Watson, J. E. M. (2019). Protected area targets post-2020. *Science*, 364(6437), 239–241. <https://doi.org/10.1126/science.aav6886>
- Visconti, P., Di Marco, M., Álvarez-Romero, J. G., Januchowski-Hartley, S. R., Pressey, R. L., Weeks, R., & Rondinini, C. (2013). Effects of Errors and Gaps in Spatial Data Sets on Assessment of Conservation Progress: Errors and Gaps in Spatial Data Sets. *Conservation Biology*, 27(5).
- Voldoire, A. (2019). *CNRM-CERFACS CNRM-CM6-1 model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1384>
- Vousdoukas, M. I., Clarke, J., Ranasinghe, R., Reimann, L., Khalaf, N., Duong, T. M., & ... Simpson, N. P. (2022). African heritage sites threatened as sea-level rise accelerates. *Nature Climate Change*, 12(3), 256–262. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01280-1>
- ## W
- Wan, J.-Z., Wang, C.-J., & Yu, F.-H. (2018). Human footprint and climate disappearance in vulnerable ecoregions of protected areas. *Global and Planetary Change*, 170, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.09.002>
- Wang, X., Li, X., Ren, X., Jackson, M. V., Fuller, R. A., Melville, D. S., Amano, T., & Ma, Z. (2021). Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conservation Biology*, 36(2). <https://doi.org/10.1111/cobi.13808>
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Watson, J. E. M., & Venter, O. (2017). A global plan for nature conservation. *Nature*, 550, 48–49. <https://doi.org/10.1038/nature24144>
- Wauchope, H. S., Jones, J. P. G., Geldmann, J., Simmons, B. I., Amano, T., Blanco, D. E., & ... Sutherland, W. J. (2022). Protected areas have a mixed impact on waterbirds, but management helps. *Nature*, 605. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04617-0>
- Wetlands International (2012). *Waterbird Population Estimates, Fifth Edition*
- Wheatley, C. J., Beale, C. M., Bradbury, R. B., Pearce-Higgins, J. W., Critchlow, R., & Thomas, C. D. (2017). Climate change vulnerability for species—Assessing the assessments. *Global Change Biology*, 23(9), 3704–3715. <https://doi.org/10.1111/gcb.13759>
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A., & Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement_2), 19729–19736. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901639106>
- Wilcoxon, F. (1992). Individual comparisons by ranking methods. In Kotz, S., & Johnson, N. L., (Eds.), *Breakthroughs in Statistics*. Springer Series in Statistics (Perspectives in Statistics). Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_16
- Williams, B. A., Watson, J. E. M., Beyer, H. L., Klein, C. J., Montgomery, J., Runting, R. K., & ... Wenger, A. (2022). Global rarity of intact coastal regions. *Conservation Biology*, 36(4). <https://doi.org/10.1111/cobi.13874>
- Williams, J. W., Jackson, S. T., & Kutzbach, J. E. (2007). Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5738–5742. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606292104>

-
- Wilson, E. O. (2016). *Half-earth: our planet's fight for life*. WW Norton & Company.
- Wilson, T. S., Sleeter, B. M., Sleeter, R. R., & Soulard, C. E. (2014). Land-Use Threats and Protected Areas: A Scenario-Based, Landscape Level Approach. *Land*, 3, 362-389. <https://doi.org/10.3390/land3020362>
- Wingfield, J. C., Pérez, J. H., Krause, J. S., Word, K. R., González-Gómez, P. L., Lisovski, S., & Chmura, H. E. (2017). How birds cope physiologically and behaviourally with extreme climatic events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 372(1723), 20160140. <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0140>
- Wolff, C., Nikolettopoulos, T., Hinkel, J., & Vafeidis, A. T. (2020). Future urban development exacerbates coastal exposure in the Mediterranean. *Scientific Reports*, 10(1), 14420. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70928-9>
- WWF (2020a). *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M., & Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- WWF (2020b). *Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss: a deep dive into freshwater*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- WWF (2022). *Living Planet Report 2022 – Building a nature-positive society*. Almond, R.E.A., Grooten, M., Juffe Bignoli, D., & Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.

X

- Xin, X., Wu, T., Shi, X., Zhang, F., Li, J., Chu, M., Liu, Q., Yan, J., Ma, Q., & Wei, M. (2019). *BCC BCC-CSM2MR model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1732>
- Zeng, Y., Koh, L. P., & Wilcove, D. S. (2022). Gains in biodiversity conservation and ecosystem services from the expansion of the planet's protected areas. *Science Advances*, 8(22), eab19885. <https://doi.org/10.1126/sciadv.ab19885>
- Xu, H., Cao, Y., Yu, D., Cao, M., He, Y., Gill, M., & Pereira, H.M. (2021). Ensuring effective implementation of the post-2020 global biodiversity targets. *Nature Ecology & Evolution* 5, 411–418. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01375-y>
- Xu, Y., Green, A. J., Mundkur, T., Hagemeyer, W., Mossad, H., Prins, H. H. T., & de Boer, W. F. (2022b). Beyond Site-Specific Criteria: Conservation of Migratory Birds and Their Habitats from a Network Perspective. *Diversity*, 14(5), 353. <https://doi.org/10.3390/d14050353>
- Xu, T., Weng, B., Yan, D., Wang, K., Li, X., Bi, W., Li, M., Cheng, X., & Liu, Y. (2019). Wetlands of International Importance: Status, Threats, and Future Protection. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1818. <https://doi.org/10.3390/ijerph16101818>
- Xu, X., Huang, A., Belle, E., De Frenne, P., & Jia, G. (2022a). Protected areas provide thermal buffer against climate change. *Science Advances*, 8, eabo0119. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abo0119>

Y

- Yackulic, C. B., Nichols, J. D., Reid, J., & Der, R. (2015). To predict the niche, model colonization and extinction. *Ecology*, 96(1), 16–23. <https://doi.org/10.1890/14-1361.1>
- Yang, R., Cao, Y., Hou, S., Peng, Q., Wang, X., Wang, F., Tseng, T.-H., Yu, L., Carver, S., Convery, I., Zhao, Z., Shen, X., Li, S., Zheng, Y., Liu, H., Gong, P., & Ma, K. (2020). Cost-effective priorities for

the expansion of global terrestrial protected areas: Setting post-2020 global and national targets. *Science Advances*, 6(37). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc3436>

Yukimoto, S., Koshiro, T., Kawai, H., Oshima, N., Yoshida, K., Urakawa, S., Tsujino, H., Deushi, M., Tanaka, T., Hosaka, M., Yoshimura, H., Shindo, E., Mizuta, R., Ishii, M., Obata, A., & Adachi, Y. (2019). *MRI MRI-ESM2.0 model output prepared for CMIP6 ScenarioMIP (Version 20200715)*. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.638>

Z

Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77(1), 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>

Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 39–74. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Zhu, G., Papeş, M., Giam, X., Cho, S.-H., & Armsworth, P. R. (2021). Are protected areas well-sited to support species in the future in a major climate refuge and corridor in the United States? *Biological Conservation*, 255, 108982. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108982>

Zimmerer, K. S., Galt, R. E., & Buck, M. V. (2004). Globalization and Multi-spatial Trends in the Coverage of Protected-Area Conservation (1980–2000). *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33, 520–529. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.8.520>

Zomer, R. J., Xu, J., Wang, M., Trabucco, A., & Li, Z. (2015). Projected impact of climate change on the effectiveness of the existing protected area network for biodiversity conservation within Yunnan Province, China. *Biological Conservation*, 184, 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.031>

ANNEXES

Là encore, lecteur, inutile de vous débattre avec les chiffres. Ne lisez même pas le graphique, à moins d'être historien de l'économie, donc capable de reconstruire cette époque précoce. Pensez plutôt à Vivien Ancelet, étudiant les données comme un médecin tend l'oreille au souffle d'un enfant ou examine une échographie et voit une catastrophe où d'autres ne voient que des tâches. Ses poings se serrèrent, les tendons bien visibles. S'il vous est impossible de concevoir que les chiffres puissent exercer un tel pouvoir sur un être humain, imaginez plutôt l'un de ses homologues historiques : vous êtes le tuteur qui a senti chez le jeune Caligula quelque chose d'étrange ; l'indigène qui distingue à l'horizon une deuxième voile blanche, derrière la première ; le chien qui perçoit les frémissements de tsunami prêt à s'abattre sur la Crète et à éliminer le peuple minoen, mais conscient que personne ne lui prêtera attention, même s'il aboie.

- Ada Palmer, *Trop semblable à l'éclair*

ANNEXE A : MATÉRIEL ET MÉTHODES ET FIGURES COMPLÉMENTAIRES DE L'ENCADRÉ 4

Matériel et Méthodes

Les données historiques (1970 – 2000) et projections futures (2081 – 2100) de températures moyennes et précipitations mensuelles ont été extraites de la base de données WorldClim 2.1 (Fick & Hijmans, 2017). Nous avons utilisé les projections futures produites par huit modèles climatiques (MCGs) et selon quatre scénarios récents issus du *Coupled Model Intercomparison Project phase 6* (CMIP6, Eyring et al., 2016 : SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 et SSP5-8.5). Les données historiques et futures, dont la résolution spatiale est de 2,5 arc-minutes (pixels d'approximativement 4,5 x 4,5 km), ont été reprojétées en Lambert Azimuthal Equal Area centré sur la zone d'étude afin que les pixels aient tous la même surface.

Chaque pixel de la zone d'étude s'est ensuite vu attribué une catégorie climatique en utilisant la classification climatique de Köppen-Geiger (Geiger, 1954) et en implémentant les modifications de Peel et al. (2007), tout comme dans l'article de Beck et al. (2018). Cette classification a été appliquée à l'ensemble des paires de MCG – scénario. Le mode (*i.e.*, la catégorie la plus fréquente) des huit MCGs d'un même scénario a été utilisé pour produire les figures.

Le traitement des données, les analyses ainsi que la production des figures ont été réalisés à l'aide des logiciels R 4.1.0 (R Core Team, 2021) et QGIS 3.4.15 (QGIS, Development Team, 2020). Les diagrammes de Sankey ont été produits à l'aide du package R 'networkD3' (Allaire et al., 2017).

Figures complémentaires

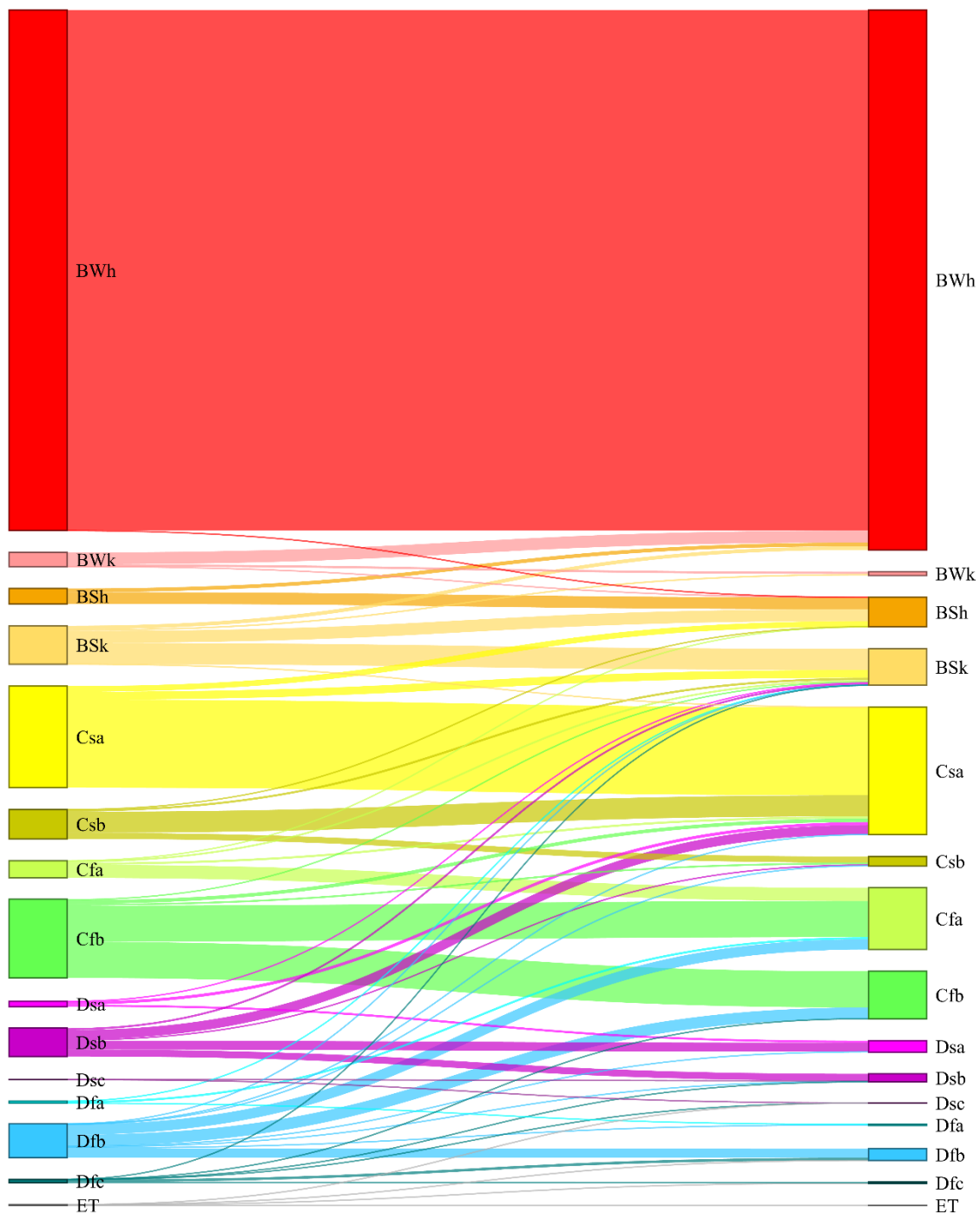


Figure S.E4.1. Diagramme de Sankey illustrant les transitions de catégories climatiques entre la période 1970 - 2000 (gauche) et 2081 - 2100 (droite) dans le scénario SSP1-2.6.

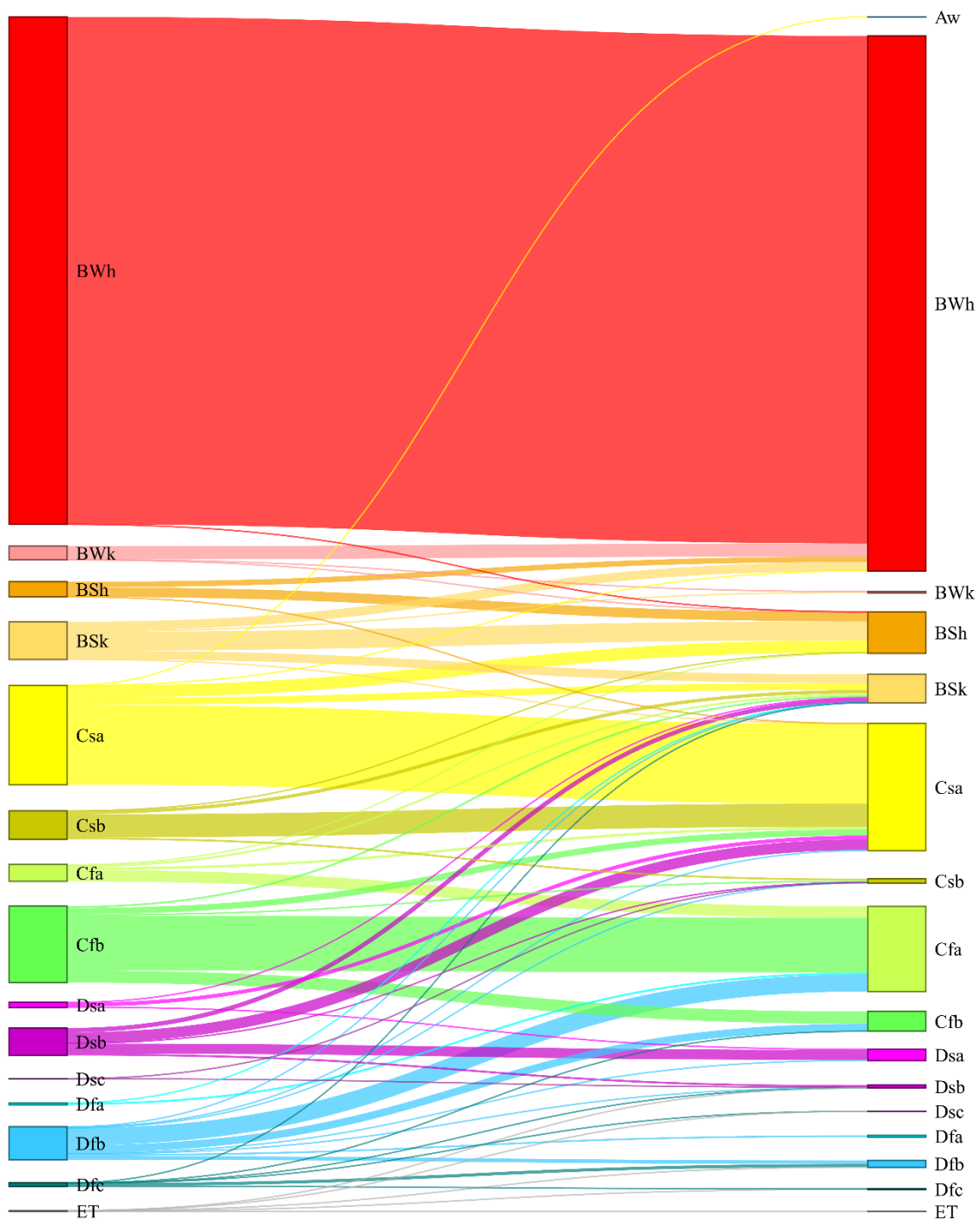


Figure S.E4.2. Diagramme de Sankey illustrant les transitions de catégories climatiques entre la période 1970 – 2000 (gauche) et 2081 – 2100 (droite) dans le scénario SSP2-4.5.

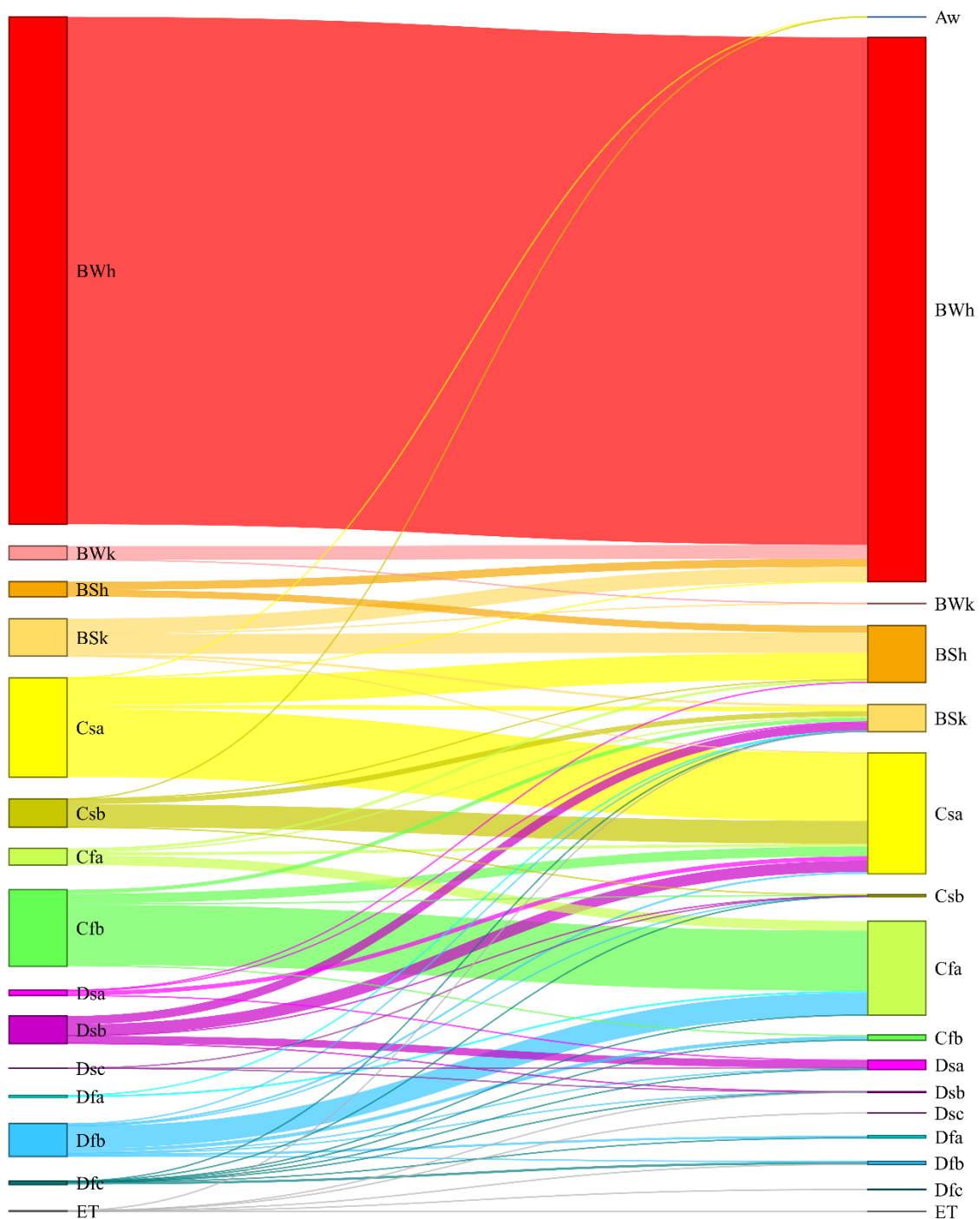


Figure S.E4.3. Diagramme de Sankey illustrant les transitions de catégories climatiques entre la période 1970 - 2000 (gauche) et 2081 - 2100 (droite) dans le scénario SSP3-7.0.

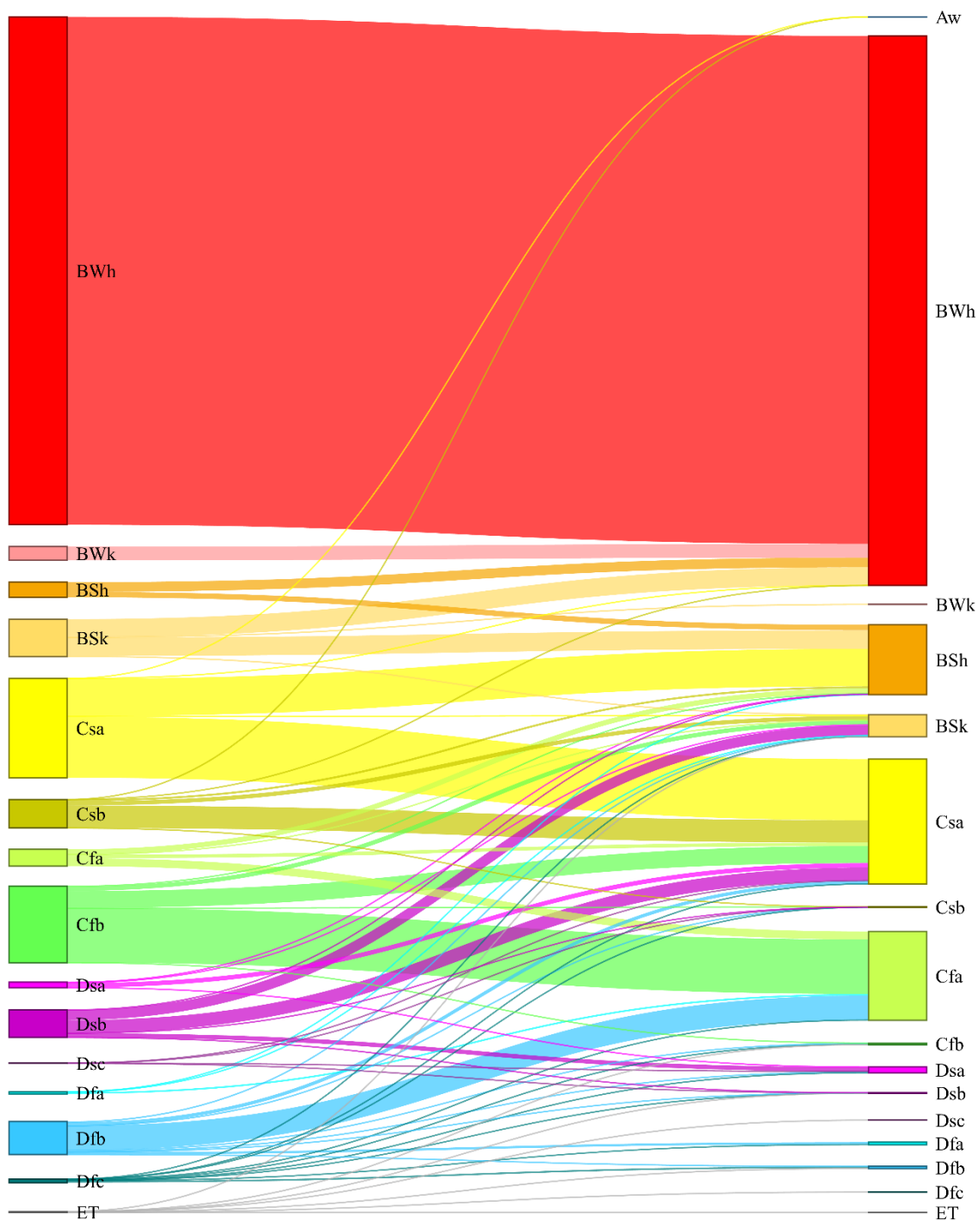


Figure S.E4.4. Diagramme de Sankey illustrant les transitions de catégories climatiques entre la période 1970 - 2000 (gauche) et 2081 - 2100 (droite) dans le scénario SSP5-8.5.

ANNEXE B : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE I

Appendix S.1.1. Rationale for study zone selection.

We chose a wider study zone than the Mediterranean basin because: i) the Mediterranean climate is expected to shift northwards (Barredo et al, 2016); ii) most of these countries signed international agreements for the conservation of biodiversity (*e.g.*, Ramsar regional Initiative for wetlands, Bern Convention) that concern their entire metropolitan area; and iii) because countries establish PAs strategies at a national scale.

Large areas of 'Desert and Xeric Shrublands' and small and isolated patches of 'Flooded Grasslands and Savannas' (Olson et al, 2001) were deleted because these areas, where climatic and environmental conditions are already extremes and biota composed of few species with particular adaptations, cover more than half of the initial administrative surface (approx. 56%), so that their inclusion could have masked important changes in the rest of the area, particularly in terms of land-use modifications.

Appendix S.1.2. Characteristics of Key Biodiversity Areas (KBAs) in the study zone.

Status	Number of sites	Surface area (km²)
IBA * only	1656	418,770
KBA only	327	146,546
AZE ** & KBA	6	3329
IBA & KBA	271	165,072
AZE & IBA & KBA	11	5850
Total	2271	721,359 ***

* Important Bird and Biodiversity Areas

** Alliance for Zero Extinction sites

*** Total Surface area is inferior to the sum of the areas in each category because of the overlap between sites

Appendix S.1.3. Characteristics of KBA cells (cells of approx. 634 km² with at least 40% of their surface area covered by KBAs) for each country of the study zone.

Country	Number of *		Proportion of Protected KBA cells ** (%)
	Study zone cells	KBA cells	
Cyprus	27	2	100
Israel	15	2	100
Greece	381	40	97.5
Italy	609	65	86.2
Albania	50	9	77.8
Slovenia	36	8	62.5
France	959	47	59.6
Serbia	152	12	58.3
Bulgaria	195	42	52.4
Croatia	119	26	50
Montenegro	24	2	50
North Macedonia	39	14	50
Jordan	54	3	33.3
Spain	903	314	28.3
Turkey	1347	240	20.4
Portugal	162	22	18.2
Morocco	591	55	16.4
Algeria	550	88	11.4
Libya	159	65	9.2
Syria	247	32	3.1
Bosnia and Herzegovina	86	2	0
Egypt	209	5	0
Lebanon	20	6	0
Tunisia	200	10	0
Andorra	0	0	-
Malta	3	0	-
Monaco	0	0	-
Palestine	14	0	-
San Marino	0	0	-
UK (Channel Islands)	2	0	-
Study zone	7153	1111	32.2

* Each study zone cell was allocated to the country that most covers it

** KBA cells overlapping PAs

Appendix S.1.4. List of General Circulation Models (GCMs) from the CMIP6 multi-model ensemble used in this study. The outputs of these models are licensed under CC BY-SA 4.0 or CC BY-NC-SA 4.0.

GCM	Institution	Data reference
BCC-CSM2-MR	Beijing Climate Center (BCC)	Xin et al, 2019
CanESM5	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCma)	Swart et al., 2019
CNRM-CM6-1	Centre National de Recherches Meteorologiques (CNRM) and Centre Europeen de Recherche et de Formation Avancee en Calcul Scientifique (CERFACS)	Voltaire, 2019
CNRM-ESM2-1	Centre National de Recherches Meteorologiques, Centre Europeen de Recherche et de Formation Avancee en Calcul Scientifique (CNRM-CERFACS)	Seferian, 2019
IPSL-CM6A-LR	Institut Pierre Simon Laplace (IPSL)	Boucher et al., 2019
MIROC-ES2L	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), Atmosphere and Ocean Research Institute (AORI), National Institute for Environmental Studies (NIES), and RIKEN Center for Computational Science (R-CCS)	Tachiiri et al., 2019
MIROC6	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), Atmosphere and Ocean Research Institute (AORI), National Institute for Environmental Studies (NIES), and RIKEN Center for Computational Science (R-CCS)	Shiogama et al., 2019
MRI-ESM2-0	Meteorological Research Institute (MRI)	Yukimoto et al., 2019

Appendix S.1.5. Artificialness coefficient of each land-use class.

Land-use class	Initial LUH2 categories	Artificialness coefficient *
Urban land	Urban land	9
Annual crops	C3 annual crops, C4 annual crops, C3 nitrogen-fixing crops	7
Perennial crops	C3 perennial crops, C4 perennial crops	6
Managed pasture	Managed pasture	5.5
Rangeland	Rangeland	3.5
Secondary land	Forested secondary land, Non-forested secondary land	2
Primary land	Forested primary land, Non-forested primary land	0.5

* When different coefficients were relevant for the same land-use class, the average of these coefficients was assigned

Appendix S.1.6. Description of scenarios used.

We used future projections under the four scenarios of the World Climate Research Programme that were designated as top-priority (O'Neill et al., 2016) under the Coupled Model Intercomparison Project phase 6 (CMIP6, Eyring et al., 2016), and that were used in the sixth assessment report of the IPCC (IPCC, 2021). Each scenario is the combination (see O'Neill et al., 2016, Figure 2) of a socioeconomic component called Shared Socioeconomic Pathway (SSP, O'Neill et al., 2014) and a radiative forcing level in 2100 called Representative Concentration Pathway (RCP: 2.6 to 8.5, van Vuuren et al., 2011). RCPs were developed as part of the Coupled Model Intercomparison Project phase 5 (CMIP5, Taylor et al., 2012) and were often used as climatic scenarios (*e.g.*, IPCC, 2014). On the other hand, SSPs describe 'plausible alternatives trends in the evolution of society and ecosystems' (O'Neill et al., 2014) with different challenges to climate change mitigation and adaptation. See O'Neill et al. (2017) and Riahi et al. (2017) for a more in-depth description of the SSPs.

Appendix S.1.7. Climate analog definition.

Following the first algorithm of Hamann et al (2015), we considered that two raster cells had analog climates if the Euclidian distance between the two cells in the two-dimensional climate space was smaller than a certain threshold. A threshold of 0.45 BCA units was chosen based on a sensitivity analysis following the method of Hamann et al (2015). As in Bellard et al (2014), the search of a climate analog was extended by 500km around the study zone to avoid velocity overestimation near the study zone boundaries.

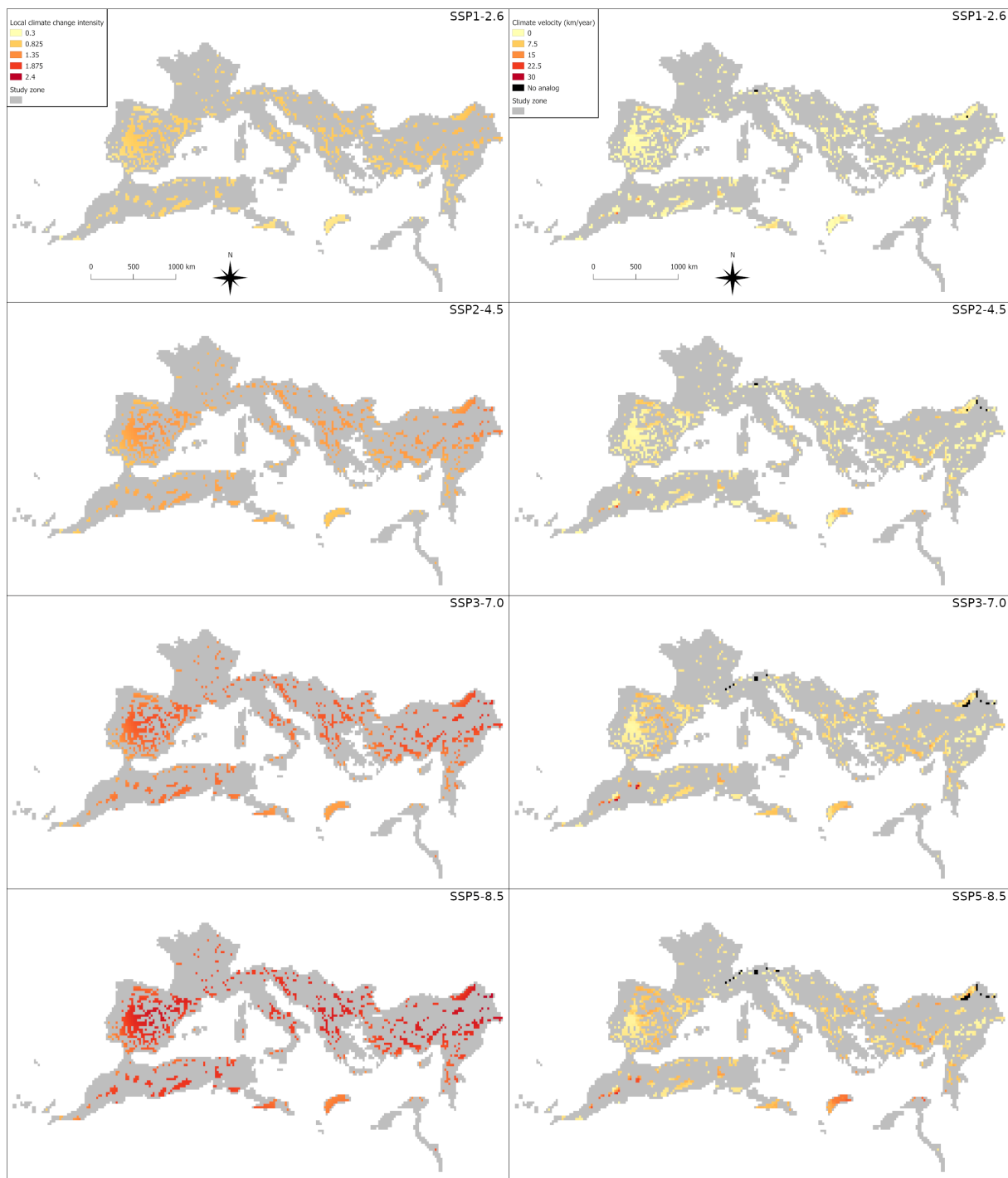
Raster cells with no future climate analog were assigned the maximum value of the GCM for RC and RA for LEI and EI computation.

