

SOMMAIRE

1. Introduction générale.....	1
1.1 Biologie de la conservation et Anthropocène	1
1.2 Conservation des oiseaux d'eau dans un contexte méditerranéen.....	8
1.3 Objectifs de la thèse	18
1.4 Matériel et Méthodes	20
Chapitre 1 : Interaction entre facteurs de changement.....	34
1. Introduction	37
2. Material and Methods	38
3. Results	42
4. Discussion.....	45
Chapitre 2 : Conservation et tendances de populations	58
1. Introduction	61
2. Materiel and methods	63
3. Results	66
4. Discussion.....	68
Chapitre 3 : Conventions internationales et facilitation des communautés à l'ajustement au réchauffement climatique	82
1. Introduction.....	87
2. Material and methods	88
3. Results	96
4. Discussion	99
Discussion générale	113
Réponse au réchauffement climatique en hiver	113
Protections internationales	116
Faciliter l'adaptation grâce aux mesures de conservation.....	119
Perspectives de conservation.....	122
Annexes	126
Annexe A : « The shifting baseline syndrome »	126
Annexe B : Matériel et méthodes de l'Encadré 1.....	128
Annexe C : Manuscript de l'encadré 2.....	134
Annexe D : Manuscrit de l'encadré 5	144
Annexe E : Matériel et méthodes de l'Encadré 6	172
References	174

1. Introduction générale

1.1 Biologie de la conservation et Anthropocène

La biologie de la conservation est une discipline de gestion de crise, avec pour principal objectif de fournir des règles et des outils pour protéger la biodiversité, menacée par les activités humaines (Soulé 1985). La démographie humaine a été débridée par le découplage de la relation énergie-ressources grâce à l'exploitation des énergies fossiles, faisant augmenter les populations humaines et leurs impacts sur la nature (Ellis 2015). Les mesures de conservation visent à protéger la nature des activités humaines, pourtant elles ne peuvent pas se résumer à une mise sous cloche (ex. Phalan *et al.* 2011). Sous son statut de discipline « de crise », la définition de la biologie de la conservation, en particulier la relation Homme-Nature, a subi des modifications (Mace 2014), ou des tentatives de modifications (Kareiva & Marvier 2012), mais l'intégration des activités humaines dans la conservation de la biodiversité est à présent au cœur de sa définition, associant la biologie aux sciences sociales, économiques et politiques. La conservation de la biodiversité nécessite la mise en place de mesures de conservation et de gestion durable des ressources (Soulé 1985), d'évaluer l'efficacité de ces mesures grâce à des suivis de biodiversité (Sutherland *et al.* 2004) afin de fournir aux acteurs politiques des propositions claires et efficaces pour conserver la nature (Parmesan *et al.* 2013).

Mesurer l'état de la biodiversité via la tendance des populations

Si l'extinction d'une espèce est une perte inestimable pour le patrimoine naturel, l'érosion de la biodiversité via le déclin de l'abondance de toute population a des conséquences dramatiques pour le fonctionnement des écosystèmes et les services qu'ils nous rendent (Baker *et al.* 2018). La liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) a pour but d'attirer l'attention sur les espèces qui risquent de disparaître, et donner des priorités sur les efforts de conservation qu'il faudrait entreprendre (Rodrigues *et al.* 2006). Cependant, au-delà de la menace d'extinction des espèces, estimer les changements leur abondance (y compris sur le long terme, Annexe A) est nécessaire pour mesurer l'érosion de la biodiversité et ses répercussions sur le fonctionnement des écosystèmes (Balmford *et al.* 2003, Dirzo *et al.* 2014).

Evaluer les tendances des espèces, en particulier celles à large répartition, nécessite de longues séries temporelles sur un grand nombre de sites pour documenter les magnitudes de changements

(Balmford *et al.* 2005, Green *et al.* 2005). De tels suivis sont difficiles à mettre en place en raison du budget restreint attribué à la conservation de la biodiversité (McCarthy *et al.* 2012, Barbier *et al.* 2018). Les sciences citoyennes sont un formidable outil pour recueillir de telles données à large échelle spatiale, afin de documenter l'impact des activités anthropiques sur la biodiversité (Devictor *et al.* 2010, Dickinson *et al.* 2010, Brown and Williams 2018).

Facteurs de changements

Les facteurs de changements causant le déclin de la biodiversité sont majoritairement d'origine anthropique, communément réunis dans la définition des « changements globaux ». Les plus impactants sont la sur-exploitation des populations, l'urbanisation, l'agriculture et le changement climatique, auxquelles s'ajoutent la pollution, la gestion humaine des cycles naturels de l'eau et du feu, les espèces invasives, la production d'énergie, les transports et le dérangement lié aux activités humaines (Figure 1, Monastersky 2014, Maxwell *et al.* 2016).

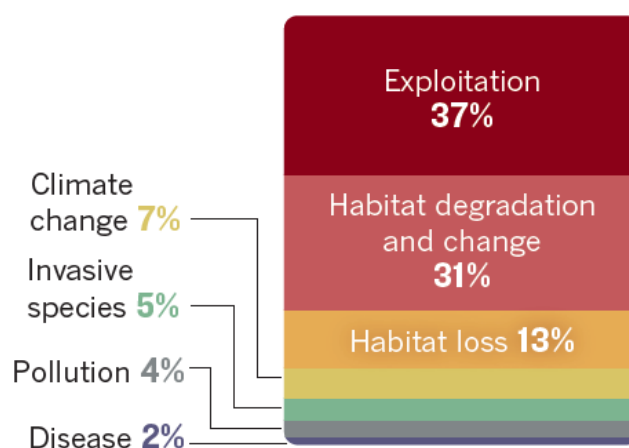


Figure 1 : Principales menaces pour les espèces reportées dans la liste rouge de l'UICN (n = 76 000 espèces), d'après Monastersky 2014.

La sur-exploitation des populations par la chasse, la pêche ou la cueillette est la première cause de perte de biodiversité dans le monde (Maxwell *et al.* 2016), affectant un quart des espèces animales et végétales actuellement évaluées par l'UICN. La sur-exploitation réduit la taille, la distribution géographique et la diversité génétique des populations (Daily & Ehrlich 1994). Elle a des effets collatéraux sur le fonctionnement des écosystèmes, se répercutant sur les interactions

interspécifiques et affectant la démographie d'autres espèces par des mécanismes complexes, comme les modifications « top-down » ou « bottom-up » de la chaîne alimentaire selon si c'est le prédateur ou la proie qui est surexploitée (Hunter & Price 1992).

L'agriculture et l'intensification des pratiques sont la principale cause de perte et dégradation des habitats naturels (Tilman 1999, Norris 2008). L'agriculture s'étend sur plus de 20% des terres (Ellis 2015) avec comme fonction principale de nourrir les hommes et leurs animaux domestiques qui représentent aujourd'hui 95% de la biomasse des vertébrés terrestres (Bar-On *et al.* 2018). Les pertes de biodiversité s'expliquent à la fois par la disparition directe de leur habitat converti en espace agricole (par exemple : déforestation, assèchement de zones humides) et par la transformation des milieux agricoles eux-mêmes qui, pour des soucis de rendement, sont de moins en moins accueillants pour la biodiversité (Newton 2017). L'intensification des pratiques agricoles participe à l'homogénéisation de la diversité biologique (Doxa *et al.* 2012) en réduisant la diversité des espèces les moins tolérantes à ces nouveaux milieux sur de très grandes surfaces (ex. Donald *et al.* 2001).

L'urbanisation, liée à la croissance démographique humaine et à la réorganisation spatiale de son occupation, engendre une perte durable et croissante des habitats naturels ou semi-naturels (Grimm *et al.* 2008). Dans ces nouveaux espaces, la diversité spécifique et les interactions biologiques sont fortement réduites (Chace & Walsh 2004) et les espèces persistantes sont néanmoins soumises à des changements comportementaux, morphologiques et génétiques (Shochat *et al.* 2006).

Le changement climatique affecte 82% des processus biologiques, des gènes aux écosystèmes (Scheffers *et al.* 2016). Il s'exprime par une augmentation des températures, un changement des régimes de précipitations et une augmentation des phénomènes météorologiques extrêmes à l'échelle du globe (IPCC 2014). Le réchauffement modifie la distribution géographique des espèces, qui en réponse à l'augmentation des températures se déplace vers les pôles ou en altitude (Parmesan & Yohe 2003, Chen *et al.* 2011). A l'échelle des communautés, les espèces à affinité chaude progressent alors que les espèces à affinité froide régressent, traduisant un *turn-over* des espèces selon leur affinité thermique (Devictor *et al.* 2008).

Cumul des facteurs de changements

L'action des facteurs de changement sur la biodiversité ne se limite pas à leurs effets simples puisque dans le contexte de changements globaux ils agissent le plus souvent sous forme cumulée. Dans les années 1990 la recherche s'est accentuée sur les conséquences du cumul de ces facteurs (Côté *et al.* 2016), en commençant par des études en conditions contrôlées (ex. Folt *et al.* 1999). La publication de Travis (2003) dénonçant le « *deadly anthropogenic cocktail* » a rapidement soulevé l'attention de la biologie de la conservation.

Le cumul des facteurs peut conduire, ou non, à une interaction de leurs effets. Dans le cas où il n'y a pas d'interaction, un facteur peut dominer, se multiplier ou s'additionner à l'effet d'un autre facteur (Figure 2). La réponse de la population est alors bornée entre l'effet maximal d'un ou des deux facteurs additionnés. En revanche, lorsqu'il y a interaction la réponse peut dépasser l'effet maximal additif des deux facteurs en cas de synergie ou être inférieur au plus petit effet en cas d'antagonisme (Figure 2).

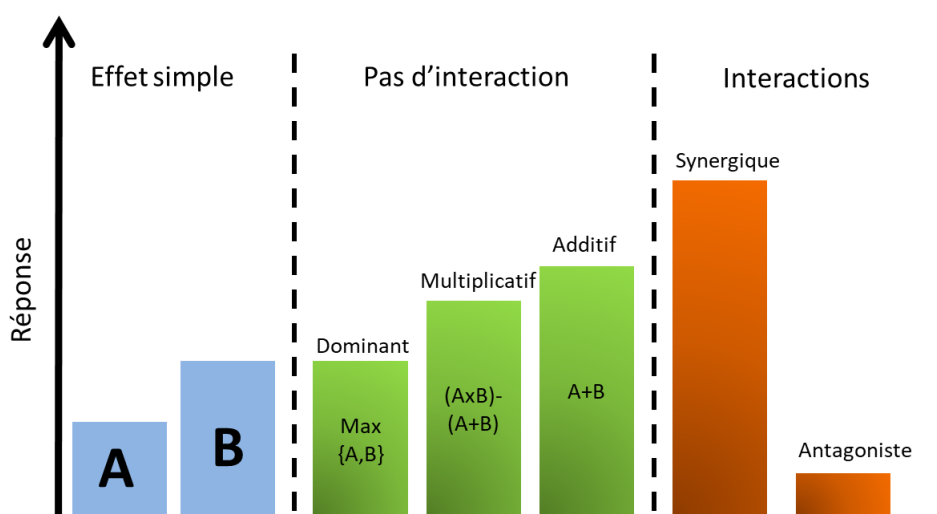


Figure 2 : Schéma des effets simples et cumulés de deux facteurs de changement de biodiversité (A et B) sur un système biologique. En absence d'interaction, l'effet d'un facteur (B) peut être dominant sur l'autre (A), leurs effets peuvent se multiplier, ou s'additionner. L'interaction est synergique lorsque l'effet cumulé dépasse l'effet additif, et devient antagoniste lorsque l'effet cumulé induit une réponse contraire à l'effet de l'un ou des deux facteurs. Figure adaptée de Côté *et al.* 2016.

Dans le contexte de changements globaux, connaître quels facteurs sont responsables d'un changement d'abondance ou de distribution d'une population et quels en sont les effets simultanés est une question primordiale, non seulement en termes de connaissances mais aussi pour établir des mesures de conservation ou des plans de gestion des populations. En cas d'effets additifs ou d'interactions synergiques entre plusieurs facteurs de changements biologiques, l'atténuation d'un ou des facteurs conduit à une réduction de la pression. En revanche, les interactions antagonistes sont complexes à gérer, puisque l'atténuation d'un facteur peut conduire à l'augmentation de la pression (Brown *et al.* 2013). Ainsi, si les effets cumulés de plusieurs facteurs de pressions ne sont pas bien identifiés, les mesures de gestion peuvent échouer (Brown *et al.* 2013). Des travaux récents insistent sur le faible nombre de travaux consacrés aux effets cumulés du changement d'usage des sols et du changement climatique (Sirami *et al.* 2016, Titeux *et al.* 2017). Sous-estimer, ou ne pas prendre en compte, le cumul de facteurs de changement, c'est risquer une mauvaise anticipation du déclin de la biodiversité (Titeux *et al.* 2016).

Adaptation, tolérance et enjeux de conservation face au réchauffement climatique

L'adaptation de la biodiversité au changement climatique est un champ de recherche très actif compte tenu de la rapidité du réchauffement actuel et des effets observés et prédits sur l'abondance et la distribution des espèces (Pereira *et al.* 2010, Chen *et al.* 2011, Dawson *et al.* 2011, Li *et al.* 2018, Newbold 2018). Il s'agit de décrypter comment les espèces sont capables, ou non, de faire face à ce changement (Larvergne *et al.* 2010), c'est-à-dire dans quelle mesure les espèces peuvent tolérer l'augmentation des températures et les changements biotiques et abiotiques subséquents, ou si pour se maintenir elles doivent s'adapter, en tenant compte du cumul des autres facteurs de changement (Dawson *et al.* 2011).