The average multi-model considered that a raster cell had no future climate analog when this cell had no analog for at least half of the GCMs.

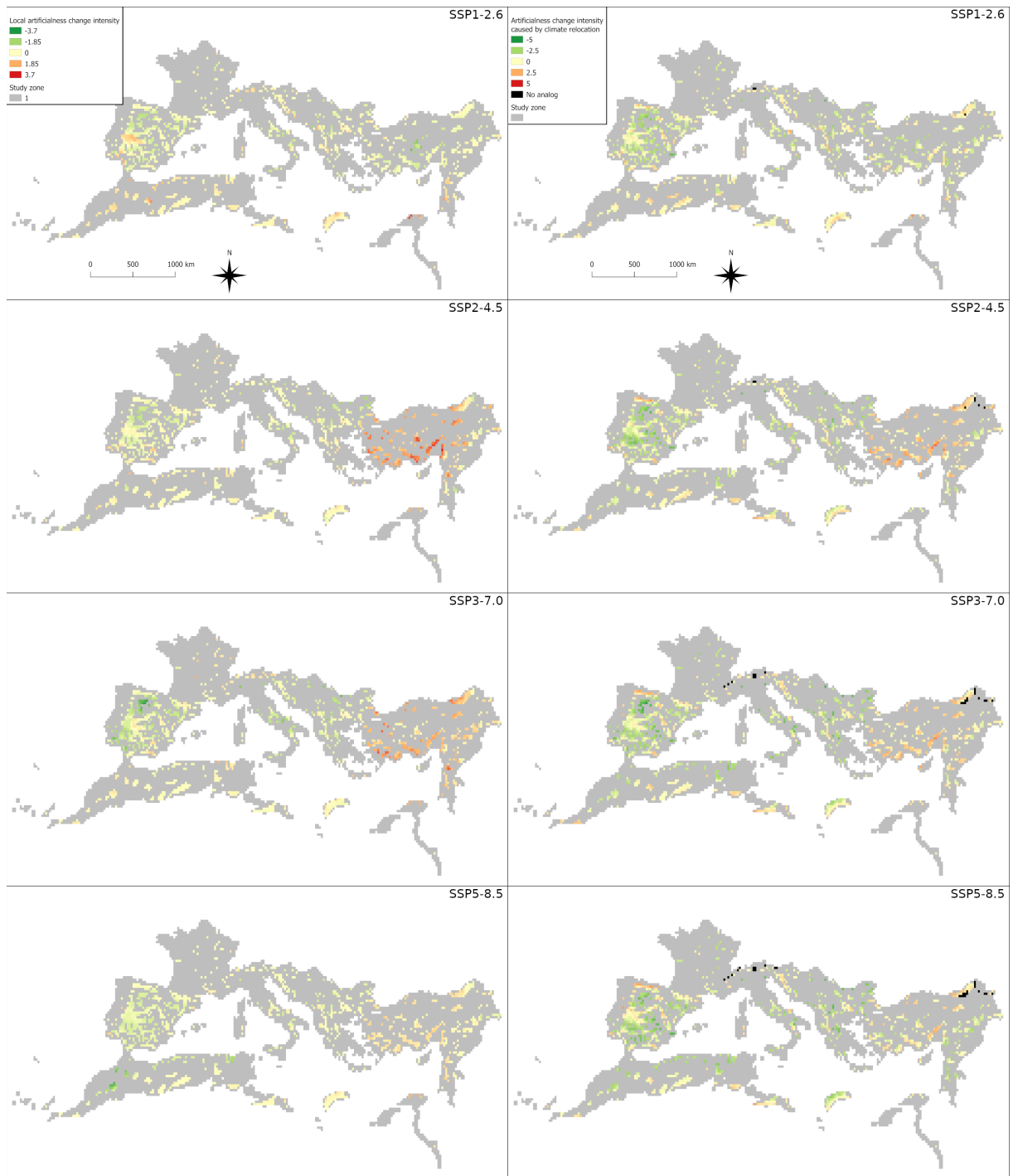
Appendix S.1.8. Results of Wilcoxon rank sum tests between KBA cells and non-KBA cells for elevation, near-current artificialness index, near-current bioclimatic variables and exposure metrics under each scenario.

Scenario	Variable				W	P
Near-current	Elevation	KBA	>	non-KBA	4,311,433	< 0.001
Near-current	Artificialness index	KBA	<	non-KBA	2,824,757	< 0.001
	Annual mean T°	KBA	<	non-KBA	3,071,509	< 0.001
	Maximum T° of warmest month	KBA	>	non-KBA	3,520,167	< 0.01
	Minimum T° of coldest month	KBA	<	non-KBA	2,895,748	< 0.001
Near-current	T° annual range	KBA	>	non-KBA	3,825,930	< 0.001
	Annual precipitation	KBA	=	non-KBA	3,383,113	ns
	Precipitation of wettest quarter	KBA	>	non-KBA	3,554,518	< 0.01
	Precipitation of driest quarter	KBA	=	non-KBA	3,288,665	ns
SSP1-2.6	LC	KBA	>	non-KBA	3,877,285	< 0.001
	RC *	KBA	>	non-KBA	3,783,994	< 0.001
	LA	KBA	>	non-KBA	3,543,270	< 0.01
	RA *	KBA	>	non-KBA	3,514,458	< 0.01
SSP2-4.5	LC	KBA	>	non-KBA	3,943,407	< 0.001
	RC *	KBA	>	non-KBA	3,581,560	< 0.001
	LA	KBA	=	non-KBA	3,424,404	ns
	RA *	KBA	>	non-KBA	3,491,840	< 0.01
SSP3-7.0	LC	KBA	>	non-KBA	3,955,940	< 0.001
	RC *	KBA	>	non-KBA	3,647,849	< 0.001
	LA	KBA	=	non-KBA	3,389,407	ns
	RA *	KBA	>	non-KBA	3,462,311	< 0.001
SSP5-8.5	LC	KBA	>	non-KBA	3,960,116	< 0.001
	RC *	KBA	>	non-KBA	3,407,103	< 0.001
	LA	KBA	=	non-KBA	3,279,970	ns
	RA *	KBA	>	non-KBA	3,466,341	< 0.001

* Raster cells without a future climate analog were assigned the maximum value of the scenario



Appendix S.1.9. Local climate change intensity (*i.e.*, LC, left) and climate velocity (*i.e.*, RC, right) of KBA cells under each scenario.

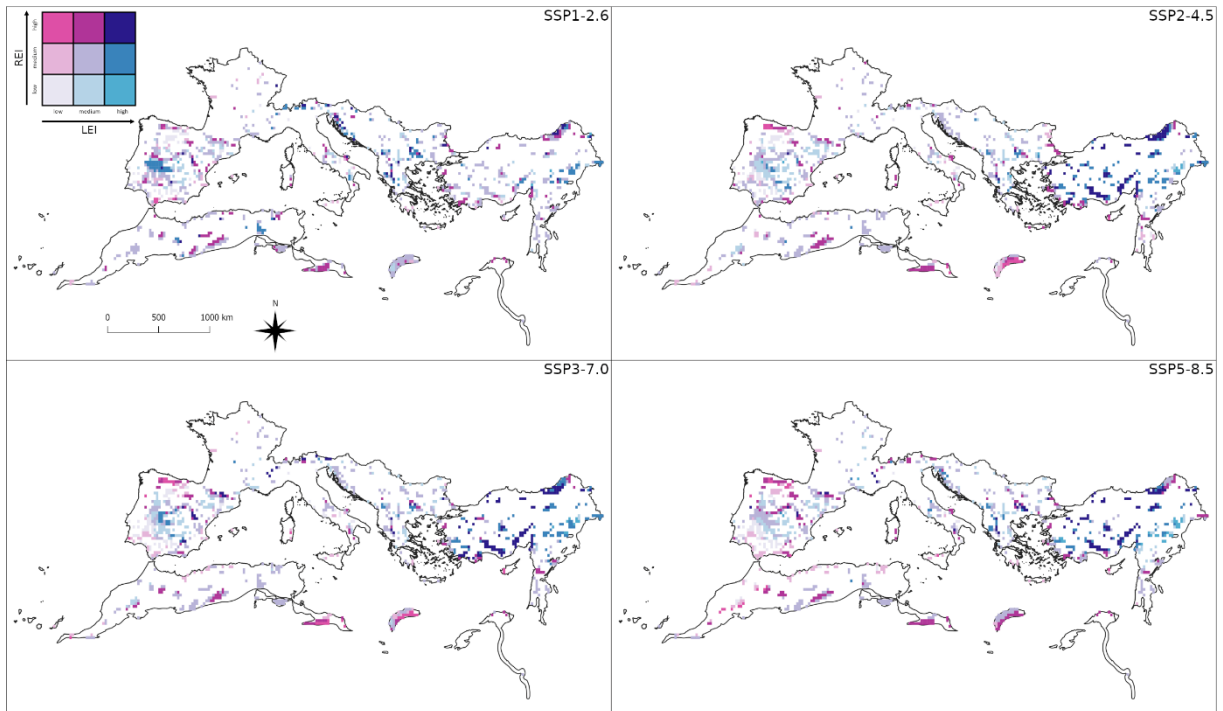


Appendix S.1.10. Local artificialness change intensity (*i.e.*, LA, left) and artificialness change intensity caused by climate relocation (*i.e.*, RA, right) of KBA cells under each scenario.

Appendix S.1.11. Kendall's correlation rank Tau between exposure metrics as well as between local exposure index (LEI) and regional exposure index (REI) in KBA cells under each scenario, in bold when *P* of the associated test was inferior to 0.05.

Scenario	Exposure metric / index	LC	RC *	LA	REI
SSP1-2.6	RC *	0.03	-	-	-
	LA	- 0.21	0.01	-	-
	RA *	- 0.11	0.05	0.48	-
	LEI	-	-	-	0.32
SSP2-4.5	RC *	- 0.14	-	-	-
	LA	- 0.05	0.09	-	-
	RA *	0	0.13	0.52	-
	LEI	-	-	-	0.28
SSP3-7.0	RC *	- 0.03	-	-	-
	LA	0.04	0.11	-	-
	RA *	0.06	0.11	0.49	-
	LEI	-	-	-	0.31
SSP5-8.5	RC *	- 0.09	-	-	-
	LA	- 0.06	0.09	-	-
	RA *	0.02	0.15	0.43	-
	LEI	-	-	-	0.25

* KBA cells without a future climate analog were assigned the maximum value of the scenario



Appendix S.1.12. Local exposure index (LEI) and regional exposure index (REI) of KBA cells under each scenario.

Appendix S.1.13. Country averages and standard deviations of LC (in BCA units), RC (in km.year⁻¹), LA (in artificialness index), RA (in artificialness index) and exposure indices (LEI, REI and EI) in KBA cells under each scenario.

Country	SSP1-2.6							
	LC		RC *		LA		RA *	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	0.81	0.02	0.83	0.74	0.37	0.45	0.25	0.79
Algeria	0.72	0.05	1.56	1.66	0.28	0.25	0.24	0.69
Bosnia and Herzegovina	0.81	0.02	0.85	0.16	-0.41	0.58	-1.18	0.45
Bulgaria	0.84	0.03	1.53	1.35	-0.13	0.38	-0.64	0.85
Croatia	0.82	0.02	0.89	0.44	0.22	0.35	0.19	0.63
Cyprus	0.55	0.01	0.53	0.18	0.03	0.06	0.04	0.37
Egypt	0.55	0.05	1.45	0.74	2.02	1.21	1.13	1.28
France	0.72	0.04	1.19	0.79	-0.10	0.35	-0.38	0.65
Greece	0.78	0.07	1.11	0.85	-0.02	0.37	-0.55	0.94
Israel	0.62	0.00	0.30	0.11	1.37	0.99	0.40	1.83
Italy	0.77	0.05	1.32	1.45	-0.17	0.63	-0.48	1.11
Jordan	0.67	0.04	0.50	0.26	0.79	0.47	0.76	0.74
Lebanon	0.65	0.02	2.84	1.79	0.81	0.31	-0.92	1.11
Libya	0.58	0.04	1.64	1.50	0.36	0.35	0.22	0.59
Montenegro	0.82	0.00	2.67	3.36	-1.21	0.71	-1.53	0.05
Morocco	0.65	0.08	1.68	3.16	0.54	0.47	0.28	0.52
North Macedonia	0.84	0.01	1.40	0.39	-0.47	0.45	-0.82	1.34
Portugal	0.63	0.12	0.72	1.03	-0.13	0.52	-0.40	0.87
Serbia	0.85	0.02	1.13	0.59	-0.59	0.32	-1.31	1.20
Slovenia	0.82	0.02	0.71	0.26	-0.12	0.35	-0.23	0.75
Spain	0.74	0.08	1.20	1.21	-0.24	0.57	-0.76	1.06
Syria	0.74	0.06	0.92	0.67	0.14	0.31	-0.55	0.81
Tunisia	0.71	0.01	0.43	0.11	0.40	0.10	0.69	0.30
Turkey	0.84	0.08	1.19	1.09	-0.27	0.46	-0.33	0.85

* KBA cells without a future climate analog were excluded

Appendix S.1.13 (continued 1).

Country	SSP2-4.5							
	LC		RC *		LA		RA *	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	1.20	0.03	1.63	1.25	0.14	0.32	- 0.13	0.91
Algeria	1.10	0.09	3.26	2.13	0.12	0.23	- 0.17	0.80
Bosnia and Herzegovina	1.18	0.03	2.65	0.48	- 1.13	0.02	- 2.26	0.36
Bulgaria	1.20	0.05	2.75	2.08	- 0.46	0.77	- 0.92	1.12
Croatia	1.19	0.02	1.54	0.46	- 0.09	0.29	- 0.11	0.54
Cyprus	0.81	0.01	3.81	0.72	0.17	0.06	2.25	0.13
Egypt	0.87	0.10	7.56	4.58	1.29	0.59	- 0.53	0.36
France	1.08	0.06	2.48	1.29	0.12	0.35	- 0.38	0.75
Greece	1.15	0.10	2.53	1.72	0.17	0.40	- 0.56	0.98
Israel	0.94	0.00	3.67	0.78	0.27	0.77	- 0.43	0.67
Italy	1.11	0.07	2.64	2.21	- 0.25	0.50	- 0.78	1.20
Jordan	1.02	0.06	2.50	1.28	- 0.14	0.25	- 0.11	0.52
Lebanon	0.98	0.02	4.75	2.44	1.50	0.81	0.54	1.30
Libya	0.90	0.06	5.25	2.63	0.11	0.25	0.18	0.98
Montenegro	1.20	0.01	4.46	3.73	- 0.91	0.41	- 1.77	0.87
Morocco	1.00	0.14	4.01	4.95	0.08	0.42	- 0.20	0.77
North Macedonia	1.23	0.01	2.02	1.24	- 0.49	0.46	- 1.20	1.50
Portugal	0.95	0.17	1.66	1.35	0.02	0.54	- 0.45	1.21
Serbia	1.23	0.01	2.52	1.63	- 0.60	0.37	- 1.49	0.86
Slovenia	1.17	0.01	1.93	1.40	- 0.35	0.39	- 0.36	0.84
Spain	1.13	0.12	2.54	1.99	- 0.24	0.46	- 1.01	1.27
Syria	1.10	0.08	1.58	1.01	0.15	0.61	0.02	0.90
Tunisia	1.09	0.01	0.79	0.13	0.23	0.04	1.06	0.26
Turkey	1.23	0.13	2.51	1.95	1.46	0.93	1.12	1.05

* KBA cells without a future climate analog were excluded

Appendix S.1.13 (continued 2).

Country	SSP3-7.0							
	LC		RC *		LA		RA *	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	1.65	0.03	4.20	1.46	- 0.06	0.38	- 0.56	0.75
Algeria	1.49	0.1	5.28	2.52	0.06	0.30	- 0.71	1.07
Bosnia and Herzegovina	1.60	0.02	3.57	1.13	- 1.00	0.20	- 2.43	0.33
Bulgaria	1.63	0.07	4.87	2.26	- 0.37	0.74	- 1.26	1.26
Croatia	1.60	0.03	2.10	0.69	- 0.39	0.34	0.16	0.70
Cyprus	1.09	0.01	3.27	0.58	- 0.06	0.05	2.33	0.37
Egypt	1.19	0.15	5.97	2.96	1.37	0.71	0.52	0.55
France	1.48	0.09	3.14	1.39	0.10	0.46	- 0.53	0.96
Greece	1.56	0.14	3.83	1.94	- 0.32	0.50	- 1.04	1.15
Israel	1.27	0.01	3.51	0.04	1.49	0.23	0.92	0.45
Italy	1.52	0.08	3.82	2.12	- 0.52	0.82	- 0.93	1.47
Jordan	1.37	0.07	3.72	2.27	0.85	0.16	0.52	0.15
Lebanon	1.35	0.01	7.90	2.83	1.80	0.87	- 0.15	1.14
Libya	1.25	0.08	7.37	2.05	0.04	0.21	- 0.08	1.07
Montenegro	1.65	0.01	5.73	3.41	- 0.84	0.11	- 1.67	1.77
Morocco	1.37	0.2	8.41	8.20	0.20	0.17	- 0.31	1.15
North Macedonia	1.69	0.01	4.45	1.55	- 0.61	0.68	- 1.55	1.29
Portugal	1.30	0.22	2.93	2.04	- 0.93	0.7	- 1.02	1.41
Serbia	1.68	0.01	4.81	1.92	- 0.92	0.57	- 1.85	0.89
Slovenia	1.58	0.02	2.44	1.88	- 0.17	0.67	0.23	0.86
Spain	1.53	0.16	4.80	2.99	- 0.58	0.75	- 1.00	1.39
Syria	1.48	0.09	2.84	1.82	0.66	0.58	0.08	1.03
Tunisia	1.48	0.01	2.44	0.19	0.19	0.05	1.12	0.28
Turkey	1.67	0.15	4.49	2.54	1.16	0.72	0.80	0.90

* KBA cells without a future climate analog were excluded

Appendix S.1.13 (continued 3).

Country	SSP5-8.5							
	LC		RC *		LA		RA *	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	2.06	0.03	5.37	1.17	0.25	0.2	- 0.72	0.76
Algeria	1.84	0.12	6.65	2.72	- 0.33	0.49	- 1.04	1.08
Bosnia and Herzegovina	2.00	0.03	4.66	0.13	- 0.75	0.05	- 2.57	0.20
Bulgaria	2.00	0.11	6.85	2.50	- 0.18	0.25	- 1.13	1.31
Croatia	1.96	0.03	2.85	0.66	- 0.02	0.14	0.00	0.81
Cyprus	1.30	0.01	7.08	0.53	- 0.04	0.05	0.81	0.90
Egypt	1.44	0.17	14.16	6.90	1.26	0.54	- 0.01	0.52
France	1.82	0.13	3.99	1.65	0.09	0.16	- 0.52	0.93
Greece	1.92	0.20	6.58	2.68	- 0.12	0.13	- 1.08	1.20
Israel	1.54	0.01	11.43	4.89	0.61	0.88	- 1.01	0.03
Italy	1.85	0.11	5.82	3.42	- 0.16	0.35	- 0.82	1.37
Jordan	1.66	0.09	7.29	1.66	0.46	0.29	- 1.10	0.64
Lebanon	1.61	0.02	7.81	1.86	0.71	0.14	- 1.13	0.83
Libya	1.50	0.09	12.91	3.54	0.14	0.16	- 0.46	1.13
Montenegro	2.06	0.01	6.06	2.91	- 0.76	0.02	- 1.84	1.31
Morocco	1.69	0.24	10.2	7.05	- 0.83	0.97	- 0.69	1.14
North Macedonia	2.11	0.01	4.90	2.13	- 0.32	0.26	- 1.62	1.40
Portugal	1.60	0.26	4.34	2.48	- 0.01	0.52	- 0.23	1.46
Serbia	2.06	0.03	6.01	2.03	- 0.51	0.20	- 1.61	1.05
Slovenia	1.91	0.01	1.89	0.59	- 0.12	0.21	- 0.13	0.80
Spain	1.90	0.20	6.02	2.62	- 0.42	0.27	- 0.97	1.46
Syria	1.79	0.11	5.10	2.64	0.14	0.17	- 1.20	0.98
Tunisia	1.83	0.02	3.37	0.11	0.21	0.05	0.91	0.38
Turkey	1.99	0.18	6.12	3.45	0.36	0.37	0.12	0.99

* KBA cells without a future climate analog were excluded

Appendix S.1.13 (continued 4).

Country	SSP1-2.6					
	LEI		REI		EI	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	70.7	10.7	50.3	13.1	60.5	10.9
Algeria	59.5	7.6	61.4	13.9	60.5	8.6
Bosnia and Herzegovina	48.0	14.5	24.7	7.6	36.4	11.1
Bulgaria	60.3	13.2	51.3	15.9	55.8	12.5
Croatia	67.1	9.9	58.7	14.3	62.9	10.8
Cyprus	32.1	3.6	44.1	5.8	38.1	4.7
Egypt	52.7	0.6	66.3	13.4	59.5	6.4
France	45.4	13.0	49.5	14.1	47.5	12.0
Greece	55.5	18.6	45.9	19.0	50.7	15.2
Israel	56.0	2.8	40.1	26.4	48.0	14.6
Italy	48.6	18.5	47.1	21.3	47.9	18.0
Jordan	60.0	0.7	55.9	3.7	57.9	1.9
Lebanon	58.2	5.5	51.0	6.4	54.6	5.6
Libya	44.0	5.4	55.8	13.7	49.9	7.6
Montenegro	37.4	3.0	35.3	30.7	36.4	16.9
Morocco	55.6	11.1	55.0	10.3	55.3	9.3
North Macedonia	51.4	12.4	42.6	24.7	47.0	18.3
Portugal	36.8	17.4	40.8	17.7	38.8	15.6
Serbia	47.6	7.9	43.5	16.7	45.6	11.2
Slovenia	55.7	12.8	49.3	19.0	52.5	15.3
Spain	42.5	15.6	44.9	17.8	43.7	14.2
Syria	56.2	6.2	48.6	12.2	52.4	8.1
Tunisia	59.9	2.5	57.9	8.9	58.9	5.7
Turkey	54.6	12.9	52.6	17.5	53.6	12.2

Appendix S.1.13 (continued 5).

Country	SSP2-4.5					
	LEI		REI		EI	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	59.9	10.4	41.2	7.7	50.6	6.9
Algeria	49.6	7.3	57.0	11.9	53.3	7.9
Bosnia and Herzegovina	33.0	2.6	34.8	2.5	33.9	2.5
Bulgaria	46.8	14.4	43.2	19.1	45.0	14.3
Croatia	50.7	9.3	47.7	10.1	49.2	8.5
Cyprus	32.2	2.0	78.4	8.8	55.3	3.4
Egypt	48.4	3.3	57.5	11.9	52.9	4.4
France	47.6	12.4	49.8	14.1	48.7	11.3
Greece	54.1	12.6	46.4	19.8	50.2	12.9
Israel	34.8	20.2	47.1	8.3	40.9	14.2
Italy	39.4	12.9	43.8	20.6	41.6	14.9
Jordan	32.4	1.5	48.5	11.4	40.4	6.2
Lebanon	55.2	5.6	67.5	14.2	61.4	8.2
Libya	32.5	8.2	64.3	17.6	48.4	11.7
Montenegro	36.4	1.9	40.3	27.0	38.3	14.4
Morocco	41.4	14.2	49.8	13.5	45.6	9.9
North Macedonia	46.1	8.5	35.8	22.4	41.0	14.6
Portugal	34.1	14.6	41.2	17.3	37.7	14.1
Serbia	42.1	5.6	37.6	14.8	39.8	8.7
Slovenia	43.3	6.6	40.5	17.1	41.9	11.6
Spain	41.8	12.4	41.5	18.8	41.7	12.4
Syria	50.8	15.7	48.6	14.0	49.7	12.4
Tunisia	54.0	1.3	51.2	3.6	52.6	2.0
Turkey	75.3	11.1	64.0	16.1	69.7	10.2

Appendix S.1.13 (continued 6).

Country	SSP3-7.0					
	LEI		REI		EI	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	58.6	12.1	48.4	10.5	53.5	9.3
Algeria	49.0	10.8	53.9	9.9	51.4	8.5
Bosnia and Herzegovina	36.6	0.2	31.6	8.9	34.1	4.4
Bulgaria	50.9	11.5	44.4	20.1	47.6	14.5
Croatia	46.0	7.9	46.3	10.9	46.1	8.9
Cyprus	25.0	2.0	71.2	2.5	48.1	0.2
Egypt	49.2	0.3	64.7	14.2	56.9	7.2
France	48.1	13.7	47.3	17.2	47.7	13.5
Greece	46.1	11.2	41.8	18.6	43.9	13.5
Israel	52.3	1.9	61.6	1.3	57.0	1.6
Italy	40.6	16.1	48.5	22.6	44.5	17.5
Jordan	53.3	4.1	52.2	4.8	52.8	4.2
Lebanon	57.6	4.5	65.7	8.4	61.7	6.3
Libya	32.2	6.1	65.2	14.2	48.7	7.4
Montenegro	43.1	1.5	49.8	31.6	46.4	16.5
Morocco	46.8	8.1	54.2	15.4	50.5	8.4
North Macedonia	52.8	10.6	42.6	14.3	47.7	11.9
Portugal	21.9	15.9	37.2	19.7	29.5	15.2
Serbia	45.7	5.5	40.8	15.4	43.2	9.7
Slovenia	48.3	13.8	48.4	20.5	48.3	16.8
Spain	40.9	15.7	43.1	19.5	42.0	14.6
Syria	58.6	8.9	49.4	14.7	54.0	8.0
Tunisia	53.0	1.5	53.7	2.1	53.3	1.0
Turkey	75.2	9.6	64.6	16.4	69.9	10.0

Appendix S.1.13 (continued 7).

Country	SSP3-7.0					
	LEI		REI		EI	
	μ	sd	μ	sd	μ	sd
Albania	76.2	6.7	48.4	11.7	62.3	8.4
Algeria	43.4	19.0	52.8	11.9	48.1	14.8
Bosnia and Herzegovina	37.8	1.5	29.9	2.0	33.9	1.7
Bulgaria	54.8	10.7	49.8	23.5	52.3	16.3
Croatia	59.5	7.1	46.2	9.2	52.8	7.4
Cyprus	27.5	4.2	69.1	4.5	48.3	4.4
Egypt	53.4	3.6	66.0	10.9	59.7	3.7
France	54.5	11.3	48.6	18.0	51.5	12.7
Greece	52.6	16.4	48.1	18.4	50.3	13.2
Israel	44.1	16.9	55.1	3.7	49.6	6.6
Italy	47.2	15.2	54.7	23.1	51.0	16.4
Jordan	54.5	0.3	50.3	8.4	52.4	4.1
Lebanon	56.6	0.6	54.4	8.5	55.5	4.1
Libya	40.9	4.9	66.8	10.9	53.9	6.3
Montenegro	42.3	0.7	47.9	31.9	45.1	16.3
Morocco	31.3	16.1	57.5	18.1	44.4	14.5
North Macedonia	58.1	8.7	38.2	20.7	48.2	14.1
Portugal	39.1	16.7	46.2	20.6	42.7	17.3
Serbia	48.6	5.6	47.3	19.6	47.9	11.5
Slovenia	52.3	8.3	51.0	22.6	51.6	14.2
Spain	39.2	12.2	45.7	20.2	42.4	13.5
Syria	55.3	6.1	41.4	17.1	48.4	7.1
Tunisia	60.8	1.6	55.3	2.4	58.0	1.2
Turkey	71.7	11.4	61.2	19.2	66.4	12.6

Appendix S.1.14. Results of Wilcoxon signed-rank tests between scenarios for each exposure metric in KBA cells.

Exposure metric	Scenario		Scenario	V	P
LC	SSP1-2.6	<	SSP2-4.5	0	< 0.001
	SSP1-2.6	<	SSP3-7.0	0	< 0.001
	SSP1-2.6	<	SSP5-8.5	0	< 0.001
	SSP2-4.5	<	SSP3-7.0	0	< 0.001
	SSP2-4.5	<	SSP5-8.5	0	< 0.001
	SSP3-7.0	<	SSP5-8.5	0	< 0.001
RC *	SSP1-2.6	<	SSP2-4.5	4725	< 0.001
	SSP1-2.6	<	SSP3-7.0	34	< 0.001
	SSP1-2.6	<	SSP5-8.5	46	< 0.001
	SSP2-4.5	<	SSP3-7.0	12,095	< 0.001
	SSP2-4.5	<	SSP5-8.5	290	< 0.001
	SSP3-7.0	<	SSP5-8.5	51,020	< 0.001
LA	SSP1-2.6	<	SSP2-4.5	246,705	< 0.001
	SSP1-2.6	=	SSP3-7.0	310,232	ns
	SSP1-2.6	=	SSP5-8.5	315,000	ns
	SSP2-4.5	>	SSP3-7.0	428,805	< 0.001
	SSP2-4.5	>	SSP5-8.5	467,624	< 0.001
	SSP3-7.0	>	SSP5-8.5	370,213	< 0.001
RA *	SSP1-2.6	=	SSP2-4.5	282,164	ns
	SSP1-2.6	=	SSP3-7.0	309,931	ns
	SSP1-2.6	>	SSP5-8.5	374,423	< 0.001
	SSP2-4.5	>	SSP3-7.0	375,471	< 0.001
	SSP2-4.5	>	SSP5-8.5	437,772	< 0.001
	SSP3-7.0	>	SSP5-8.5	417,053	< 0.001

* KBA cells without a future climate analog in one or more scenario were excluded from the analyses

Appendix S.1.15. Kendall's correlation rank Tau between scenarios for each exposure metric and exposure index in KBA cells. All *P* of the associated tests were inferior to 0.001.

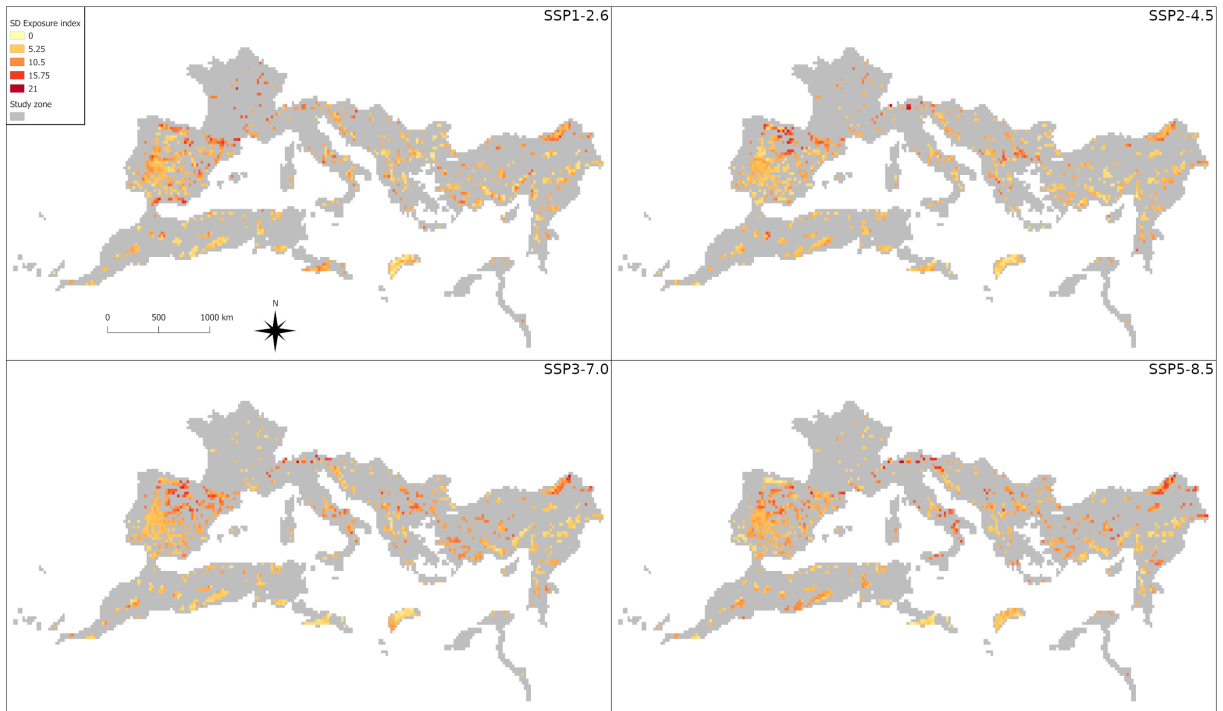
Exposure metric / index	Scenario	SSP1-2.6	SSP2-4.5	SSP3-7.0
LC	SSP2-4.5	0.86	-	-
	SSP3-7.0	0.86	0.91	-
	SSP5-8.5	0.80	0.89	0.89
RC *	SSP2-4.5	0.52	-	-
	SSP3-7.0	0.35	0.58	-
	SSP5-8.5	0.26	0.53	0.64
LA	SSP2-4.5	0.23	-	-
	SSP3-7.0	0.25	0.57	-
	SSP5-8.5	0.20	0.51	0.51
RA *	SSP2-4.5	0.49	-	-
	SSP3-7.0	0.45	0.70	-
	SSP5-8.5	0.45	0.60	0.70
LEI	SSP2-4.5	0.38	-	-
	SSP3-7.0	0.39	0.67	-
	SSP5-8.5	0.37	0.61	0.61
REI	SSP2-4.5	0.51	-	-
	SSP3-7.0	0.43	0.71	-
	SSP5-8.5	0.38	0.62	0.73
EI	SSP2-4.5	0.43	-	-
	SSP3-7.0	0.41	0.71	-
	SSP5-8.5	0.39	0.63	0.70

* KBA cells without a future climate analog in one or more scenario were excluded from the analyses

Appendix S.1.16. Results of Kendall's correlation rank tests between elevation and exposure metrics in KBA cells under each scenario.

Scenario	Exposure metric	Tau	Z	P
SSP1-2.6	LC	0.31	15.25	< 0.001
	RC *	0.20	9.86	< 0.001
	LA	- 0.04	- 2.16	ns
	RA *	0.05	2.49	ns
SSP2-4.5	LC	0.32	16.16	< 0.001
	RC *	0.21	10.33	< 0.001
	LA	0.10	4.80	< 0.001
	RA *	0.16	8.12	< 0.001
SSP3-7.0	LC	0.34	17.19	< 0.001
	RC *	0.32	15.74	< 0.001
	LA	0.20	9.80	< 0.001
	RA *	0.23	11.26	< 0.001
SSP5-8.5	LC	0.34	16.84	< 0.001
	RC *	0.28	13.78	< 0.001
	LA	0.08	4.19	< 0.001
	RA *	0.24	11.77	< 0.001

* KBA cells without a future climate analog were assigned the maximum value of the scenario



Appendix S.1.17. Standard deviation of the exposure index of KBA cells between all eight GCMs under each scenario.

Appendix S.1.18. Results of Wilcoxon rank sum tests between KBA cells outside the PAs network (non-protected KBAs) and KBA cells partially within PAs (protected KBAs) for each exposure metric and index and under each scenario.

Scenario	Exposure metric / index	Exposure of KBAs		W	P
SSP1-2.6	LC	non-protected	< protected	121,987	< 0.05
	RC *	non-protected	< protected	117,753	< 0.001
	LA	non-protected	< protected	122,339	< 0.05
	RA *	non-protected	< protected	120,806	< 0.01
	LEI	non-protected	< protected	114,636	< 0.001
	REI	non-protected	< protected	118,978	< 0.01
	EI	non-protected	< protected	113,694	< 0.001
SSP2-4.5	LC	non-protected	= protected	131,743	ns
	RC *	non-protected	< protected	119,558	< 0.01
	LA	non-protected	= protected	141,209	ns
	RA *	non-protected	= protected	135,098	ns
	LEI	non-protected	= protected	136,250	ns
	REI	non-protected	= protected	128,260	ns
	EI	non-protected	= protected	132,693	ns
SSP3-7.0	LC	non-protected	= protected	129,468	ns
	RC *	non-protected	= protected	127,081	ns
	LA	non-protected	= protected	144,214	ns
	RA *	non-protected	= protected	131,113	ns
	LEI	non-protected	= protected	137,906	ns
	REI	non-protected	= protected	127,230	ns
	EI	non-protected	= protected	131,987	ns
SSP5-8.5	LC	non-protected	= protected	128,002	ns
	RC *	non-protected	= protected	129,027	ns
	LA	non-protected	= protected	128,060	ns
	RA *	non-protected	< protected	113,751	< 0.001
	LEI	non-protected	< protected	122,318	< 0.05
	REI	non-protected	< protected	116,479	< 0.001
	EI	non-protected	< protected	116,357	< 0.001

* KBA cells without a future climate analog were assigned the maximum value of the scenario

ANNEXE C : MATÉRIEL ET MÉTHODES ET FIGURE COMPLÉMENTAIRE DE L'ENCADRÉ 5

Matériel et Méthodes

Les données utilisées ainsi que la méthode d'identification du site le plus proche ayant des conditions climatiques futures analogues sont décrites en détail dans le Chapitre 1 (Verniest et al., 2022). Les résultats présentés correspondent pour chaque scénario à la moyenne entre les huit modèles climatiques (MCGs).

Un modèle moyen (*i.e.*, average multi-model KBA refuges) a également été produit pour chaque scénario. Celui-ci considère une dalle comme KBA refuge si elle l'est pour la moitié ou plus des MCGs. Des résultats similaires à ceux présentés Table E5 ont été obtenus à partir de ces modèles moyens.

Figure complémentaire

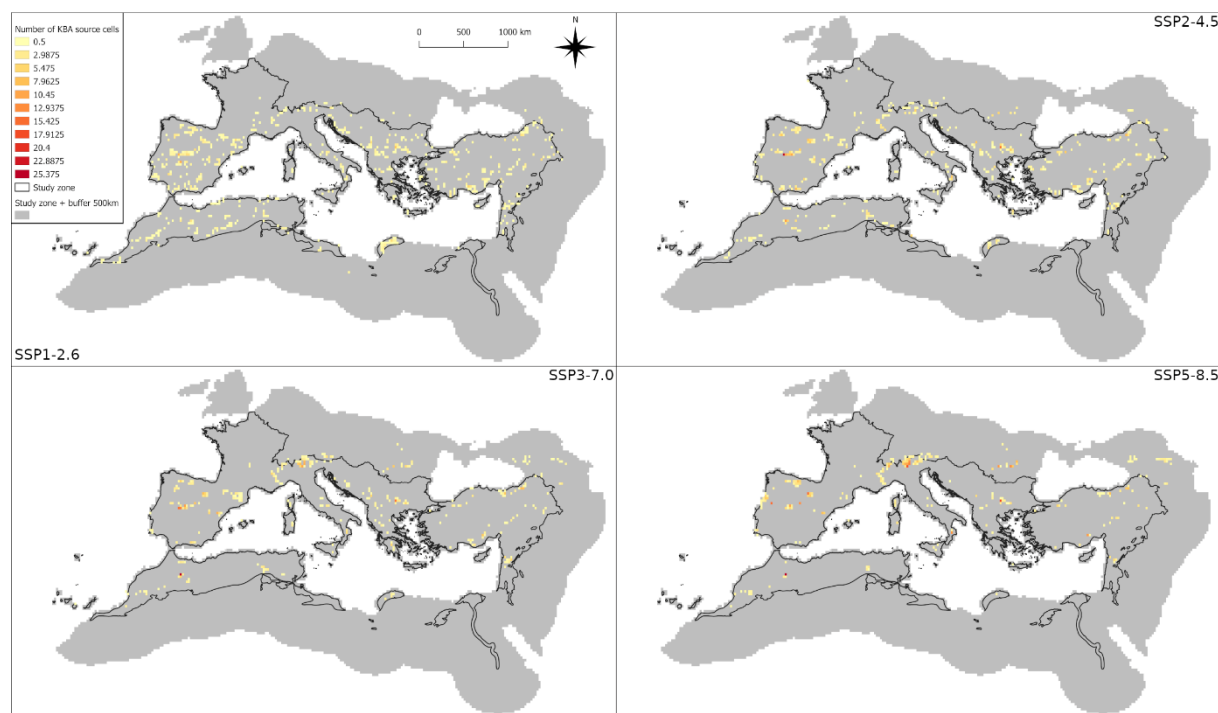


Figure S.E5.1. Average multi-model KBA refuges for each scenario with the number of KBA source cells per KBA refuge.

ANNEXE D : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 2

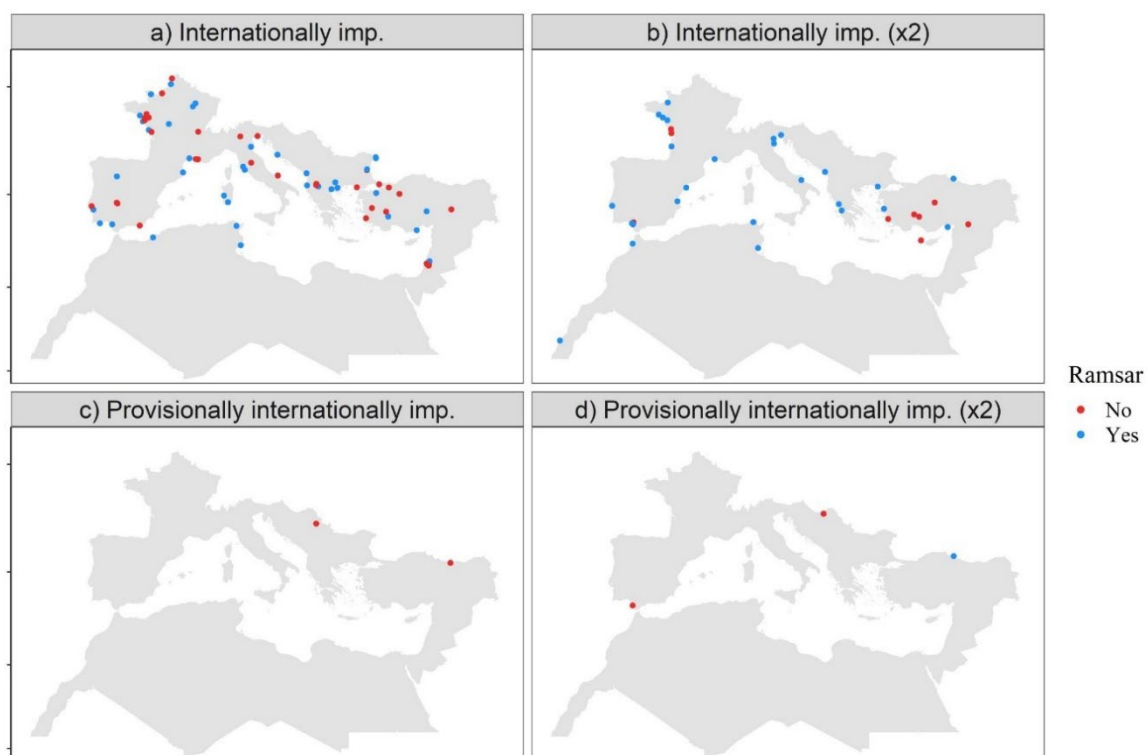


Figure S.2.1. Distribution of the IWC sites identified from C5 as a) internationally important, b) internationally important reaching C5x2, c) provisionally internationally important (evaluation from a 3-years period), and d) provisionally internationally important reaching C5x2. The IWC included in the Ramsar network are in blue, the other in red. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors.

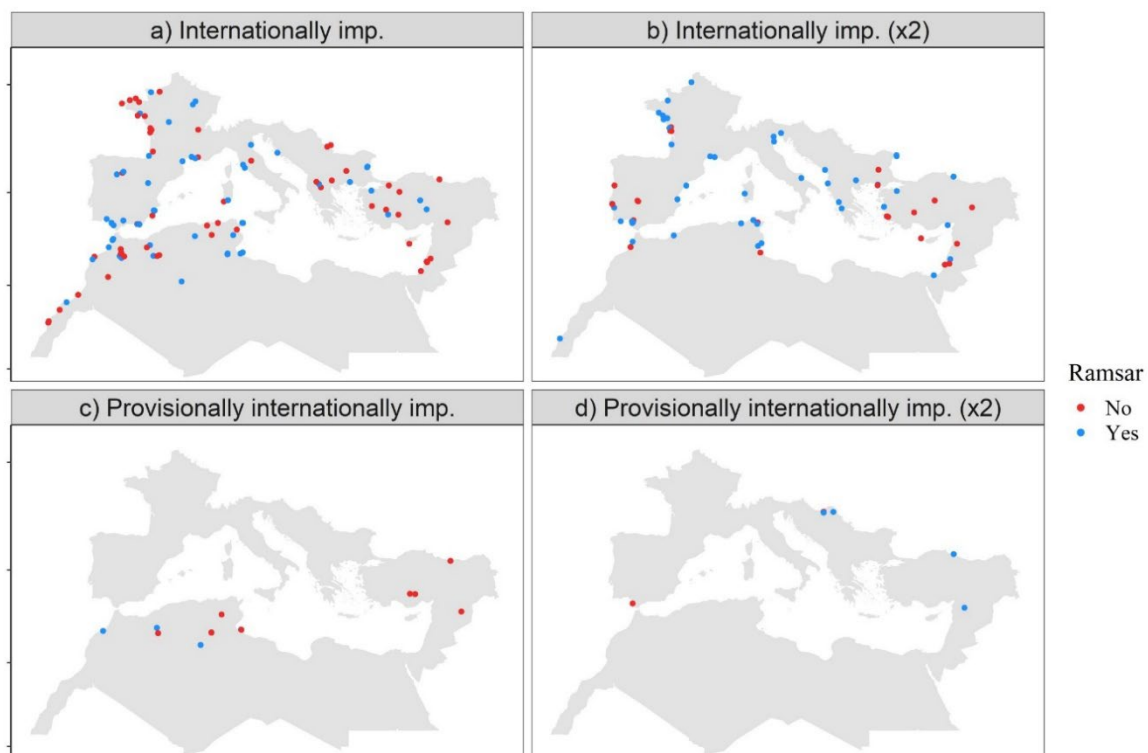


Figure S.2.2. Distribution of the IWC sites identified from C6 as a) internationally important, b) internationally important reaching C6x2, c) provisionally internationally important (evaluation from a 3-years period), and d) provisionally internationally important reaching C6x2. The IWC included in the Ramsar network are in blue, the other in red. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors.

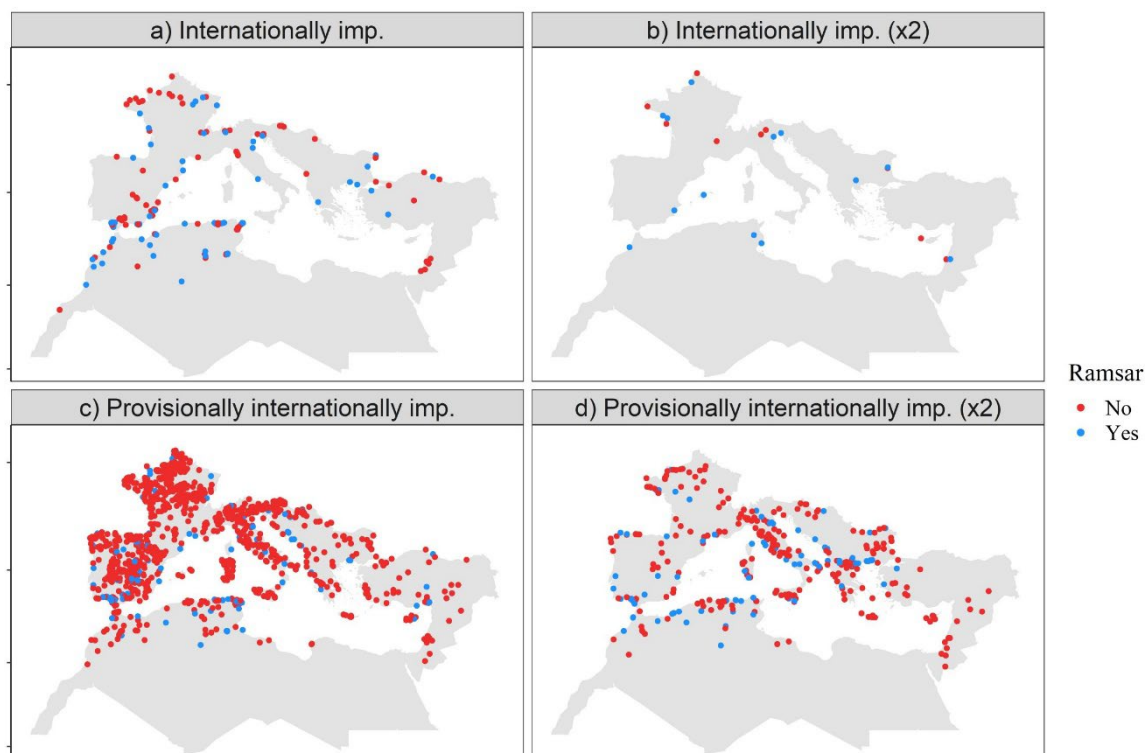


Figure S.2.3. Distribution of the IWC sites identified from C2 as a) internationally important, b) internationally important reaching C2x2, c) provisionally internationally important (evaluation from a 3-years period), and d) provisionally internationally important reaching C2x2. The IWC included in the Ramsar network are in blue, the other in red. These boundaries and names shown and the designations used on this map do not imply official endorsement or acceptance by the authors.

ANNEXE E : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 3

Appendix S.3.1. Selection of observations from the International Waterbird Census (IWC).

Species selection

We filtered out:

- Species that were not considered as waterbirds in the IWC protocol (Delany et al., 2005)
- Hybrid and domestic species
- Species and subspecies that did not belong to the African-Eurasian flyway group (*i.e.*, Afrotropic, Black Sea-Mediterranean flyway, East Atlantic flyway, West Asian-East African flyway and Western Palearctic) (Wetlands International, 2012)
- Species and subspecies whose non-breeding distribution did not overlap the study zone (except for Barnacle Goose *Branta leucopsis* that was kept because of the large number of observations) (BirdLife International, 2022)

Subspecies from the same species were aggregated at the species level. *Larus argentatus*, *Larus armenicus*, *Larus cachinnans* and *Larus michahellis* were considered as a single species following Gaget et al. (2018).

Site selection

We filtered out:

- Sites with no species meeting the criteria detailed above observed during the study period
- Sites without information on the localization
- Sites whose information on the localization was considered imprecise (*i.e.*, less than two decimals for latitude or longitude)
- Sites that were aggregates of other sites
- Sites that were potentially duplicates of other sites
- Sites without climate data or whose land-use was 100% water

Other criteria

We filtered out:

- Counts outside the 31-day window centered on January 15th
- Counts with 10% or more of individuals not identified at the species or subspecies level

When a species or subspecies was observed more than once on the same site and for the same monitoring period (*e.g.*, between December 31st 2004 and January 30th 2005), we only kept the maximum abundance.

Appendix S.3.2. Protection and international importance status of surveyed sites for each country. Strictly protected sites are included in the 'protected sites' category.

Country	Subregion	Total	Number of sites		
			Protected	Strictly Protected	of international importance for waterbirds
Albania	Balkans	9	6	5	4
Algeria	Maghreb	271	67	8	25
Bosnia & Herzegovina	Balkans	37	5	0	0
Bulgaria	Balkans	91	51	1	8
Croatia	Balkans	175	154	33	2
Cyprus	Middle-East	26	11	2	1
France	Western Europe	390	258	148	56
Greece	Balkans	120	90	55	8
Italy	Western Europe	564	388	177	25
Jordan	Middle-East	9	1	1	0
Libya	Maghreb	32	2	0	0
Malta	Maghreb	2	2	2	0
Montenegro	Balkans	9	0	0	0
Morocco	Maghreb	85	69	20	24
North Macedonia	Balkans	5	3	3	1
Portugal	Western Europe	102	75	32	4
Serbia	Balkans	23	11	8	0
Slovenia	Balkans	84	34	5	3
Spain	Western Europe	735	233	30	36
Tunisia	Maghreb	99	53	0	19
Turkey	Middle-East	64	13	4	17
Total		2932	1526	534	233

Appendix S.3.3. List of General Circulation Models (GCMs) from the CMIP6 multi-model ensemble used in this study. The outputs of these models are licensed under [CC BY-SA 4.0](#) or [CC BY-NC-SA 4.0](#).

GCM	Institution	Data reference
BCC-CSM2-MR	Beijing Climate Center (BCC)	Xin et al, 2019
CanESM5	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCma)	Swart <i>et al.</i> , 2019
CNRM-CM6-1	Centre National de Recherches Meteorologiques (CNRM) and Centre Europeen de Recherche et de Formation Avancee en Calcul Scientifique (CERFACS)	Voldoire, 2019
CNRM-ESM2-1	Centre National de Recherches Meteorologiques, Centre Europeen de Recherche et de Formation Avancee en Calcul Scientifique (CNRM-CERFACS)	Seferian, 2019
IPSL-CM6A-LR	Institut Pierre Simon Laplace (IPSL)	Boucher <i>et al.</i> , 2019
MIROC6	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), Atmosphere and Ocean Research Institute (AORI), National Institute for Environmental Studies (NIES), and RIKEN Center for Computational Science (R-CCS)	Shiogama <i>et al.</i> , 2019
MIROC-ES2L	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), Atmosphere and Ocean Research Institute (AORI), National Institute for Environmental Studies (NIES), and RIKEN Center for Computational Science (R-CCS)	Tachiiri <i>et al.</i> , 2019
MRI-ESM2-0	Meteorological Research Institute (MRI)	Yukimoto <i>et al.</i> , 2019

Appendix S.3.4. Values of the range (Min and Max) and the two quantiles (Q1 and Q2) of the exposure to climate warming (ExpOT°) and the thermal specialization of waterbird communities (SpecT°). Q1 and Q2 were used as thresholds to convert ExpOT° and SpecT° into three-level ordinal variables. For ExpOT° , the two quantiles were calculated for each General Circulation Model (GCM) and from the values of all scenarios.

Variable	GCM	Min	Q1	Q2	Max
ExpOT°	BCC-CSM2-MR	0.0004	1.2829	2.3605	10.8717
	CanESM5	1.0457	2.5006	4.0391	17.9660
	CNRM-CM6-1	0.0160	1.2131	2.3428	12.3306
	CNRM-ESM2-1	0.3499	1.4260	2.5234	12.2431
	IPSL-CM6A-LR	0.0139	1.8161	3.3400	13.5270
	MIROC6	0.0020	1.2692	2.2215	10.4219
	MIROC-ES2L	0.3884	1.3001	1.9079	11.0154
	MRI-ESM2-0	0.0004	1.0385	1.9536	9.0880
SpecT°	-	0.0415	0.0541	0.0582	0.1016

Appendix S.3.5. Sensitivity analysis

Table S.3.5a: Rule-based logic framework used for the sensitivity analysis to combine the exposure of sites to climate warming ($Expo_{T^{\circ}}$), the exposure of sites to natural habitat conversion ($Expo_{NHC}$) and the thermal specialization of waterbird communities ($Spec_{T^{\circ}}$) to compute the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities ($Lim_{T^{\circ}}$) for each scenario ($n = 4$) and each GCM ($n = 8$). x = combination of two metrics, L = Low, M = Moderate, H = High.

		$Expo_{NHC} \times Expo_{T^{\circ}}$							
$Spec_{T^{\circ}}$	LxL	LxM	LxH	MxL	MxM	MxH	HxL	HxM	HxH
L	L	L	M	M	M	M	M	H	H
M	L	L	L	M	M	M	H	H	H
H	L	L	L	L	M	H	H	H	H

Table S.3.5b: Effects of scenario, subregion and their interaction on the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (Lim_T) assessed using a Proportional Odds Logistic Regression model in the sensitivity analysis. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
Scenario: SSP1-2.6	-1.764	0.068	-1.898	-1.631
Scenario: SSP2-4.5	-1.091	0.063	-1.216	-0.967
Scenario: SSP3-7.0	-1.420	0.065	-1.549	-1.292
Subregion: Balkans	0.328	0.084	0.164	0.492
Subregion: Maghreb	-0.573	0.095	-0.759	-0.388
Subregion: Middle-East	-0.518	0.180	-0.873	-0.165
SSP1-2.6:Balkans	-0.023	0.133	-0.284	0.237
SSP2-4.5:Balkans	-0.391	0.131	-0.648	-0.136
SSP3-7.0:Balkans	-1.034	0.144	-1.320	-0.753
SSP1-2.6:Maghreb	2.656	0.138	2.387	2.926
SSP2-4.5:Maghreb	1.472	0.136	1.207	1.738
SSP3-7.0:Maghreb	2.188	0.137	1.919	2.457
SSP1-2.6:Middle-East	0.722	0.281	0.165	1.267
SSP2-4.5:Middle-East	2.485	0.268	1.962	3.015
SSP3-7.0:Middle-East	2.968	0.268	2.445	3.497

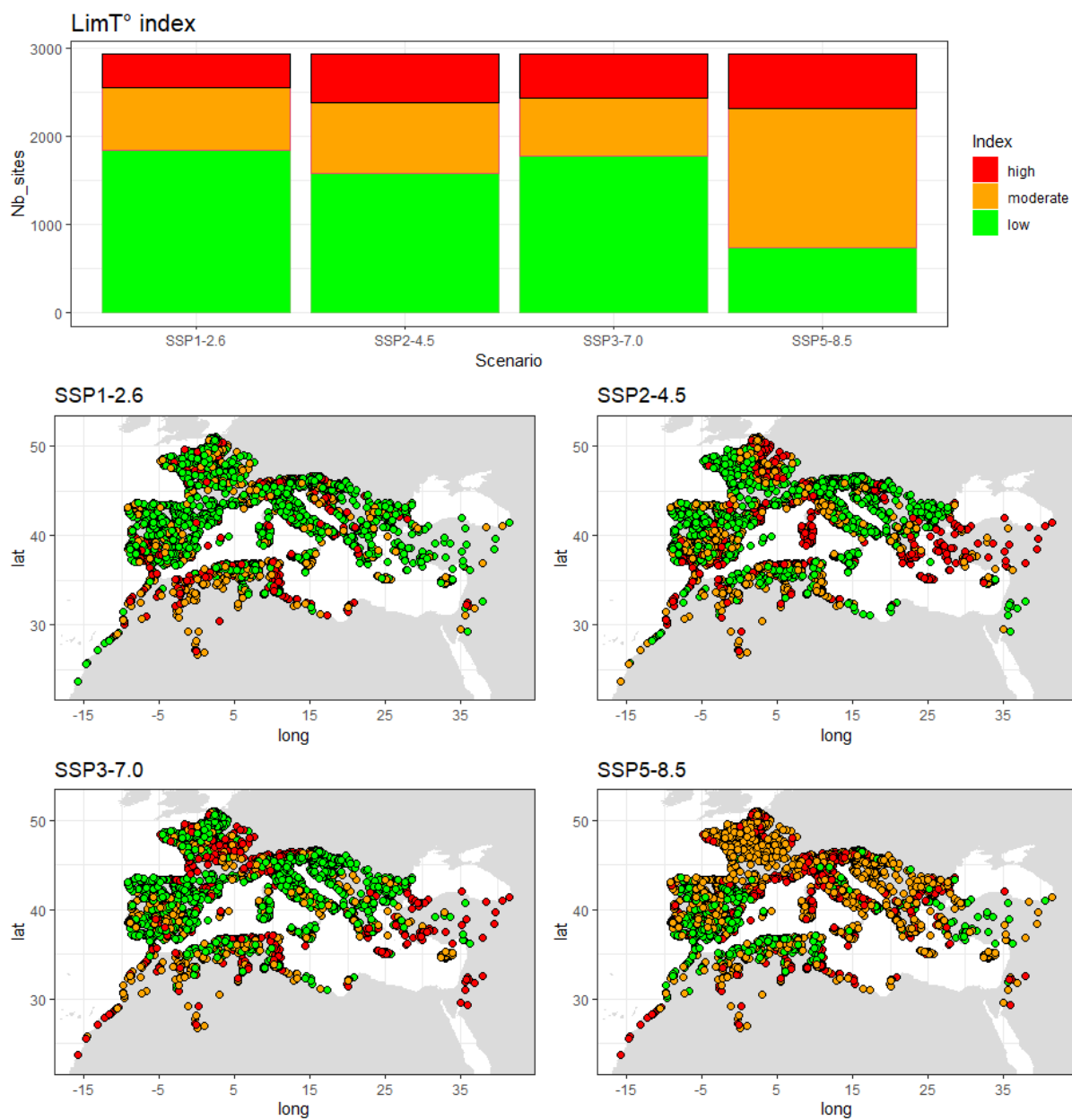


Figure S.3.5a: Values of the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities ($LimT^{\circ}$) under four scenarios (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5) in the sensitivity analysis.

Table S.3.5c: Effects status (international importance status or protection), subregion and their interaction on the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (Lim_{T^*}) for each scenario assessed using Proportional Odds Logistic Regression models in the sensitivity analysis. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	International importance: Yes	0.536	0.196	0.145	0.914
	Subregion: Balkans	0.336	0.106	0.126	0.543
	Subregion: Maghreb	2.039	0.109	1.826	2.253
	Subregion: Middle-East	0.340	0.231	-0.127	0.784
	Yes:Balkans	-0.578	0.477	-1.558	0.329
	Yes:Maghreb	-0.631	0.302	-1.221	-0.034
	Yes:Middle-East	-1.195	0.634	-2.560	-0.022
SSP2-4.5	International importance: Yes	0.119	0.190	-0.259	0.486
	Subregion: Balkans	-0.043	0.102	-0.244	0.156
	Subregion: Maghreb	0.786	0.101	0.587	0.984
	Subregion: Middle-East	1.528	0.210	1.119	1.943
	Yes:Balkans	-0.215	0.443	-1.115	0.635
	Yes:Maghreb	0.012	0.302	-0.580	0.606
	Yes:Middle-East	1.408	0.624	0.260	2.759
SSP3-7.0	International importance: Yes	0.242	0.191	-0.139	0.610
	Subregion: Balkans	-0.619	0.120	-0.857	-0.388
	Subregion: Maghreb	1.425	0.105	1.220	1.630
	Subregion: Middle-East	2.170	0.211	1.761	2.591
	Yes:Balkans	-1.412	0.768	-3.279	-0.112
	Yes:Maghreb	-0.118	0.299	-0.701	0.473
	Yes:Middle-East	-0.083	0.554	-1.149	1.045
SSP5-8.5	International importance: Yes	0.389	0.181	0.034	0.743
	Subregion: Balkans	0.434	0.094	0.249	0.620
	Subregion: Maghreb	-0.771	0.111	-0.989	-0.555
	Subregion: Middle-East	-0.495	0.213	-0.912	-0.077
	Yes:Balkans	-0.518	0.428	-1.360	0.321
	Yes:Maghreb	-0.192	0.313	-0.805	0.421
	Yes:Middle-East	-1.393	0.533	-2.470	-0.363

Table S.3.5c (continued 1):

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	Protection: Strictly protected	0.499	0.136	0.231	0.764
	Protection: Other protected	0.355	0.122	0.116	0.595
	Subregion: Balkans	0.683	0.164	0.359	1.002
	Subregion: Maghreb	2.222	0.135	1.959	2.489
	Subregion: Middle-East	0.226	0.267	-0.317	0.733
	Strictly protected:Balkans	-0.592	0.279	-1.142	-0.049
	Other protected:Balkans	-0.672	0.233	-1.129	-0.216
	Strictly protected:Maghreb	0.214	0.401	-0.561	1.019
	Other protected:Maghreb	-0.450	0.215	-0.871	-0.029
	Strictly protected:Middle-East	0.972	0.712	-0.455	2.379
Other protected:Middle-East	-0.002	0.539	-1.103	1.033	
SSP2-4.5	Protection: Strictly protected	0.293	0.120	0.056	0.528
	Protection: Other protected	0.300	0.107	0.090	0.510
	Subregion: Balkans	-0.264	0.169	-0.601	0.063
	Subregion: Maghreb	0.909	0.126	0.661	1.156
	Subregion: Middle-East	2.123	0.238	1.662	2.599
	Strictly protected:Balkans	0.672	0.269	0.145	1.202
	Other protected:Balkans	0.049	0.229	-0.399	0.501
	Strictly protected:Maghreb	0.497	0.370	-0.224	1.233
	Other protected:Maghreb	-0.271	0.204	-0.672	0.130
	Strictly protected:Middle-East	-0.955	0.689	-2.316	0.435
Other protected:Middle-East	-1.020	0.473	-1.950	-0.087	
SSP3-7.0	Protection: Strictly protected	0.587	0.124	0.343	0.830
	Protection: Other protected	0.095	0.115	-0.130	0.320
	Subregion: Balkans	-0.306	0.182	-0.672	0.043
	Subregion: Maghreb	1.499	0.130	1.246	1.754
	Subregion: Middle-East	2.535	0.237	2.077	3.009
	Strictly protected:Balkans	-0.407	0.297	-0.995	0.172
	Other protected:Balkans	-0.752	0.276	-1.298	-0.215
	Strictly protected:Maghreb	-0.022	0.368	-0.738	0.710
	Other protected:Maghreb	0.147	0.211	-0.266	0.562
	Strictly protected:Middle-East	0.089	0.854	-1.455	2.061
Other protected:Middle-East	-1.130	0.472	-2.062	-0.203	
SSP5-8.5	Protection: Strictly protected	1.089	0.119	0.857	1.323
	Protection: Other protected	0.549	0.107	0.339	0.760
	Subregion: Balkans	0.982	0.148	0.693	1.271
	Subregion: Maghreb	-0.454	0.134	-0.716	-0.192
	Subregion: Middle-East	-0.287	0.231	-0.741	0.168
	Strictly protected:Balkans	-1.892	0.252	-2.386	-1.399
	Other protected:Balkans	-0.457	0.208	-0.864	-0.051
	Strictly protected:Maghreb	-1.966	0.428	-2.838	-1.147
	Other protected:Maghreb	-0.046	0.225	-0.486	0.396
	Strictly protected:Middle-East	-0.657	0.715	-2.062	0.756
Other protected:Middle-East	-0.652	0.495	-1.628	0.322	

Table S.3.5d: Number (n) and percentage (%) of sites according to their value of index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (Lim_T) and their protection and international importance for waterbirds status in the sensitivity analysis. L = Low, M = Moderate, H = High.