L'adaptation des espèces au réchauffement climatique se fait par des mécanismes de micro-évolution et/ou de plasticité (dont la base est génétique, West-Eberhard 2003), s'exprimant par des changements spatiaux, temporels ou internes (Bellard *et al.* 2012). Le changement de distribution spatial permet aux espèces de conserver leur niche climatique dans l'espace, alors qu'un changement phénologique correspond à une adaptation temporelle pour maintenir leurs interactions avec d'autres espèces (ex. prédation, Charmantier *et al.* 2008) ou s'ajuster au forçage des variations de température saisonnières (ex. migration, Jonzén *et al.* 2006). En l'absence d'adaptation spatiale ou temporelle, la persistance des individus est relative à une adaptation interne (ex. métabolisme, Chevin *et al.* 2010), ou à tolérer le réchauffement (Bellard *et al.* 2012).

La tolérance des espèces aux changements environnementaux varie en fonction de la dimension de leur niche écologique (Hutchinson 1957). Les espèces généralistes (Figure 3), à large amplitude de niche, peuvent tolérer de larges amplitudes de changements contrairement aux espèces spécialistes qui ont besoin de s'adapter aux changements pour persister. Par exemple, les espèces ayant une large amplitude de niche thermique ont une meilleure résilience aux vagues de chaleur (ex. Jiguet *et al.* 2006). L'accumulation des pressions tend à favoriser les espèces généralistes (Olden *et al.* 2004, Smart *et al.* 2006, Clavel *et al.* 2011), au détriment des espèces spécialistes qui sont davantage vulnérables au cumul des pressions engendrées par les changements globaux (Dawson *et al.* 2011, Frishkoff *et al.* 2015).

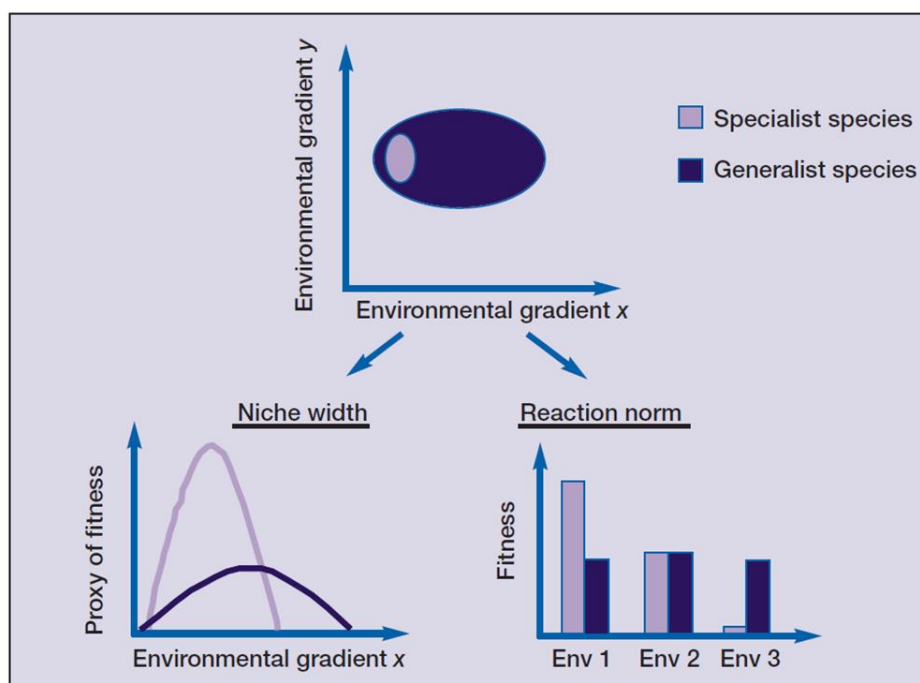


Figure 3 : Schémas de la niche écologique, selon l'amplitude et la position à un paramètre environnemental. Figure extraite de Clavel *et al.* 2011.

Un des enjeux de la biologie de la conservation est de faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique en réduisant les pressions sur les populations. Les outils efficaces pour la conservation des espèces sont nombreux (Godet & Devictor 2018) et parmi eux les aires protégées sont perçues comme la pierre angulaire des stratégies de conservation (Margules and Pressey 2000). En réduisant les pressions sur les habitats et les espèces, par une utilisation raisonnée et durable des ressources naturelles, elles offrent des milieux favorables à la colonisation d'espèces dont l'aire de

distribution se déplace sous l'effet du réchauffement (Thomas *et al.* 2012, Peach *et al.* 2018). Ainsi, les engagements pris dans le cadre des conventions internationales devraient réduire le cumul des pressions sur les espèces et faciliter leur adaptation au réchauffement climatique (Trouwborst 2011, 2012, Cliquet 2014).

Des populations aux communautés

Les effets des facteurs de changement sont mesurables à différents niveaux, du patrimoine génétique (voir épi-génétique) au fonctionnement de l'écosystème. Les suivis de populations sont un pilier de la biologie de la conservation. L'étude des paramètres démographiques des populations donne de précieuses indications sur comment le vivant réagit face à ces facteurs de changement, en influençant la fitness des individus par exemple (Fay *et al.* 2017). En passant de l'étude des populations à l'étude des communautés il est possible de comparer les réponses entre espèces. Les différences spécifiques de tolérance et de sensibilité aux facteurs de changement font de l'étude des communautés un axe majeur pour évaluer les effets cumulés des facteurs de changements (Jørgensen *et al.* 2016) et permet de comprendre les processus qui lient les caractéristiques fonctionnelles des espèces à leur environnement (McGill *et al.* 2006).

Etudier la réponse des communautés aux changements globaux nécessite des suivis tenant compte de plusieurs espèces, sur des échelles spatiale et temporelle idéalement larges. L'essor des suivis participatifs est un solide appui à la recherche pour étudier les effets des changements globaux sur les communautés d'espèces emblématiques.

1.2 Conservation des oiseaux d'eau dans un contexte méditerranéen

Comme nous le verrons plus loin, les oiseaux d'eau et leurs habitats sont fortement affectés par les changements globaux. Pour ces raisons, les oiseaux d'eau bénéficient de l'attention des conventions internationales pour la conservation de la biodiversité et sont souvent à l'origine de la désignation d'aires protégées. Les oiseaux d'eau participent au fonctionnement des écosystèmes, en tant que prédateurs ou herbivores et jouent un rôle dans la dispersion d'organismes et de nutriments dans les zones humides (Green & Elmberg 2014). Ils font figure d'espèces indicatrices des changements environnementaux (Green *et al.* 2002) notamment parce qu'ils sont sensibles aux variations climatiques (Maclean *et al.* 2008). Suivies à l'échelle internationale depuis plusieurs décennies, les communautés d'oiseaux d'eau offrent un formidable moyen d'évaluer l'effet des facteurs de changement de biodiversité, de leurs interactions et des solutions pour conserver leurs populations (Amano *et al.* 2018).

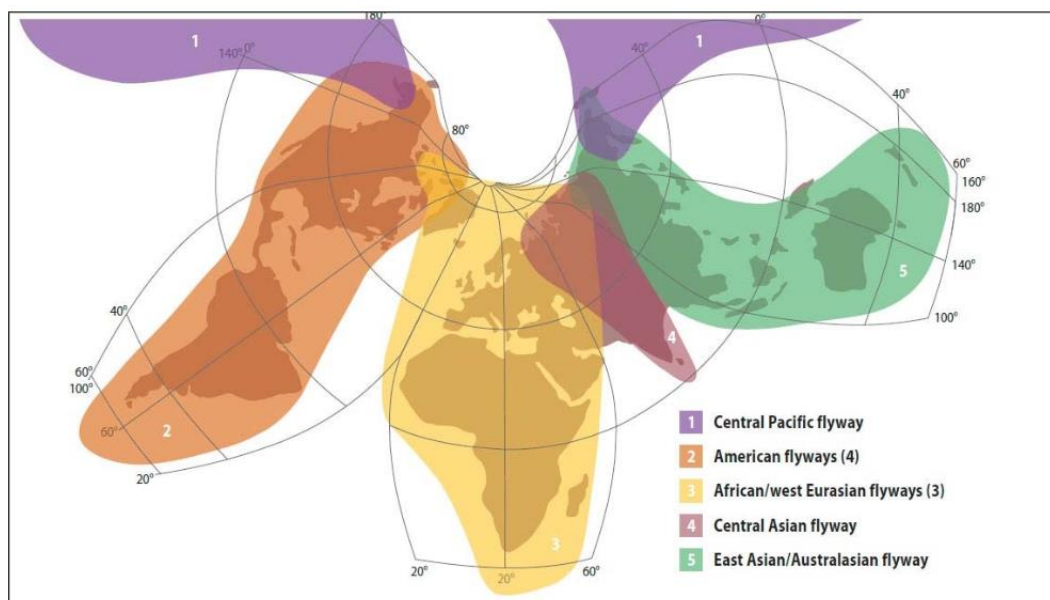


Figure 4 : Principales voies de migrations des oiseaux d'eau, avec la Méditerranée au cœur de la voie Paléarctique Occidental-Afrique (nommée ici African/west Eurasian, d'après Hötter *et al.* 1998).

Ces espèces principalement migratrices, sont soumises à une accumulation de pressions puisque la dégradation des habitats et le changement climatique peuvent les impacter sur l'ensemble de leur voie de migration : sur leur aire de reproduction, les haltes migratoires et les quartiers d'hivernage (Bairlein 2016). Hors période de reproduction s'ajoute une pression supplémentaire, à savoir les prélèvements par la chasse ; beaucoup d'oiseaux d'eau étant des gibiers recherchés dans les pays de culture occidentale (ex. Fox & Madsen 1997). La Méditerranée est une des plus importantes zones

d'hivernage et de passage pour un demi-milliard d'oiseaux d'eau de la voie de migration Paléarctique Occidental-Afrique (Wetlands International 2018, Figure 4). Or les pressions sur les zones humides et leur biodiversité sont très fortes et les solutions mises en place pour répondre aux menaces sont inégales entre les pays du bassin méditerranéen. Dans ce hotspot de biodiversité, 36% des espèces dépendantes des zones humides évaluées par l'UICN sont menacées, soit deux fois plus que la moyenne régionale. D'après l'indice Planète Vivante, les populations de vertébrés des zones humides méditerranéennes ont décliné de 15% entre 1990 et 2013, avec des tendances spatialement très hétérogènes (Geijzenborffer *et al.* 2018).

Les oiseaux d'eau hivernants du bassin méditerranéen

Environ 150 espèces d'oiseaux d'eau sont observées régulièrement en hiver dans les pays méditerranéens, appartenant en majorité à trois ordres : les Ansériformes (cygnes, oies et canards), les Péléciformes (hérons, pélicans et cormorans) et les Charadriiformes (mouettes, sternes et limicoles) (cf. Tableau 1, Partie Matériels et Méthodes). Pour plusieurs espèces, l'essentiel de leur effectif mondial se trouve dans les pays méditerranéens (<http://wpe.wetlands.org/>) que ce soit en hivernage (ex. Oie cendrée, Grèbe huppé, Flamant rose, Grue cendrée, Goéland railleur, Mouette mélanocéphale, Goéland leucophaea, etc.) ou pendant leur passage obligé entre l'Europe et l'Afrique sub-saharienne (Sarcelle d'été, Cigognes noire et blanche, Marouettes ponctuée et poussin, Combattant varié, Bécasseau cocorli, Chevaliers culblanc et sylvain, etc.). Certaines sont par ailleurs dans un état de conservation défavorable à l'échelle globale, leur existence dépendant étroitement du maintien de conditions d'hivernage satisfaisantes dans le bassin méditerranéen ; c'est par exemple le cas de l'Erismature à tête blanche, du Fuligule milouin et du Pélican frisé.

Les premiers dénombrements des oiseaux d'eau dans les années 1950-70 en Europe et dans le bassin méditerranéen ont révélé des effectifs en déclin, ce qui sera, comme nous le verrons plus tard, l'un des déclencheurs du mouvement en faveur de la conservation des zones humides, et plus largement de la biodiversité en Méditerranée et au-delà. Si les données quantitatives manquent (les comptages d'oiseaux ne se sont généralisés qu'à partir des années 1970), l'analyse de synthèses ornithologiques européennes publiées au cours de ces 50 dernières années met en évidence le déclin d'une majorité d'espèces (Encadré 1). Sous l'influence de nombreux facteurs de pressions, la conservation des oiseaux d'eau est un axe majeur des conventions internationales pour la conservation de la biodiversité.

Encadré 1 : Tendances de populations d'oiseaux d'eau européens depuis la fin du XIX^{ème} siècle

Gaget E. & Galewski T. in prep.

Documenter l'état de conservation des populations à partir d'un état de référence pertinent est nécessaire pour la biologie de la conservation (Pauly 1995, Bonebrake *et al.* 2010). Bien que les oiseaux soient un des groupes d'animaux les mieux étudiés historiquement (Chansigaud 2007, Mihoub *et al.* 2017), peu de synthèses à large échelle spatiale font état de leurs tendances de population depuis la fin du XIX^e siècle, c'est-à-dire depuis le début de l'ère industrielle et l'augmentation des pressions anthropiques. Les oiseaux d'eau, dépendants des zones humides, chassés et persécutés ont été exposés à l'augmentation des menaces. En revanche, l'augmentation rapide des réglementations environnementales en Europe dans les années 1970 a potentiellement permis l'amélioration récente de leurs tendances. Nous avons réalisé une synthèse bibliographique des tendances européennes d'oiseaux d'eau depuis la fin du XIX^e siècle en Europe, et comparé les périodes pré et post 1970 pour discuter du rôle des conventions environnementales (cf. Annexe B pour la description des méthodes). Pour illustrer la nuance entre menace d'extinction et tendances historiques, nous comparons les tendances aux statuts de menace d'extinction de la liste rouge de l'UICN.