Sites	SSP1-2.6						SSP2-4.5					
	L		M		H		L		M		H	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	1850	63.1	702	23.9	380	13.0	1589	54.2	790	26.9	553	18.9
Protected (n = 1526)	966	63.3	356	23.3	204	13.4	813	53.3	390	25.6	323	21.2
Strictly (n = 534)	343	64.2	112	21.0	79	14.8	279	52.2	135	25.3	120	22.5
Other (n = 992)	623	62.8	244	24.6	125	12.6	534	53.8	255	25.7	203	20.5
Non-Protected (n = 1406)	884	62.9	346	24.6	176	12.5	776	55.2	400	28.4	230	16.4
International importance for waterbirds (n = 233)	123	52.8	67	28.8	43	18.5	111	47.6	58	24.9	64	27.5
Protected (n = 175)	98	56.0	45	25.7	32	18.3	89	50.9	42	24.0	44	25.1
Strictly (n = 94)	62	66.0	13	13.8	19	20.2	56	59.6	20	21.3	18	19.1
Other (n = 81)	36	44.4	32	39.5	13	16.0	33	40.7	22	27.2	26	32.1
Non-Protected (n = 58)	25	43.1	22	37.9	11	19.0	22	37.9	16	27.6	20	34.5

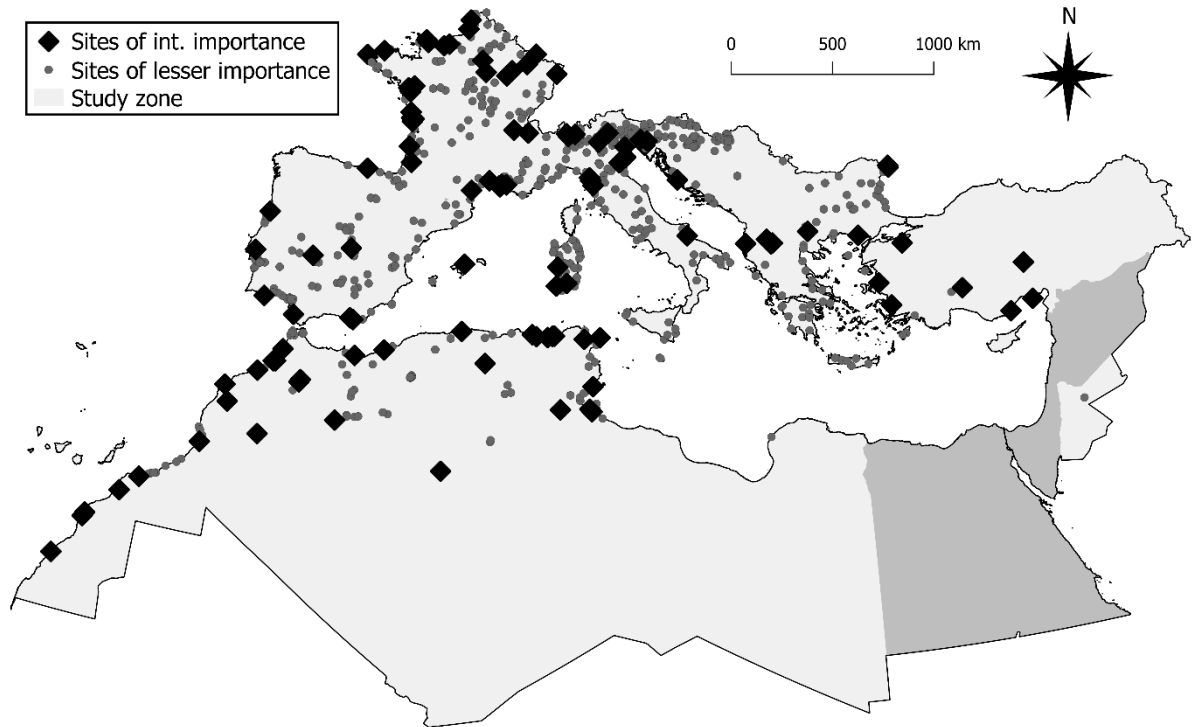
Table S.3.5d (continued 1):

Sites	SSP3-7.0						SSP5-8.5					
	L		M		L		M		L		M	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	1781	60.7	660	22.5	491	16.7	741	25.3	1583	54.0	608	20.7
Protected (n = 1526)	948	62.1	322	21.1	256	16.8	307	20.1	831	54.5	388	25.4
Strictly (n = 534)	307	57.5	121	22.7	106	19.9	78	14.6	327	61.2	504	24.2
Other (n = 992)	641	64.6	201	20.3	150	15.1	229	23.1	504	50.8	259	26.1
Non-Protected (n = 1406)	833	59.2	338	24.0	235	16.7	434	30.9	752	53.5	220	15.6
International importance for waterbirds (n = 233)	118	50.6	60	25.8	55	23.6	60	25.8	123	52.8	50	21.5
Protected (n = 175)	94	53.7	37	21.1	44	25.1	36	20.6	94	53.7	45	25.7
Strictly (n = 94)	53	56.4	18	19.1	23	24.5	12	12.8	57	60.6	25	26.6
Other (n = 81)	41	50.6	19	23.5	21	25.9	24	29.6	37	45.7	20	24.7
Non-Protected (n = 58)	24	41.4	23	39.7	11	19.0	24	41.4	29	50.0	5	8.6

Table S.3.5d (continued 2):

Sites	At least in one scenario						In all scenarios					
	L		M		L		M		L		M	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	2589	88.3	2087	71.2	1333	45.5	321	10.9	113	3.9	23	0.8
Protected (n = 1526)	1360	89.1	1075	70.4	792	51.9	132	8.7	43	2.8	14	0.9
Strictly (n = 534)	479	89.7	407	76.2	289	54.1	36	6.7	9	1.7	9	1.7
Other (n = 992)	881	88.8	668	67.3	503	50.7	96	9.7	34	3.4	5	0.5
Non-Protected (n = 1406)	1229	87.4	1012	72.0	541	38.5	189	13.4	70	5.0	9	0.6
International importance for waterbirds (n = 233)	200	85.8	173	74.2	137	58.8	10	4.3	10	4.3	4	1.7
Protected (n = 175)	155	88.6	132	75.4	109	62.3	7	4.0	2	1.1	4	2.3
Strictly (n = 94)	87	92.6	72	76.6	58	61.7	3	3.2	0	0.0	2	2.1
Other (n = 81)	68	84.0	60	74.1	51	63.0	4	4.9	2	2.5	2	2.5
Non-Protected (n = 58)	45	77.6	41	70.7	28	48.3	3	5.2	8	13.8	0	0.0

a



b

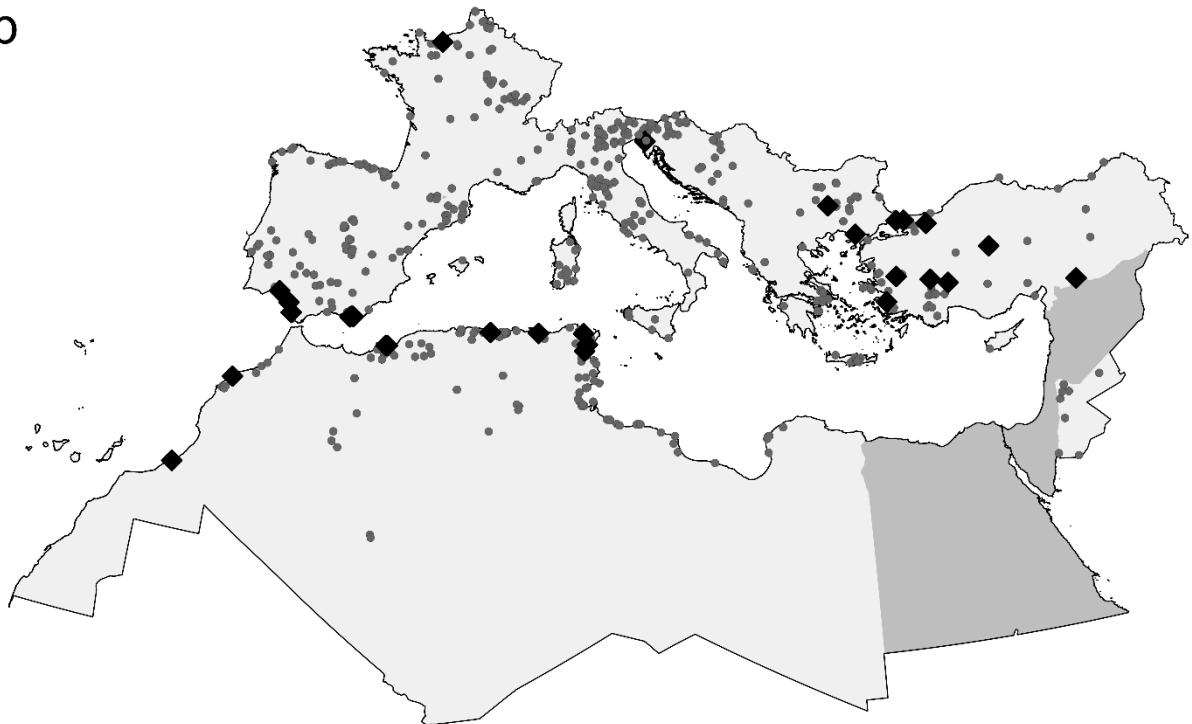
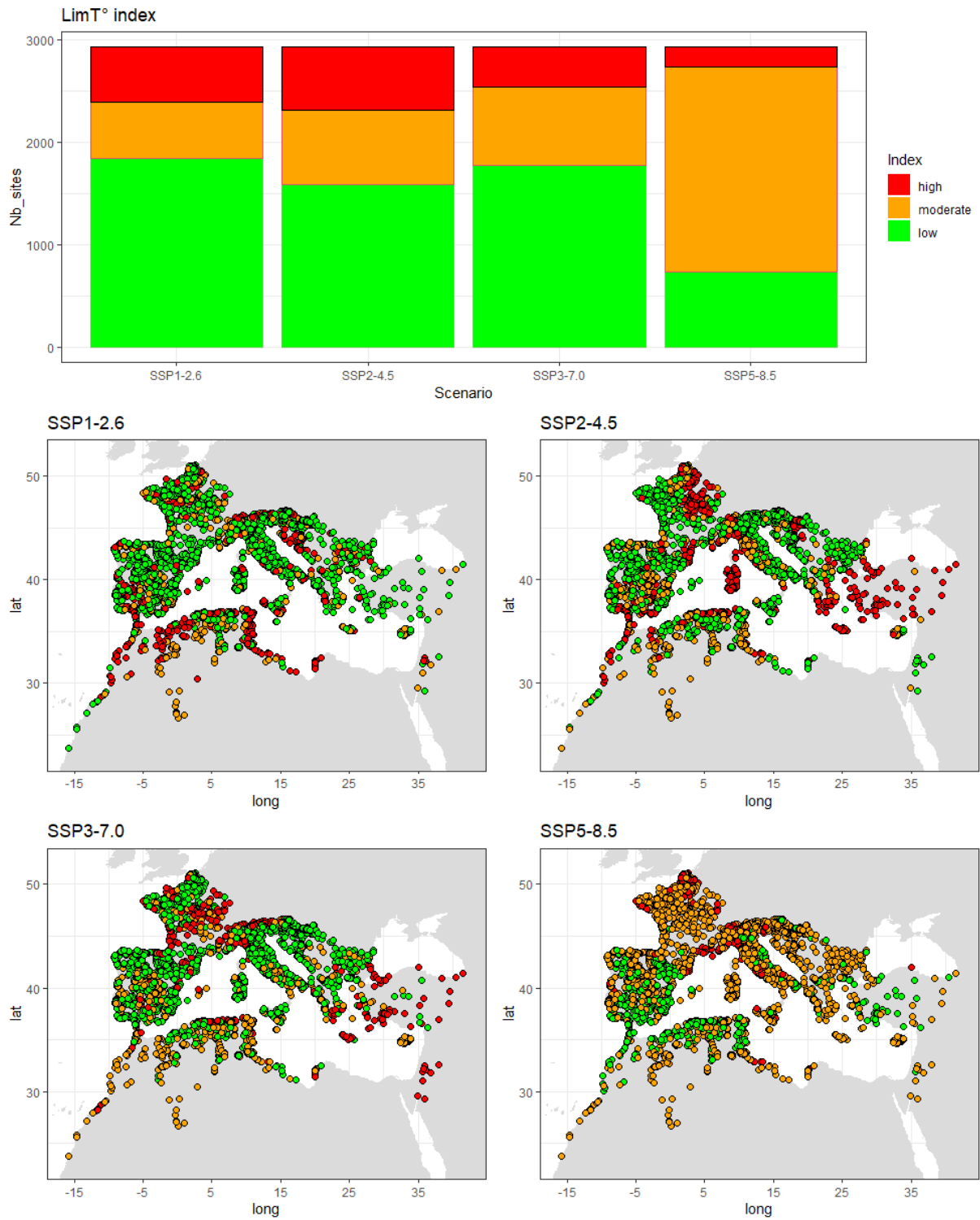


Figure S.3.5b: Protected (a) and non-protected (b) sites with high values of the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities ($LimT^{\circ}$ index) in at least one scenario (protected: $n = 792$, non-protected: $n = 541$) in the sensitivity analysis. Black diamonds: sites of international importance for waterbirds (protected: $n = 109$, non-protected: $n = 28$) according to Popoff et al. (2021), grey circles: sites of lesser importance (protected: $n = 683$, non-protected: $n = 513$). Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected (Appendix S.3.1) are depicted in dark grey.



Appendix S.3.6. Values of the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (LimT°) under four scenarios (SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 and SSP5-8.5).

Appendix S.3.7. Effects of scenario, subregion and their interaction on the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (Lim_T^*) assessed using a Proportional Odds Logistic Regression model. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
Scenario: SSP1-2.6	-1.522	0.068	-1.656	-1.390
Scenario: SSP2-4.5	-0.855	0.063	-0.979	-0.731
Scenario: SSP3-7.0	-1.238	0.065	-1.365	-1.111
Subregion: Balkans	0.149	0.081	-0.009	0.307
Subregion: Maghreb	-0.638	0.092	-0.818	-0.459
Subregion: Middle-East	-0.404	0.180	-0.758	-0.053
SSP1-2.6:Balkans	0.161	0.132	-0.099	0.419
SSP2-4.5:Balkans	-0.200	0.130	-0.455	0.055
SSP3-7.0:Balkans	-0.874	0.143	-1.156	-0.596
SSP1-2.6:Maghreb	3.099	0.140	2.826	3.373
SSP2-4.5:Maghreb	1.493	0.134	1.230	1.757
SSP3-7.0:Maghreb	1.904	0.133	1.644	2.165
SSP1-2.6:Middle-East	0.579	0.281	0.021	1.126
SSP2-4.5:Middle-East	2.946	0.282	2.399	3.504
SSP3-7.0:Middle-East	2.984	0.269	2.458	3.515

Appendix S.3.8. Number (n) and percentage (%) of sites according to their value of index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (LimT^o) and their protection and international importance for waterbirds status. L = Low, M = Moderate, H = High.

Sites	SSP1-2.6						SSP2-4.5					
	L		M		H		L		M		H	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	1850	63.1	546	18.6	536	18.3	1589	54.2	730	24.9	613	20.9
Protected (n = 1526)	966	63.3	278	18.2	282	18.5	813	53.3	352	23.1	361	23.7
Strictly (n = 534)	343	64.2	88	16.5	103	19.3	279	52.2	117	21.9	138	25.8
Other (n = 992)	623	62.8	190	19.2	179	18.0	534	53.8	235	23.7	223	22.5
Non-Protected (n = 1406)	884	62.9	268	19.1	254	18.1	776	55.2	378	26.9	252	17.9
International importance for waterbirds (n = 233)	123	52.8	48	20.6	62	26.6	111	47.6	53	22.7	69	29.6
Protected (n = 175)	98	56.0	32	18.3	45	25.7	89	50.9	38	21.7	48	27.4
Strictly (n = 94)	62	66.0	10	10.6	22	23.4	56	59.6	17	18.1	21	22.3
Other (n = 81)	36	44.4	22	27.2	23	28.4	33	40.7	21	25.9	27	33.3
Non-Protected (n = 58)	25	43.1	16	27.6	17	29.3	22	37.9	15	25.9	21	36.2

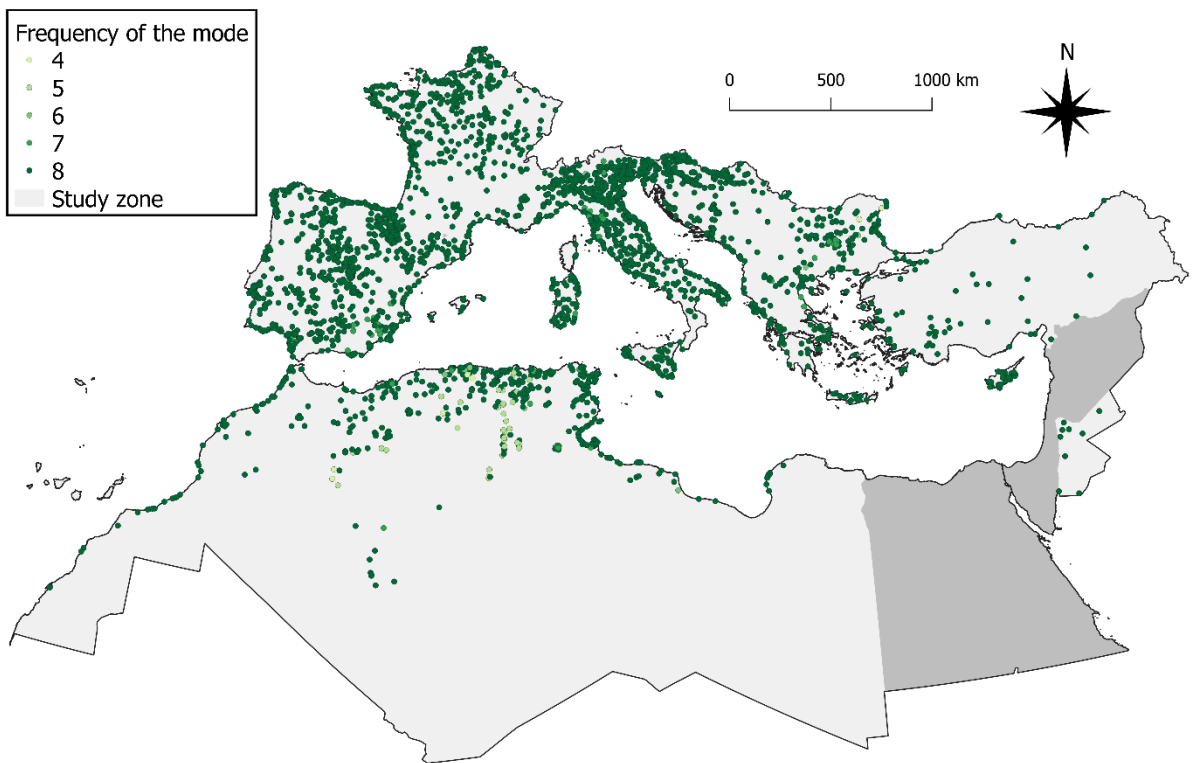
Appendix S.3.8 (continued 1).

Sites	SSP3-7.0						SSP5-8.5					
	L		M		H		L		M		H	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	1781	60.7	757	25.8	394	13.4	741	25.3	1998	68.1	193	6.6
Protected (n = 1526)	948	62.1	369	24.2	209	13.7	307	20.1	1086	71.2	133	8.7
Strictly (n = 534)	307	57.5	130	24.3	97	18.2	78	14.6	383	71.7	73	13.7
Other (n = 992)	641	64.6	239	24.1	112	11.3	229	23.1	703	70.9	60	6.0
Non-Protected (n = 1406)	833	59.2	388	27.6	185	13.2	434	30.9	912	64.9	60	4.3
International importance for waterbirds (n = 233)	118	50.6	68	29.2	47	20.2	60	25.8	150	64.4	23	9.9
Protected (n = 175)	94	53.7	44	25.1	37	21.1	36	20.6	118	67.4	21	12.0
Strictly (n = 94)	53	56.4	19	20.2	22	23.4	12	12.8	66	70.2	16	17.0
Other (n = 81)	41	50.6	25	30.9	15	18.5	24	29.6	52	64.2	5	6.2
Non-Protected (n = 58)	24	41.4	44	75.9	37	63.8	24	41.4	32	55.2	2	3.4

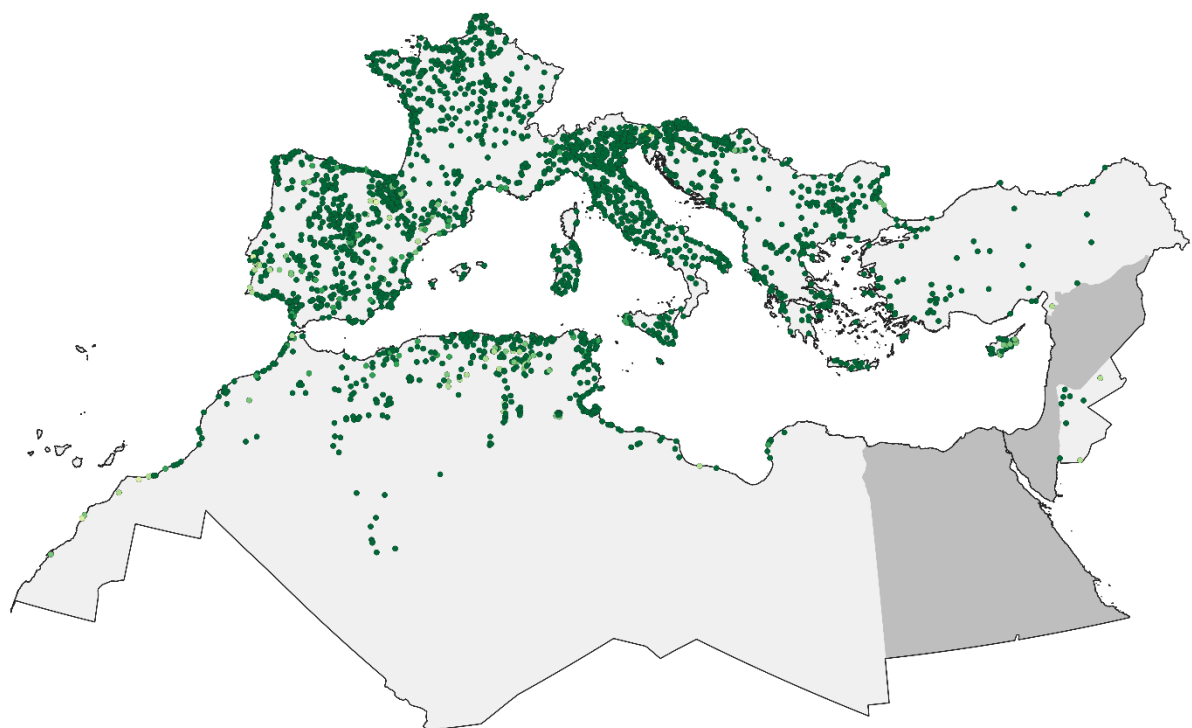
Appendix S.3.8 (continued 2).

Sites	At least in one scenario						In all scenarios					
	L		M		H		L		M		H	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Total (n = 2932)	2589	88.3	2390	81.5	1158	39.5	321	10.9	95	3.2	14	0.5
Protected (n = 1526)	1360	89.1	1269	83.2	668	43.8	132	8.7	31	2.0	10	0.7
Strictly (n = 534)	479	89.7	449	84.1	263	49.3	36	6.7	8	1.5	7	1.3
Other (n = 992)	881	88.8	820	82.7	405	40.8	96	9.7	23	2.3	3	0.3
Non-Protected (n = 1406)	1229	87.4	1121	79.7	490	34.9	189	13.4	64	4.6	4	0.3
International importance for waterbirds (n = 233)	200	85.8	189	81.1	131	56.2	10	4.3	8	3.4	2	0.9
Protected (n = 175)	155	88.6	145	82.9	99	56.6	7	4.0	2	1.1	2	1.1
Strictly (n = 94)	87	92.6	76	80.9	51	54.3	3	3.2	0	0.0	2	2.1
Other (n = 81)	68	84.0	69	85.2	48	59.3	4	4.9	2	2.5	0	0.0
Non-Protected (n = 58)	45	77.6	44	75.9	32	55.2	3	5.2	6	10.3	0	0.0

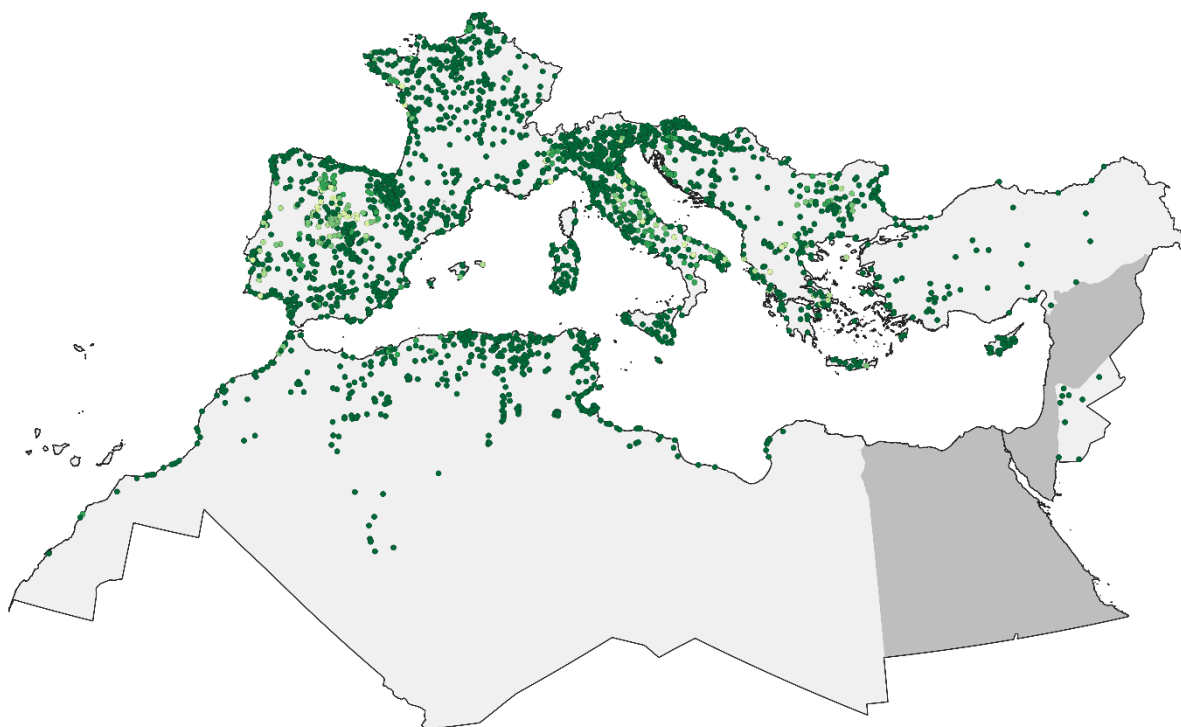
a



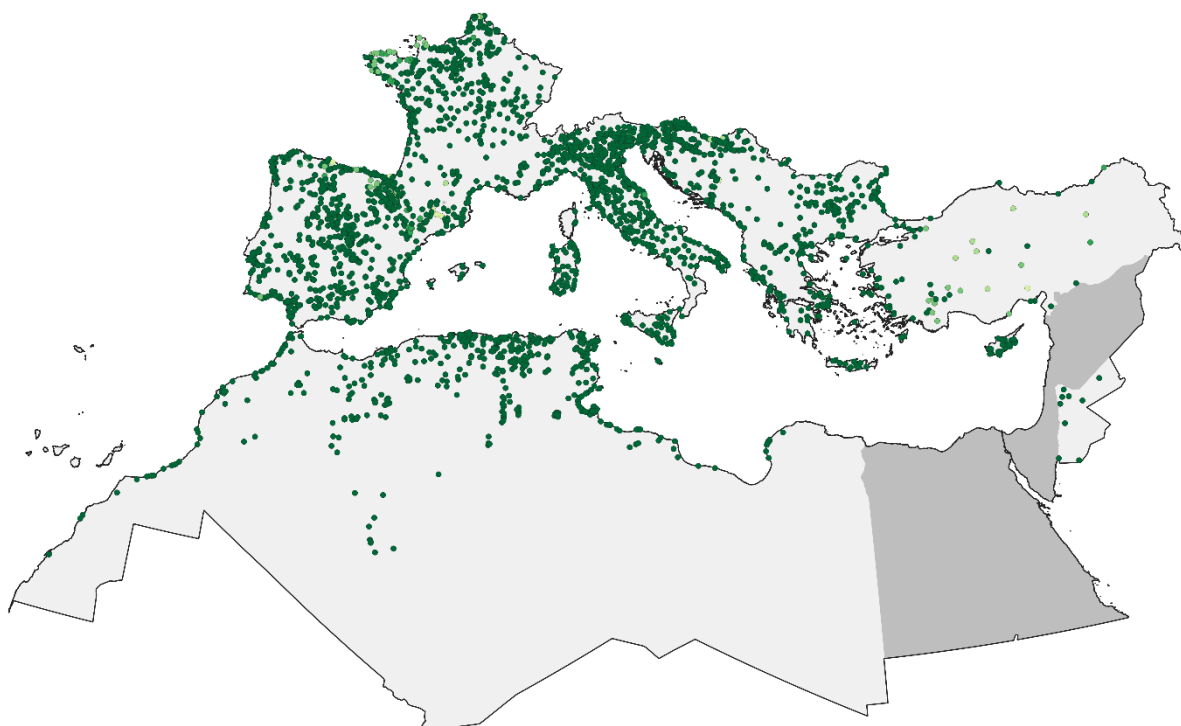
b



c



d



Appendix S.3.9. Frequency of the mode of the index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (LimT^e) across the eight General Circulation Models (GCMs) used for the multi-model for each scenario (a: SSP1-2.6, b: SSP2-4.5, c: SSP3-7.0, d: SSP5-8.5). More than 89% of the waterbird communities had the same LimT^e value in all GCMs (SSP1-2.6: 96.1%, SSP2-4.5: 93.6%, SSP3-7.0: 89.6%, SSP5-8.5: 96.6%).

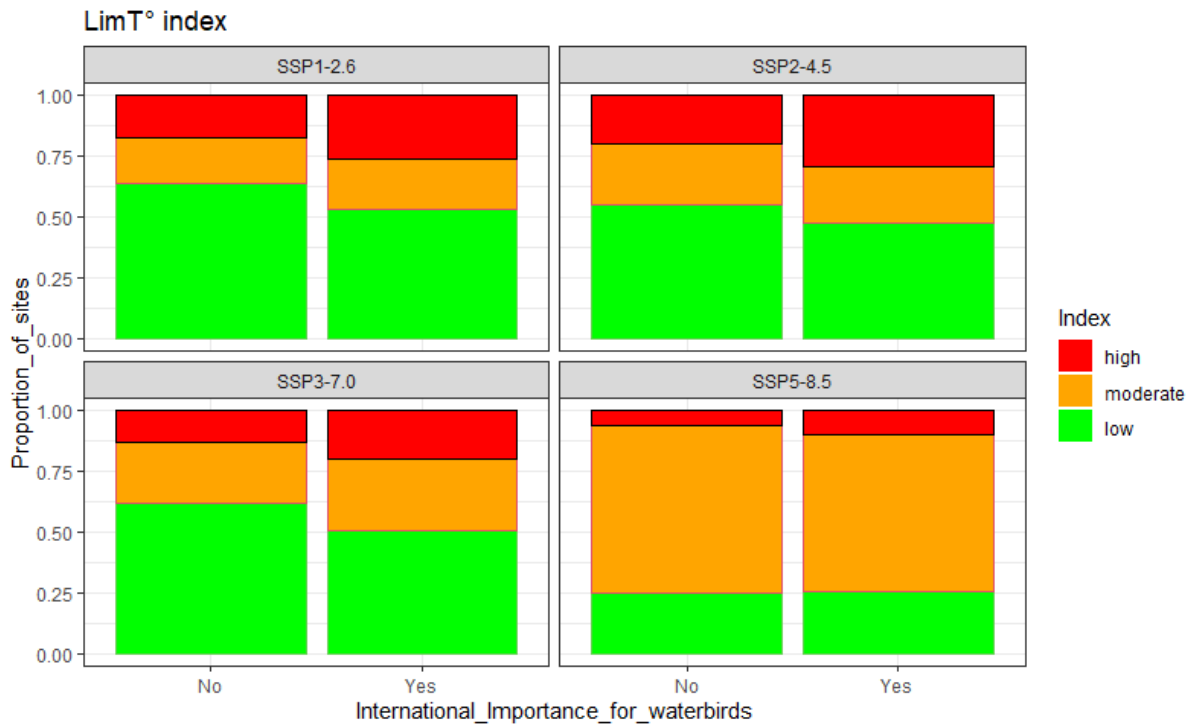
Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected (Appendix S.3.1) are depicted in dark grey.

Appendix S.3.10. Effects of status (international importance status or protection), subregion and their interaction on the LimT^o index of waterbird communities for each scenario. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

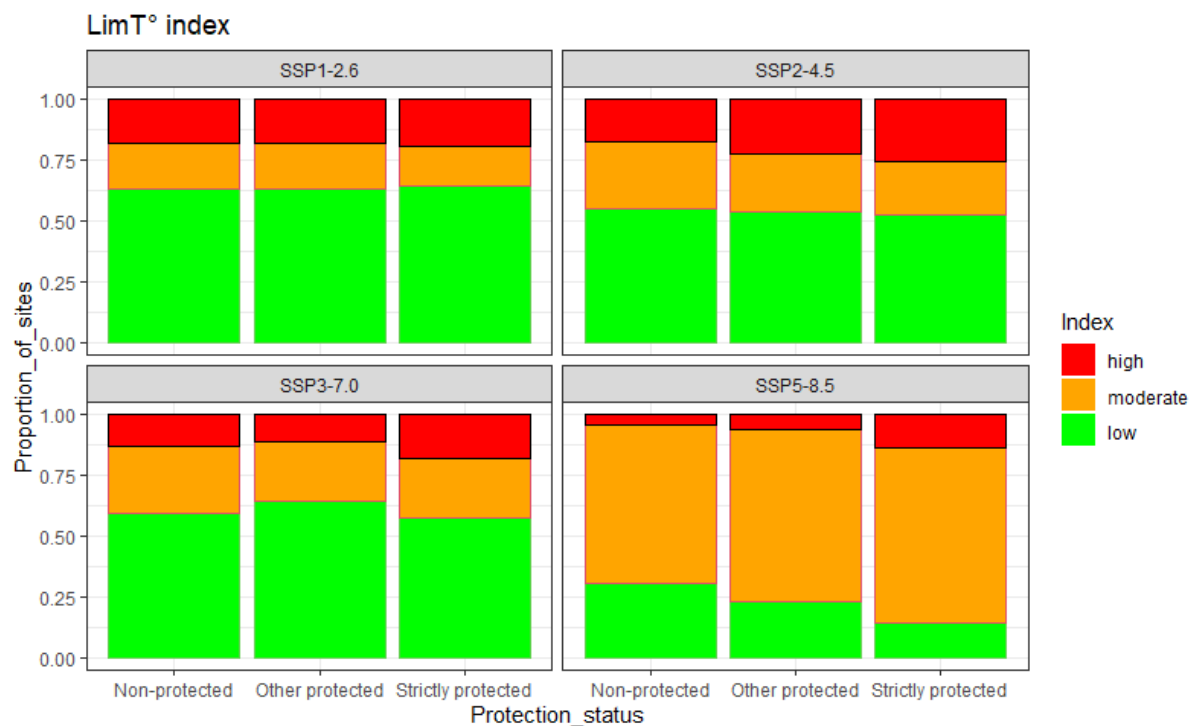
Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	International importance: Yes	0.468	0.193	0.081	0.841
	Subregion: Balkans	0.314	0.106	0.105	0.521
	Subregion: Maghreb	1.980	0.108	1.769	2.192
	Subregion: Middle-East	0.294	0.230	-0.170	0.734
	Yes:Balkans	-0.564	0.471	-1.535	0.331
	Yes:Maghreb	-0.192	0.314	-0.801	0.430
	Yes:Middle-East	-1.127	0.631	-2.486	0.038
SSP2-4.5	International importance: Yes	0.108	0.189	-0.268	0.475
	Subregion: Balkans	-0.027	0.102	-0.228	0.172
	Subregion: Maghreb	0.681	0.100	0.486	0.877
	Subregion: Middle-East	1.805	0.224	1.372	2.252
	Yes:Balkans	-0.253	0.441	-1.150	0.593
	Yes:Maghreb	0.057	0.300	-0.531	0.647
	Yes:Middle-East	2.513	1.068	0.815	5.442
SSP3-7.0	International importance: Yes	0.257	0.193	-0.127	0.630
	Subregion: Balkans	-0.645	0.120	-0.884	-0.413
	Subregion: Maghreb	1.128	0.101	0.930	1.326
	Subregion: Middle-East	2.337	0.215	1.920	2.765
	Yes:Balkans	-1.426	0.768	-3.296	-0.126
	Yes:Maghreb	0.025	0.297	-0.555	0.610
	Yes:Middle-East	-0.089	0.561	-1.170	1.050
SSP5-8.5	International importance: Yes	0.721	0.221	0.290	1.154
	Subregion: Balkans	0.316	0.109	0.103	0.532
	Subregion: Maghreb	-1.053	0.113	-1.275	-0.832
	Subregion: Middle-East	-0.494	0.232	-0.944	-0.032
	Yes:Balkans	-0.872	0.497	-1.829	0.115
	Yes:Maghreb	-0.469	0.340	-1.133	0.200
	Yes:Middle-East	-1.737	0.565	-2.870	-0.636

Appendix S.3.10 (continued 1).

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	Protection: Strictly protected	0.465	0.135	0.199	0.729
	Protection: Other protected	0.345	0.122	0.105	0.584
	Subregion: Balkans	0.652	0.163	0.330	0.970
	Subregion: Maghreb	2.169	0.135	1.906	2.434
	Subregion: Middle-East	0.195	0.266	-0.347	0.699
	Strictly protected:Balkans	-0.536	0.278	-1.084	0.005
	Other protected:Balkans	-0.671	0.232	-1.126	-0.217
	Strictly protected:Maghreb	0.543	0.448	-0.301	1.476
	Other protected:Maghreb	-0.346	0.217	-0.769	0.081
	Strictly protected:Middle-East	0.831	0.691	-0.561	2.195
Other protected:Middle-East	-0.047	0.534	-1.139	0.975	
SSP2-4.5	Protection: Strictly protected	0.317	0.121	0.080	0.553
	Protection: Other protected	0.307	0.107	0.097	0.516
	Subregion: Balkans	-0.229	0.170	-0.567	0.099
	Subregion: Maghreb	0.804	0.125	0.560	1.048
	Subregion: Middle-East	2.449	0.260	1.951	2.977
	Strictly protected:Balkans	0.621	0.270	0.093	1.151
	Other protected:Balkans	0.021	0.230	-0.428	0.474
	Strictly protected:Maghreb	0.490	0.367	-0.224	1.221
	Other protected:Maghreb	-0.250	0.202	-0.647	0.145
	Strictly protected:Middle-East	-0.681	0.780	-2.169	0.985
Other protected:Middle-East	-1.060	0.505	-2.046	-0.055	
SSP3-7.0	Protection: Strictly protected	0.614	0.126	0.368	0.860
	Protection: Other protected	0.101	0.115	-0.126	0.327
	Subregion: Balkans	-0.310	0.183	-0.676	0.041
	Subregion: Maghreb	1.270	0.127	1.022	1.519
	Subregion: Middle-East	2.720	0.240	2.256	3.201
	Strictly protected:Balkans	-0.430	0.299	-1.020	0.152
	Other protected:Balkans	-0.794	0.276	-1.341	-0.256
	Strictly protected:Maghreb	-0.279	0.346	-0.959	0.401
	Other protected:Maghreb	0.054	0.206	-0.349	0.458
	Strictly protected:Middle-East	0.088	0.858	-1.467	2.065
Other protected:Middle-East	-1.216	0.481	-2.166	-0.271	
SSP5-8.5	Protection: Strictly protected	1.706	0.149	1.417	1.999
	Protection: Other protected	0.489	0.120	0.254	0.726
	Subregion: Balkans	1.054	0.177	0.709	1.404
	Subregion: Maghreb	-0.586	0.138	-0.856	-0.315
	Subregion: Middle-East	-0.313	0.245	-0.788	0.173
	Strictly protected:Balkans	-2.478	0.302	-3.071	-1.886
	Other protected:Balkans	-0.688	0.247	-1.172	-0.205
	Strictly protected:Maghreb	-2.655	0.430	-3.532	-1.832
	Other protected:Maghreb	-0.295	0.229	-0.743	0.155
	Strictly protected:Middle-East	-0.822	0.869	-2.442	0.934
Other protected:Middle-East	-0.400	0.541	-1.449	0.689	



Appendix S.3.11. Differences in index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (LimT°) between sites of international importance for waterbirds and other sites under four scenarios.



Appendix S.3.12. Differences in index of future thermal adjustment limitations of waterbird communities (LimT°) between non-protected sites, other protected sites and strictly protected sites under four scenarios.

Appendix S.3.13. Effects of status of international importance for waterbirds, subregion and their interaction on the exposure of waterbird communities to climate warming (Expo_T) assessed for each scenario using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	International importance: Yes	-0.049	0.020	-0.089	-0.009
	Subregion: Balkans	0.128	0.011	0.106	0.149
	Subregion: Maghreb	0.410	0.012	0.386	0.433
	Subregion: Middle-East	-0.034	0.024	-0.082	0.014
	Yes:Balkans	0.258	0.048	0.164	0.351
	Yes:Maghreb	-0.062	0.035	-0.130	0.006
	Yes:Middle-East	0.154	0.059	0.038	0.271
SSP2-4.5	International importance: Yes	-0.132	0.031	-0.194	-0.071
	Subregion: Balkans	-0.035	0.017	-0.067	-0.002
	Subregion: Maghreb	0.779	0.018	0.743	0.815
	Subregion: Middle-East	-0.249	0.038	-0.323	-0.175
	Yes:Balkans	0.345	0.074	0.201	0.490
	Yes:Maghreb	0.011	0.054	-0.095	0.117
	Yes:Middle-East	0.222	0.092	0.042	0.402
SSP3-7.0	International importance: Yes	-0.221	0.046	-0.312	-0.131
	Subregion: Balkans	-0.245	0.024	-0.293	-0.197
	Subregion: Maghreb	1.032	0.027	0.979	1.085
	Subregion: Middle-East	-0.515	0.056	-0.624	-0.407
	Yes:Balkans	0.466	0.108	0.254	0.679
	Yes:Maghreb	0.157	0.079	0.003	0.311
	Yes:Middle-East	0.293	0.135	0.028	0.558
SSP5-8.5	International importance: Yes	-0.295	0.061	-0.414	-0.176
	Subregion: Balkans	-0.451	0.032	-0.514	-0.387
	Subregion: Maghreb	1.436	0.036	1.366	1.506
	Subregion: Middle-East	-0.694	0.073	-0.838	-0.550
	Yes:Balkans	0.615	0.143	0.334	0.895
	Yes:Maghreb	0.210	0.105	0.004	0.415
	Yes:Middle-East	0.363	0.179	0.013	0.713

Appendix S.3.14. Effects of status of international importance for waterbirds, subregion and their interaction on the exposure of waterbird communities to natural habitat conversion ($Expo_{NHC}$) assessed for each scenario using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	International importance: Yes	0.017	0.007	0.003	0.031
	Subregion: Balkans	0.007	0.004	-0.000	0.015
	Subregion: Maghreb	0.078	0.004	0.070	0.086
	Subregion: Middle-East	-0.014	0.008	-0.031	0.002
	Yes:Balkans	-0.019	0.016	-0.051	0.013
	Yes:Maghreb	0.002	0.012	-0.021	0.026
	Yes:Middle-East	-0.083	0.021	-0.123	-0.043
SSP2-4.5	International importance: Yes	-0.003	0.008	-0.019	0.013
	Subregion: Balkans	-0.005	0.004	-0.014	0.003
	Subregion: Maghreb	0.023	0.005	0.014	0.033
	Subregion: Middle-East	0.139	0.010	0.119	0.158
	Yes:Balkans	-0.044	0.019	-0.082	-0.006
	Yes:Maghreb	0.017	0.014	-0.011	0.045
	Yes:Middle-East	0.046	0.024	-0.001	0.094
SSP3-7.0	International importance: Yes	0.034	0.012	0.011	0.058
	Subregion: Balkans	0.031	0.006	0.019	0.044
	Subregion: Maghreb	0.100	0.007	0.087	0.114
	Subregion: Middle-East	0.227	0.014	0.199	0.255
	Yes:Balkans	-0.090	0.028	-0.145	-0.036
	Yes:Maghreb	-0.007	0.020	-0.046	0.033
	Yes:Middle-East	-0.028	0.035	-0.096	0.041
SSP5-8.5	International importance: Yes	0.014	0.007	0.001	0.028
	Subregion: Balkans	0.002	0.004	-0.005	0.009
	Subregion: Maghreb	-0.142	0.004	-0.150	-0.134
	Subregion: Middle-East	0.000	0.008	-0.016	0.017
	Yes:Balkans	-0.009	0.016	-0.041	0.023
	Yes:Maghreb	-0.039	0.012	-0.062	-0.016
	Yes:Middle-East	-0.021	0.020	-0.061	0.019

Appendix S.3.15. Effects of status of protection, subregion and their interaction on the exposure of waterbird communities to climate warming (Exp_{OT}) assessed for each scenario using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	Protection: Strictly protected	0.043	0.013	0.017	0.068
	Protection: Other protected	0.062	0.012	0.039	0.084
	Subregion: Balkans	0.151	0.017	0.118	0.183
	Subregion: Maghreb	0.475	0.014	0.447	0.503
	Subregion: Middle-East	0.023	0.026	-0.028	0.073
	Strictly protected:Balkans	0.025	0.028	-0.030	0.081
	Other protected:Balkans	-0.051	0.023	-0.096	-0.005
	Strictly protected:Maghreb	-0.302	0.043	-0.386	-0.219
	Other protected:Maghreb	-0.162	0.024	-0.209	-0.116
	Strictly protected:Middle-East	-0.020	0.085	-0.186	0.147
Other protected:Middle-East	-0.102	0.057	-0.214	0.010	
SSP2-4.5	Protection: Strictly protected	-0.039	0.020	-0.079	0.000
	Protection: Other protected	0.074	0.018	0.038	0.109
	Subregion: Balkans	-0.018	0.026	-0.069	0.033
	Subregion: Maghreb	0.835	0.023	0.791	0.879
	Subregion: Middle-East	-0.205	0.040	-0.283	-0.127
	Strictly protected:Balkans	0.101	0.044	0.015	0.188
	Other protected:Balkans	-0.070	0.036	-0.141	0.001
	Strictly protected:Maghreb	-0.313	0.066	-0.443	-0.183
	Other protected:Maghreb	-0.163	0.037	-0.236	-0.091
	Strictly protected:Middle-East	0.086	0.132	-0.172	0.345
Other protected:Middle-East	-0.128	0.088	-0.301	0.045	
SSP3-7.0	Protection: Strictly protected	-0.135	0.030	-0.194	-0.077
	Protection: Other protected	0.085	0.026	0.033	0.136
	Subregion: Balkans	-0.238	0.038	-0.313	-0.163
	Subregion: Maghreb	1.066	0.033	1.001	1.131
	Subregion: Middle-East	-0.494	0.059	-0.609	-0.378
	Strictly protected:Balkans	0.191	0.065	0.064	0.319
	Other protected:Balkans	-0.086	0.053	-0.191	0.018
	Strictly protected:Maghreb	-0.271	0.098	-0.463	-0.080
	Other protected:Maghreb	-0.120	0.054	-0.227	-0.013
	Strictly protected:Middle-East	0.194	0.194	-0.186	0.575
Other protected:Middle-East	-0.120	0.130	-0.376	0.135	

Appendix S.3.15 (continued 1).

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP5-8.5	Protection: Strictly protected	-0.264	0.039	-0.341	-0.187
	Protection: Other protected	0.066	0.035	-0.002	0.134
	Subregion: Balkans	-0.473	0.050	-0.572	-0.374
	Subregion: Maghreb	1.439	0.044	1.353	1.524
	Subregion: Middle-East	-0.704	0.078	-0.856	-0.552
	Strictly protected:Balkans	0.353	0.086	0.185	0.520
	Other protected:Balkans	-0.082	0.070	-0.220	0.056
	Strictly protected:Maghreb	-0.217	0.129	-0.470	0.036
	Other protected:Maghreb	-0.099	0.072	-0.241	0.042
	Strictly protected:Middle-East	0.338	0.256	-0.164	0.840
	Other protected:Middle-East	-0.112	0.172	-0.449	0.224

Appendix S.3.16. Effects of status of protection, subregion and their interaction on the exposure of waterbird communities to natural habitat conversion (Exp_{ONHC}) assessed for each scenario using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6	Protection: Strictly protected	0.025	0.005	0.016	0.034
	Protection: Other protected	0.014	0.004	0.006	0.022
	Subregion: Balkans	0.011	0.006	-0.001	0.022
	Subregion: Maghreb	0.086	0.005	0.076	0.096
	Subregion: Middle-East	-0.022	0.009	-0.040	-0.005
	Strictly protected:Balkans	-0.018	0.010	-0.037	0.001
	Other protected:Balkans	-0.006	0.008	-0.022	0.010
	Strictly protected:Maghreb	-0.003	0.015	-0.032	0.027
	Other protected:Maghreb	-0.008	0.008	-0.024	0.009
	Strictly protected:Middle-East	0.020	0.030	-0.038	0.078
Other protected:Middle-East	-0.007	0.020	-0.046	0.032	
SSP2-4.5	Protection: Strictly protected	0.010	0.005	-0.000	0.021
	Protection: Other protected	0.015	0.005	0.006	0.024
	Subregion: Balkans	-0.028	0.007	-0.042	-0.015
	Subregion: Maghreb	0.032	0.006	0.020	0.043
	Subregion: Middle-East	0.156	0.010	0.135	0.176
	Strictly protected:Balkans	0.059	0.012	0.036	0.082
	Other protected:Balkans	0.017	0.009	-0.001	0.036
	Strictly protected:Maghreb	0.017	0.017	-0.017	0.051
	Other protected:Maghreb	-0.018	0.010	-0.037	0.001
	Strictly protected:Middle-East	0.049	0.035	-0.019	0.116
Other protected:Middle-East	-0.049	0.023	-0.095	-0.004	
SSP3-7.0	Protection: Strictly protected	0.050	0.008	0.035	0.065
	Protection: Other protected	0.002	0.007	-0.011	0.016
	Subregion: Balkans	0.048	0.010	0.029	0.067
	Subregion: Maghreb	0.101	0.008	0.085	0.118
	Subregion: Middle-East	0.247	0.015	0.218	0.277
	Strictly protected:Balkans	-0.065	0.017	-0.097	-0.032
	Other protected:Balkans	-0.018	0.014	-0.045	0.009
	Strictly protected:Maghreb	-0.012	0.025	-0.061	0.037
	Other protected:Maghreb	0.031	0.014	0.004	0.059
	Strictly protected:Middle-East	-0.001	0.050	-0.099	0.096
Other protected:Middle-East	-0.070	0.033	-0.136	-0.005	

Appendix S.3.16 (continued 1).

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP5-8.5	Protection: Strictly protected	0.032	0.004	0.023	0.040
	Protection: Other protected	0.012	0.004	0.005	0.020
	Subregion: Balkans	0.014	0.006	0.003	0.025
	Subregion: Maghreb	-0.143	0.005	-0.152	-0.134
	Subregion: Middle-East	0.010	0.009	-0.007	0.027
	Strictly protected:Balkans	-0.034	0.010	-0.053	-0.016
	Other protected:Balkans	-0.014	0.008	-0.030	0.001
	Strictly protected:Maghreb	-0.137	0.014	-0.165	-0.108
	Other protected:Maghreb	0.030	0.008	0.015	0.046
	Strictly protected:Middle-East	-0.030	0.029	-0.086	0.026
	Other protected:Middle-East	-0.014	0.019	-0.051	0.024

Appendix S.3.17. Effect of the scenario, the subregion and their interaction, on the exposure to climate warming ($Expo_T$) and on the exposure to natural habitat conversion ($Expo_{NHC}$) assessed using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Exposure	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
$Expo_T$	Scenario: SSP1-2.6	-2.423	0.017	-2.457	-2.390
	Scenario: SSP2-4.5	-1.669	0.017	-1.702	-1.635
	Scenario: SSP3-7.0	-0.698	0.017	-0.731	-0.664
	Subregion: Balkans	-0.426	0.025	-0.475	-0.377
	Subregion: Maghreb	1.548	0.026	1.497	1.599
	Subregion: Middle-East	-0.671	0.053	-0.774	-0.568
	SSP1-2.6:Balkans	0.566	0.035	0.498	0.635
	SSP2-4.5:Balkans	0.407	0.035	0.338	0.476
	SSP3-7.0:Balkans	0.201	0.035	0.132	0.270
	SSP1-2.6:Maghreb	-1.117	0.037	-1.190	-1.045
	SSP2-4.5:Maghreb	-0.716	0.037	-0.788	-0.644
	SSP3-7.0:Maghreb	-0.433	0.037	-0.505	-0.361
	SSP1-2.6:Middle-East	0.659	0.074	0.513	0.805
	SSP2-4.5:Middle-East	0.445	0.074	0.299	0.591
	SSP3-7.0:Middle-East	0.178	0.074	0.032	0.324
$Expo_{NHC}$	Scenario: SSP1-2.6	-0.019	0.003	-0.025	-0.013
	Scenario: SSP2-4.5	-0.015	0.003	-0.021	-0.008
	Scenario: SSP3-7.0	-0.113	0.003	-0.119	-0.107
	Subregion: Balkans	0.002	0.005	-0.007	0.011
	Subregion: Maghreb	-0.146	0.005	-0.155	-0.137
	Subregion: Middle-East	-0.001	0.010	-0.020	0.018
	SSP1-2.6:Balkans	0.004	0.006	-0.009	0.016
	SSP2-4.5:Balkans	-0.009	0.006	-0.022	0.003
	SSP3-7.0:Balkans	0.025	0.006	0.012	0.037
	SSP1-2.6:Maghreb	0.226	0.007	0.213	0.239
	SSP2-4.5:Maghreb	0.171	0.007	0.158	0.184
	SSP3-7.0:Maghreb	0.249	0.007	0.236	0.262
	SSP1-2.6:Middle-East	-0.027	0.014	-0.053	0.000
	SSP2-4.5:Middle-East	0.148	0.014	0.121	0.174
	SSP3-7.0:Middle-East	0.228	0.014	0.201	0.254

Appendix S.3.18. Kendall's correlation rank tau (τ) between scenarios for the exposure to climate warming ($\text{Expo}_{\text{T}^{\circ}}$) and for the exposure to natural habitat conversion (Expo_{NHC}). All P of the associated tests were inferior to 0.01.

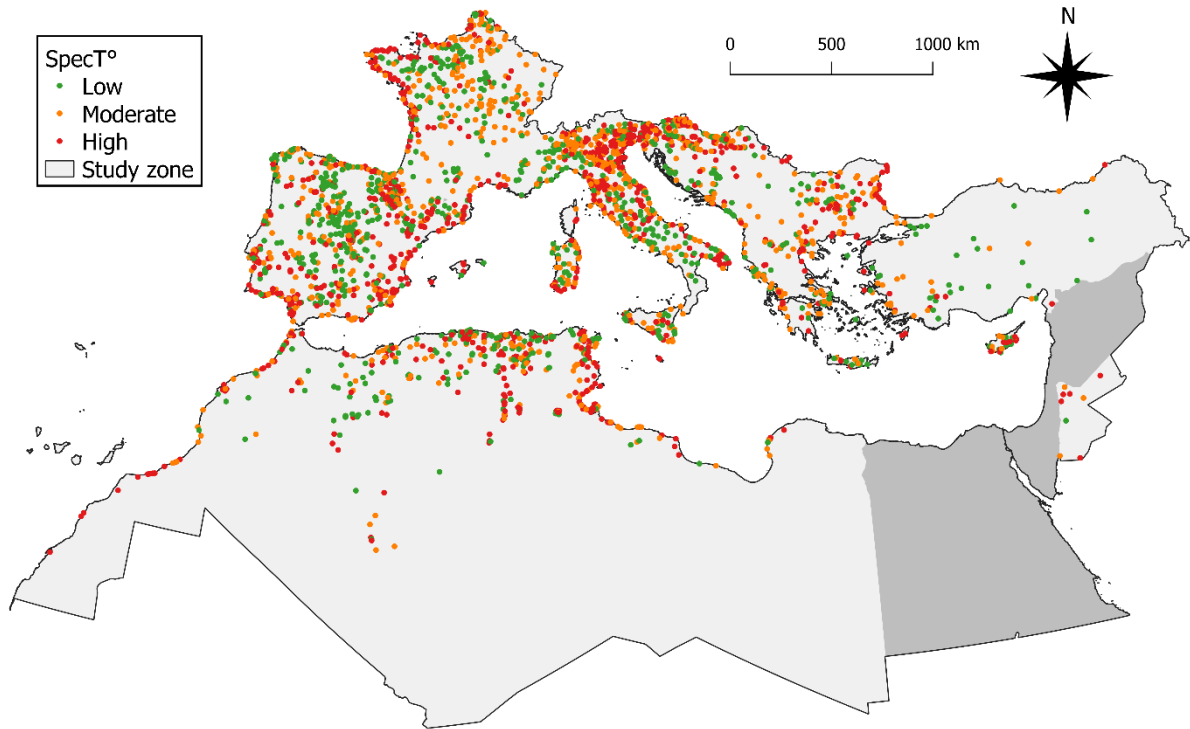
Variable	Scenario	SSP1-2.6	SSP2-4.5	SSP3-7.0
$\text{Expo}_{\text{T}^{\circ}}$	SSP2-4.5	0.73	-	-
	SSP3-7.0	0.60	0.86	-
	SSP5-8.5	0.52	0.77	0.91
Expo_{NHC}	SSP2-4.5	0.22	-	-
	SSP3-7.0	0.25	0.21	-
	SSP5-8.5	0.04	0.07	0.11

Appendix S.3.19. Kendall's correlation rank tau (τ) between the exposure to climate warming ($\text{Expo}_{T^{\circ}}$), the exposure to natural habitat conversion (Expo_{NHC}) and the thermal specialization of waterbird communities ($\text{Spec}_{T^{\circ}}$) for each scenario.

Variables	Scenario	Kendall's τ	Z	P
$\text{Expo}_{T^{\circ}}$ & Expo_{NHC}	SSP1-2.6	0.16	12.58	< 0.001
	SSP2-4.5	0.05	4.43	< 0.001
	SSP3-7.0	-0.05	-4.39	< 0.001
	SSP5-8.5	-0.36	-29.23	< 0.001
$\text{Spec}_{T^{\circ}}$ & $\text{Expo}_{T^{\circ}}$	SSP1-2.6	-0.04	-3.57	< 0.001
	SSP2-4.5	-0.03	-2.81	< 0.01
	SSP3-7.0	-0.02	-1.69	ns
	SSP5-8.5	-0.01	-0.89	ns
$\text{Spec}_{T^{\circ}}$ & Expo_{NHC}	SSP1-2.6	-0.06	-4.68	< 0.001
	SSP2-4.5	0.00	0.04	ns
	SSP3-7.0	0.02	1.68	ns
	SSP5-8.5	-0.04	-3.16	< 0.01

Appendix S.3.20. Effects of status (international importance status or protection), subregion and their interaction on the thermal specialization of waterbird communities (Spect[®]) assessed using linear models. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
International importance: Yes	0.0014	0.0005	0.0003	0.0024
Subregion: Balkans	0.0010	0.0003	0.0004	0.0015
Subregion: Maghreb	0.0013	0.0003	0.0007	0.0019
Subregion: Middle-East	0.0003	0.0006	-0.0010	0.0015
Yes:Balkans	-0.0003	0.0012	-0.0028	0.0021
Yes:Maghreb	-0.0032	0.0009	-0.0050	-0.0014
Yes:Middle-East	-0.0027	0.0016	-0.0057	0.0004
Protection: Strictly protected	0.0006	0.0003	0.0557	0.0565
Protection: Other protected	0.0005	0.0003	-0.0001	0.0013
Subregion: Balkans	0.0001	0.0004	-0.0001	0.0011
Subregion: Maghreb	0.0010	0.0004	-0.0008	0.0009
Subregion: Middle-East	0.0008	0.0007	0.0003	0.0018
Strictly protected:Balkans	-0.0002	0.0008	-0.0006	0.0022
Other protected:Balkans	0.0018	0.0006	-0.0016	0.0013
Strictly protected:Maghreb	-0.0004	0.0011	0.0006	0.0030
Other protected:Maghreb	-0.0001	0.0006	-0.0026	0.0019
Strictly protected:Middle-East	-0.0045	0.0023	-0.0013	0.0012
Other protected:Middle-East	-0.0024	0.0015	-0.0090	-0.0001



Appendix S.3.21. Thermal specialization of waterbird communities (SpecT°) after conversion into a three-level ordinal variable (Low, Moderate, High). MedWet countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected (Appendix S.3.1) are depicted in dark grey.

Appendix S.3.22. Effects of subregion on the thermal specialization of waterbird communities (Spect[®]) assessed using a linear model. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Subregion	Estimate	SE	2.5%	97.5%
Balkans	0.000865	0.000277	0.000321	0.001410
Maghreb	0.000887	0.000291	0.000316	0.001458
Middle-East	-0.000113	0.000589	-0.001268	0.001043

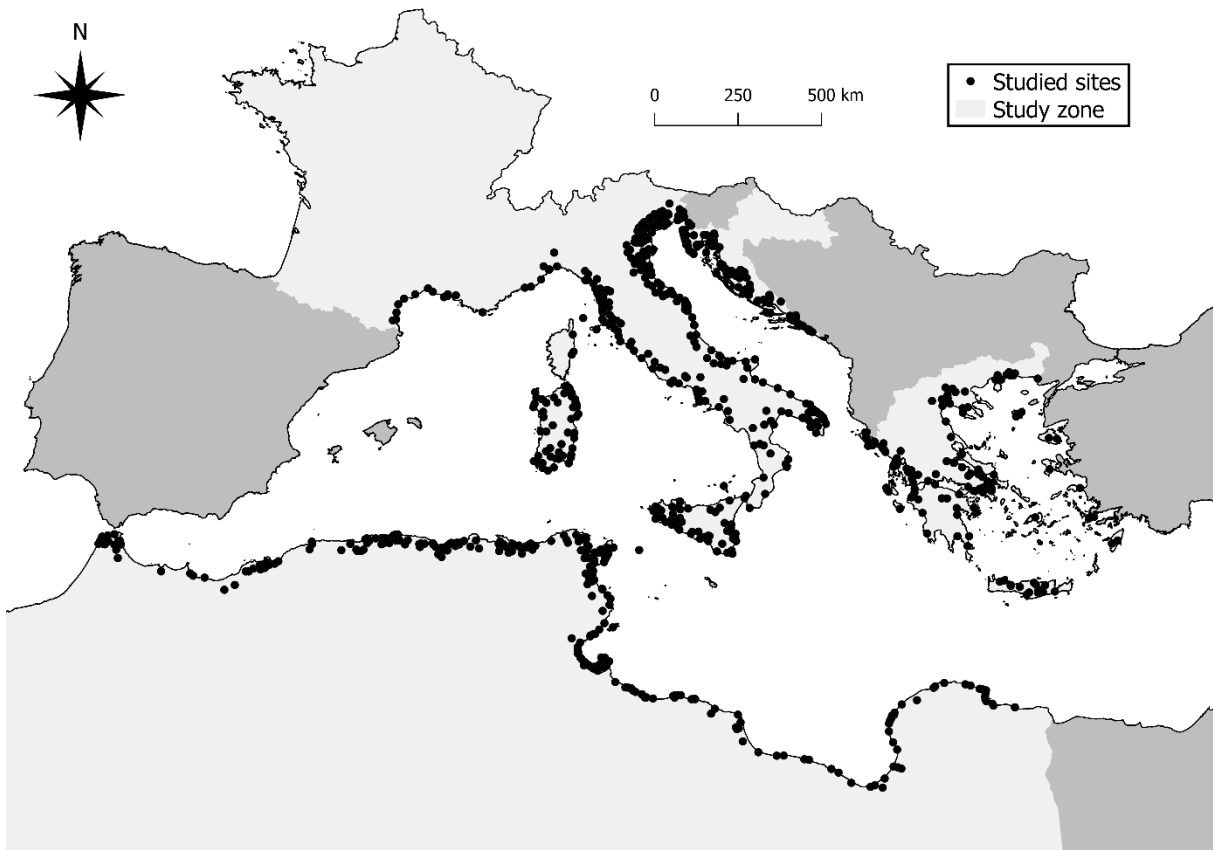
ANNEXE F : SUPPLEMENTARY MATERIAL DU CHAPITRE 4

Appendix S.4.1. International Waterbird Census (IWC) coastal sites (total number, number with polygons and percentage with polygons) per country.

Country	No. of sites	No. of sites with polygon	% of sites with polygon
Albania	9	0	0
Algeria	165	119	72.1
Bosnia and Herzegovina	24	0	0
Croatia	132	128	97.0
Cyprus	41	0	0
Egypt	6	1	16.7
France	24	15	62.5
Greece	142	134	94.4
Israel	5	0	0
Italy	394	346	87.8
Lebanon	5	0	0
Libya	94	80	85.1
Malta	19	0	0
Montenegro	16	0	0
Morocco	28	24	85.7
Slovenia	13	0	0
Spain	164	2	1.2
Syria	1	1	100
Tunisia	155	98	63.2
Turkey	37	0	0
Total	1474	948	64.3

Appendix S.4.2. Assessment of the bias induced by the use of the centroid coordinates of a site instead of its polygon. We compared the number of sites with polygons exposed to sea-level rise by 2100 per scenario when using the polygon and when using the centroid coordinates. From this comparison, we then estimated the number of sites with no polygon potentially exposed to sea-level rise by 2100 per scenario.

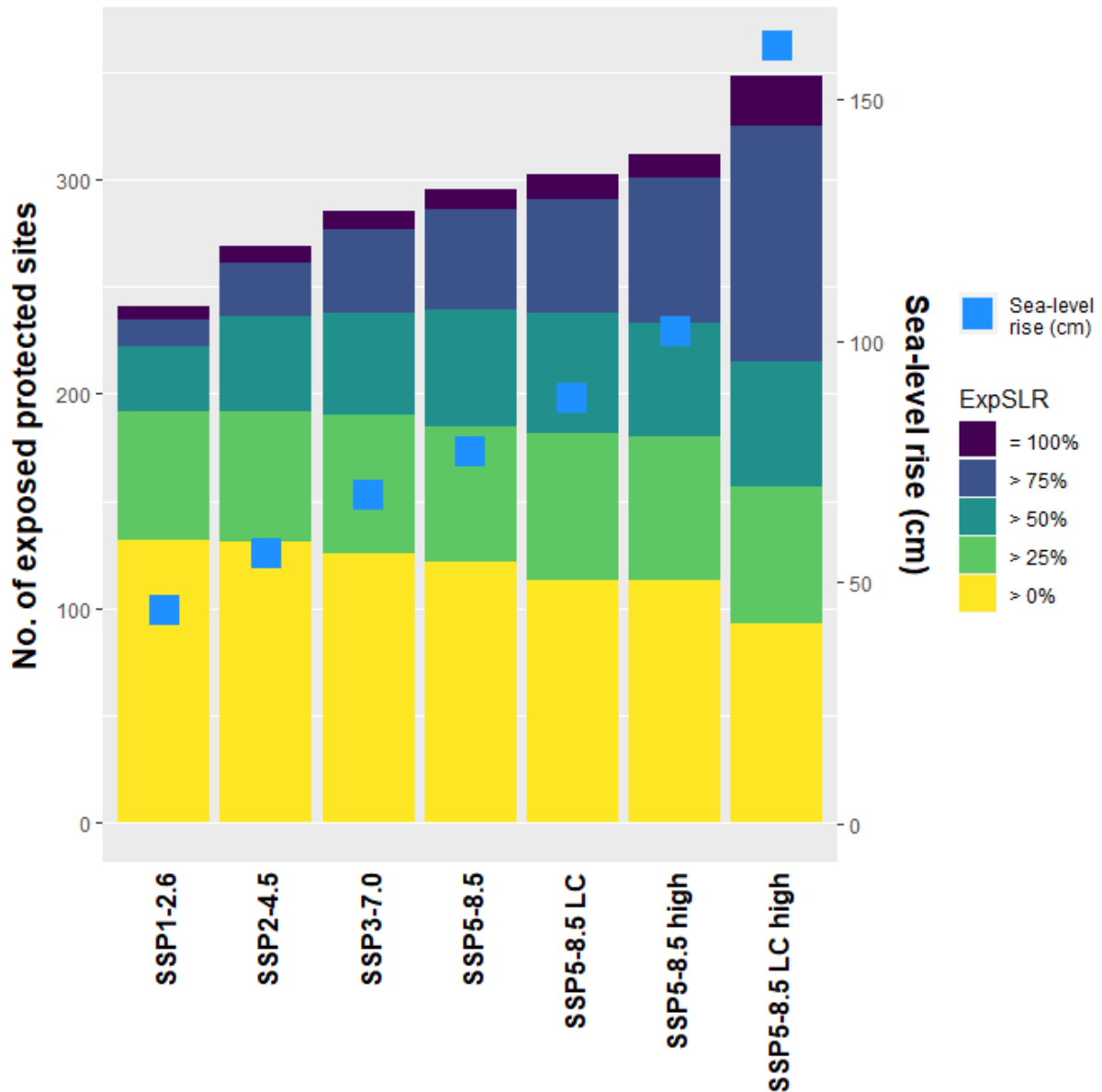
	SSP1-2.6	SSP2-4.5	SSP3-7.0	SSP5-8.5	SSP5-8.5 LC	SSP5-8.5 high	SSP5-8.5 LC high
No. of sites with polygons (n = 948) exposed <i>using the polygon</i>	316	362	386	402	417	435	496
<i>using the centroid coordinates</i>	39	58	70	76	79	89	140
Underestimation coefficient	8.10	6.24	5.51	5.29	5.28	4.89	3.54
No. of sites with no polygon (n = 526) exposed <i>measured</i>	17	21	27	32	33	35	58
<i>estimated</i>	137.7	131.1	148.9	169.3	174.2	171.1	205.5



Appendix S.4.3. Map of sites monitored as part of the International Waterbird Census (IWC) with polygons ($n = 938$) in the Mediterranean region. Mediterranean countries in which the IWC is carried out but for which no site was selected are depicted in dark grey. The number and percentage of sites with polygons per country is provided Appendix S1.

Appendix S.4.4. Effects of status of international importance for waterbirds on the exposure to coastal flooding under sea-level rise (Exp_{SLR}) assessed for each scenario using Beta regressions. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6 (+44 cm)	Importance: Yes	0.405	0.153	0.104	0.705
SSP2-4.5 (+56 cm)	Importance: Yes	0.385	0.160	0.072	0.698
SSP3-7.0 (+68 cm)	Importance: Yes	0.398	0.163	0.079	0.717
SSP5-8.5 (+77 cm)	Importance: Yes	0.394	0.165	0.071	0.717
SSP5-8.5 LC (+88 cm)	Importance: Yes	0.366	0.167	0.038	0.694
SSP5-8.5 high (+102 cm)	Importance: Yes	0.337	0.169	0.007	0.668
SSP5-8.5 LC high (+161 cm)	Importance: Yes	0.234	0.175	-0.109	0.578



Appendix S.4.5. Number of protected sites that are exposed to projected sea-level rise in the Mediterranean by 2100 (left axis) and projected sea-level rise (blue squares, right axis) under each scenario. Yellow: $0\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 25\%$, green: $25\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 50\%$, light blue: $50\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} \leq 75\%$, blue: $75\% < \text{Exp}_{\text{SLR}} < 100\%$, dark blue: $\text{Exp}_{\text{SLR}} = 100\%$.