Parmi les 189 espèces évaluées, 100 espèces ont subi un déclin entre la fin du XIX^e siècle et 2010. L'effet attendu des conventions environnementales est mitigé puisque qu'après 1970, autant d'espèces ont commencé, ou continué, à diminuer qu'à augmenter ou à rester stable. Le déclin de plus de la moitié des populations d'oiseaux d'eau depuis la fin du XIX^e siècle interroge sur leur état de conservation sur le long terme. Même si relativement peu d'espèces se sont éteintes en Europe et que la majorité ne présente pas aujourd'hui un risque d'extinction imminent, il serait faux de conclure au « bon » état de conservation de leurs populations.

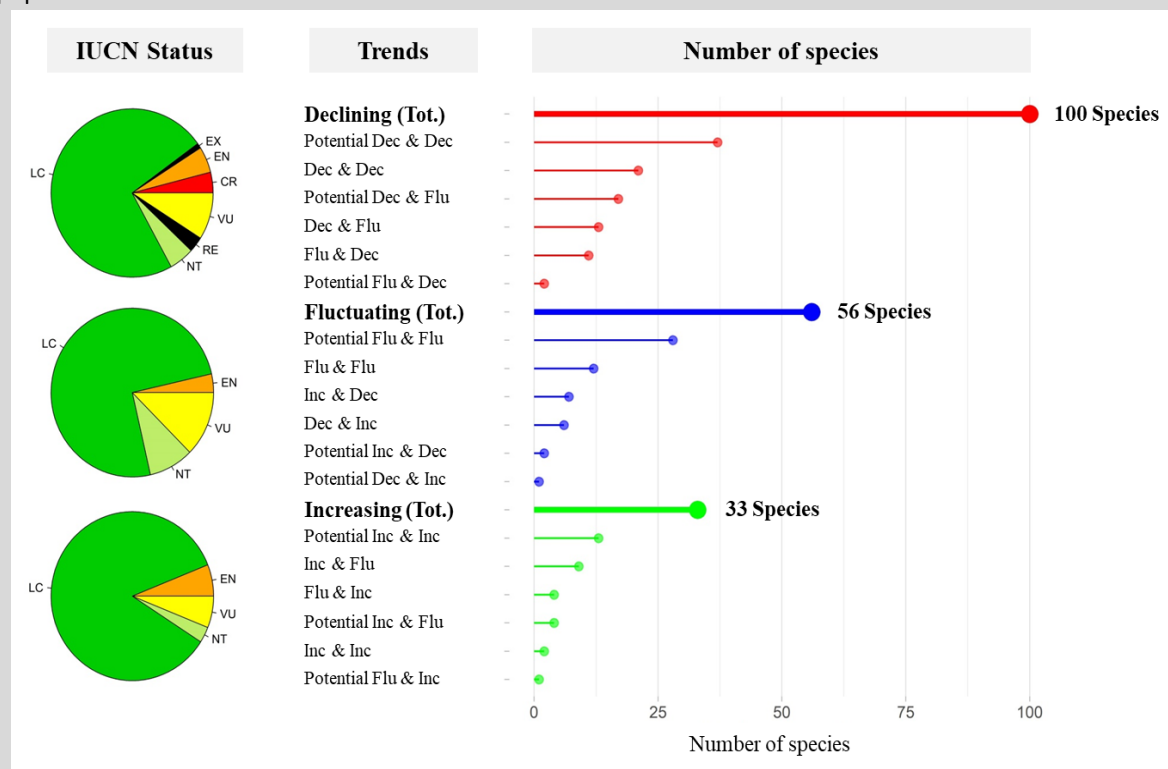


Figure E1 : Statuts UICN et tendances de population de 189 oiseaux d'eau européens. Tendances rapportées sur la période <1950-2010 (en gras), puis sur les sous périodes <1970 et 1970-2010 ("Dec" Décline, "Flu" Fluctuante, "Inc" Augmente). Les tendances sont notées probables ("Potential") si les informations sont incomplètes. Statuts UICN européens (2015), "LC" Préoccupation mineure, "NT" Quasi menacé, "VU" Vulnérable, "EN" En danger, "CR" En danger critique d'extinction, "RE" Eteint régionalement, "EX" Eteint.

Changements d'habitats

Les zones humides recouvrent aujourd'hui entre 4 et 12 millions de km² dans le monde (Pekel *et al.* 2016, Davidson *et al.* 2018) mais ont décliné en surface de l'ordre de 80% sur les trois derniers siècles (Davidson 2014). Depuis 1970, elles ont décliné de 30% à l'échelle mondiale (Dixon *et al.* 2016). L'impact des activités humaines sur les zones humides est particulièrement fort en Méditerranée (Encadré 2). Les principales pressions sur les zones humides méditerranéennes sont leur conversion en milieux agricoles, plans d'eau artificiels et milieux urbains (Beltrame *et al.* 2015). A cette disparition des zones humides s'ajoutent des dégradations importantes dues à la modification du fonctionnement hydrologique ou à la pollution (Geijzenborffer *et al.* 2018). Dans plusieurs pays d'Afrique du nord et du Proche-Orient, les ressources en eau renouvelables sont exploitées en totalité, principalement pour l'agriculture (Beltrame *et al.* 2015). Les flux d'azote et de phosphore d'origine anthropique dans les cours d'eau ont été multipliés par cinq (Ludwig *et al.* 2009). L'artificialisation de la gestion hydraulique entraîne la modification des communautés originelles, y compris d'oiseaux d'eau (Tamisier & Grillas 1994). En addition, le changement climatique s'exprime par l'augmentation des températures annuelles, estivales comme hivernales, la diminution des précipitations, l'augmentation du niveau marin et l'augmentation d'évènements climatiques extrêmes (Asselen *et al.* 2013, Mariotti *et al.* 2015, Schuerch *et al.* 2018). Ces pressions anthropiques, locales et régionales, s'intensifient et les effets pour les prochaines décennies sont particulièrement prononcés sur la rive sud de la Méditerranée (Plan Bleu 2005).

Ces modifications d'habitats influencent localement la diversité alpha et beta des communautés d'oiseaux d'eau. Premièrement, la perte de zones humides pour l'extension des zones urbaine ou agricole réduit les possibilités de site d'hivernage pour les oiseaux d'eau et induit la redistribution des effectifs (Ward *et al.* 2010). Pour des raisons historiques, les grandes villes sont souvent implantées à proximité de grandes zones humides, de fleuves ou du rivage marin (là où se localisent la plupart des zones humides), causant la dégradation et la destruction de ces milieux (PNUE/PAM 2012). Deuxièmement, la dégradation de l'état écologique et chimique des zones humides modifie l'habitat et les ressources disponibles. L'agriculture est un facteur de changement important pour ces espèces. Les limicoles sont défavorisés lorsque les prairies humides sont remplacées par des champs cultivés (Duncan *et al.* 1999, Amano 2009). Au contraire, d'autres espèces sont favorisées car elles peuvent y trouver des graines de céréales ou des jeunes pousses, telles que les oies, les grues ou certains canards (Amano 2009, Pernollet *et al.* 2015). Les rizières, établies sur d'anciens marais, sont très attractives en hiver pour les canards granivores du moment qu'elles sont inondées, bien que toutes les espèces du cortège originel ne s'y adaptent pas (Elphick & Oring 2002, Pernollet *et al.* 2015). Par ailleurs, les fertilisants favorisent l'eutrophisation qui peut être positif pour les

espèces se nourrissant de zooplancton ou de micro algues (Guillemain *et al.* 2000) ou négatif pour les espèces dépendantes de macro algues ou macro-invertébrés (Martinez-Abraïn *et al.* 2016). Troisièmement l'artificialisation des zones humides, pour répondre au besoin d'activités humaines telles que la régulation des flux d'eau, l'épuration ou l'exploitation de sel, réduit la diversité des niches écologiques (Bellio *et al.* 2009). Ces milieux artificiels sont homogènes et ne reproduisent pas la diversité des habitats naturels (Ma *et al.* 2004, Kloskowski *et al.* 2009). Ces modifications engendrent des changements locaux de tendances de populations (Musilová *et al.* 2017), mais peuvent également influencer à large échelle spatiale la démographie des espèces et l'assemblage des communautés (Fox *et al.* 2005, Gauthier *et al.* 2005, Moller & Laursen 2015).

Exploitation des populations

L'homme exploite depuis plusieurs milliers d'années les oiseaux d'eau à travers la chasse, la collecte d'œufs ou de plumes (Chansigaud 2007). L'augmentation de la précision et de la puissance des armes à feu a augmenté les pressions sur les populations, aboutissant à des pratiques de chasses industrialisées dans la seconde moitié du XIX^{ème} siècle (Mathevet & Guillemain 2016). En plus de la chasse visant à exploiter la ressource que représentent les oiseaux d'eau, certaines espèces sont persécutées car elles rentrent en conflit avec les activités humaines. C'est le cas des oiseaux piscivores, comme les hérons, harles et cormorans, qui ont subi de très fortes pressions de régulation (Fasola *et al.* 2010, Manikowska-Slepowska *et al.* 2016). La réglementation de l'exploitation des populations a été une des premières mesures prises pour enrayer le déclin des oiseaux d'eau au XX^e siècle (Chansigaud 2007). Cependant, en Méditerranée le braconnage est actuellement estimé à 1,02 millions d'oiseaux d'eau prélevés illégalement par an (Brochet *et al.* 2016). D'autre part, même lorsque la chasse est légale, la durabilité des prélèvements est parfois remise en question du fait du mauvais état de conservation des populations comme l'indiquent les moratoires sur la chasse du Courlis cendré et de la Barge à queue noire dans l'Union européenne (JORF 2018). Bien que les prélèvements ne constituent pas forcément la première cause de déclin, il est possible que les pratiques cynégétiques interagissent avec les autres facteurs de changement. Prendre en compte la gestion cynégétique dans la conservation des oiseaux d'eau est à la fois une nécessité pour comprendre les processus biologiques mais également pour mesurer la durabilité des pratiques.

Encadré 2 : Increasing the impact of the Ramsar convention on the conservation of Mediterranean wetlands

Geijzendorffer I.R., Beltrame C., Chazee L., Gaget E., Galewski T., Guelmami A., Perennou C., Popoff N., Guerra C., Leberger R. & Grillas P. in prep for *Frontiers in Ecology and Evolution* (Annexe C)

Les zones humides sont des milieux essentiels pour la biodiversité méditerranéenne, fournissant des habitats aux espèces endémiques et migratrices et contribuant en même temps à produire des ressources naturelles pour les populations humaines. Au vu de leur importance, l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (Tour du Valat) est en charge d'étudier l'état, les menaces et les réponses apportées à la préservation de ces milieux (MWO1, Geijzendorffer *et al.* 2018) dans le but de maximiser l'efficacité de la conservation des zones humides.

Entre 2010 et 2015, la population humaine a augmenté de 5% dans la région méditerranéenne avec des différences majeures entre la rive nord et la rive sud. Cette augmentation est un facteur important de la dégradation des zones humides, soit en raison de la surexploitation des ressources naturelles, soit par la pollution de l'eau ou la conversion des habitats naturels. Les zones humides fournissent pourtant de nombreux services écosystémiques. La capacité des zones humides à atténuer les inondations a diminué de 20%. La moitié des fleuves méditerranéens ont réduit leur débit de manière significative entre 1960 et 2000. L'abondance des espèces dépendantes des zones humides méditerranéennes a décliné de 48% depuis 1990. Comme le changement climatique augmentera les épisodes de sécheresse, la disponibilité en eau douce sera affectée, et par conséquent, les zones humides, leur biodiversité et leurs services écosystémiques aussi.

En réponse, les pays engagent des mesures de conservation, notamment par l'utilisation de la Convention Ramsar. En 2016, 77% des pays méditerranéens ont une politique de gestion des zones humides. Cependant, 29% seulement des pays disposent d'un groupe de travail pour superviser la mise en œuvre de ces politiques. Des actions concrètes sont attendues via le soutien politique des pays signataires de la Convention Ramsar.

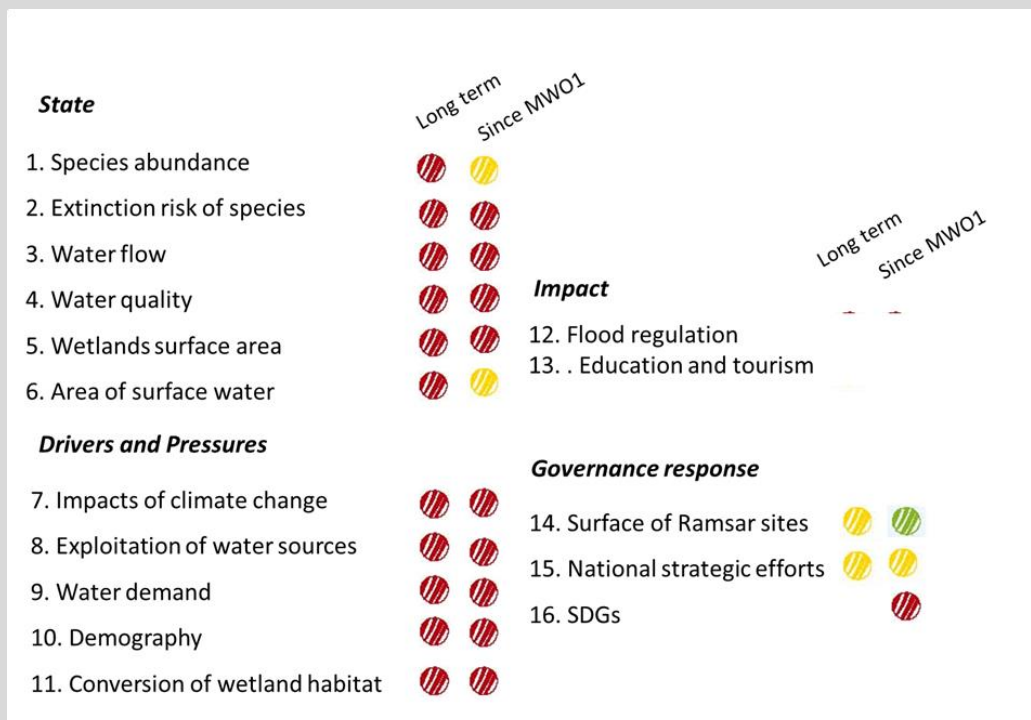


Figure E2 : Vue d'ensemble de la tendance générale à long terme (à partir de 1970) et à court terme (depuis 2012) pour les 16 indicateurs de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (code couleur : rouge 'très mauvais', orange 'mauvais', vert 'bon').