Appendix S.4.6. Effects of protection status on the exposure to coastal flooding under sea-level rise (Exp_{SLR}) assessed for each scenario using Beta regressions. Estimates are reported in bold when the 95% confidence interval does not include zero.

Scenario	Variable	Estimate	SE	2.5%	97.5%
SSP1-2.6 (+44 cm)	Protection: Yes	0.234	0.074	0.087	0.381
SSP2-4.5 (+56 cm)	Protection: Yes	0.228	0.077	0.076	0.380
SSP3-7.0 (+68 cm)	Protection: Yes	0.253	0.079	0.098	0.407
SSP5-8.5 (+77 cm)	Protection: Yes	0.273	0.080	0.117	0.429
SSP5-8.5 LC (+88 cm)	Protection: Yes	0.267	0.081	0.109	0.425
SSP5-8.5 high (+102 cm)	Protection: Yes	0.260	0.082	0.099	0.420
SSP5-8.5 LC high (+161 cm)	Protection: Yes	0.277	0.086	0.109	0.446

ANNEXE G : RAPPORT DE STAGE DE MASTER 2 D'AMAL CHANTOUFI



CHARACTERIZING THE COMPOSITION OF WINTERING WATERBIRD COMMUNITIES OF DAM RESERVOIRS IN THE MEDITERRANEAN BASIN

REPORT BY

AMAL CHANTOUFI

SUPERVISED BY

M. Fabien Verniest | PhD student, Centre of Ecology and Conservation Sciences,
French National Museum of Natural History

Ms. Isabelle Le Viol | Assistant Professor, French National Museum of Natural History

M. Thomas Galewski | Project manager, Tour du Valat

M. Pierre-Cyril Renaud | Associate Professor, UMR CNRS LETG, University of Angers

COMPLETED AT

The Marine Biology Station, Concarneau, France

Master's defense

On September 8, 2021

L'auteur du présent document vous autorise à le partager, reproduire, distribuer et communiquer selon les conditions suivantes :



- Vous devez le citer en l'attribuant de la manière indiquée par l'auteur (mais pas d'une manière qui suggérerait qu'il approuve votre utilisation de l'œuvre).
- Vous n'avez pas le droit d'utiliser ce document à des fins commerciales.
- Vous n'avez pas le droit de le modifier, de le transformer ou de l'adapter.

Consulter la licence creative commons complète en français :
<http://creativecommons.org/licences/by-nc-nd/2.0/fr/>

Ces conditions d'utilisation (attribution, pas d'utilisation commerciale, pas de modification) sont symbolisées par les icônes positionnées en pied de page.



Acknowledgements

This work would not have been possible without the support of my supervisor, M. Fabien Verniest, whose expertise was extremely valuable in constructing the research questions and methodology. Your insightful suggestions and careful guidance brought my work to a higher level. You gave me the tools that I needed to choose the right direction. It has been a pleasure working with you.

I would like to express my deepest appreciation to my co-supervisors, Ms. Isabelle Le Viol and M. Thomas Galewski, whose valuable advice pushed me to sharpen my thinking.

I would also like to thank M. Anis Guelmami and Ms. Raquel Ambrosio De La Iglesia for the crucial role they have played in dam data acquisition.

I would like to acknowledge my tutor, M. Pierre-Cyril Renaud for his helpful contributions.

I would also like to extend my deepest gratitude to Ms. Nadia Ameziane, head of the Concarneau Marine Station, for welcoming me as an intern.

I also thank my colleagues, Mathisse Meyneng, Guillaume Marec and Benoît Berlizot from my internship at the Marine Station. You provided refreshing discussions as well as happy distractions to cheer me up.

I am extremely grateful to my mom and my boyfriend, for their constant love and sympathetic ear. Thanks for your emotional support.

Table of contents

I-	Introduction	5
II-	Materials and methods	6
1.	<i>Study area</i>	6
2.	<i>Waterbird surveys</i>	7
3.	<i>Waterbird conservation status</i>	8
4.	<i>Functional groups</i>	8
5.	<i>Dam data</i>	9
6.	<i>Mediterranean sites protection</i>	9
7.	<i>Environmental variables</i>	9
8.	<i>Data analysis</i>	10
8.1.	<i>Characterization of the sampling dams and IWC sites</i>	10
8.2.	<i>Differences in waterbird specific and functional composition</i>	10
III-	Results	11
1.	<i>Characterization of the sample dams</i>	11
1.1.	<i>Area</i>	12
1.2.	<i>Human Footprint</i>	12
1.3.	<i>Altitude</i>	13
1.4.	<i>Climate</i>	14
1.5.	<i>Protected areas</i>	14
2.	<i>Characterization of the sample IWC sites</i>	15
3.	<i>Avian fauna composition</i>	17
4.	<i>Factors influencing waterbird species and functional group composition</i>	18
5.	<i>Species and functional group dam composition differences between different climate types</i>	20
IV-	Discussion	21
1.	<i>Result interpretation</i>	22
2.	<i>Conservation implications</i>	23
3.	<i>Framework significance, limitations, and perspectives</i>	23
4.	<i>Conclusions</i>	24
	References	25
	List of figures	31

I- Introduction

Worldwide, rapidly growing human populations are putting ever-greater pressure on wetlands and the services they provide. Indeed, past and ongoing demands on land and water resulted in wetlands being one of the most threatened habitats globally (Mitsch et Gosselink 2015; Szabo et Mundkur 2017). In this context, Mediterranean wetlands are of major concern, facing a 45% loss since 1970, with noteworthy multifunctional natural wetlands being irreversibly converted (MWO2 2018). Across the basin, wetland sites are directly impacted by the increase of land-use change, driven for the most part by agriculture, urbanization, but also tourism (CEPF 2017; Leberger et al. 2020). Wetland loss and degradation in the region might be exacerbated by other global change components such as climate change (MedECC 2020). Indeed, the Mediterranean region is one of the most prominent climate change hotspots across the globe which makes it highly vulnerable to global change (Giorgi 2006). Drought episodes are expected to become more frequent and tenacious (Mariotti et al. 2015; Piero Lionello et Scarascia 2018; Raymond et al. 2019). Also, an increase in the number of heat waves in the upcoming decades is very likely (IPCC 2013).). These aspects of climate change are likely to raise serious impacts on wetlands and will probably lead to important changes in the region's water cycle (Lionello 2012). On the other hand, the Mediterranean basin is recognized as a biodiversity hotspot (Mittermeier et al. 2005; CEPF 2017) with very high rates of endemism (MWO2 2018), and where biodiversity is among the most sensitive to land-use modifications and climate change on the planet (Newbold et al. 2020).

Given this, the survival of many wetland-dependent species is becoming more precarious. Indeed, wetlands provide a wide variety of habitats, favoring a high level of biodiversity (Sarrazin et al. 2020). They also provide food sources to various organisms including waterbirds (Rahman et Ismail 2018) that have become an important component of wetland environments (Canepuccia et al. 2007). They use them for feeding, roosting and if favorable would establish and breed in the area (Wetlands International 2012; Ramsar 2016). Hence, waterbirds are widely used as bio-indicators to evaluate the ecological status of the wetland habitats in which they occur (Burger 2006; Newman et al. 2007; David Li et al. 2009). Partly because they are ecologically dependent on wetlands, waterbird populations are declining worldwide due to habitat loss (Nebel et al. 2008; Murray et al. 2014). Although the overall population trend has been estimated as positive within the Mediterranean basin, this trend is mainly driven by western populations in contrast with the decreasing eastern populations (Galewski et al. 2011).

While natural wetlands continue to decline rapidly in quantity and quality (N. Davidson 2014), artificial wetlands have expanded in area, often as a result of the conversion of natural wetlands (Bai et al. 2018). Indeed, the global surface area of human-made wetlands has increased by over one-quarter (26%) since 1970, with the largest increase documented in the southeastern Mediterranean basin (MWO2 2018). This was coupled with an increase of available surface water due to the construction of dams and their associated water impoundments (Pekel et al. 2016), most of which are inland rather than coastal (Davidson

et al. 2018). Although artificial water bodies such as reservoirs can partly substitute natural water bodies in the total available habitat for waterbirds (Leberger et al. 2020), most species do not benefit from artificial wetlands and are decreasing, such as migratory fish (Lucas et al. 2009), amphibian larvae (Dare et al. 2020) and other lotic organisms (Galewski et al. 2021). Yet, given the heavy loss of natural wetlands, waterbird species are forced to use artificial wetlands as alternative habitats (Rajpar 2013), making them increasingly important for avian conservation (Toral et Figuerola 2010; Ramírez et al. 2012; Afdhal et al. 2013; Navedo et al. 2013; Yu et al. 2017). Waterbird communities in man-made wetlands are generally less abundant and composed of fewer species than those in natural wetlands (Tourenq et al. 2001; Donglai Li et al. 2013). However, not all species are able to use artificial wetlands (Toral et Figuerola 2010). Indeed, when natural habitat loss occurs, responses differ greatly among species, and the extent to which populations show negative trends following habitat loss strongly depends on their efficiency to alter their foraging behavior in order to exploit alternative food resources (Masero 2003).

Given the current major resurgence in dam construction within the Mediterranean region, particularly in countries with emerging economies such as Anatolia and the Balkans (MWO2, 2018), there is an urgent need to understand to what extent waterbird species are supported by these man-made habitats. Hence, we evaluate here wintering waterbird community composition within dam reservoirs for 22 Mediterranean countries between 1993 and 2017. From the International Waterbird Census counts and the georeferenced Reservoir database, a dam data source established by the Tour du Valat, that repertories the largest number of dams at the scale of the Mediterranean Basin, we (1) characterized dam reservoirs that encompassed waterbird surveys using a set of environmental variables, (2) identified which environmental factors affected waterbird associations within wetland sites, (3) tested the dissimilarities in both species and functional group composition between dam sites and other wetland types, and (4) investigated if the waterbird composition dissimilarities were climate dependent.

II- Materials and methods

1. Study area

Our study area encompassed 22 Mediterranean countries included in the Mediterranean Wetlands Initiative (MedWet, <https://medwet.org/fr/aboutwetlands/ramsarmedsites/>) that were also contracting parties to the Ramsar Convention and regularly contributed to the International Waterbird Census (see below): Albania, Bosnia and Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Egypt, France, Greece, Israel, Italy, Jordan, Lebanon, Macedonia, Malta, Morocco, Montenegro, Portugal, Serbia, Slovenia, Syrian Arab Republic, Tunisia, and Turkey. Spain, Algeria, and Libya were not included in our study due to a lack of available data on georeferenced dams.

We grouped the study countries into four sub-regions according to the geo-political context (MWO2, 2018): Maghreb (Morocco and Tunisia), Middle East (Cyprus, Egypt, Israel, Jordan, Lebanon, Turkey, and Syria),

Balkans (Albania, Bosnia & Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Macedonia, Montenegro, Serbia and Slovenia) and Southern Europe (France, Greece, Italy, Malta and Portugal).

2. *Waterbird surveys*

International Waterbird Census (IWC) counts were completed in mid-January in each wetland site by professional ornithologists or volunteers and coordinated globally by Wetlands International (see Delany (2005) for detailed count protocol). The IWC aims to monitor wetland sites and the waterbird populations they support in order to assess their size and trends during the wintering period, which encompasses January for most species. It should be noted that the count data from North-African countries (Morocco, Tunisia, and Egypt) were directly transferred by national coordinators.

IWC count data were filtered before proceeding to data analysis (F. Verniest, comm.pers). First, species that didn't match the definition of a waterbird as mentioned in the IWC protocol (Delany 2005), as well as domestic and hybrid waterbird species were excluded. Next, we aggregated subspecies observations to their parent species and deleted counts that fall outside a 15-day window around January 15. Also, we excluded observations for which more than 10 percent of the individuals were unidentified at the species level. To avoid vagrant species, we removed data for the 60 waterbird species outside the African-Eurasian migratory flyway based on waterbird population estimates from Wetlands International (2012). Following Gaget et al. (2020), we filtered out waterbird species with a wintering distribution range outside our study area based on BirdLife maps (BirdLife International, 2017). As in Popoff et al. (2021), *Larus michahellis*, *Larus cachinnans*, *Larus armenicus* and *Larus argentatus* were lumped together as *Larus 'argentatus'* due to a taxonomy progress that occurred late in the survey period. Finally, IWC sites without coordinates, with inaccurate coordinates, or that may correspond to a complex of sub-sites were deleted.

We thus analyzed a database of 44 041 wetland surveys between 1993-2017 of 151 waterbird species monitored in 3813 sites (Fig. 1). The species belonged to 18 families and 9 orders.

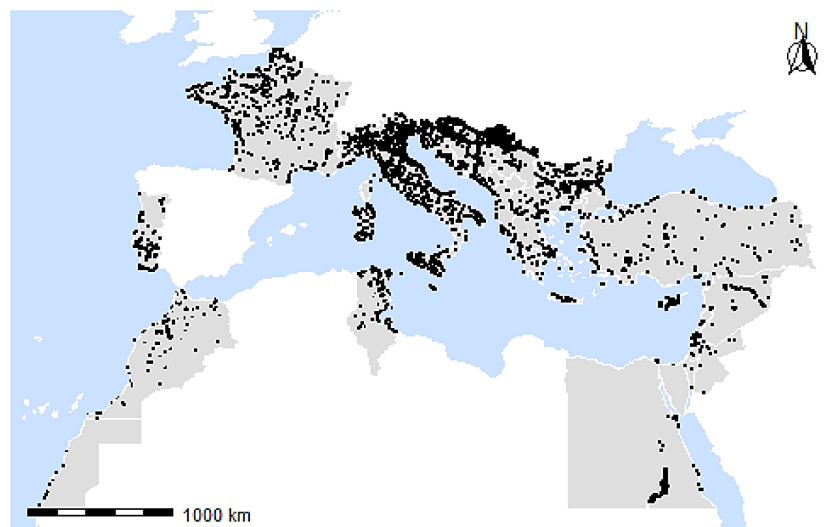


FIGURE 1 Distribution of the 3813 IWC sites (black dots) located in the 22 MedWet countries.

3. *Waterbird conservation status*

The conservation statuses of waterbirds were evaluated according to BirdLife International European categorization and qualified as Species of European Conservation Concern when their status was unfavourable (see below): SPEC 1 (European species of global conservation concern), SPEC 2 (species with global population concentrated in Europe and with an unfavourable conservation status in Europe) and SPEC 3 (species not concentrated in Europe, but with an unfavourable conservation status in Europe) (BirdLife International 2017). Species with a favourable conservation status were mentioned as 'Secure'. This classification was preferred over the IUCN Red List because it was updated more recently and is defined at a finer spatial scale when considering the study area (see Appendix 1 for details).

4. *Functional groups*

Waterbird species were grouped into functional groups according to their feeding habits. We considered 10 groups - of which 8 were similar to those defined by Almeida et al. (2020) for a more restrained geographic area : small wading birds (SWB), large wading birds (LWB), vegetation gleaners (VGI), dabbling ducks (DbD), diving ducks (DvD), opportunistic gulls (OpG), surface fishers (SfF), and diving fishers (DvF). We also added 2 groups of species that were not considered in Almeida et al. (2020): dabbling geese (DbG) and dabbling swans (DbS) (see Appendix 1).

5. Dam data

We used the most comprehensive and up to date source of georeferenced dam reservoirs established by the Tour du Valat at the scale of the Mediterranean Basin (OZMH 2020). This database was constructed using international dam databases, notably the Global Reservoir and Dam database (GRanD) and FAO AQUASTAT data. It was complemented by means of satellite image interpretation and grey literature mining. 34 516 dam reservoirs were identified in the study area (see Appendix 2 for the area covered by dams per country). The database provides information on dam name, country, and reservoir area. Note that the dam database repertoried the largest number of dams, with sizes ranging from less than 1 km² to over 5000 km², compared to other international georeferenced dam databases such as the GRanD that include only a subset of existing dams, mostly those with a reservoir storage superior to 0.1 km³ (Lehner et al. 2011). For instance, the GRanD database recorded only 5 dams in Albania, against 545 for our dam database.

To determine the number of dam reservoirs that enclosed waterbird surveys, we overlaid dam locations with points and polygons from the International Waterbird Census (IWC) counts.

6. Mediterranean sites protection

To assess whether the IWC sites fell within protected areas, we used the most up-to-date database of protected areas in the Mediterranean region made in collaboration between the Tour du Valat and Wetlands International (OZMH 2020). This database uses several data sources, including World Database on Protected Areas (www.protectedplanet.net), Natura 2000 (www.eea.europa.eu) and other national inventories. A site was considered as covered by a protected area when its geographical coordinates overlapped with a protected area polygon. The database provides information on site name, country, area, designation year and the IUCN category when available.

7. Environmental variables

We distinguished coastal from inland IWC sites to avoid misinterpretations of potential differences in waterbird community composition between dams and other wetland types. Following Popoff et al. (2021), an IWC site was considered as coastal when its centroid was ≤ 30 km from the coastline. This definition is exclusively geographic and thus does not necessarily imply that sites fall within coastal ecosystems. We defined climate classes of IWC sites and dams using the Köppen–Geiger climate classification provided by Beck et al. (2018) at a 5 arc-minutes spatial resolution (approx. 86 km² at the equator). Each climate class is derived from monthly mean temperature and precipitations and described by a three-letter code.

The degree of human pressure on study sites was assessed using the human footprint (HFI) index as a proxy (Venter et al. 2016). HFI is a spatial index of cumulative human pressure ranging from 0 to 50, where 0 corresponds to areas free from human influence called ‘wilderness areas’, and values above 20 indicate

very high-pressure levels (see Venter et al. (2016) for detailed methodology). HFI was mean-aggregated to a 5 arc-minutes spatial resolution in order to match climate data resolution.

Altitude data was obtained from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM, Farr et al. 2007).

8. Data analysis

8.1. Characterization of the sampling dams and IWC sites

To ensure representativeness and improve comparability of waterbirds communities between IWC sites within dams and other wetland sites, we characterized both dam and IWC site within dams' samples. To this end, we first compared the dams that encompassed waterbird surveys with those that didn't, based on area, climate category, human footprint index (HFI) category, altitude, and protected area IUCN category when available. The same parameters were then investigated to compare IWC sites that fell within dams with those that didn't (other wetlands) except for the area.

An independent sample Wilcoxon rank-sum test for continuous variables (Wilcoxon 1992) was used to detect differences in area, altitude, and Human Footprint (HFI) between counted dams and not counted dams, and between IWC sites within dams and the rest of IWC wetland sites. For climate and protection (IUCN categories) differences, a Chi-Square Test of Independence was performed.

Note that we computed mean species abundances over the count period for each IWC site.

8.2. Differences in waterbird specific and functional composition

In this part, we first used a Canonical Correspondence Analysis (CCA, ter Braak 1986) to evaluate the influence of environmental variables (climate, Human Footprint, coast, site protection) on the association of waterbird species and on the association of functional groups. CCA is the canonical form of correspondence analysis (CA). It is an asymmetric constrained ordination analysis that identifies and measures associations among two sets of variables: species abundances and environmental gradients; it was often used in long-term ecological studies (Verniest et Greulich 2019). Through the CCA diagram, we also visualized potential dissimilarities in both species and functional group composition between dam sites and other wetland types.

Then, we tested these dissimilarities using a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA, Anderson 2001). It is a non-parametric alternative to a multivariate ANOVA, allowing us to assess multiple dependent variables (i.e., species or functional groups) simultaneously. PERMANOVA was parametered to use the Bray-Curtis dissimilarity matrix and carried out using the *adonis* function from the "vegan" package (Oksanen et al. 2020). We ran 50000 permutations to ensure accurate P-value estimates.

The following variables were categorized before the permutational multivariate analysis (PERMANOVA): HFI was categorized using a quartile scale, the study countries were grouped into sub-regions (see Study area for details), protected sites were categorized into non-protected sites, sites within IUCN categories

ranging from I to IV and those within the remaining protection assignments. Environmental variables were then combined into a single variable called 'Envr': climate (14 groups, see Appendix 3 for details), HFI (4 groups), region (4 groups), IUCN I-IV (3 groups), coast (2 groups: yes/no). The dam effect was investigated with a binary variable ("yes" or "no"). Explanatory variables in the PERMANOVA included the 'Envr' and 'DAM' variables.

A second PERMANOVA was performed to evaluate to which extent waterbird composition differences between dams and the rest of IWC sites were climate dependent. To this end, we grouped the identified climates into three main types according to the Köppen–Geiger classification (Beck et al. 2018): arid, temperate, and cold. This updated climate variable was then used as an explanatory variable with the 'DAM' variable, their interaction, and the updated 'Envr' variable (without climate).

R software version 4.0.5 was used for all statistical analyses. Geoprocessing operations were performed on R and QGIS 3.4.15 (QGIS Development Team, 2020). Results were considered as statistically significant when p-value was below 0.05.

III- Results

1. Characterization of the sample dams

Only 465 out of 34 516 existing dams (1.35%) have been surveyed with an important regional heterogeneity of the IWC dam sampling effort within the study area (Fig. 2).

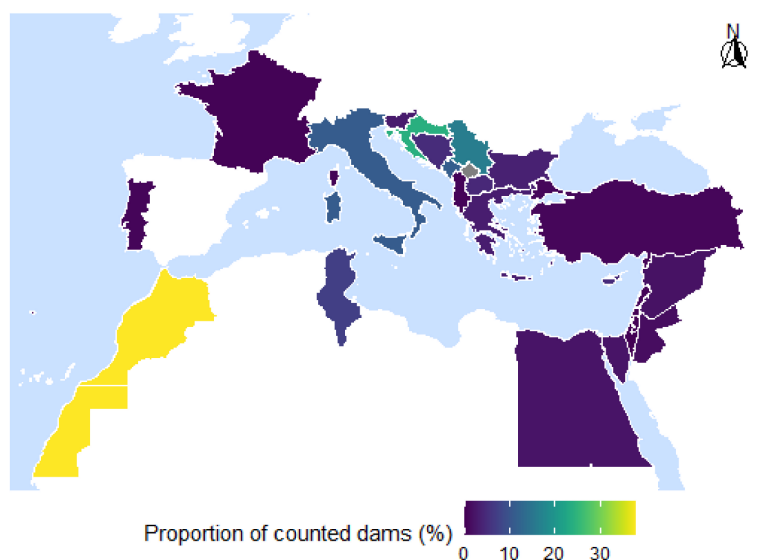


FIGURE 2 Counted dam concentration in the study area

1.1. Area

There were significant area differences between the dams that encompassed waterbird surveys and those that didn't (Wilcoxon rank-sum test, $W= 14898472$; $p < 0.001$). IWC counts were biased towards large dams (48.78% of dams with areas ranging from 100 to more than 1000 km² were surveyed), while smaller dams (with areas less than 1 km²) were the most common type in the study area but the least surveyed area category (see Fig. 3). Indeed, only 0.73% of small surface dams (241 out of a total of 33 128 dams) encompassed IWC counts.

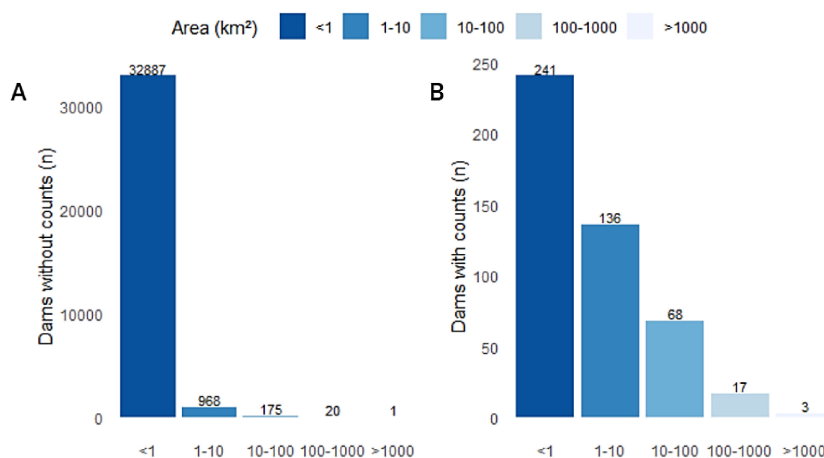


FIGURE 3 Dam numbers in each area category for both uncouned (A) and counted (B) dams.

1.2. Human Footprint

The Human Footprint Index (HFI) values were significantly different between the dams containing IWC counts and those that didn't (Wilcoxon rank-sum test, $W= 9550975$; $p < 0.001$), with higher values in the first category (mean=14.7; sd= 4.89 HFI) compared to those in the second category (mean= 13.3; sd= 5.32 HFI) (Fig. 4).

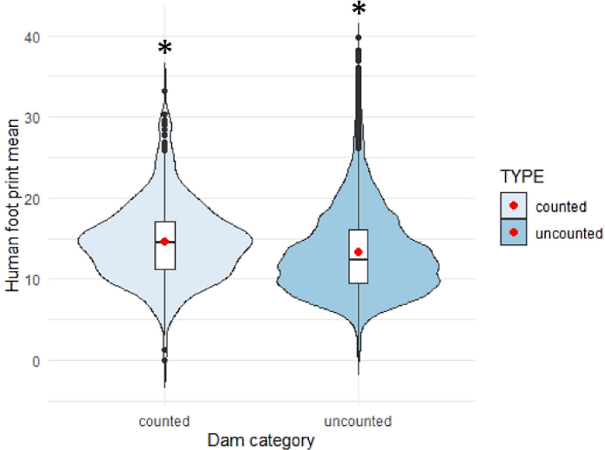


FIGURE 4 Distribution of the Human Footprint Index (HFI) across counted and uncounted dams.

1.3. Altitude

Counted dam altitude was higher (mean= 390m; sd= 375m) than that of the dams not containing waterbird counts (mean= 332m; sd= 366m, Fig. 5). These differences were statistically significant (Wilcoxon rank-sum test, W= 8841052; p < 0.001).

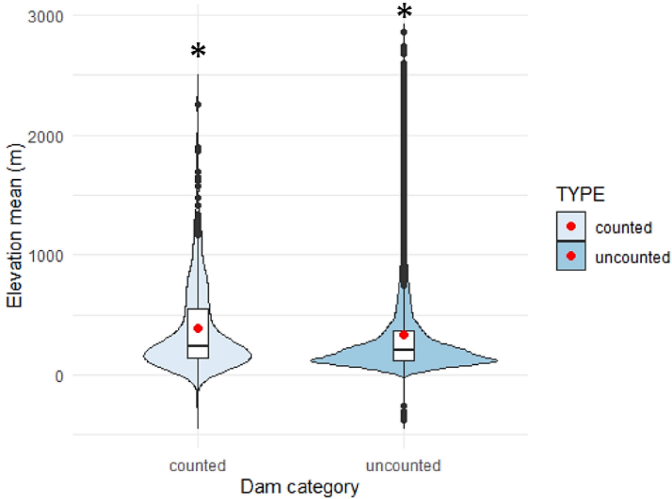


FIGURE 5 Distribution of mean altitude (m) across counted and uncounted dams.

1.4. Climate

The most common climate type within dams was temperate climate (84.23%), followed by cold climate (9.23%), arid climate (6.45%) and finally polar climate (0.08%) for both surveyed and non-surveyed dams (Fig. 6). Although temperate dam sites were the most counted category in the study area, they represented the lowest sampling effort if we ignore the polar climate, with only 0.96% dams containing waterbird surveys. The difference in the climate type distributions between dams that contained IWC counts and those that didn't was significant ($X^2 = 225.17, p < 0.001$).

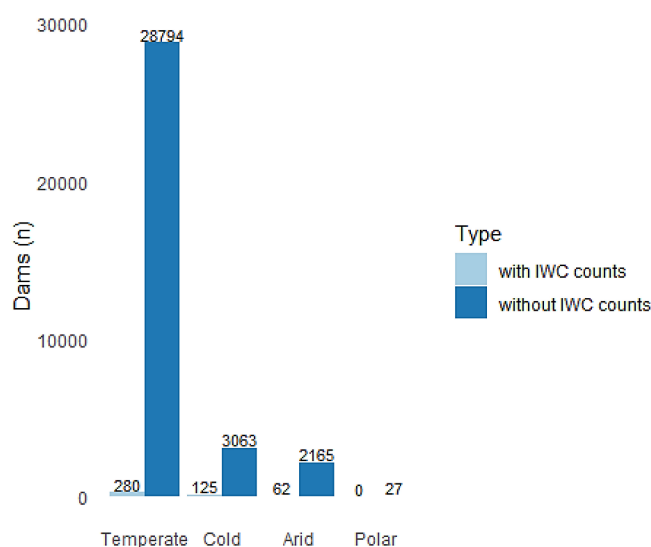


FIGURE 6 Dam numbers in each climate category for both uncouneted and counted dams.

1.5. Protected areas

We found that an average of 9.5 % of dams (3290 out of 34 516 sites) were covered by protected areas (Fig. 7). IWC counts were biased towards protected dams, as 3.25% (107 sites) of the protected dams were covered by waterbird counts, and particularly towards those with an IUCN protection category ranging from I to IV (in nearly 29% of the cases). To test the association between dam protection for IUCN categories ranging from I to IV and whether or not they contained waterbird counts, we performed a Chi-Square Test of Independence. Based on the results ($X^2 = 16.77, p < 0.001$), there was a significant relation between dam protection and containing waterbird surveys.

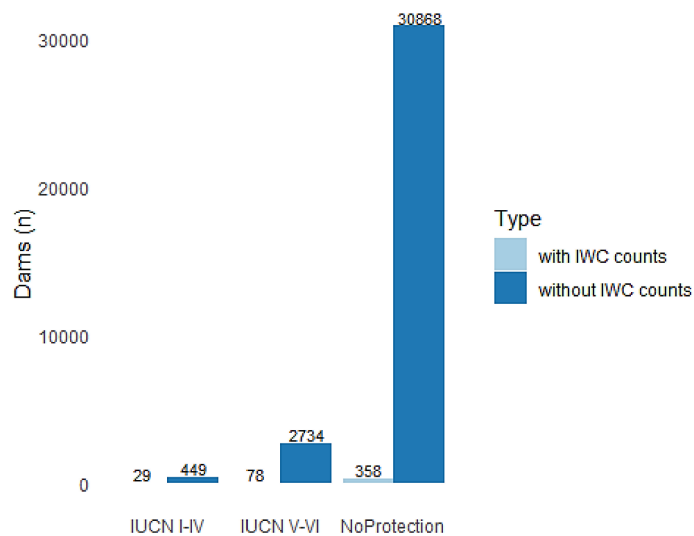


FIGURE 7 Dam numbers within both protected (IUCN categories from I to VI) and unprotected areas for counted and uncounted dams.

2. Characterization of the sample IWC sites

The overall comparison of IWC sites within dams versus the rest of IWC wetland sites showed that dam sites had statistically significant (Wilcoxon rank-sum test, $W = 563787$; $p < 0.001$) lower Human Footprint Index values (mean= 13.5; sd= 6.21) compared to the remaining wetland sites (mean= 18.8; sd= 7.86) (Fig. 8A). Moreover, dam site altitude was higher (mean= 306m; sd= 334m) than that of the IWC sites not intersecting with dams (mean= 210m; sd= 290m) (Fig. 8B). The difference in altitude was also statistically significant (Wilcoxon rank-sum test, $W = 1141092$; $p < 0.001$).

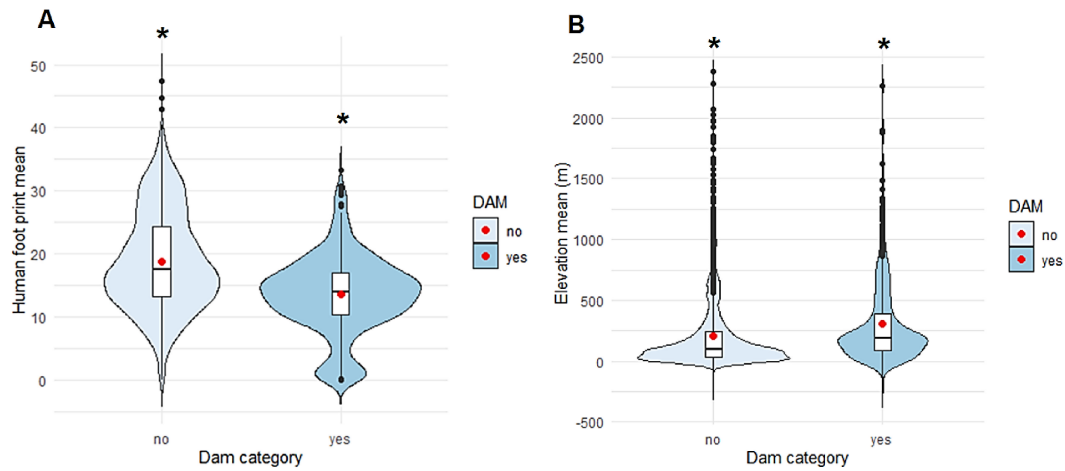


FIGURE 8 Distribution of the Human Footprint Index (HFI) (A) and mean altitude (B) across IWC sites within dams and other wetland types.

Dam sites fell within temperate climate in about half of the cases (53%), followed by cold (24.7%) and arid (22.2%) climates. Regarding the other types of IWC wetlands, the most common climate type was temperate climate (61.5%). Cold climate came next (23.1 %) followed by arid climate (15.3%), and finally polar climate (0.06%) (Fig. 9A). The difference in the distribution of climate types between IWC sites within dams and the rest of wetland sites was significant ($\chi^2 = 20.38$, $p < 0.001$).

We found that an average of 28.3 % IWC sites within dams were covered by protected areas, but only 3.4% had a protection level ranging from I to IV. In contrast, 40.5% of the rest of IWC wetland sites were protected, with 11.42 % of the sites with an IUCN protection status from I to IV (Fig. 9B). This difference in protection was significant ($\chi^2 = 44.52$, $p < 0.001$) between IWC sites within and outside dams.

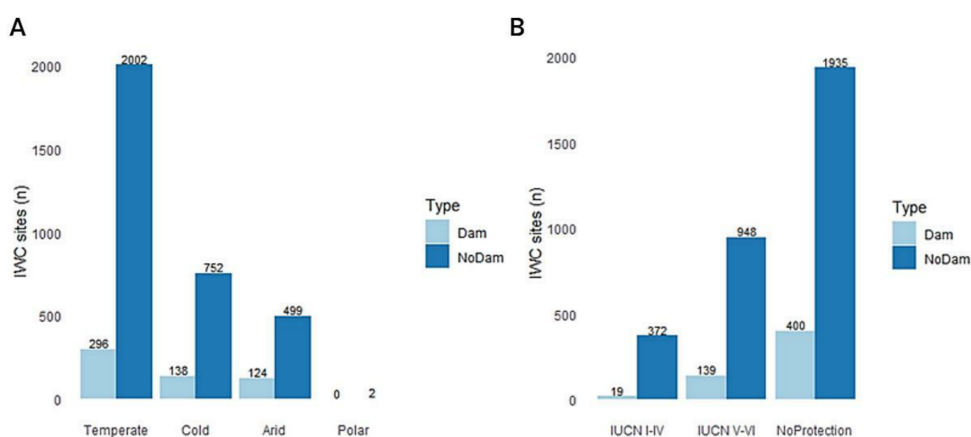


FIGURE 9 IWC site numbers in each climate category (A) and each protection status (B) for both dams and other wetland types.

3. Avian fauna composition

We recorded on average 7 632 688 waterbirds belonging to 151 species distributed in 9 orders and 18 families. The detailed list of all species, along with the total mean abundances per species in both dams and other wetland IWC sites can be found in the Appendix 1.

Overall, 123 species were recorded in dam reservoirs and 150 species in other wetland types; about 18.5 % (28 species) of the waterbird species were absent from dam reservoirs (Appendix 1). According to the BirdLife International European categorization, 19 species had a global conservation concern (SPEC1), and 39 species had an unfavourable conservation status in Europe: six concentrated in Europe (SPEC2) and 33 not concentrated in Europe (SPEC3). One of the species with a global conservation concern was found only in the other wetland types (*Vanellus gregarius*) (Appendix 1). The waterbird community within reservoirs was dominated by dabbling ducks (DbD) in terms of number of individuals (43.7%, 220 550 individuals) with species such as *Anas platyrhynchos*, *Anas crecca*, *Mareca Penelope*, *Spatula clypeata* occupying quite similar rank as in other wetland types (Appendix 1) except for the Ruddy Shelduck (*Tadorna ferruginea*) that occupied a higher position within dams, and by small wading birds (SWB) in terms of number of species (29.27%, 36 species).

Common coots *Fulica atra* and Mallards *Anas platyrhynchos* were omnipresent in both dam reservoirs and the rest of wetland types and occupied respectively first and second rank in both site types.

Diving species such as *Aythya ferina*, *Phalacrocorax carbo*, *Tachybaptus ruficollis* and *Podiceps nigricollis* occupied higher positions within dams compared to other wetland types. In contrast, shorebird species,

such as *Calidris alpina*, *Calidris minuta*, *Recurvirostra avosetta*, *Numenius arquata* and *Limosa limosa* were more abundant in wetland types other than dams.

4. Factors influencing waterbird species and functional group composition

Perpendicular projections of functional groups onto the HFI quantitative explanatory variable suggested that opportunistic gulls (OpG) were most associated with high pressure level sites (high HFI values), while dabbling geese (DbG), swans (DbS), small wading birds (SWB), surface fishers (SfF), dabbling ducks (DbD), diving fishers (DvF), dabbling swans (DvS), and large wading birds (LWB) were more likely to be present in sites with mid-to-high HFI values. Vegetation gleaners (VGI) and diving ducks (DvD) were closely associated with mid-to-low HFI values and were the two functional groups most associated with dam reservoirs (Fig. 10). Furthermore, the CCA showed that large wading birds (LWB) were more likely to occur in coastal wetlands, in contrast with vegetation gleaners (VGI), diving ducks (DvD) and dabbling swans (DvS).

Both the CCA terms (environmental variables) ($p < 0.01$) and the CCA model ($F = 49.069$; $p < 0.01$) were significant.

Functional composition variation between dams and other wetland types was confirmed by a PERMANOVA (N number of permutations = 50 000, $F_{model} = 2.07$, $p = 0.018$) (see Appendix 4 for detailed PERMANOVA summary).

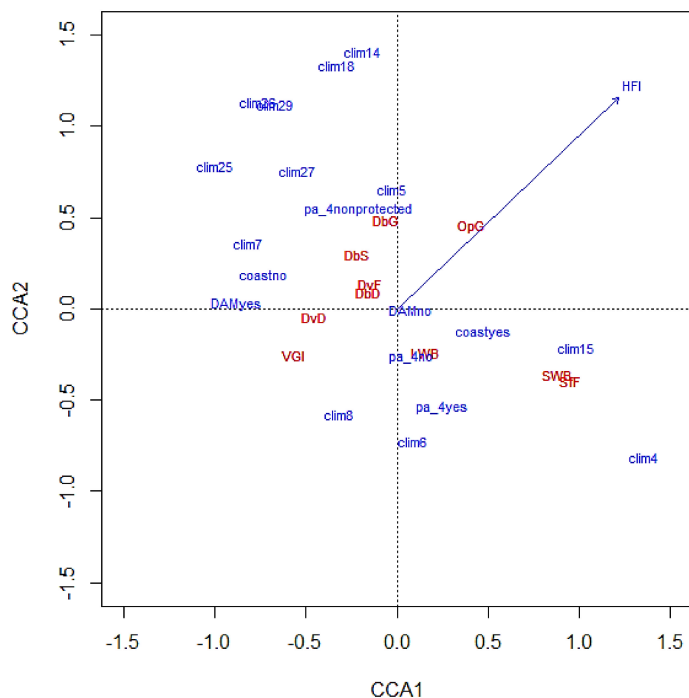


FIGURE 10 Canonical Correspondence Analysis (CCA) diagram showing functional groups and environmental gradients. This graph focuses on the ten functional group abundances, one quantitative explanatory variable (Human Footprint Index (HFI)) represented by an arrow pointing in the direction of increase, and different states of four nominal variables (DAM (yes/no), climate (see Appendix 3 for climate classes), coast(yes/no), protected areas from I to IV (yes/no/nonprotected)).

For species distribution along the environmental variables, the CCA showed a separation of the points for "DAMyes" and "DAMno" along the first axis suggesting that the two classes of sites (dams and other wetland types) differed in avian species composition (Fig. 11). Common pochards (*Aythya ferina*), Eurasian coots (*Fulica atra*), great cormorants (*Phalacrocorax carbo*), dalmatian pelicans (*Pelecanus crispus*), Whooper swans (*Cygnus cygnus*) and Bewick's swans (*Cygnus columbianus bewickii*) were most associated with dam reservoirs.

Also, from the CCA diagram we would infer that species like *Xema sabini*, *Larus marinus*, *Branta bernicla*, *Rissa tridactyla* and *Calidris maritima* were closely associated with high human pressure level landscapes (highest values of HFI), while species as *Crex crex*, *Netta rufina*, *Tadorna ferruginea*, *Anser erythropus*, *Aythya nyroca*, *Oxyura leucocephala* were very likely to be found in less human impacted landscapes (lowest HFI values).

The CCA model was validated ($F = 20.82$, $p < 0.01$) by an ANOVA as well as all the environmental variables being significantly related to the species distribution data. As with functional groups, species composition variation between dams and other wetland types was confirmed by a PERMANOVA (number of permutations = 50 000, $F_{\text{model}} = 3.31$, $p < 0.001$) (see Appendix 5 for detailed PERMANOVA summary).

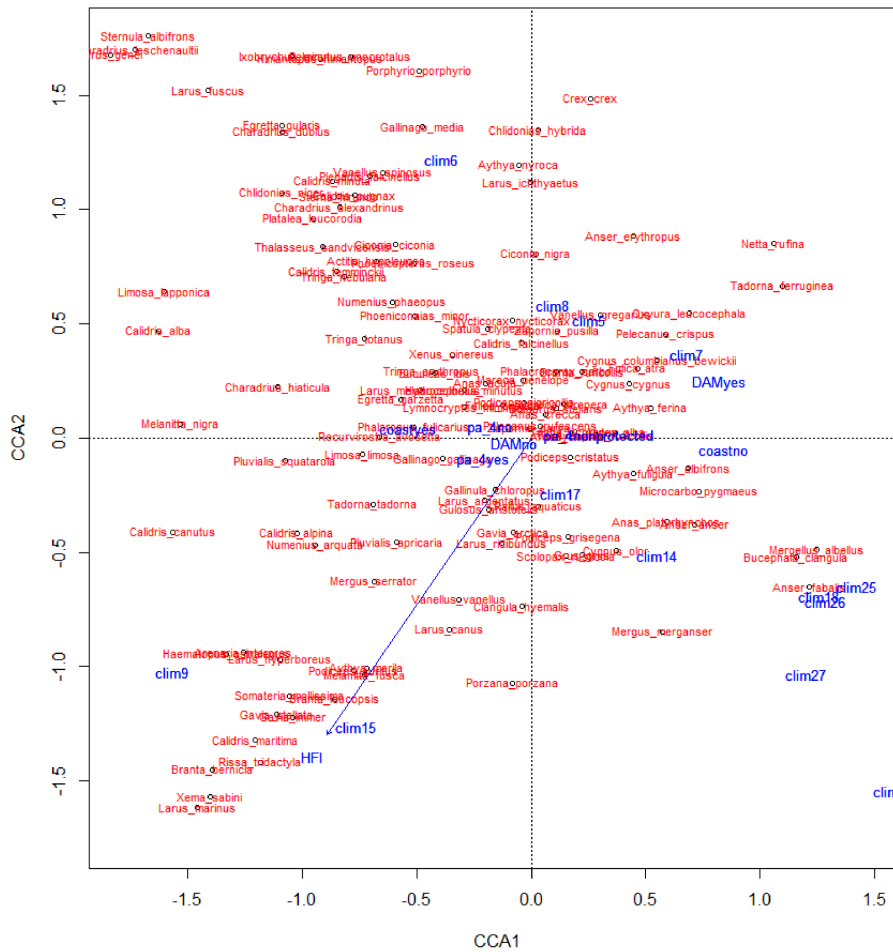


FIGURE 11 Canonical Correspondence Analysis (CCA) diagram showing both species scores and environmental gradients. This graph focuses on the 151 species-specific abundances, one quantitative explanatory variable (Human Footprint Index (HFI)) represented by an arrow pointing in the direction of increase, and different states of four nominal variables (DAM (yes/no), climate (see Appendix 3 for climate classes), coast(yes/no), protected areas from I to IV (yes/no/nonprotected)).

5. Species and functional group dam composition differences between different climate types

Waterbird composition differences between dams and the remaining wetland types were significantly climate dependent, for both species (PERMANOVA; $F_{model}= 3.5$, $p<0.001$) and functional groups (PERMANOVA; $F_{model}= 3.39$, $p<0.001$). Although groups such as dabbling ducks (DbD) and diving fishers

(DvF) were more associated to other wetlands than dam reservoirs (Fig. 12), they were more likely to be found within dams in arid climates. In contrast, dabbling geese (DbG), opportunistic gulls (OpG) and large wading birds (LWB) were more likely to be present in cold climate dam sites. As for functional groups that were most associated with dam reservoirs (Fig. 12), the vegetation gleaners' group (VGI) was related to cold climate dam reservoirs while diving ducks were more affiliated to arid dam sites.

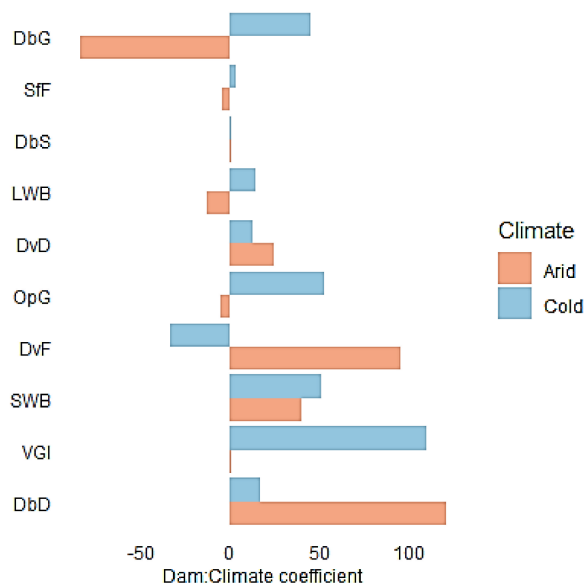


FIGURE 12 PERMANOVA coefficients of the Dam:Climate term for each functional group. Coefficients were calculated after setting the terms Dam 'yes' and Climate 'temperate' to zero.

PERMANOVA coefficients of the climate effect within dams for each species is shown in Appendix 6.

IV- Discussion

Our results show that although small dams with areas less than 1 km² were the most common type in the study area, IWC counts were biased towards larger dams. Additionally, dam reservoirs that enclosed waterbird surveys had higher Human Footprint Index (HFI) values and were situated at higher altitudes than those that didn't. Furthermore, IWC monitoring program favored protected dam sites, often with an IUCN category from I to IV. All the environmental factors [e.g., climate, Human Footprint Index, site protection, coastal and dam effect] significantly affected waterbird associations within wetland sites. We found that diving ducks were the most associated group with dam sites, whereas small wading birds, were more likely to occur in other wetland types. We also identified a significant interaction between dam and climate effects within IWC sites.

1. Result interpretation

The characteristics of surveyed dams are probably related to the site selection procedure for the census (IWC). For instance, dam sites with a higher HFI are more likely to be easily accessible to ornithologists during IWC count campaigns, as the HFI incorporates the measure of human access to quantify the degree to which humans impact the landscape (Venter et al. 2016). This may account for the observed HFI differences between dams that encompassed waterbird surveys and those that didn't. Further, large dams were the most sampled area category in the study area. This may be because site selection is based on their relative importance for waterbirds (Delany 2005), and larger wetlands tend to support more individuals but also more species than small wetlands as they usually offer higher habitat heterogeneity (Paracuellos 2006). Moreover, the highest priority for waterbird counting is given to sites with international or national designations (Delany 2005), which may explain the high proportion of protected dams that encompassed IWC counts. The fact that these dam reservoirs often fell within PAs with IUCN category ranging from I to IV is probably because the latter are subject to more restricted management objectives and prioritized use for biodiversity conservation than PAs with IUCN category from V to VI (Shafer 2015). Our results indicated that dam sites in temperate climates were poorly sampled while arid climate sites were the most sampled category, which is consistent with the regional differences in natural wetland habitat loss in the Mediterranean region. Indeed, the southeast of the Mediterranean basin, a mainly arid climate zone, has lost a larger proportion of natural wetlands compared to Southern Europe, due to a lack of wetland conservation effectiveness (Leberger et al. 2020). Thus, artificial wetlands such as dam reservoirs are more surveyed in arid areas since the latter encompass few natural wetland sites.

We found that there were significant differences in waterbird composition between dam reservoirs and the rest of wetland types as expected, probably mirroring the variation in ecological resources provided by different habitats. Diving ducks showed a close association to dam sites, whereas small wading birds, principally composed of shorebirds, were more abundant in other wetland types. These trends are probably related to water-level regulation within reservoirs. Indeed, flooding regimes play a crucial role in waterbirds distribution since water depths affect the access to foraging and roosting habitats (Murakani et al. 2015; Silva et al. 2020). As the primary purpose of dam reservoirs is to store water at the highest possible levels with minor fluctuations, exposed mudflats may become rare (Kingsford et Thomas 2004). The latter represent the main foraging habitat for shorebirds, that feed mostly on invertebrates. Gawlik (2002) showed that for wading birds that forage in the water column, deeper water can reduce their foraging efficiency since prey can escape not only horizontally, as is the case in shallow areas, but also vertically. Thus, high water levels reduce the occurrence of these species and, in contrast, benefit diving species like diving ducks (DvD) that feed in deep water. This mirrors the findings of other waterbird research within deep artificial wetlands [e.g., deep irrigation tanks in Bellio et al. (2009) and reservoirs in Li et al. (2013)]. The results of the second PERMANOVA provide evidence for the idea that under arid

climates, dam reservoirs may play a major role in hosting certain waterbird functional groups, even when they are originally associated to other wetland types. This finding matches the regional wetland loss context within the Mediterranean basin, where southeastern parts had undergone an accelerated degradation of natural wetlands (Leberger et al. 2020).

2. Conservation implications

On dam reservoirs, dabbling ducks were the most numerous in terms of number of individuals. This trend was quite similar within the rest of wetlands except for the Ruddy Shelduck *Tadorna ferruginea* that occupied a higher rank within dams. It is reported that this species have isolated and declining populations of less than 10 000 individuals in the West Mediterranean (Green et al. 2002) and an unfavourable conservation status in Europe (BirdLife International 2004). Besides the Ruddy Shelduck, dam reservoirs hosted high numbers of threatened waterbird species of high conservation value, such as the White-headed Duck *Oxyura leucocephala* (SPEC1), the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* (SPEC1) and the common Pochard *Aythya ferina* (SPEC1). It should be noted that out of the nineteen species with a global conservation concern (SPEC1), only one of them, the sociable Lapwing *Vanellus gregarius* was found exclusively in wetlands other than dams. This implies that dam reservoirs seem capable of providing appropriate habitat to species of international conservation importance and thus can be of considerable conservation value. Similar results were found elsewhere [e.g., the White-headed Duck found in the Akhna Dam in Cyprus (Giosa et al. 2018) and in hill dam reservoirs in Tunisia (Afdhal et al. 2013)].

As highlighted before, small dams were the most common type in the study area but the least sampled category in the IWC monitoring program. Additional waterbird surveys should be organized including these reservoirs, especially as previous studies have suggested that a set of small wetlands could support the same or even greater waterbird richness as one large wetland with equal area (Scheffer et al. 2006).

3. Framework significance, limitations, and perspectives

Other studies were often limited to evaluating waterbird community composition within dams at a restrained spatial scale [e.g., Morocco in Green et al. (2002), Northern Tunisia in Hamdi (2014) and Afdhal et al. (2013) and finally Cyprus in Giosa et al. (2018)]. Additionally, their study periods were also restrained. This makes our results more significant since we provide information on the size of waterbird populations wintering in dams in 22 countries for a 25-year period. Additional studies should be programmed including Algeria, Spain, and Libya to assess the conservation value of dam reservoirs at the Mediterranean scale. Especially as Algeria and Libya fall within arid climates and that Spain encompasses the highest number of large dams in the Mediterranean region (MedECC 2020). This is even more important given the major resurgence in dam construction in the basin, particularly in countries with emerging economies such as the Balkans (MWO2, 2018).

However, our results must be interpreted with caution for methodological reasons. First, although not all wetlands were surveyed every year due to a lack of financial or human support, we chose to compute mean species abundances over the count period for each IWC site. We adopted this approach, rather than considering only sites that were surveyed at least twice during the study period as documented in (Gaget et al. 2020), to ensure that our sample size was large enough to be representative and to use statistical approaches, which may misestimate species abundances within the least surveyed sites.

Second, the waterbird census GIS data does not contain polygon features for most countries, and thus did not allow us to include wetland size in our analysis. Several studies have documented that wetland size influences abundance and richness of waterbirds (Froneman et al. 2001; Ma et al. 2004; Sánchez-Zapata et al. 2005; Ma et al. 2010; Afdhal, Charfi, et Moali 2013). Hence the importance of additional studies considering biophysical features of wetlands, including area, that would also allow to incorporate these characteristics into dam construction processes and thus ensure that reservoirs are designed and managed in a way that limits their impact on waterbirds populations.

Finally, our study focuses only on the wintering period, so further investigation of the distribution and the status of waterbird communities within dams in both breeding and migration seasons is very much needed. This is even more crucial as migrating waterbirds require suitable conditions for resting and foraging to fuel their migration and thus foster a successful breeding season (Barragán Severo et al. 2002).

4. Conclusions

To conclude, given the rapid wetland loss that the Mediterranean region is undergoing (MWO2, 2018), the conservation value of man-made wetlands, notably dam reservoirs, become increasingly apparent for several species, particularly under arid climates. Therefore, conservation actions should prioritize the protection of biodiverse reservoirs in regions where natural wetlands are the most unavailable.

It is here suggested that the conservation value of reservoirs should not be discounted in the Mediterranean context. However, it is important to remind that over-emphasizing the role of dam reservoirs in hosting diverse waterbird communities may inappropriately encourage landowners to convert natural wetlands, thus accelerating the loss of natural habitats. Although it is judicious that conservation actions should prioritize natural wetlands, this can be complemented by the protection of biodiverse dam reservoirs.

References

- Afdhal, Bechir, Fauouzia Charfi, et Aissa Moali. 2013. « Tunisian man-made wetlands as alternative habitats for waterbirds and their role for conservation ». *African Journal of Ecology* 51 (mars). <https://doi.org/10.1111/aje.12022>.
- Almeida, Bia, Esther Sebastián-González, Luiz Anjos, et Andy Green. 2020. « Comparing the diversity and composition of waterbird functional traits between natural, restored, and artificial wetlands ». *Freshwater Biology* 65 (septembre): 1-15. <https://doi.org/10.1111/fw.13618>.
- Anderson, Marti J. 2001. « A New Method for Non-Parametric Multivariate Analysis of Variance ». *Austral Ecology* 26 (1): 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>.
- Bai, Mei-Ling, Wen-Chieh Chih, Yi-Chien Lai, Pei-Fen Lee, et Yu-Yi Lien. 2018. « Aquaculture Ponds as Important High Tide Habitats for Waterbirds Along the West Coast of Taiwan ». *Ornithological Science* 17 (1): 55-67. <https://doi.org/10.2326/osj.17.55>.
- Barragán Severo, Julieta, Eugenia López-López, et Kathleen Ann Babb Stanley. 2002. « Spatial and Temporal Variation Patterns of a Waterfowl Community in a Reservoir System of the Central Plateau, Mexico ». *Hydrobiologia* 467 (1): 123-31. <https://doi.org/10.1023/A:1014969606303>.
- Beck, Hylke E., Niklaus E. Zimmermann, Tim R. McVicar, Noemi Vergopolan, Alexis Berg, et Eric F. Wood. 2018. « Present and Future Köppen-Geiger Climate Classification Maps at 1-Km Resolution ». *Scientific Data* 5 (1): 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.
- Bellio, M. G., R. T. Kingsford, et S. W. Kotagama. 2009. « Natural versus Artificial- Wetlands and Their Waterbirds in Sri Lanka ». *Biological Conservation* 142 (12): 3076-85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.007>.
- BirdLife International. 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International
- Braak, Cajo ter. 1986. « Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis ». *Ecology* 67 (octobre): 1167-79. <https://doi.org/10.2307/1938672>.
- Burger, Joanna. 2006. « Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research ». *Environmental Bioindicators* 1 (1): 22-39. <https://doi.org/10.1080/15555270590966483>.
- Canepuccia, Alejandro D., Juan P. Isacch, Domingo A. Gagliardini, Alicia H. Escalante, et Oscar O. Iribarne. 2007. « Waterbird Response to Changes in Habitat Area and Diversity Generated by Rainfall in a SW Atlantic Coastal Lagoon ». *Waterbirds* 30 (4): 541-53. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2007\)030\[0541:WRTCIH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2007)030[0541:WRTCIH]2.0.CO;2).
- Critical Ecosystem Partnership Fund. 2017. Ecosystem Profile - Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot. Extended Technical Summary. Available at <https://www.cepf.net/sites/default/files/mediterraneanbasin-2017-ecosystem-profile-summary-english.pdf>
- Dare, Griffin C., Rylee G. Murray, Danielle M. M. Courcelles, Joshua M. Malt, et Wendy J. Palen. 2020. « Run-Of-River Dams as a Barrier to the Movement of a Stream-Dwelling Amphibian ». <https://summit.sfu.ca/item/20542>.
- Davidson, N. C., E. Fluet-Chouinard, et C. M. Finlayson. 2018. « Global Extent and Distribution of Wetlands: Trends and Issues ». *Marine and Freshwater Research* 69 (4): 620-27. <https://doi.org/10.1071/MF17019>.

- Davidson, Nick. 2014. « How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area ». *Marine and Freshwater Research* 65 (janvier): 936-41. <https://doi.org/10.1071/MF14173>.
- Delany, S. 2005. Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC). Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Farr, Tom, Paul Rosen, Edward Caro, Robert Crippen, Riley Duren, Scott Hensley, Michael Kobrick, et al. 2007. « The Shuttle Radar Topography Mission ». *Rev. Geophys.* 45 (juin). <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>.
- Froneman, Albert, Michael J. Mangnall, Robin M. Little, et Timothy M. Crowe. 2001. « Waterbird Assemblages and Associated Habitat Characteristics of Farm Ponds in the Western Cape, South Africa ». *Biodiversity & Conservation* 10 (2): 251-70. <https://doi.org/10.1023/A:1008904421948>.
- Gaget, E., I. Le Viol, D. Pavón-Jordán, V. Cazalis, C. Kerbiriou, F. Jiguet, N. Popoff, et al. 2020. « Assessing the Effectiveness of the Ramsar Convention in Preserving Wintering Waterbirds in the Mediterranean ». *Biological Conservation* 243 (mars): 108485. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108485>.
- Galewski, Thomas, Ben Collen, Louise McRae, Jonathan Loh, Patrick Grillas, Michel Gauthier-Clerc, et Vincent Devictor. 2011. « Long-Term Trends in the Abundance of Mediterranean Wetland Vertebrates: From Global Recovery to Localized Declines ». *Biological Conservation*, Ecoregional-scale monitoring within conservation areas, in a rapidly changing climate, 144 (5): 1392-99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.030>.
- Galewski T., Segura L., Biquet J., Saccon E. & Boutry N. 2021. Living Mediterranean Report – Monitoring species trends to secure one of the major biodiversity hotspots. *Tour du Valat, France*.
- Gawlik, Dale E. 2002. « The Effects of Prey Availability on the Numerical Response of Wading Birds ». *Ecological Monographs* 72 (3): 329-46. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0329:TEOPAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0329:TEOPAO]2.0.CO;2).
- Giorgi, F. 2006. « Climate Change Hot-Spots ». *Geophysical Research Letters* 33 (8). <https://doi.org/10.1029/2006GL025734>.
- Giosa, Efthymia, Christos Mammides, et Savvas Zotos. 2018. « The Importance of Artificial Wetlands for Birds: A Case Study from Cyprus ». *PLOS ONE* 13 (5): e0197286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197286>.
- Green, Andy J., Mustapha El Hamzaoui, Mohammed Aziz El Agbani, et Jacques Franchimont. 2002. « The Conservation Status of Moroccan Wetlands with Particular Reference to Waterbirds and to Changes since 1978 ». *Biological Conservation* 104 (1): 71-82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00155-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00155-0).
- Hamdi, Nabil. 2014. « Testing whether artificial wetlands as habitats for waterbirds are good alternatives to natural wetlands: A case study of dams located in Northern Tunisia ». *Vie et Milieu* 64 (décembre): 47-57.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. Key dates in the AR5 schedule. Available: http://www.ipcc.ch/activities/key_dates_AR5_schedulepdf.pdf.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlenn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Kingsford, R. T., et R. F. Thomas. 2004. « Destruction of Wetlands and Waterbird Populations by Dams and Irrigation on the Murrumbidgee River in Arid Australia ». *Environmental Management* 34 (3): 383-96.

<https://doi.org/10.1007/s00267-004-0250-3>.

Leberger, Roxanne, Ilse R. Geijzendorffer, Elie Gaget, Anis Gwelami, Thomas Galewski, Henrique M. Pereira, et Carlos A. Guerra. 2020. « Mediterranean Wetland Conservation in the Context of Climate and Land Cover Change ». *Regional Environmental Change* 20 (2): 67. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>.

Lehner, Bernhard, Catherine Reidy Liermann, Carmen Revenga, Charles Vörösmarty, Balazs Fekete, Philippe Crouzet, Petra Döll, et al. 2011. « High-Resolution Mapping of the World's Reservoirs and Dams for Sustainable River-Flow Management ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (9): 494-502. <https://doi.org/10.1890/100125>.

Li, David, Andrea Bloem, Simon Delany, Georgios Martakis, et Jose Ochoa-Quintero. 2009. *Status of Waterbirds in Asia – Results of the Asian Waterbird Census: 1987-2007*.

Li, Donglai, Sihang Chen, Huw Lloyd, Shuyu Zhu, Kai Shan, et Zhengwang Zhang. 2013. « The Importance of Artificial Habitats to Migratory Waterbirds within a Natural/Artificial Wetland Mosaic, Yellow River Delta, China ». *Bird Conservation International* 23 (2): 184-98. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000099>.

Lionello, P. 2012. *The Climate of the Mediterranean Region: From the Past to the Future*. Elsevier.

Lionello, Piero, et Luca Scarascia. 2018. « The Relation between Climate Change in the Mediterranean Region and Global Warming ». *Regional Environmental Change* 18 (5): 1481-93. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1290-1>.

Lucas, Martyn C., Damian H. Bubb, Min-Ho Jang, Kyong Ha, et Jerome E. G. Masters. 2009. « Availability of and Access to Critical Habitats in Regulated Rivers: Effects of Low-Head Barriers on Threatened Lampreys ». *Freshwater Biology* 54 (3): 621-34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02136.x>.

Ma, Zhijun, Yinting Cai, Bo Li, et Jiakuan Chen. 2010. « Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective ». *Wetlands* 30 (1): 15-27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>.

Ma, Zhijun, Bo Li, Bin Zhao, Kai Jing, Shimin Tang, et Jiakuan Chen. 2004. « Are Artificial Wetlands Good Alternatives to Natural Wetlands for Waterbirds? – A Case Study on Chongming Island, China ». *Biodiversity & Conservation* 13 (2): 333-50. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000006502.96131.59>.

Mariotti, Annarita, Yutong Pan, Ning Zeng, et Andrea Alessandri. 2015. « Long-term climate change in the Mediterranean region in the midst of decadal variability ». *Climate Dynamics* 44 (mars). <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2487-3>.

Masero, Jose. 2003. « Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds ». *Biodiversity and Conservation* 12 (juin): 1157-73. <https://doi.org/10.1023/A:1023021320448>.

MedECC. 2020. *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future*. First Mediterranean Assessment Report [Cramer, W., Guiot, J., Marini, K. (eds.)] Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 632pp. ISBN: 978-2-9577416-0-1 / DOI: 10.5281/zenodo.4768833

Mediterranean Wetlands Outlook 2. 2018. *Solutions for sustainable Mediterranean Wetlands*. Tour du Valat, France.

Mise à jour des Bases de Données de L'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes: Méthodologie utilisée et Résultats obtenus - Descriptif de la Base de Données « OZHM ». Rapport technique. 2020. Tour du Valat, France.

- Mitsch, William J., et James G. Gosselink. 2015. *Wetlands*. John Wiley & Sons.
- Mittermeier R.A., Gil P.R., Hoffman M., Pilgrim J., Brooks T., Goettsch Mittermeier C., Lamoreux J. & da Fonseca G.A.B. 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Threatened Terrestrial Ecoregions. Conservation International, University of Chicago Press, 392 p.
- Murakani, Masashi, Shunji Harada, Hidetaka Ichiyanagi, Tohru Suzuki, et Satoshi Yamagishi. 2015. « Water reservoirs as reservoirs of non-breeding waterfowl: the importance of shallow areas for maintaining diversity ». *Bird Study* 62 (3): 417-22. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1059798>.
- Murray, Nicholas J., Robert S. Clemens, Stuart R. Phinn, Hugh P. Possingham, et Richard A. Fuller. 2014. « Tracking the Rapid Loss of Tidal Wetlands in the Yellow Sea ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (5): 267-72. <https://doi.org/10.1890/130260>.
- Navedo, Juan G., David Arranz, Alejandro G. Herrera, Pablo Salmón, José A. Juanes, et José A. Masero. 2013. « Agroecosystems and Conservation of Migratory Waterbirds: Importance of Coastal Pastures and Factors Influencing Their Use by Wintering Shorebirds ». *Biodiversity and Conservation* 22 (9): 1895-1907. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0516-2>.
- Nebel, Silke, John Porter, et Richard Kingsford. 2008. « Long-term trends of shorebird populations in eastern Australia and impacts of freshwater extraction ». *Biological Conservation* 141 (avril): 971-80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.017>.
- Newbold, T., Oppenheimer, P., Etard, A., & Williams, J. J. 2020. Tropical and Mediterranean biodiversity is disproportionately sensitive to land-use and climate change. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1630–1638. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01303-0>
- Newman, Scott H., Veronica M. Padula, Carolyn Cray, et Laura D. Kramer. 2007. « Health Assessment of Black-Crowned Night-Herons (*Nycticorax Nycticorax*) of the New York Harbor Estuary ». *Comparative Biochemistry and Physiology - B Biochemistry and Molecular Biology* 148 (4): 363-74. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2007.07.003>.
- Paracuellos, Mariano. 2006. « How Can Habitat Selection Affect the Use of a Wetland Complex by Waterbirds? ». *Biodiversity & Conservation* 15 (14): 4569-82. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-5820-z>.
- Pekel, Jean-François, Andrew Cottam, Noel Gorelick, et Alan S. Belward. 2016. « High-Resolution Mapping of Global Surface Water and Its Long-Term Changes ». *Nature* 540 (7633): 418-22. <https://doi.org/10.1038/nature20584>.
- Popoff, Nadège, Elie Gaget, Arnaud Béchet, Laura Dami, Pierre Defos du Rau, Ilse Geijzendorffer, Anis Guelmami, et al. 2021. « Gap Analysis of the Ramsar Site Network at 50: Over 150 Important Mediterranean Sites for Wintering Waterbirds Omitted ». *Biodiversity and Conservation*, juillet. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1>.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rahman, Faid, et Ahmad Ismail. 2018. « Waterbirds as an important ecosystem indicator ».
- Rajpar, Muhammad. 2013. « Assessing an Artificial Wetland In Putrajaya, Malaysia As An Alternate Habitat for Waterbirds. ». *Waterbirds* 36 (décembre): 482-93. <https://doi.org/10.1675/063.036.0405>.
- Ramírez, Francisco, Joan Navarro, Isabel Afán, Keith A. Hobson, Antonio Delgado, et Manuela G. Forero. 2012. « Adapting to a Changing World: Unraveling the Role of Man-Made Habitats as Alternative Feeding Areas for Slender-

- Billed Gull (*Chroicocephalus Genei*) ». *PLOS ONE* 7 (10): e47551. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047551>.
- Ramsar. 2016. An introduction to the convention on wetlands (previously the Ramsar convention manual). Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Rapport Technique. 2020. Mise à jour des Bases de Données de L'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes. Méthodologie utilisée et Résultats obtenus - Descriptif de la Base de Données « OZHM » Tour du Valat, France.
- Raymond, Florian, Albin Ullmann, Yves Trambly, Philippe Drobinski, et Pierre Camberlin. 2019. « Evolution of Mediterranean Extreme Dry Spells during the Wet Season under Climate Change ». *Regional Environmental Change* 19 (8): 2339-51. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01526-3>.
- Sánchez-Zapata, J.A., J.D. Anadón, M. Carrete, A. Giménez, J. Navarro, C. Villacorta, et F. Botella. 2005. « Breeding Waterbirds in Relation to Artificial Pond Attributes: Implications for the Design of Irrigation Facilities ». *Biodiversity & Conservation* 14 (7): 1627-39. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0534-1>.
- Sarra, Chabou, Khammar Hichem, Hadjab Ramzi, et Menouar Saheb. 2020. « Avifauna composition of two natural and artificial wetlands in Jijel region of North-eastern Algeria (The Beni Haroun Dam and Redjla Marsh) » 26 (décembre): 2020-1435.
- Scheffer, M., G. J. Van Geest, K. Zimmer, E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. G. Butler, M. A. Hanson, S. Declerck, et L. De Meester. 2006. « Small Habitat Size and Isolation Can Promote Species Richness: Second-Order Effects on Biodiversity in Shallow Lakes and Ponds ». *Oikos* 112 (1): 227-31. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>.
- Shafer, Craig L. 2015. « Cautionary Thoughts on IUCN Protected Area Management Categories V–VI ». *Global Ecology and Conservation* 3 (janvier): 331-48. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.007>.
- Silva, Tatiane Lima da, Mariana de Souza Oliveira, Rinaldo José da Silva Rocha, et Robinson Antônio Pitelli. 2020. « Water-Level Controlled Reservoir as Refugia for Waterbirds in an Urban Landscape ». *Ornithology Research* 28 (3): 151-60. <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00023-0>.
- Szabo, Judit K., et Taej Mundkur. 2017. « Conserving Wetlands for Migratory Waterbirds in South Asia ». In *Wetland Science: Perspectives from South Asia*, édité par B. Anjan Kumar Prusty, Rachna Chandra, et P. A. Azeez, 105-27. New Delhi: Springer India. https://doi.org/10.1007/978-81-322-3715-0_6.
- Toral, Gregorio M., et Jordi Figuerola. 2010. « Unraveling the Importance of Rice Fields for Waterbird Populations in Europe ». *Biodiversity and Conservation* 19 (12): 3459-69. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9907-9>.
- Tourenq, Christophe, Robert E Bennetts, Hubert Kowalski, Emmanuel Vialet, Jean-Laurent Lucchesi, Yves Kayser, et Paul Isenmann. 2001. « Are Ricefields a Good Alternative to Natural Marshes for Waterbird Communities in the Camargue, Southern France? » *Biological Conservation* 100 (3): 335-43. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00037-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00037-4).
- Venter, Oscar, Eric W. Sanderson, Ainhoa Magrath, James R. Allan, Jutta Beher, Kendall R. Jones, Hugh P. Possingham, et al. 2016. « Global Terrestrial Human Footprint Maps for 1993 and 2009 ». *Scientific Data* 3 (1): 160067. <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.67>.
- Verniest, Fabien, et Sabine Greulich. 2019. « Methods for Assessing the Effects of Environmental Parameters on Biological Communities in Long-Term Ecological Studies - A Literature Review ». *Ecological Modelling* 414 (décembre):

108732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108732>.