Changement climatique et distribution hivernale

Pour les oiseaux d'eau, espèces largement migratrices, le changement climatique est un des plus importants facteurs de changement qui s'ajoute aux autres pressions. Il se traduit par des changements d'abondance et de distribution chez les oiseaux en hivernage (Maclean *et al.* 2008, Sauter *et al.* 2010, Godet *et al.* 2011, Dalby *et al.* 2013, Lehikoinen *et al.* 2013, Fox *et al.* 2015, Pavón-Jordán *et al.* 2015, Ramo *et al.* 2015). Le déplacement de l'aire de distribution peut se faire uniformément (ex : Canard colvert, Gunnarsson *et al.* 2012) ou seulement en limite nord de distribution (ex : Canard siffleur, Fox *et al.* 2015). En hiver, la demande énergétique peut être deux à trois fois plus importante au nord de la distribution (Wiersma & Piersma 1994) et la sévérité des conditions climatiques (températures et couvert neigeux) est fortement responsable des changements d'abondance des oiseaux d'eau (Schummer *et al.* 2010). En relâchant la demande énergétique, le réchauffement climatique favorise le déplacement des populations vers le nord. Ainsi le changement de distribution hivernale peut induire une réduction de la distance de migration (Sauter *et al.* 2010).

Réduire la distance de migration peut avoir des conséquences positives pour les oiseaux d'eau, pour lesquels la migration est une opération coûteuse en énergie et risquée. La réduction des distances de migration peut améliorer le succès reproducteur (Gilroy 2017), diminuer le risque de mortalité (Duijns *et al.* 2017) ou favoriser l'exploitation de nouvelles zones alimentaires, comme au Royaume Uni, où les limicoles vont désormais davantage sur la côte est, très riche en vasières, alors qu'auparavant les conditions étaient trop froides (Austin & Rehfish 2005).

Malgré ces études, la compréhension de l'ajustement des oiseaux d'eau au changement climatique à l'échelle internationale est limitée à quelques espèces de limicoles et d'anatidés (Maclean *et al.* 2008, Sauter *et al.* 2010, Dalby *et al.* 2013, Lehikoinen *et al.* 2013, Fox *et al.* 2015, Pavón-Jordán *et al.* 2015). Ces espèces ne sont pas représentatives de l'ensemble des guildes d'oiseaux d'eau, des familles ni même des ordres. Ce sont par ailleurs pratiquement toutes des espèces chassables dans l'Union Européenne (UE), ce qui biaise l'interprétation des études si les prélèvements ont un impact sur la capacité des espèces à s'adapter au réchauffement climatique. Les études sont focalisées sur l'Europe (Europe du Nord), où les dynamiques de population ne sont pas représentatives de la diversité des changements à l'échelle mondiale (Amano *et al.* 2018). D'une façon générale, aucune étude ne fait état de l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau (dans leur entièreté) au réchauffement climatique en considérant une échelle spatiale internationale, encore moins en considérant une diversité politique en matière de conservation de la biodiversité.

Mesures de conservation

La conservation des oiseaux d'eau a bénéficié de l'investissement de pionniers de la conservation comme Luc Hoffmann (Encadré 3), suite au constat alarmant du déclin des zones humides et de leur biodiversité. En l'espace d'une décennie, la Convention de Ramsar (1971), Convention de Berne (1979) et Convention de Bonn (CMS 1979) ont été adoptées dans le but de protéger la biodiversité, avec des mentions spéciales pour les oiseaux d'eau. Les mesures de protection reposent en particulier la création d'aires protégées, englobant en priorité les zones humides d'importance internationale, mais elles incluent également la réglementation des statuts de chasse et l'interdiction des prélèvements pour les espèces au statut de conservation préoccupant. Malgré ces mesures de conservation, 36% des populations d'oiseaux d'eau de la voie de migration Paléarctique-Afrique sont encore en déclin contre seulement 27% en augmentation sur la période 2008-2018 (Wetlands International 2018).

Encadré 3 : Luc Hoffmann (1923-2016) *Des convictions, des actions et des moyens*

Luc Hoffmann est un pionnier de la conservation de la nature ayant œuvré sa vie entière pour la protection de la biodiversité, en particulier celle des zones humides. Alors que ses origines familiales auraient pu le prédestiner à une carrière au sein du géant pharmaceutique Hoffmann-La Roche, Luc réalise un doctorat de biologie en Suisse, à l'université de Bâle en 1953 sur l'ontogénèse du plumage des juvéniles de Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*). L'année suivante il fonde la Tour du Valat, en Camargue, dans le delta du Rhône. La conservation du Flamant rose (*Phoenicopterus roseus*) est un des premiers succès de la Tour du Valat, aujourd'hui devenu un exemple de protection d'espèce emblématique auprès du grand public. Alors directeur du Bureau International de Recherches sur les Oiseaux d'Eau et les zones humides (BIORE, devenu Wetlands International), il organise en 1962 la première conférence internationale pour la conservation des zones humides au côté d'autres pionniers de la conservation tel que François Bourlière. Cette conférence aboutira neuf ans plus tard à l'adoption de la Convention Ramsar, première convention environnementale internationale moderne, destinée à protéger les zones humides. Il apporta son soutien à l'établissement de l'Union International pour la Conservation de la Nature (UICN) et au fonds mondial pour la nature (WWF). Luc prit personnellement part à plusieurs projets de conservation, dont celle des zones humides de Doñana en Espagne, des lacs Prespa en Albanie, Grèce et Macédoine et du Banc d'Arguin en Mauritanie. En créant la Fondation MAVA en 1994, il offre un appui financier majeur pour la protection de la nature. Il fut remercié par de prestigieuses distinctions pour sa contribution à la préservation de la biodiversité et à la conservation des patrimoines naturels, qu'il savait nécessaires au bien-être humain. Bien loin d'être un mécène héritier d'une fortune familiale, Luc Hoffmann s'est engagé personnellement dans la conservation de la biodiversité, entraînant dans son sillage des milliers d'hommes et de femmes. Aujourd'hui la Tour du Valat reste un de ses précieux héritages pour la conservation des zones humides méditerranéennes, contribuant activement à la recherche et formant des générations d'écologues.



Encadré 4 : Conventions internationales pour la conservation des oiseaux d'eau

La protection des oiseaux est née à la fin du XIX^e siècle, en réponse à la surexploitation de certaines espèces comme le Pigeon migrateur en Amérique du nord ou les aigrettes pour la mode des chapeaux à plumes dans tout l'Hémisphère nord (Chansigaud 2007). La « Convention internationale pour la protection des oiseaux » est signée en 1902 par neuf pays Européens. Elle fait alors la distinction entre les oiseaux « utiles » à protéger et ceux « nuisibles » qu'il convient de détruire. Beaucoup d'oiseaux d'eau figurent malheureusement dans la seconde catégorie en particulier les prédateurs de poissons tels que les ardéidés, pélicans, cormorans, harles et plongeurs. Sa mise à jour en 1950 abolit le statut des espèces nuisibles, mais laisse une grande flexibilité dans la liste des espèces à protéger à l'échelle nationale.

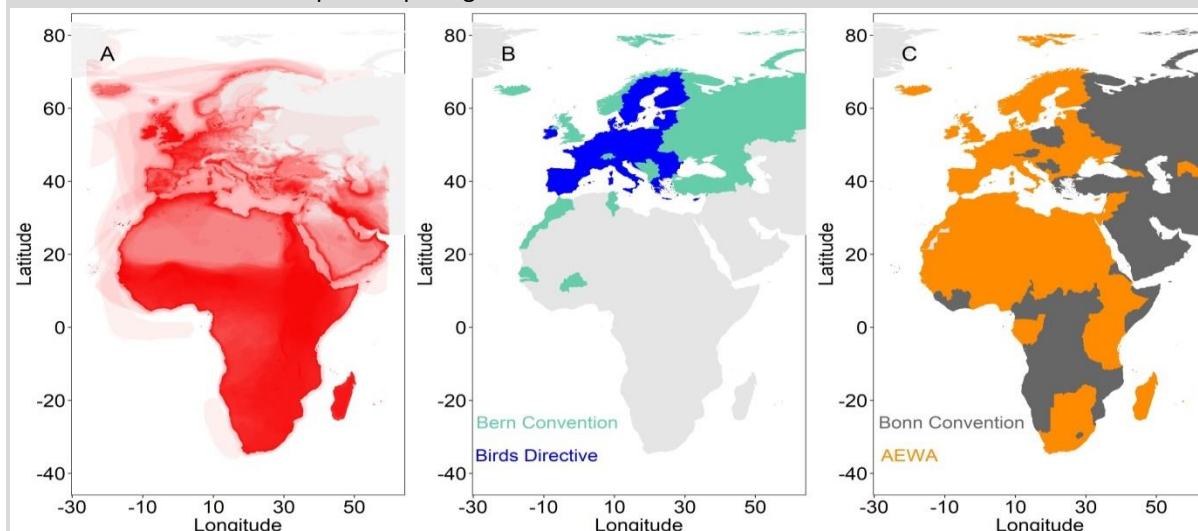


Figure E4 : Distribution hivernale des oiseaux d'eau dans la voie de migration Paléarctique Occidental-Afrique (A), étendue de la Convention de Berne et de son application dans l'Union Européenne par la Directive Oiseaux (B), étendue de la Convention de Bonn et de son application sur les oiseaux migrateurs par l'AEWA (C).

La protection des zones humides, en tant qu'habitats pour les oiseaux d'eau, a fait l'objet de la première convention internationale environnementale moderne, par la signature en 1971 de la convention Ramsar. Les états signataires s'engagent à avoir une utilisation rationnelle des zones humides et à protéger celles d'importance internationale, notamment parce qu'elles abritent une biodiversité remarquable (Ramsar Convention 2005). Aujourd'hui les sites Ramsar couvrent près de 2,1 millions de km² répartis en 2200 sites dans 170 pays (Juffe-Bignoli *et al.* 2017).

La Convention de Bonn sur les espèces migratrices (CMS, 1979) est ratifiée par 126 pays. Elle engage les états à la conservation des espèces migratrices et de leurs habitats. L'application régionale de la Convention de Bonn pour les oiseaux sur la voie de migration Paléarctique-Afrique est effectuée par l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA). L'AEWA est ratifié par la plupart des pays Européens, du Moyen Orient et d'Afrique et harmonise auprès des états signataires, sans contrainte effective, la protection des espèces selon leur statut de menace.

La Convention de Berne, « Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe » (1979) est ratifiée par les pays Européens, et certains pays du Moyen Orient et du Maghreb. Elle requiert la désignation d'aires protégées et la protection des espèces européennes dont la conservation nécessite la collaboration entre plusieurs états. Sa mise en application pour les oiseaux dans les Etats membres de l'UE se fait dans le cadre de la Directive Oiseaux, dont les mesures sont strictement réglementaires. La protection stricte correspond à l'interdiction des prélèvements et à préservation des sites de reproduction, de pauses migratoires et d'hivernage. Même les espèces non strictement protégées doivent bénéficier de mesures de conservation et les activités cynégétiques ne peuvent avoir lieu que dans certaines conditions très réglementées (ex : saison, technique de chasse) sans jamais menacer le statut de conservation des espèces.

Permettre aux espèces de s'adapter au changement climatique est un nouveau défi pour les conventions environnementales, généralement établies avant la prise de conscience de l'ampleur du problème. La perte, la dégradation et l'artificialisation des zones humides modifient localement l'abondance et la distribution des oiseaux d'eau. Ces facteurs peuvent entrer en interaction avec les effets du changement climatique sur leur distribution hivernale. La stratégie recommandée pour protéger les espèces contre le changement climatique (outre la réduction d'émission de gaz à effets de serre) est de réduire les pressions sur les populations pour faciliter leur adaptation (Thomas & Gillingham 2015). L'application de la convention de Bonn sur la voie de migration Paléarctique Occidental-Afrique par l'AEWA (Encadré 4), accorde beaucoup d'importance à faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique (Trouwborst 2012). Cependant, la mise en œuvre des mesures de conservation ne dépend malheureusement pas de l'AEWA qui peut inciter, mais ne peut pas contraindre les pays à appliquer des mesures strictement réglementaires, même limites pour les Conventions de Berne et Ramsar (Trouwborst 2011). L'UE est dotée en revanche d'une réglementation contraignante où les intentions pour conserver les espèces face au changement climatique sont plus clairement établies et rentrent dans les objectifs de son plan d'action en faveur de la biodiversité depuis 2006, par l'usage de la Directive Oiseaux et de la Directive Habitats (Trouwborst 2011). Ce plan soutient le renfort de la cohérence, de la connectivité et de la résilience du réseau d'aires protégées pour maintenir ou améliorer l'état de conservation des espèces, de façon à faciliter leur adaptation au changement climatique (Trouwborst 2011, Cliquet 2014). Aujourd'hui, la question est de savoir si les mesures de conservation déjà mises en place, protection des habitats et des espèces, améliore l'état de conservation des oiseaux d'eau et facilite leur adaptation au changement climatique (Trouwborst 2011, Cliquet 2014).