Wetlands International. 2012. Waterbird Population Estimates, Fifth Edition. Summary Report. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands

Wilcoxon, Frank. 1992. « Individual Comparisons by Ranking Methods ». In *Breakthroughs in Statistics: Methodology and Distribution*, édité par Samuel Kotz et Norman L. Johnson, 196-202. Springer Series in Statistics. New York, NY: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4380-9_16.

Yu, Hui, Xin Wang, Lei Cao, Lu Zhang, Qiang Jia, Hansoo Lee, Zhenggang Xu, et al. 2017. « Are Declining Populations of Wild Geese in China 'Prisoners' of Their Natural Habitats? » *Current Biology* 27 (10): R376-77. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.04.037>.

List of figures

FIGURE 1: Distribution of the 3813 IWC sites (black dots) located in the 22 MedWet countries.....	8
FIGURE 2: Counted dam concentration in the study area.....	11
FIGURE 3: Dam numbers in each area category for both uncounted (A) and counted (B) dams.....	12
FIGURE 4: Distribution of the Human Footprint Index (HFI) across counted and uncounted dams.....	13
FIGURE 5: Distribution of mean altitude (m) across counted and uncounted dams.....	13
FIGURE 6: Dam numbers in each climate category for both uncounted and counted dams.....	14
FIGURE 7: Dam numbers within both protected (IUCN categories from I to VI) and unprotected areas for counted and uncounted dams.....	15
FIGURE 8: Distribution of the Human Footprint Index (HFI) (A) and mean altitude (B) across IWC sites within dams and other wetland types.....	16
FIGURE 9: IWC site numbers in each climate category (A) and each protection status (B) for both dams and other wetland types.....	17
FIGURE 10: Canonical Correspondence Analysis (CCA) diagram showing functional groups and environmental gradients.....	18
FIGURE 11: Canonical Correspondence Analysis (CCA) diagram showing both species scores and environmental gradients.....	20
FIGURE 12: PERMANOVA coefficients of the Dam:Climate term for each functional group.....	21

ABSTRACT

Wetlands are considered as one of the most threatened habitats worldwide. In the Mediterranean basin, they are of major concern, facing a 45% loss since 1970. In this context, artificial wetlands such as dam reservoirs are playing an important role in maintaining avian diversity. Waterbird communities using reservoirs are generally less diverse than those using natural wetlands. However, the conservation value of these habitats needs further exploration given the current major resurgence in dam construction within the Mediterranean region. Here, we evaluated wintering waterbird community composition within dam reservoirs for 22 Mediterranean countries between 1993 and 2017. We characterized dam reservoirs that encompassed waterbird surveys, and tested the dissimilarities in both species and functional group composition between dam sites and other wetland types. The waterbird community within reservoirs was dominated by dabbling ducks in terms of number of individuals. We found that there were significant differences in both functional and species composition between dams and other wetland types. Diving ducks showed a close association to dam sites, whereas small wading birds were more abundant in other wetland types. Our results also highlight the importance of dam reservoirs for waterbird species of high conservation value such as *Oxyura leucocephala* and *Vanellus vanellus*, and provide evidence that under arid climates, dam reservoirs may play a major role in hosting waterbird communities, even when they are originally associated to other wetland types. We conclude, from our results, that conservation actions should prioritize the protection of biodiverse reservoirs in regions where natural wetlands are the most unavailable. This study should be further extended to include Algeria, Spain, and Libya to assess the conservation value of dam reservoirs at the Mediterranean scale.

Keywords: Artificial wetlands, conservation, dam reservoirs, Mediterranean basin, waterbirds.

Présidence de l'université
40 rue de rennes – BP 73532
49035 Angers cedex
Tél. 02 41 96 23 23 | Fax 02 41 96 23 00



ENGAGEMENT DE NON-PLAGIAT

Je, soussigné(e) CHANTOUFI Amal
déclare être pleinement conscient(e) que le plagiat de documents ou d'une
partie d'un document publiée sur toutes formes de support, y compris l'internet,
constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée.
En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées
pour écrire ce rapport ou mémoire.

signé par l'étudiant(e) le **30 / 08 / 2021**



**Cet engagement de non-plagiat doit être signé et joint
à tous les rapports, dossiers, mémoires.**

Présidence de l'université
40 rue de rennes - BP 73532
49035 Angers cedex
Tél. 02 41 96 23 23 | Fax 02 41 96 23 00



Appendix 1: Waterbird species and families, total mean abundances of individuals recorded in all surveys in both dams and other wetland IWC sites, frequency of occurrence within dam reservoirs, functional groups, SPEC categories and rankings in dams and other wetland types

Species	Family	Functional group	SPEC category	Total abundance		Dam frequency (%)	Rank	
				Dams	Other WL		Dams	Other WL
<i>Fulica atra</i>	Rallidae	VGI	SPEC3	252942.50	1807525.60	12.28	1	1
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anatidae	DbD	Secure	117734.88	948878.65	11.04	2	2
<i>Aythya ferina</i>	Anatidae	DvD	SPEC1	56787.05	373042.84	13.21	3	7
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phalacrocoracidae	DvF	Secure	55205.47	283051.30	16.32	4	9
<i>Anser albifrons</i>	Anatidae	DbG	Secure	47359.31	207796.47	18.56	5	13
<i>Anas crecca</i>	Anatidae	DbD	Secure	39648.50	536862.04	6.88	6	5
<i>Larus ridibundus</i>	Laridae	OpG	Secure	32565.07	828118.79	3.78	7	3
<i>Larus argentatus</i>	Laridae	OpG	SPEC2	26439.31	387732.57	6.38	8	6
<i>Mareca penelope</i>	Anatidae	DbD	Secure	25119.47	368974.27	6.37	9	8
<i>Spatula clypeata</i>	Anatidae	DbD	Secure	21891.71	221498.69	8.99	10	11
<i>Vanellus vanellus</i>	Charadriidae	SWB	SPEC1	20116.30	252281.31	7.38	11	10
<i>Grus grus</i>	Gruidae	LWB	Secure	16974.38	44690.44	27.53	12	29
<i>Podiceps cristatus</i>	Podicipedidae	DvF	Secure	15206.38	116144.16	11.58	13	15
<i>Aythya fuligula</i>	Anatidae	DvD	SPEC3	11929.38	114741.76	9.42	14	16
<i>Tadorna ferruginea</i>	Anatidae	DbD	SPEC3	7275.36	14864.25	32.86	15	54
<i>Anser anser</i>	Anatidae	DbG	Secure	5916.15	84830.44	6.52	16	19
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Podicipedidae	DvF	Secure	5165.59	46142.04	10.07	17	28
<i>Larus fuscus</i>	Laridae	OpG	Secure	4912.37	110173.17	4.27	18	17
<i>Ardea cinerea</i>	Ardeidae	LWB	Secure	4829.78	50089.38	8.79	19	26
<i>Mareca strepera</i>	Anatidae	DbD	Secure	4210.50	43903.42	8.75	20	31
<i>Podiceps nigricollis</i>	Podicipedidae	DvF	Secure	2807.94	43885.68	6.01	21	32
<i>Anas acuta</i>	Anatidae	DbD	SPEC3	2461.10	84647.55	2.83	22	20
<i>Ardea alba</i>	Ardeidae	LWB	Secure	2249.35	25097.45	8.23	23	48
<i>Microcarbo pygmaeus</i>	Phalacrocoracidae	DvF	Secure	2227.13	31344.84	6.63	24	43
<i>Chlidonias hybrida</i>	Laridae	SfF	Secure	1811.93	2253.04	44.57	25	78
<i>Oxyura leucocephala</i>	Anatidae	DvD	SPEC1	1779.95	1814.37	49.52	26	85
<i>Cygnus olor</i>	Anatidae	DbS	Secure	1680.16	30124.43	5.28	27	44
<i>Phoenicopterus roseus</i>	Phoenicopteridae	LWB	Secure	1574.37	217633.40	0.72	28	12
<i>Porphyrio porphyrio</i>	Rallidae	VGI	Secure	1517.87	1856.98	44.98	29	83
<i>Bucephala clangula</i>	Anatidae	DvD	Secure	1500.67	29782.63	4.80	30	45
<i>Tadorna tadorna</i>	Anatidae	DbD	Secure	1446.34	121868.68	1.17	31	14
<i>Calidris alpina</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC3	1337.37	586027.20	0.23	32	4
<i>Pluvialis apricaria</i>	Charadriidae	SWB	Secure	1334.31	43141.11	3.00	33	34
<i>Calidris minuta</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	1140.60	51580.82	2.16	34	25
<i>Netta rufina</i>	Anatidae	DvD	Secure	1138.58	38269.55	2.89	35	37
<i>Egretta garzetta</i>	Ardeidae	LWB	Secure	1012.57	28540.58	3.43	36	47
<i>Bubulcus ibis</i>	Ardeidae	LWB	Secure	990.29	18394.97	5.11	37	51
<i>Aythya nyroca</i>	Anatidae	DvD	SPEC1	899.54	7252.79	11.03	38	63
<i>Anser fabalis</i>	Anatidae	DbG	Secure	879.77	13126.31	6.28	39	55
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Recurvirostridae	SWB	Secure	817.76	68399.55	1.18	40	21
<i>Melanitta nigra</i>	Anatidae	DvD	Secure	802.74	43621.40	1.81	41	33
<i>Numenius arquata</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	777.62	44620.68	1.71	42	30
<i>Larus canus</i>	Laridae	OpG	Secure	704.86	32085.42	2.15	43	42
<i>Pelecanus crispus</i>	Pelecanidae	SfF	SPEC1	693.68	3690.16	15.82	44	71
<i>Limosa limosa</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	690.41	59178.48	1.15	45	23
<i>Ciconia ciconia</i>	Ciconiidae	LWB	Secure	597.45	4260.42	12.30	46	70
<i>Gallinula chloropus</i>	Rallidae	VGI	Secure	494.95	34224.92	1.43	47	39

Species	Family	Functional group	SPEC category	Total abundance		Dam frequency (%)	Rank	
				Dams	Other WL		Dams	Other WL
<i>Spatula querquedula</i>	Anatidae	DbD	SPEC3	468.96	9751.77	4.59	48	58
<i>Pluvialis squatarola</i>	Charadriidae	SWB	Secure	460.45	66696.60	0.69	49	22
<i>Mergus merganser</i>	Anatidae	DvF	Secure	443.41	2153.39	17.08	50	80
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Charadriidae	SWB	SPEC3	397.80	29667.16	1.32	51	46
<i>Gallinago gallinago</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC3	390.30	10801.99	3.49	52	56
<i>Himantopus himantopus</i>	Recurvirostridae	SWB	Secure	333.88	16551.90	1.98	53	53
<i>Mergellus albellus</i>	Anatidae	DvF	SPEC3	304.06	8772.43	3.35	54	61
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Anatidae	DbD	SPEC1	292.13	6179.17	4.51	55	68
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Anatidae	DbG	Secure	282.78	1906.45	12.92	56	82
<i>Cygnus cygnus</i>	Anatidae	DbS	Secure	281.67	1128.32	19.98	57	96
<i>Branta ruficollis</i>	Anatidae	DbG	Secure	261.07	17322.44	1.48	58	52
<i>Cygnus columbianus bewickii</i>	Anatidae	DbS	SPEC3	245.70	506.54	32.66	59	104
<i>Tringa nebularia</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	243.90	2566.37	8.68	60	76
<i>Platalea leucorodia</i>	Threskiornithidae	LWB	Secure	222.05	7740.78	2.79	61	62
<i>Fulica cristata</i>	Rallidae	VGI	SPEC3	215.25	2838.88	7.05	62	73
<i>Tringa totanus</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC2	187.84	33535.59	0.56	63	41
<i>Larus genei</i>	Laridae	SIF	Secure	185.14	38755.14	0.48	64	36
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Laridae	SIF	SPEC3	174.50	1271.48	12.07	65	94
<i>Gavia arctica</i>	Gaviidae	DvF	SPEC3	173.67	4357.02	3.83	66	69
<i>Actitis hypoleucos</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC3	161.58	2172.71	6.92	67	79
<i>Charadrius hiaticula</i>	Charadriidae	SWB	Secure	152.75	41427.74	0.37	68	35
<i>Larus ichthyaetus</i>	Laridae	OpG	Secure	145.82	1336.68	9.84	69	92
<i>Plegadis falcinellus</i>	Threskiornithidae	LWB	Secure	119.26	10629.16	1.11	70	57
<i>Ardea purpurea</i>	Ardeidae	LWB	SPEC3	116.16	499.81	18.86	71	105
<i>Gulosus aristotelis</i>	Phalacrocoracidae	DvF	SPEC2	113.72	3297.78	3.33	72	72
<i>Tringa ochropus</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	106.95	1308.12	7.56	73	93
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	Pelecanidae	SIF	SPEC3	82.44	889.37	8.48	74	99
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Ardeidae	LWB	SPEC3	68.30	2346.69	2.83	75	77
<i>Tringa glareola</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC3	60.26	575.52	9.48	76	103
<i>Vanellus spinosus</i>	Charadriidae	SWB	SPEC3	58.50	6823.19	0.85	77	64
<i>Calidris pugnax</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC2	55.36	2717.76	2.00	78	74
<i>Charadrius dubius</i>	Charadriidae	SWB	Secure	50.11	607.96	7.62	79	102
<i>Haematopus ostralegus</i>	Haematopodidae	SWB	SPEC1	49.89	56989.03	0.09	80	24
<i>Calidris alba</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	41.38	35520.68	0.12	81	38
<i>Mergus serrator</i>	Anatidae	DvF	SPEC3	41.29	6672.63	0.61	82	65
<i>Podiceps grisegena</i>	Podicipedidae	DvF	Secure	40.23	115.30	25.87	83	118
<i>Chlidonias leucopterus</i>	Laridae	SIF	Secure	39.00	327.93	10.63	84	108
<i>Aythya marila</i>	Anatidae	DvD	SPEC3	37.55	1672.90	2.20	85	86
<i>Larus melanocephalus</i>	Laridae	OpG	Secure	36.14	33887.64	0.11	86	40
<i>Rallus aquaticus</i>	Rallidae	VGI	Secure	34.05	1568.49	2.12	87	88
<i>Botaurus stellaris</i>	Ardeidae	LWB	SPEC3	28.91	273.38	9.56	88	110
<i>Hydrocoloeus minutus</i>	Laridae	SIF	SPEC3	26.59	1823.52	1.44	89	84
<i>Tringa erythropus</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC3	14.15	2613.05	0.54	90	75
<i>Anser erythropus</i>	Anatidae	DbG	SPEC1	12.79	54.64	18.97	91	125
<i>Melanitta fusca</i>	Anatidae	DvD	SPEC1	11.01	1446.30	0.76	92	90
<i>Tringa stagnatilis</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	7.56	342.84	2.16	93	107
<i>Ardeola ralloides</i>	Ardeidae	LWB	SPEC3	7.14	1449.28	0.49	94	89

Species	Family	Functional group	SPEC category	Total abundance		Dam frequency (%)	Rank	
				Dams	Other WL		Dams	Other WL
<i>Charadrius pecuarius</i>	Charadriidae	SWB	Secure	6.00	0.00	100.00	95	151
<i>Larus audouinii</i>	Laridae	OpG	Secure	5.91	9280.72	0.06	96	60
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Laridae	DvF	Secure	5.39	6434.46	0.08	97	66
<i>Numenius phaeopus</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	5.03	1078.53	0.46	98	97
<i>Podiceps auritus</i>	Podicipedidae	DvF	SPEC1	4.98	455.16	1.08	99	106
<i>Larus marinus</i>	Laridae	OpG	Secure	4.39	9291.73	0.05	100	59
<i>Gavia stellata</i>	Gaviidae	DvF	SPEC3	4.03	792.50	0.51	101	100
<i>Ciconia nigra</i>	Ciconiidae	LWB	Secure	3.71	1429.03	0.26	102	91
<i>Branta leucopsis</i>	Anatidae	DbG	Secure	3.35	265.81	1.25	103	111
<i>Scolopax rusticola</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	2.74	91.20	2.92	104	120
<i>Arenaria interpres</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	2.18	22154.70	0.01	105	49
<i>Burhinus senegalensis</i>	Burhinidae	SWB	Secure	2.00	86.00	2.27	106	121
<i>Sterna hirundo</i>	Laridae	DvF	Secure	2.00	238.19	0.83	106	112
<i>Limosa lapponica</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	1.92	20483.25	0.01	107	50
<i>Somateria mollissima</i>	Anatidae	DbD	SPEC1	1.91	1659.40	0.11	108	87
<i>Gavia immer</i>	Gaviidae	DvF	SPEC3	1.70	160.33	1.05	109	114
<i>Lymnocyptes minimus</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	1.52	131.60	1.14	110	116
<i>Calidris temminckii</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	1.08	78.22	1.37	111	122
<i>Clangula hyemalis</i>	Anatidae	DvD	SPEC1	0.89	27.28	3.16	112	130
<i>Calidris ferruginea</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC2	0.50	6257.96	0.01	113	67
<i>Calidris canutus</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	0.37	47327.01	0.00	114	27
<i>Branta bernicla</i>	Anatidae	DbG	Secure	0.31	108514.43	0.00	115	18
<i>Hydroprogne caspia</i>	Laridae	DvF	Secure	0.21	2109.28	0.01	116	81
<i>Rissa tridactyla</i>	Laridae	SfF	SPEC3	0.14	286.63	0.05	117	109
<i>Sterna albifrons</i>	Laridae	DvF	SPEC3	0.11	49.49	0.22	118	126
<i>Numenius tenuirostris</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	0.11	8.21	1.27	119	136
<i>Chlidonias niger</i>	Laridae	SfF	SPEC3	0.08	42.07	0.20	120	128
<i>Ixobrychus minutus</i>	Ardeidae	LWB	SPEC3	0.07	22.43	0.32	121	132
<i>Gallinago media</i>	Scolopacidae	SWB	SPEC1	0.06	25.33	0.25	122	131
<i>Ardea goliath</i>	Ardeidae	LWB	Secure	0.00	1.50	0.00	123	143
<i>Butorides striata</i>	Ardeidae	LWB	Secure	0.00	60.08	0.00	123	124
<i>Calidris falcinellus</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	0.00	0.38	0.00	123	150
<i>Calidris maritima</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	0.00	1033.19	0.00	123	98
<i>Charadrius leschenaultii</i>	Charadriidae	SWB	SPEC3	0.00	119.95	0.00	123	117
<i>Charadrius mongolus</i>	Charadriidae	SWB	Secure	0.00	3.90	0.00	123	137
<i>Charadrius tricollaris</i>	Charadriidae	SWB	Secure	0.00	3.00	0.00	123	140
<i>Crex crex</i>	Rallidae	VGI	SPEC2	0.00	19.00	0.00	123	133
<i>Egretta gularis</i>	Ardeidae	LWB	Secure	0.00	97.28	0.00	123	119
<i>Larus hemprichii</i>	Laridae	OpG	Secure	0.00	1136.09	0.00	123	95
<i>Larus hyperboreus</i>	Laridae	OpG	Secure	0.00	2.23	0.00	123	141
<i>Larus leucophthalmus</i>	Laridae	SfF	Secure	0.00	769.41	0.00	123	101
<i>Microcarbo africanus</i>	Phalacrocoracidae	DvF	Secure	0.00	3.40	0.00	123	139
<i>Pelecanus rufescens</i>	Pelecanidae	SfF	Secure	0.00	1.21	0.00	123	144
<i>Phalaropus fulicarius</i>	Scolopacidae	SfF	Secure	0.00	3.59	0.00	123	138
<i>Phoeniconaias minor</i>	Phoenicopteridae	LWB	Secure	0.00	0.90	0.00	123	148
<i>Porzana porzana</i>	Rallidae	VGI	Secure	0.00	144.53	0.00	123	115
<i>Rostratula benghalensis</i>	Rostratulidae	SWB	Secure	0.00	2.00	0.00	123	142

Species	Family	Functional group	SPEC category	Total abundance		Dam frequency (%)	Rank	
				Dams	Other WL		Dams	Other WL
<i>Sterna repressa</i>	Laridae	SFF	Secure	0.00	1.00	0.00	123	146
<i>Thalasseus bengalensis</i>	Laridae	DvF	Secure	0.00	46.03	0.00	123	127
<i>Thalasseus bergii</i>	Laridae	DvF	Secure	0.00	16.50	0.00	123	134
<i>Thalasseus maximus</i>	Laridae	DvF	Secure	0.00	37.72	0.00	123	129
<i>Vanellus gregarius</i>	Charadriidae	SWB	SPEC1	0.00	76.96	0.00	123	123
<i>Vanellus leucurus</i>	Charadriidae	SWB	Secure	0.00	177.88	0.00	123	113
<i>Xema sabini</i>	Laridae	SFF	Secure	0.00	0.62	0.00	123	149
<i>Xenus cinereus</i>	Scolopacidae	SWB	Secure	0.00	9.07	0.00	123	135
<i>Zapornia parva</i>	Rallidae	VGI	Secure	0.00	1.10	0.00	123	145
<i>Zapornia pusilla</i>	Rallidae	VGI	SPEC3	0.00	0.99	0.00	123	147

Appendix 2: Number of dams and their total area per country

MED country	Number of dams	Total dam area (km²)
Tunisia	609	22905.48
Egypt	157	5608.55
Turkey	3294	4757.64
Syria	293	1106.86
France	20064	1023.68
Morocco	145	596.95
Portugal	3389	595.61
Bulgaria	3022	483.90
Greece	409	409.39
Italy	662	376.01
Serbia	410	183.05
Albania	548	181.18
Bosnia and Herzegovina	173	143.85
Macedonia	71	64.67
Croatia	50	62.81
Israel	396	33.08
Jordan	336	32.62
Montenegro	9	29.56
Cyprus	91	21.62
Slovenia	76	20.29
Lebanon	273	11.58
Palestine	38	2.91
Andorra	1	0.06

Appendix 3: Climate codes and their description (Köppen-Geiger climate classification, Beck et al. (2018))

CODE IN NUMBERS	LETTER CODE	DESCRIPTION	IMPLEMENTED CATEGORY
4	BWh	Arid, desert, hot	Arid
5	BWk	Arid, desert, cold	Arid
6	BSh	Arid, steppe, hot	Arid
7	BSk	Arid, steppe, cold	Arid
8	CSa	Temperate, dry and hot summer	Temperate
9	CSb	Temperate, dry and warm summer	Temperate
14	Cfa	Temperate, without dry season, hot summer	Temperate
15	Cfb	Temperate, without dry season, warm summer	Temperate
17	DSa	Cold, dry and hot summer	Cold
18	DSb	Cold, dry and warm summer	Cold
25	Dfa	Cold, without dry season, hot summer	Cold
26	Dfb	Cold, without dry season, warm summer	Cold
27	Dfc	Cold, without dry season, cold summer	Cold
29	ET	Polar, tundra	Cold

Appendix 4: Summary of the PERMANOVA used to test functional composition variation between dams and other wetland types

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
data_dam\$envir	336	283.7363927	0.8444535	2.588569	0.2024660212	0.0000199996
data_dam\$DAM	1	0.6750227	0.6750227	2.069200	0.0004816765	0.0181596368
Residuals	3424	1116.9911066	0.3262240	NA	0.7970523023	NA
Total	3761	1401.4025220	NA	NA	1.0000000000	NA

Appendix 5: Summary of the PERMANOVA used to test species composition variation between dams and other wetland types

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
data_dam\$envir	336	329.594452	0.9809359	2.736584	0.2115327823	1.99996e-05
data_dam\$DAM	1	1.188315	1.1883153	3.315125	0.0007626574	1.99996e-05
Residuals	3424	1227.341927	0.3584527	NA	0.7877045603	NA
Total	3761	1558.124694	NA	NA	1.0000000000	NA

Appendix 6: PERMANOVA coefficients of the climate effect within dams for waterbird species

Species	Dam:Arid climate	Dam:Cold climate
<i>Actitis hypoleucos</i>	-0.202	0.158
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	-0.548	0.277
<i>Anas acuta</i>	4.825	2.666
<i>Anas crecca</i>	30.1	1.337
<i>Anas platyrhynchos</i>	57.668	-0.353
<i>Anser albifrons</i>	-84.626	40.561
<i>Anser anser</i>	2.225	3.419
<i>Anser erythropus</i>	0.017	-0.007
<i>Anser fabalis</i>	1.38	-3.075
<i>Ardea alba</i>	-1.058	2.6
<i>Ardea cinerea</i>	-0.276	3.445
<i>Ardea goliath</i>	0	0
<i>Ardea purpurea</i>	-0.061	0.044
<i>Ardeola ralloides</i>	-0.709	0.332
<i>Arenaria interpres</i>	1.41	0.525
<i>Aythya ferina</i>	37.172	-7.182
<i>Aythya fuligula</i>	0.758	5.527
<i>Aythya marila</i>	0.135	0.063
<i>Aythya nyroca</i>	-4.592	2.398
<i>Botaurus stellaris</i>	-0.011	0.015
<i>Branta bernicla</i>	7.355	1.173
<i>Branta leucopsis</i>	0.018	0.002
<i>Branta ruficollis</i>	-9.685	2.347
<i>Bubulcus ibis</i>	-0.605	0.888
<i>Bucephala clangula</i>	2.477	-4.033
<i>Burhinus senegalensis</i>	-0.044	0.021
<i>Butorides striata</i>	-0.03	0.014
<i>Calidris alba</i>	-0.314	1.637
<i>Calidris alpina</i>	25.23	17.214
<i>Calidris canutus</i>	2.716	0.986
<i>Calidris falcinellus</i>	0	0
<i>Calidris ferruginea</i>	-1.679	1.45
<i>Calidris maritima</i>	0.058	0.011
<i>Calidris minuta</i>	-6.259	4.514
<i>Calidris pugnax</i>	-0.465	0.468
<i>Calidris temminckii</i>	-0.038	0.012
<i>Charadrius alexandrinus</i>	-1.608	2.106
<i>Charadrius dubius</i>	0.007	0.047
<i>Charadrius hiaticula</i>	1.685	0.902

Species	Dam:Arid climate	Dam:Cold climate
<i>Charadrius leschenaultii</i>	-0.003	0.004
<i>Charadrius mongolus</i>	-0.001	0
<i>Charadrius pecuarius</i>	0.014	-0.007
<i>Charadrius tricollaris</i>	-0.001	0.001
<i>Chlidonias hybrida</i>	2.555	-1.298
<i>Chlidonias leucopterus</i>	-0.081	0.039
<i>Chlidonias niger</i>	0.001	0.006
<i>Ciconia ciconia</i>	0.901	-0.169
<i>Ciconia nigra</i>	-0.491	0.324
<i>Clangula hyemalis</i>	0.002	0.001
<i>Crex crex</i>	-0.014	0.011
<i>Cygnus columbianus bewickii</i>	0.53	-0.267
<i>Cygnus cygnus</i>	-0.312	-0.046
<i>Cygnus olor</i>	0.618	0.548
<i>Egretta garzetta</i>	-0.66	1.405
<i>Egretta gularis</i>	-0.005	0.012
<i>Fulica atra</i>	-2.758	108.497
<i>Fulica cristata</i>	0.276	0.032
<i>Gallinago gallinago</i>	0.29	0.263
<i>Gallinago media</i>	-0.003	0.004
<i>Gallinula chloropus</i>	-1.333	2.472
<i>Gavia arctica</i>	0.123	0.036
<i>Gavia immer</i>	0.018	0.007
<i>Gavia stellata</i>	0.088	0.008
<i>Gelochelidon nilotica</i>	-0.129	0.067
<i>Grus grus</i>	-3.072	-7.739
<i>Gulosus aristotelis</i>	0.242	0.092
<i>Haematopus ostralegus</i>	3.981	1.61
<i>Himantopus himantopus</i>	-4	3.441
<i>Hydrocoloeus minutus</i>	-0.005	0.028
<i>Hydroprogne caspia</i>	-0.376	0.181
<i>Ixobrychus minutus</i>	-0.005	0.004
<i>Larus argentatus</i>	-9.683	5.034
<i>Larus audouinii</i>	-1.077	0.894
<i>Larus canus</i>	0.538	1.587
<i>Larus fuscus</i>	-6.12	6.665
<i>Larus genei</i>	-8.017	4.192
<i>Larus hemprichii</i>	-0.199	0.042
<i>Larus hyperboreus</i>	0	0

Species	Dam:Arid climate	Dam:Cold climate
<i>Larus ichthyaetus</i>	-0.299	0.181
<i>Larus leucophthalmus</i>	-0.111	0.038
<i>Larus marinus</i>	0.516	0.083
<i>Larus melanocephalus</i>	-2.842	2.301
<i>Larus ridibundus</i>	13.81	35.906
<i>Limosa lapponica</i>	-0.191	0.673
<i>Limosa limosa</i>	4.019	0.204
<i>Lymnocyptes minimus</i>	-0.001	0.014
<i>Mareca penelope</i>	5.863	7.591
<i>Mareca strepera</i>	2.65	0.41
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	-2.41	1.615
<i>Melanitta fusca</i>	0.086	-0.024
<i>Melanitta nigra</i>	3.35	-0.326
<i>Mergellus albellus</i>	1.657	-2.346
<i>Mergus merganser</i>	0.019	-0.345
<i>Mergus serrator</i>	-0.17	0.242
<i>Microcarbo africanus</i>	0	0
<i>Microcarbo pygmaeus</i>	1.472	-0.036
<i>Netta rufina</i>	-20.417	18.411
<i>Numenius arquata</i>	0.585	2.139
<i>Numenius phaeopus</i>	0.103	0.036
<i>Numenius tenuirostris</i>	-0.004	0.001
<i>Nycticorax nycticorax</i>	-0.263	0.357
<i>Oxyura leucocephala</i>	5.19	-2.57
<i>Pelecanus crispus</i>	0.74	-0.324
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	-0.02	0.072
<i>Pelecanus rufescens</i>	-0.001	0
<i>Phalacrocorax carbo</i>	82.96	-37.196
<i>Phalaropus fulicarius</i>	0.001	0
<i>Phoeniconaias minor</i>	0	0
<i>Phoenicopterus roseus</i>	-5.676	11.178
<i>Platalea leucorodia</i>	-0.532	0.592
<i>Plegadis falcinellus</i>	-0.44	0.85
<i>Pluvialis apricaria</i>	2.923	1.119
<i>Pluvialis squatarola</i>	2.315	2.422
<i>Podiceps auritus</i>	0.032	0.007
<i>Podiceps cristatus</i>	7.096	2.754
<i>Podiceps grisegena</i>	-0.025	-0.025
<i>Podiceps nigricollis</i>	0.1	2.413

Species	Dam:Arid climate	Dam:Cold climate
<i>Porphyrio porphyrio</i>	4.111	-1.811
<i>Porzana porzana</i>	0.004	0.007
<i>Rallus aquaticus</i>	-0.011	0.045
<i>Recurvirostra avosetta</i>	2.683	1.357
<i>Rissa tridactyla</i>	0.025	0.012
<i>Rostratula benghalensis</i>	-0.001	0.001
<i>Scolopax rusticola</i>	0.007	0
<i>Somateria mollissima</i>	0.096	0.018
<i>Spatula clypeata</i>	10.892	1.228
<i>Spatula querquedula</i>	-0.574	-0.155
<i>Sterna hirundo</i>	-0.044	0.04
<i>Sterna repressa</i>	0	0
<i>Sternula albifrons</i>	0	0.002
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	2.39	0.274
<i>Tadorna ferruginea</i>	9.895	-4.312
<i>Tadorna tadorna</i>	1.222	6.266
<i>Thalasseus bengalensis</i>	-0.01	0.002
<i>Thalasseus bergii</i>	-0.003	0.001
<i>Thalasseus maximus</i>	-0.005	0.003
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	-0.334	0.42
<i>Tringa erythropus</i>	-0.216	0.244
<i>Tringa glareola</i>	-0.083	0.058
<i>Tringa nebularia</i>	0.372	-0.068
<i>Tringa ochropus</i>	-0.039	-0.034
<i>Tringa stagnatilis</i>	-0.121	0.065
<i>Tringa totanus</i>	-0.802	1.995
<i>Vanellus gregarius</i>	0.011	0.007
<i>Vanellus leucurus</i>	-0.075	0.039
<i>Vanellus spinosus</i>	-1.063	1.033
<i>Vanellus vanellus</i>	8.23	4.153
<i>Xema sabini</i>	0	0
<i>Xenus cinereus</i>	0.001	0
<i>Zapornia parva</i>	0	0
<i>Zapornia pusilla</i>	0	0