1.3 Objectifs de la thèse

Ce travail de thèse est focalisé sur l'étude de la capacité des communautés à s'ajuster au réchauffement climatique malgré le cumul d'autres facteurs de changement et évalue comment les stratégies de conservation, en réduisant les pressions, peuvent faciliter cet ajustement. Je m'intéresse particulièrement à l'ajustement de la distribution des espèces au réchauffement climatique. Les oiseaux d'eau hivernants en Méditerranée sont pris pour modèle d'étude en raison notamment de 1) leur importance écologique, économique et symbolique pour la conservation et 2) la possibilité de comparer différentes mesures de conservation à l'échelle du bassin méditerranéen. Pour cela j'utilise les données de comptages de 145 espèces oiseaux d'eau hivernants sur la période 1991-2012 répartis dans les pays du bassin méditerranéen (25 pays, 4 517 sites, cf. partie Matériels et Méthodes). La thèse s'articule en trois chapitres précédés d'une description des données et des méthodes utilisées. Les chapitres s'intéressent successivement à l'effet du cumul des pressions sur l'ajustement des communautés au réchauffement, à la réduction des pressions par les mesures de conservation et à la facilitation de l'ajustement des communautés par les mesures de conservation.

Le premier chapitre étudie les **effets cumulés du changement d'habitat et du changement climatique sur l'ajustement des communautés au réchauffement**. Je mesure cet ajustement en fonction d'un gradient de changement d'habitat et suivant l'affinité thermique des espèces, je compare si cet ajustement varie suivant les différentes magnitudes de changement d'habitat. L'hypothèse est que plus la conversion d'habitats naturels est forte, moins les espèces sont sélectionnées selon leur affinité thermique. L'interaction entre facteurs de changements peut induire des effets décuplant ou réduisant l'ajustement des communautés au réchauffement.

Le second chapitre examine l'**efficacité des mesures de conservations à diminuer les pressions sur les oiseaux d'eau hivernants**. Les mesures de conservation ont pour but de maintenir ou d'améliorer le statut de conservation des populations en réduisant l'impact des pressions des facteurs de changement. J'évalue si la protection des zones humides par la Convention Ramsar permet d'assurer la conservation des populations, en fonction de l'implication politique en matière de protection environnementale des pays de la Méditerranée. L'hypothèse est que l'efficacité des statuts de protection est contrainte par la mise en place de mesures de conservation concrètes, elles-mêmes largement dépendantes du système de gouvernance des pays. En cas d'engagement politique faible, les mesures de conservation sont-elles utiles ?

Le troisième chapitre évalue l'**efficacité des conventions internationales pour la conservation de la biodiversité à faciliter l'adaptation des communautés au réchauffement climatique**. En

réduisant les pressions sur les populations, les mesures de conservations engagées par les conventions internationales sont susceptibles de faciliter l'ajustement de la distribution des espèces à l'augmentation des températures. J'évalue si la convention de Berne et son application strictement réglementaire européenne, la Directive Oiseaux, facilitent l'adaptation des communautés d'oiseaux d'eau hivernants au réchauffement climatique. L'hypothèse est qu'en améliorant l'état de conservation des populations, les mesures de conservation favorisent l'ajustement des communautés. Les espèces qui bénéficient le plus des mesures de conservation et de leur application strictement réglementaire sont susceptibles de participer davantage à l'ajustement des communautés.

1.4 Matériel et Méthodes

Dans ce chapitre je décris les données ainsi que les analyses qui ont été utilisées dans les chapitres suivants. Cette description est volontairement partiellement redondante avec les parties Matériels et Méthodes des articles ci-après, de façon à donner une vision d'ensemble de la base de données et des méthodes statistiques utilisées.

Données de comptage des oiseaux d'eau hivernants

Les dénombrements internationaux d'oiseaux d'eau (*International Waterbird Census*, IWC) sont coordonnés depuis 1967 par le Bureau International pour la Recherche sur les Oiseaux d'Eau et les zones humides (BIOE) qui en 1996 est devenu l'ONG *Wetlands International* en fusionnant avec des organisations asiatique et sud-américaine. Dès la prise de conscience du déclin subi par les oiseaux d'eau au milieu du XX^{ème} siècle, leur suivi est apparu fondamental pour mieux connaître ces populations et les conserver. C'est un des plus anciens et plus importants programmes de suivi de biodiversité à l'échelle internationale, couvrant plus de 25 000 sites dans 143 pays renseignant les dynamiques de populations de 461 espèces d'oiseaux d'eau (Amano *et al.* 2018). Les objectifs du programme sont d'évaluer les tailles et tendances de populations, d'identifier les zones humides d'importance internationale pour la protection des oiseaux d'eau et de fournir des informations nécessaires à la gestion et à la conservation de ces espèces. Ce programme est basé sur un protocole simple garantissant une forte mobilisation citoyenne, et suffisamment robuste pour être utilisé pour évaluer l'état et les tendances des oiseaux d'eau (Amano *et al.* 2018).

Le programme de comptage ne concernait dans les premières années que les anatidés et foulques car ce sont des espèces grégaires en hiver, faciles à dénombrer, ayant un intérêt cynégétique (Delany 2005). A la fin des années 1980, les comptages se sont généralisés à toutes les espèces d'oiseaux d'eau. Les comptages sont effectués une seule fois par an, généralement autour du 15 janvier, au cœur de la période d'hivernage. Les dénombrements sont effectués par des bénévoles ou des professionnels, en priorité sur les sites d'importance internationale pour être représentatifs des effectifs des populations (Delany 2005).

A l'échelle des 27 pays de la Méditerranée, la base de données de *Wetlands International* correspond à 8 572 sites comptés au moins une fois entre 1967 et 2015 (actualisation du 07/11/2015). Les données rassemblent plus de 60 000 évènements de comptages et 250 millions d'oiseaux de 400 espèces différentes.

Pour exploiter cette base de données j'ai d'abord effectué un important travail de repérage des biais et des limites. Les données brutes nécessitent une succession de filtres pour pouvoir être analysées sous forme de séries temporelles spatialisées de comptages d'oiseaux d'eau hivernants. Les filtres que j'ai appliqué, décrits ci-dessous, sélectionnent les sites ayant au moins deux évènements de comptages, les sites géoréférencés, les espèces d'oiseaux d'eau de la voie de migration Afrique-Eurasie tels que définis dans l'AEWA (<http://www.unep-aewa.org>), les comptages effectués uniquement au cours du mois de janvier, la période de comptage 1991-2012. De cette façon, 37 322 comptages ont été retenus, concernant 145 espèces sur 4 517 sites de 25 pays méditerranéens, représentant 157 millions d'oiseaux (Figure 5).

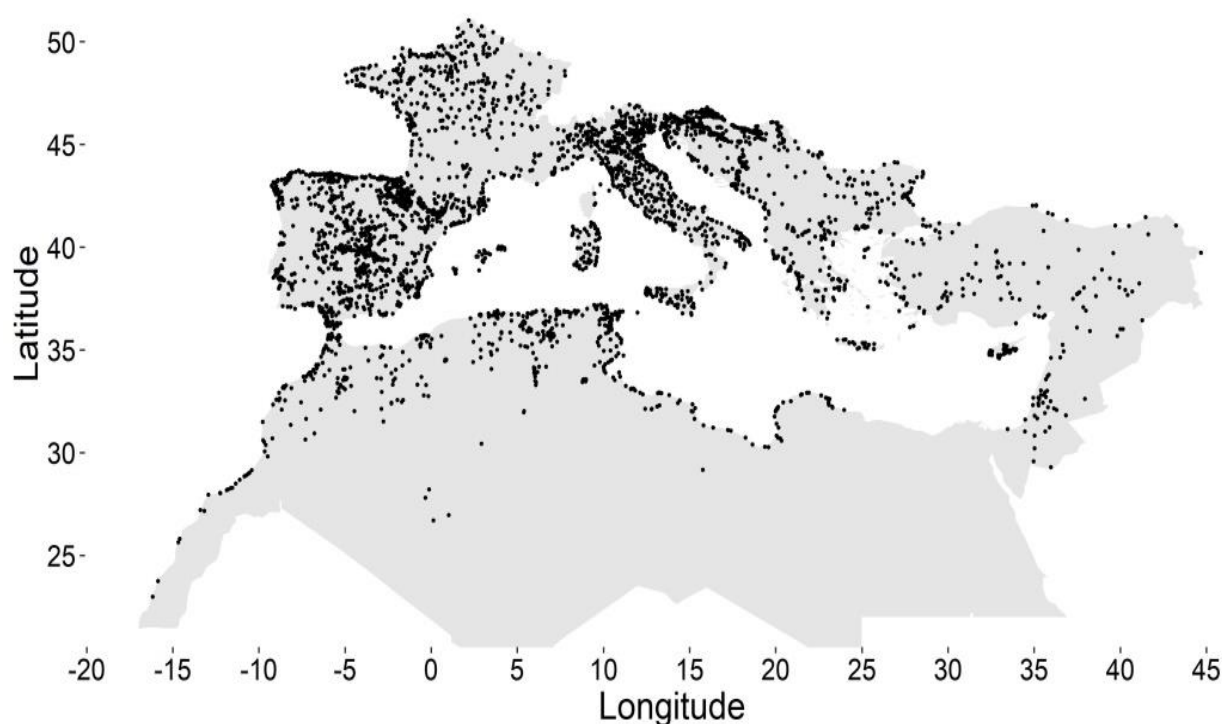


Figure 5 : Localisation des sites géoréférencés après l'application des filtres sur la période et les espèces d'oiseaux d'eau étudiées.

Période d'étude

Un problème majeur auquel il a fallu faire face est l'évolution du nombre d'espèces ciblées par le programme de comptage au cours du temps : jusqu'à la fin des années 1980 seuls les foulques et les anatidés devaient faire l'objet d'un dénombrement obligatoire, puis le comptage de toutes les espèces d'oiseaux d'eau a été demandé (ex. Figure 6). Or, historiquement, dans la base de données *Wetlands International* une espèce non observée ou délibérément non comptée était notée par défaut comme valeur manquante. Avant la fin des années 1980, il est donc impossible de savoir si l'absence d'une espèce correspond à une vraie absence ou à un manque de report de données. J'ai vérifié que la date de report systématique des espèces dans chaque pays a été faite avant 1990 (cf. Amano *et al.* 2018 pour les mêmes conclusions). Par précaution, j'ai sélectionné les données à partir de l'année 1991, date à laquelle j'ai donc considéré les valeurs manquantes comme de vraies absences.

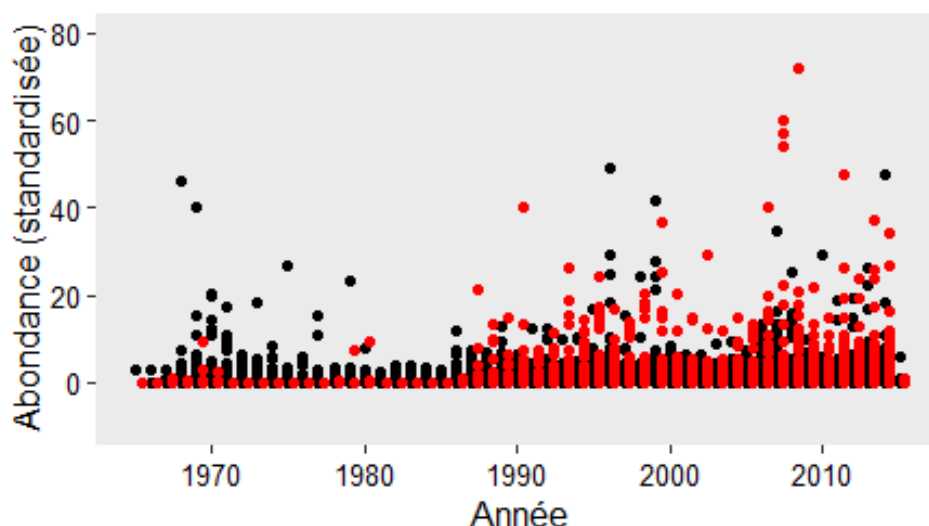


Figure 6 : Abondance (centrée-réduite) du Grèbe huppé (en rouge) et de la Foulque macroule (en noir) sur l'ensemble des comptages. Le comptage systématique du Grèbe huppé se fait à partir de la fin des années 1980.

Bien que la base de données dont nous disposons soit l'actualisation de 2015, au cours des dernières années le nombre de données diminue à cause du retard dans l'envoi des données des coordinateurs nationaux vers *Wetlands International* (Figure 7). Pour éviter de diminuer la représentativité des comptages, j'ai choisi de définir la fin de ma période d'étude à 2012, année de report des comptages pour la 5^e synthèse d'estimation des populations d'oiseaux d'eau (Conservation Status Report 5, Wetlands International) assurant un retour quasi-complet des comptages.

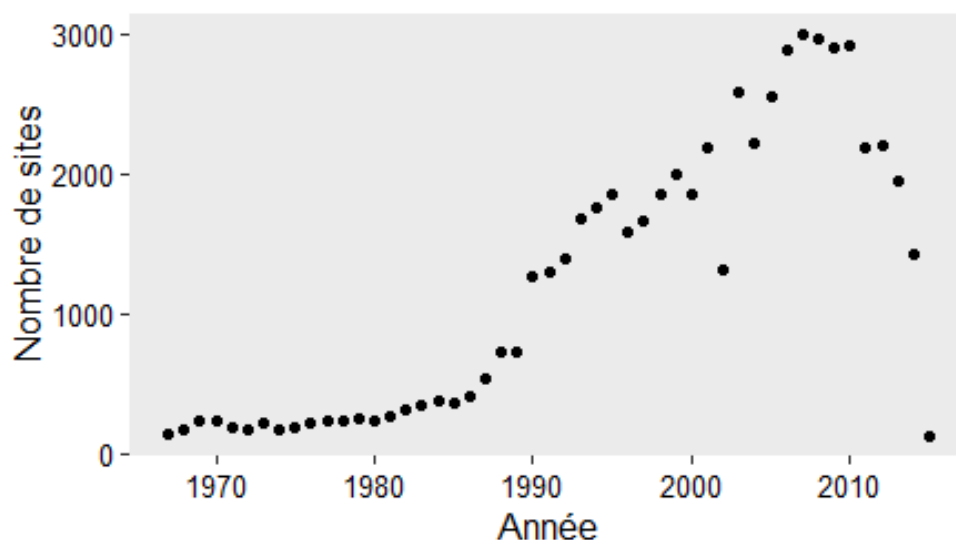


Figure 7 : Nombre de sites comptés par an dans la base de données IWC mise à jour en 2015. L'augmentation brutale au début des années 1990 correspond à l'entrée des sites italiens et espagnols dans la base de données. Le retard de report de données est visible dès 2010 et s'accroît après 2012.

L'objectif du dénombrement est de synchroniser les comptages autour de la date du 15 janvier afin de disposer d'une cartographie simultanée de la répartition des espèces et de leurs effectifs dans leurs quartiers d'hivernage. La distribution des dates de comptages est en effet centrée sur le 15 janvier mais peut déborder sur les mois précédents ou suivants. J'ai conservé les comptages effectués sur la fenêtre temporelle du mois de janvier uniquement (Figure 8).

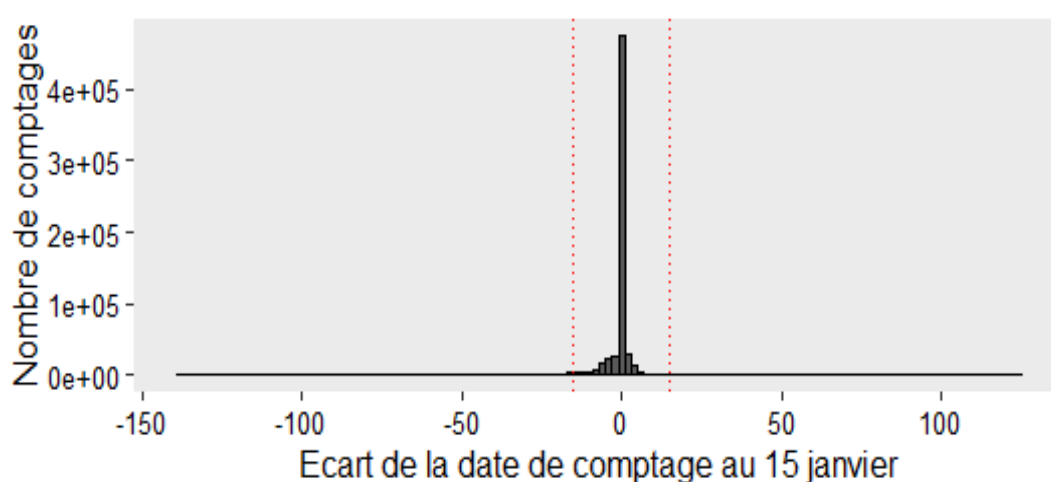


Figure 8 : Distribution des dates de comptages par rapport au 15 janvier (en jour julien). Seuls les comptages du mois de janvier ont été retenus (délimités par les lignes verticales).

Puisque je me suis intéressé aux tendances d'abondance, j'ai conservé les sites qui avaient au moins deux comptages sur la période 1991-2012 (soit 84% des sites).

Espèces

Le protocole établi historiquement est volontairement peu contraignant pour ne pas décourager les comptages entrepris par les ornithologues bénévoles mais souffre en contrepartie de faiblesses pour contrôler la détectabilité des espèces. La base de données ne renseigne pas entre autres, 1) l'identité et le nombre d'observateurs, 2) la taille du site, 3) les conditions météorologiques lors du comptage, 4) la durée du comptage, 5) le type de zone humide et de végétation et 6) la méthode de comptage (au sol ou aérien). Ainsi la série temporelle d'un site peut être affectée par des événements de types aléatoires dus aux variations météorologiques ou à l'observation. En revanche avec un changement temporel d'habitat (ouverture ou fermeture du milieu), ou l'expérience de l'observateur, la détectabilité des espèces peut augmenter ou diminuer dans le temps. La détection peut également varier entre les sites suivant le type de végétation, la taille du site ou la méthode de comptage. Les variations de détections inter-annuelles ou inter-sites de type aléatoire peuvent avoir une incidence plus forte sur la variance que sur la tendance d'abondance. Les analyses étant effectuées sur des centaines de sites, nous faisons l'hypothèse que les biais sont distribués aléatoirement entre les sites selon une loi normale (l'identité du site est placée en aléatoire dans les modèles). Cependant, le manque de contrôle de la détection des espèces engage à prêter davantage de crédit aux analyses plurispécifiques que monospécifiques qui devront être soutenues par des convergences bibliographiques.

J'ai retenu les 145 espèces d'oiseaux d'eau de la voie de migration Afrique-Eurasie, tels que définies dans l'AEWA pour coïncider avec les recommandations du protocole de dénombrement, et exclure les individus d'autres espèces d'oiseaux d'eau égarés en migration (Tableau 1). Cette liste est notamment utilisée pour la désignation des sites Ramsar d'importance internationale.

Chez les goélands, les changements de nomenclature au cours des dernières décennies nous ont obligés à regrouper les goélands de l'ancien complexe *Larus argentatus* spp. sous une seule espèce. Le comptage des anciennes sous-espèces nouvellement considérées comme espèces aurait créé un changement d'abondance artificiel. Nous avons donc rassemblé sous le Goéland argenté *L. argentatus* les comptages du Goéland leucophée *L. michahellis*, Goéland pontique *L. cachinnans*, Goéland d'Arménie *L. armenicus* et Goéland argenté *L. argentatus*.

Tableau 1. Liste des espèces étudiées.

Ordre	Famille	Espèce
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas acuta</i> , <i>A. clypeata</i> , <i>A. crecca</i> , <i>A. penelope</i> , <i>A. platyrhynchos</i> , <i>A. querquedula</i> , <i>A. strepera</i> , <i>Anser albifrons</i> , <i>A. anser</i> , <i>A. brachyrhynchus</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>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>S. spectabilis</i> , <i>Tadorna ferruginea</i> , <i>T. tadorna</i>
Charadriiformes	Alcidae	<i>Alca torda</i> , <i>Alle alle</i> , <i>Fratercula arctica</i> , <i>Uria aalge</i>
	Charadriidae	<i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>C. dubius</i> , <i>C. hiaticula</i> , <i>C. leschenaultii</i> , <i>Pluvialis apricaria</i> , <i>P. squatarola</i> , <i>Vanellus gregarius</i> , <i>V. leucurus</i> , <i>V. spinosus</i> , <i>V. vanellus</i>
	Glareolidae	<i>Glareola pratincola</i>
	Haematopodidae	<i>Haematopus ostralegus</i>
	Laridae	<i>Chlidonias hybrida</i> , <i>C. leucopterus</i> , <i>C. niger</i> , <i>Larus argentatus</i> , <i>L. audouinii</i> , <i>L. canus</i> , <i>L. fuscus</i> , <i>L. genei</i> , <i>L. glaucoides</i> , <i>L. hemprichii</i> , <i>L. hyperboreus</i> , <i>L. ichthyaetus</i> , <i>L. leucophthalmus</i> , <i>L. marinus</i> , <i>L. melanocephalus</i> , <i>L. ridibundus</i> , <i>Rissa tridactyla</i> , <i>Sterna albifrons</i> , <i>S. caspia</i> , <i>S. hirundo</i> , <i>S. nilotica</i> , <i>S. paradisaea</i> , <i>S. bengalensis</i> , <i>S. sandvicensis</i> , <i>Xema sabini</i>
	Recurvirostridae	<i>Himantopus himantopus</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i>
	Scolopacidae	<i>Actitis hypoleucos</i> , <i>Arenaria interpres</i> , <i>Calidris alba</i> , <i>C. alpina</i> , <i>C. canutus</i> , <i>C. ferruginea</i> , <i>C. maritima</i> , <i>C. minuta</i> , <i>C. temminckii</i> , <i>Gallinago gallinago</i> , <i>G. media</i> , <i>Limicola falcinellus</i> , <i>Limosa lapponica</i> , <i>L. limosa</i> , <i>Lymnocyptes minimus</i> , <i>Numenius arquata</i> , <i>N. phaeopus</i> , <i>N. tenuirostris</i> , <i>Phalaropus fulicarius</i> , <i>P. lobatus</i> , <i>Philomachus pugnax</i> , <i>Tringa erythropus</i> , <i>T. glareola</i> , <i>T. nebularia</i> , <i>T. ochropus</i> , <i>T. stagnatilis</i> , <i>T. totanus</i> , <i>Xenus cinereus</i>
	Stercorariidae	<i>Catharacta skua</i>
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Ciconia ciconia</i> , <i>C. nigra</i>
Gaviiformes	Gaviidae	<i>Gavia arctica</i> , <i>G. immer</i> , <i>G. stellata</i>
Gruiformes	Gruidae	<i>Grus grus</i>
	Gallidae	<i>Crex crex</i> , <i>Fulica atra</i> , <i>F. cristata</i> , <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Porphyrio alleni</i> , <i>P. porphyrio</i> , <i>Rallus aquaticus</i>
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Casmerodius albus</i> , <i>Ardea cinerea</i> , <i>A. purpurea</i> , <i>Ardeola ralloides</i> , <i>Botaurus stellaris</i> , <i>Bubulcus ibis</i> , <i>Egretta garzetta</i> , <i>E. gularis</i> , <i>Ixobrychus minutus</i> , <i>Nycticorax nycticorax</i>
	Pelecanidae	<i>Pelecanus crispus</i> , <i>P. onocrotalus</i>
	Threskiornithidae	<i>Platalea leucorodia</i> , <i>Plegadis falcinellus</i>
Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	<i>Phoeniconaias minor</i> , <i>P. roseus</i>
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps auritus</i> , <i>P. cristatus</i> , <i>P. grisegena</i> , <i>P. nigricollis</i> , <i>Tachybaptus ruficollis</i>
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax pygmeus</i> , <i>P. carbo</i>
	Sulidae	<i>Morus bassanus</i>

Localisation des sites

La position géographique des sites de comptage est renseignée par un point GPS correspondant au centroïde approximatif du site. Cependant, certains sites n'ont pas de coordonnées précises et sont positionnés arbitrairement sur le centroïde départemental, régional ou sur la capitale du pays. Bien que ces localisations imprécises n'affectent pas les données de comptage directement, elles représentent une limite très importante pour étudier la dynamique de la distribution spatiale des populations d'oiseaux d'eau et de ses déterminants. Au total, 28% des sites ont été retirés des analyses suite à une localisation géographique imprécises.

Certains sites français sont rassemblés dans une catégorie « autres sites », à l'échelle d'un département. Par exemple, dans le département de Paris en France (département n°75), un site porte le nom « Autres sites -75- Paris ». Cette catégorie rassemble plusieurs sites qui ne sont pas jugés importants pour le suivi de l'abondance totale des oiseaux d'eau hivernants. Ils sont mélangés (avant l'envoi des données à *Wetlands International*) à l'échelle des départements, au risque évident de considérer un nombre fluctuant de sites au cours des années. Ces sites chimères, qui représentent 17% des comptages de la base de données France de *Wetlands International*, ont été écartés des analyses. Ici la connaissance de la langue française a été nécessaire pour repérer ces sites biaisés. Ce type de catégorie n'a pas été trouvé dans les autres pays méditerranéens, malgré des recherches dans plusieurs langues.

Les données nord-africaines ont bénéficié de vérifications très précises réalisées dans le cadre des travaux du Réseau Oiseaux d'Eau Méditerranée (REOM), dans lequel la Tour du Valat et l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) collaborent pour améliorer la qualité des comptages et le report des données à *Wetlands International*.

Modélisation

Tendances de population

Pour modéliser les tendances de population à partir des 5,4 millions de données d'abondance espèce/site/année, il faut à la fois des modèles complexes et des algorithmes puissants.

La distribution des données d'abondance des espèces se rapproche d'une négative binomiale. Elle est sur-dispersée par rapport à une loi de Poisson avec une variance très supérieure à la moyenne (Figure 9A). Cette sur-dispersion est liée au caractère mobile et grégaire des oiseaux d'eau hivernants qui peuvent former des grands groupes une année sur un site et changer de site de rassemblement l'année suivante.

Les données sont caractérisées par une forte inflation de zéros (Figure 9). Cette quantité de zéros est en partie due à la taille de la zone d'étude (25 pays) et à la diversité des sites échantillonnés. Chez la plupart des espèces étudiées, la distribution hivernale ne recouvre pas la totalité du bassin méditerranéen. Ainsi, en dehors de l'aire de distribution des espèces il est normal d'avoir des données d'absence : par exemple, le Canard colvert est très abondant dans le sud de l'Europe et faiblement présent au Maghreb et au Moyen Orient. De plus, les zones humides méditerranéennes forment des catégories d'habitats très diversifiées, allant des milieux marins côtiers aux marais d'eau douce en passant par les lacs salés, les étangs artificiels et les cours d'eau. Ainsi une espèce inféodée au littoral comme le Bécasseau sanderling a peu de chance d'être observée sur une zone humide à l'intérieur des terres, à l'inverse de la Nette rousse. Ces différences de milieux induisent des données d'absence.

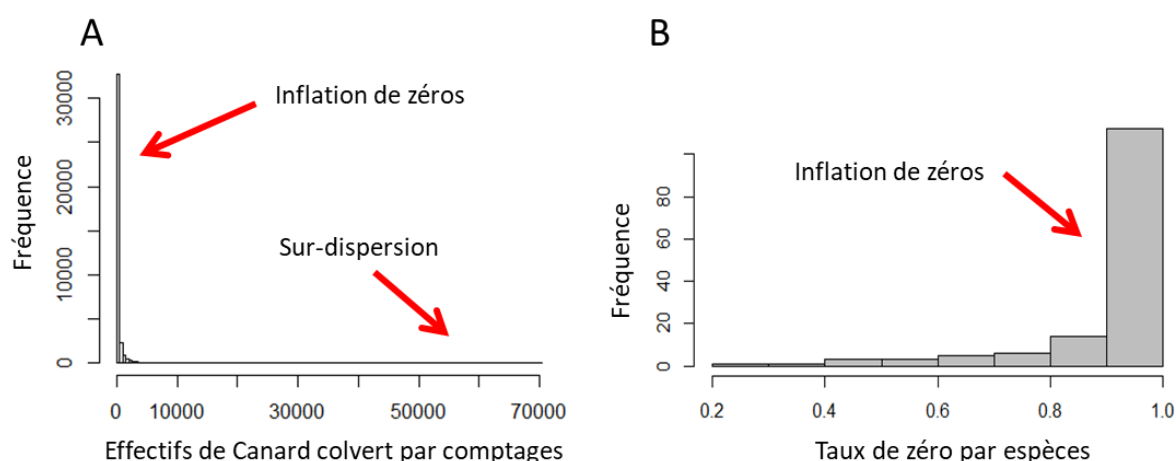


Figure 9 : Mise en évidence de l'inflation de zéros et de la sur-dispersion par rapport à une loi de Poisson par (A) les effectifs de comptage de canard colvert et (B) le taux de zéros pour les 145 espèces étudiées.

Les données sont structurées spatialement, nécessitant la prise en compte de l'autocorrélation spatiale. Les comptages entre deux sites proches ne peuvent pas être considérés comme indépendants. Les oiseaux d'eau sont mobiles et peuvent facilement passer d'une zone humide à une autre, puisque les comptages ne sont pas réalisés au même instant. De plus, les zones humides peuvent être influencées à l'échelle locale par les mêmes facteurs biotiques ou abiotiques, dépendants des mêmes contraintes hydriques par exemple. L'intégration d'une matrice de distance entre les sites dans le modèle permet de corriger cette indépendance.

Ici pour modéliser les tendances de population j'ai utilisé des modèles « Hurdle » (Zuur *et al.* 2009). Ce type de modèle, appelé également « Zero-altered », est adapté pour traiter des données de comptage avec un excès de zéros par rapport à une loi de Poisson ou même à une négative binomiale. Le modèle Hurdle ne fait pas d'hypothèse sur la nature des zéros, c'est-à-dire « vrai ou faux zéros », au contraire des modèles dit Zéro-Enflés (« Zero-inflated model », Zuur *et al.* 2009). Ce serait pourtant idéal de pouvoir discriminer les vrais des faux zéros, mais en l'absence de covariables sur la pression d'observation pour alimenter l'estimation de probabilité des vrais et faux zéros, les modèles Zéro-Enflés n'ont pas de quoi inférer une probabilité robuste (problèmes de convergence). Le modèle Hurdle est composé en deux parties. La première se base sur un modèle binomial d'après les données de présence/absence. La seconde utilise les données d'abondance avec une loi négative binomiale qui est tronquée sur les valeurs de zéro, c'est-à-dire qu'elle ne peut pas produire de zéros. Ce type de modèle qui intègre l'inflation de zéro, la négative binomiale et l'autocorrélation spatiale, sur plusieurs millions de lignes frôle les limites de la modélisation fréquentiste des algorithmes classiquement utilisés en écologie. L'implémentation récente (au cours de ma thèse) de la méthode Template Model Builder aux modèles linéaires généralisés a permis la modélisation des tendances de population, en utilisant le package R 'glmmTMB' (Magnusson *et al.* 2017). Cela a permis d'intégrer toutes ces spécificités de modélisation dans un modèle sans modifier les données ou dégrader l'information (ex. présence/absence), et d'obtenir une convergence dans des temps record (environ 2 à 5h pour 1 million de lignes).

Ces données sont également caractérisées par des séries temporelles plus ou moins complètes. Une méthodologie basée sur la multiple imputation de données manquantes est à l'étude sur les données du Maghreb, pour reconstruire les tendances d'oiseaux d'eau malgré l'absence de comptages certaines années. Ce projet dans lequel je collabore est mené par l'équipe ROEM est rendu possible grâce au travail de thèse de G. Robin sur la méthodologie LORI (« LOW-Rank Interaction », Robin 2018). Si la méthodologie est encore à l'essai, elle fournit déjà des indications claires sur les faibles performances du logiciel TRIM (TRENds & Indices for Monitoring data,

Pannekoek & van Strien 1996) utilisé traditionnellement pour réaliser les tendances de populations d'oiseaux d'eau par *Wetlands International* (tendances reprises dans les rapports de *BirdLife International*) comparé à la méthodologie LORI pour imputer des données d'abondance dans le cadre de suivi d'oiseaux d'eau en période hivernale (Dakki *et al.* In prep.). L'imputation de données manquantes n'a cependant pas été utilisée dans ma thèse.

Indice thermique des communautés

Pour étudier le changement d'assemblage spécifique en réponse à l'augmentation des températures j'ai utilisé une approche fonctionnelle qui relie les espèces à leur niche thermique réalisée. L'utilisation de l'indice thermique des espèces et des communautés permet de répondre aux questions suivantes : 1) quel est l'ajustement des communautés à l'augmentation des températures ? 2) Quelles sont les espèces qui contribuent le plus à cette réponse ? 3) Quelles sont les tendances relatives des espèces à affinité chaude et/ou à affinité froide qui contribuent à l'ajustement des communautés ?

Pour mesurer l'ajustement de la composition des communautés au réchauffement climatique j'ai utilisé l'indice thermique des communautés « *Community Temperature Index* » (CTI, Devictor 2008). Cet indice fait partie de la famille des indices de communautés basés sur des traits spécifiques, pondérés par l'abondance des espèces. Une augmentation du CTI correspond à une augmentation des espèces à affinité chaude relativement aux espèces à affinité froide. Le mot « relatif » est important, puisque ces changements relatifs peuvent en réalité se traduire par une augmentation réelle des espèces à affinité chaude et/ou d'une diminution réelle des espèces à affinité froide. Le CTI est calculé à partir de l'abondance des espèces et de leur affinité thermique : eq. 1, avec « STI », l'indice thermique spécifique (« *Species Temperature Index* », STI, Devictor 2008), N le nombre d'espèces (i) et le log(abondance+1) correspondant à la transformation pour atténuer l'influence des espèces fortement abondantes (Godet *et al.* 2011).

$$CTI = \frac{\sum_{i=1}^N (STI_i \times \log(Abondance_i + 1))}{\sum_{i=1}^N \log(Abondance_i + 1)} \quad (\text{eq. 1})$$

Le STI est la moyenne des températures enregistrées sur l'aire de distribution de l'espèce (Devictor 2008), sur la voie de migration Europe-Afrique (AEWA). Dans le cas des oiseaux d'eau

hivernants, j'ai calculé les valeurs de STI en utilisant les cartes de distribution hivernale disponibles sur le site de *BirdLife International* (www.birdlife.org), recoupées aux données de températures moyennes du mois de janvier entre 1950-2000 d'après la base de données *WorldClim* (<http://worldclim.org/>). Les valeurs de STI reflètent la température moyenne expérimentée par l'espèce sur son aire de distribution actuelle (Figure 10).



Figure 10 : L'indice thermique spécifique (« *Species Temperature Index* », STI) reflète la température moyenne expérimentée par une espèce sur son aire de distribution. Les valeurs de STI sont distribuées entre des espèces à fort STI et faible STI, comme par exemple le Héron pourpre et l'Eider à duvet respectivement (A). En l'occurrence, ici c'est la distribution hivernale qui est utilisée, avec les températures moyennes du mois de janvier (B) (Exemple pour le Vanneau huppé d'après les cartes de *BirdLife International* et les températures de *WorldClim*).

Il est possible de calculer la contribution de chaque espèce à la tendance du CTI (Figure 11). Pour cela il faut recalculer une tendance de CTI en retirant une espèce, puis soustraire la tendance du CTI total à la tendance du CTI calculé sans cette espèce (Princé & Zuckerberg 2015).

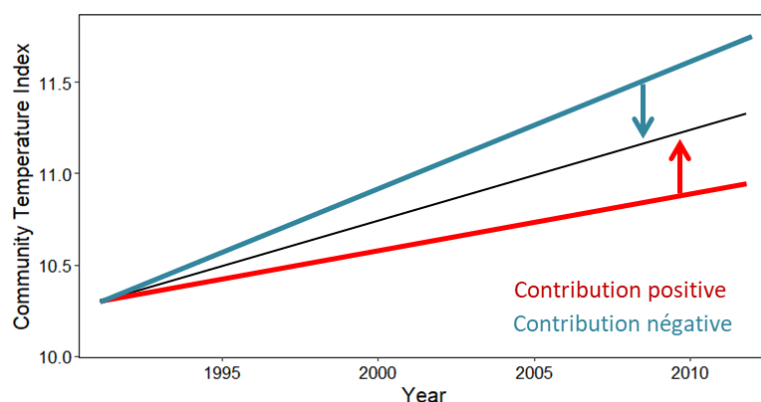


Figure 11 : Contribution des espèces à la tendance de CTI. En retirant une espèce du calcul de la tendance du CTI il est possible de connaître sa contribution, positive ou négative, au changement de température de la communauté.

Enfin, il est possible de déduire le sens de la tendance de chaque espèce par rapport aux autres espèces de la communauté, on parle alors de tendance de population relative. La contribution d'une espèce à la tendance du CTI mesure l'influence de l'espèce sur cette tendance. Cette contribution dépend de la tendance relative de l'espèce et de sa valeur de STI par rapport aux autres espèces. La différence de STI d'une espèce par rapport aux autres espèces de la communauté est appelée originalité thermique. Par originalité j'entends « la différence entre la valeur d'une espèce et la valeur de l'ensemble des espèces ». Ainsi, si le CTI est à 10 °C et qu'une espèce a un STI de 15°C, son originalité thermique est de +5°C. En connaissant l'originalité thermique et la contribution des espèces on peut alors en déduire la tendance relative de l'espèce (Figure 12).

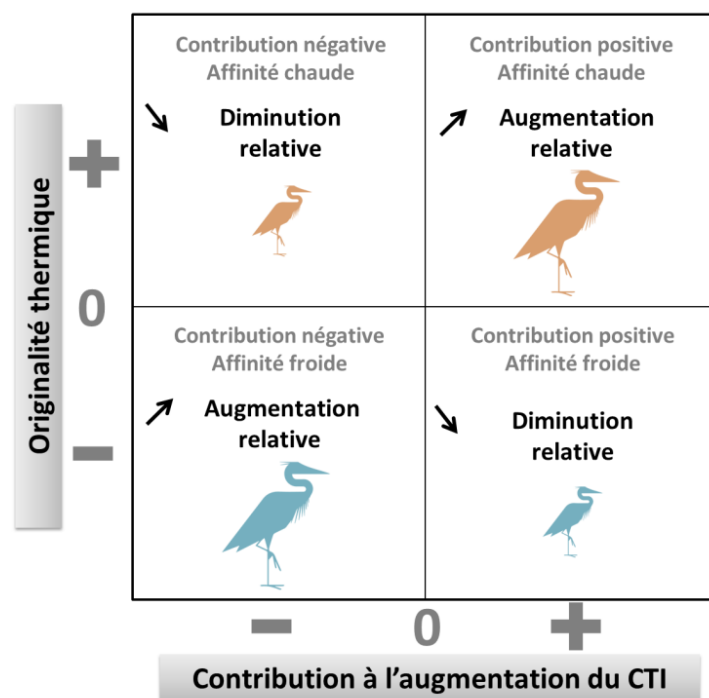


Figure 12 : Tendance de population relative des espèces en fonction de leur contribution à l'augmentation du CTI et de leur originalité thermique (c'est-à-dire la différence entre le STI et le CTI moyen). Figure adaptée de Gaget *et al.* 2018.

Données de changement d'occupation des sols sur les zones humides méditerranéennes

Pour étudier l'interaction entre climat et changement d'occupation du sol, j'ai utilisé une base de données qui renseigne les changements d'occupation du sol sur 302 zones humides dans le bassin méditerranéen entre les années 1975-1990 et 2005 (Beltrame *et al.* 2015).

Pour combler la méconnaissance empirique des dynamiques de changement d'occupation des sols autour des zones humides, la Tour du Valat, en partenariat avec l'Agence Spatiale Européenne et le Ministère français de l'Environnement, a cartographié l'occupation du sol de 302 zones humides situées dans les pays méditerranéens de 1975 à 2005 à partir d'images satellitaires LandSat (GlobWetland-II 2011). Les zones humides cartographiées ont été sélectionnées pour leur localisation géographique à faible distance du littoral méditerranéen, avec des ajouts subséquents des sites Ramsar pour l'ensemble de la France métropolitaine et de l'Algérie (Figure 13). L'occupation du sol a été interprétée sur 70 533 km² en 1975, 1990 et 2005 en six classes d'occupation du sol (milieux agricoles, milieux urbains, zones humides naturelles, zones humides artificielles, milieux terrestres naturels, mer). La qualité de la cartographie a bénéficié de l'intégration de connaissances techniques et écologiques réduisant considérablement les erreurs et incertitudes de mesures (Perennou *et al.* 2018). Les milieux naturels, terrestres et humides, ont régressé de 10,5% en 30 ans et ont été remplacés en majorité par des milieux agricoles (6,6%) mais aussi par des zones humides artificielles (2,2%) et des milieux urbains (1,7%). Le développement des milieux agricoles et urbains a particulièrement progressé au Moyen Orient et au Maghreb (Geijzendorffer *et al.* 2018). Ces sites, la plupart sélectionnés pour leur importance pour la biodiversité, sont pourtant couverts au moins pour la moitié d'entre eux par des statuts de protection (Leberger *et al.* In prep. Annexe D). En France, les surfaces couvertes par des zones humides ont régressé dans les trois-quarts des 32 sites Ramsar métropolitains (Perennou, Guelmami & Gaget 2016).

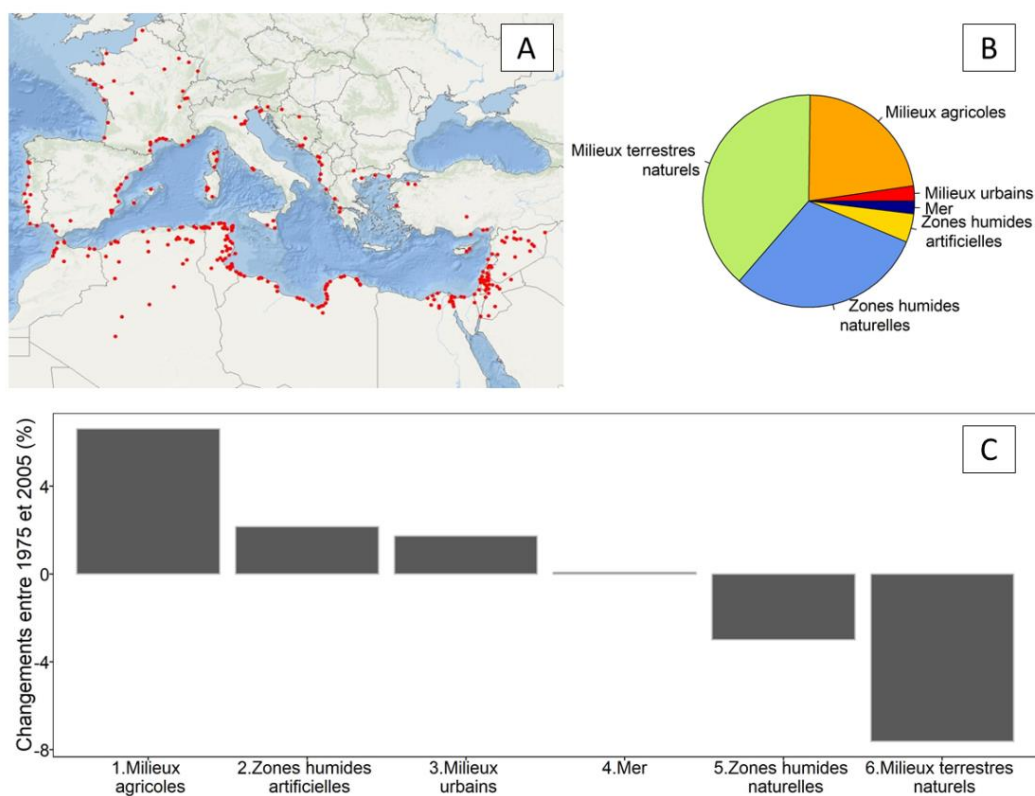


Figure 13. Distribution des 302 sites cartographiés (A), proportion des classes d'occupations du sol en 2005 (B) et changement de proportion entre 1975 et 2005 (C) (Geijzendorffer *et al.* 2018)

Chapitre 1 : Interaction entre facteurs de changement

Dans ce premier chapitre je m'intéresse aux effets simultanés des facteurs de changement sur la capacité des communautés à s'ajuster au réchauffement. J'évalue l'interaction entre changement climatique et changement d'usage des sols, deux pressions majeures sur la biodiversité (Pereira *et al.* 2010). En agissant simultanément elles peuvent produire des effets d'interaction synergétiques ou antagonistes (Côté *et al.* 2016) pouvant augmenter ou réduire l'ajustement des communautés au réchauffement climatique (Sirami *et al.* 2016). Cet ajustement se traduit en temps normal par une augmentation relative des espèces thermophiles (Devictor *et al.* 2008), mais peut interagir avec le changement d'occupation du sol qui favorise les espèces tolérantes aux larges changements environnementaux (Clavel *et al.* 2011). Peu d'études empiriques ont exploré ces mécanismes en fonction d'un gradient de changement d'usage des sols (Sirami *et al.* 2016).

Je fais l'hypothèse qu'en absence de changement d'usage des sols les communautés s'enrichissent relativement en spécialistes thermiques, mais que l'augmentation de la proportion de changement d'usage des sols favorise les espèces ayant de larges dimensions de niche. J'étudie les changements de composition des communautés d'oiseaux d'eau hivernants (1991-2010, 164 sites), en analysant les changements d'affinité thermique (Community Temperature Index, CTI) et d'étendue de la niche thermique des espèces (Community Temperature Range, CTR).

Les résultats suggèrent que les communautés d'oiseaux d'eau hivernants sont en train de changer en réponse au réchauffement climatique. Cela est cohérent avec d'autres études sur les oiseaux d'eau (Maclean *et al.* 2008, Godet *et al.* 2011, Lehikoinen *et al.* 2013). Cet ajustement correspond surtout à une augmentation relative d'espèces hivernant majoritairement au sud de la Méditerranée qui étendent leur aire de distribution hivernale vers le nord. Cependant, la conversion d'habitat naturel réduit l'ajustement des communautés au réchauffement climatique, jusqu'à l'empêchement total lorsque la conversion affecte plus de 5 à 10% des habitats naturels. L'interaction entre la conversion d'habitat naturel et l'augmentation de la température est antagoniste, elle conduit à l'augmentation relative des généralistes thermiques, quelle que soit leur position de niche thermique.

Ces résultats suggèrent que l'accumulation de la pression de changement d'habitats interfère avec la capacité des communautés à s'ajuster au réchauffement. Pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux il faut réduire les changements d'habitats, le meilleur moyen restant sans doute la protection des zones humides (Encadré 4).

Encadré 5 : Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change

Leberger R., Geijzendorffer I., Gaget E., Guelmami A., Galewski T., Pereira H., Guerra C. in prep. for Nature Climate Change. Annexe D

Le bassin méditerranéen est à la fois un hot-spot de biodiversité (Myers *et al.* 2000), de changement climatique (Giorgi 2006) et de changement d'usage des sols (Asselen *et al.* 2013). Les zones humides sont particulièrement vulnérables à ces changements (Perennou *et al.* 2012) et ont besoin d'être protégées. Ici nous identifions les lacunes entre la protection des zones humides et les pressions de changements qu'elles subissent. Nous avons utilisé une approche basée sur les Variables Essentielles de Biodiversité (EBV, Pereira *et al.* 2013) pour mesurer l'hétérogénéité de la vulnérabilité des zones humides aux changements globaux. Nous avons analysé sur 236 zones humides les changements entre 1990 et 2005 de températures, précipitations, occupation du sol et abondance d'oiseaux d'eau. Nous avons mis en perspective ces changements en fonction de la couverture en aire protégée ("Forte protection" >50%, "Faible protection" ≤50%, "Absence de protection" 0%).

Les zones humides les moins protégées sont celles qui reçoivent le plus de pressions de changements climatiques et de changements d'occupation des sols.

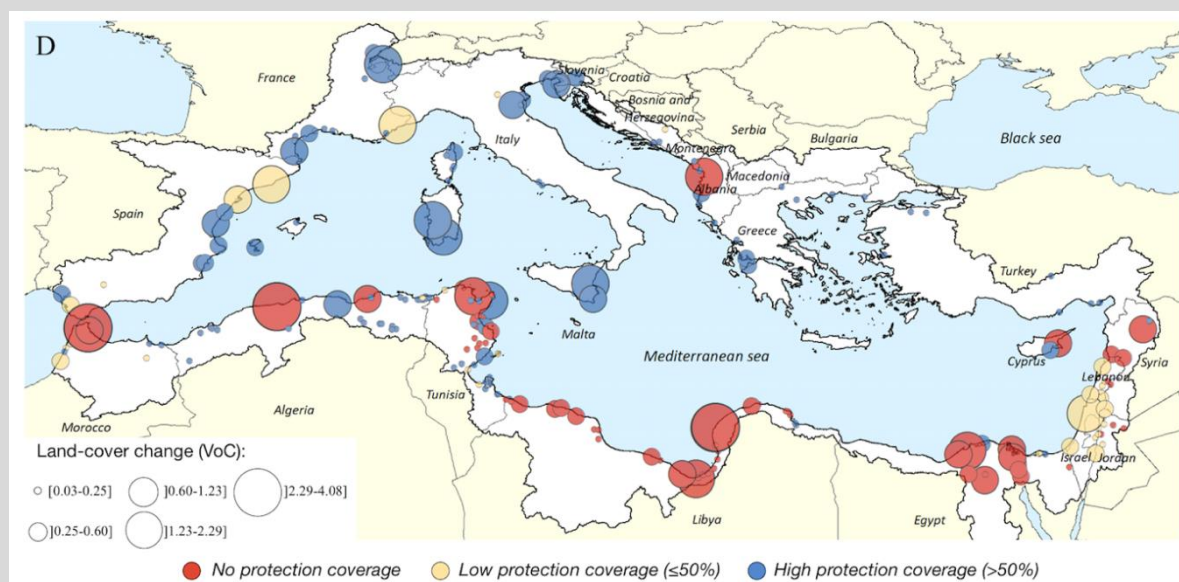


Figure E4 : Changement d'occupation du sol dans les zones humides en fonction de leur couverture en aire protégée. La taille des cercles représente la magnitude du changement (cf. Annexe D).

Natural habitat conversion reduces community adjustment to climate warming of wintering waterbirds

E. Gaget^{1,2}, T. Galewski¹, F. Jiguet², A. Guelmami¹, C. Perennou¹, C. Beltrame¹ & I. Le Viol²

¹ Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Tour du Valat, le Sambuc, 13200 Arles, France

² Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation-CESCO
- UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Station de biologie marine, 29900 Concarneau/43 rue Buffon, 75005 Paris, France

1. Introduction

Climate warming and land use change are among the strongest drivers of biodiversity changes and their combination has major consequences on biodiversity (Pereira *et al.* 2010). Temperature increase is likely to favour warm-tolerant species (Devictor *et al.* 2008) while land use change the generalist species (Clavel *et al.* 2011). The increasing body of literature demonstrated that the interaction effect between climate and land use change on species abundance may be synergistic or antagonistic (see for review, Brook *et al.*, 2008, Oliver and Morecraft 2014, Côté *et al.* 2016). Synergistic interactions are supported by positive correlation between driver effects on biodiversity, meaning that the same species are similarly affected by all drivers (Oliver and Morecraft 2014). Conversely, antagonistic interactions consist in non-positive correlation between driver effects on biodiversity (Oliver and Morecraft 2014), meaning that in case of both land use and climate change, warm-dwelling species did not increase relatively to the other species because of biotic homogenisation due to habitat change (Kerbiriou *et al.* 2009, Galewski and Devictor 2016). So far, few empirical studies explored species tolerance considering a gradient of land use change in interaction with climate change (Oliver and Morecraft 2014, Pearce-Higgins & Green 2014, Sirami *et al.* 2016).

Species tolerance and persistence to one or more drivers of change are related to species niche position and breadth (Vinebrooke *et al.* 2004, Grenouillet & Comte 2014). Species with large niche dimension have higher tolerance to environmental variations (Clavel *et al.* 2011) or extreme events (Jiguet *et al.* 2006). Conversely, specialists have smaller niche dimensions, but they have higher performance to exploit their niche when conditions are favourable (Poisot *et al.* 2011). As niche breadth is correlated among the niche dimensions (Brown 1984), i.e. specialist species are usually specialists in more than one niche dimension (Barnagaud *et al.* 2012, Carboni *et al.* 2016), specialist species are presumed more vulnerable to the interaction between drivers of biodiversity changes (Slatyer *et al.* 2013)

Here, we investigated how communities adjust to climate warming considering the interaction with different magnitudes of land use change. Facing the current temperature increase, one could expect a relative increase in warm-dwelling species (e.g. Devictor *et al.* 2012). We hypothesised that the addition of land use change should favour generalist species (see Clavel *et al.* 2011) which are likely both thermal and habitat generalist due to relationships between the niche dimensions (Barnagaud *et al.* 2012).

We used species thermal average affinity and thermal range to investigate the changes in wintering waterbird communities according to species thermal niche position and breadth, respectively. We consider the changes of species abundance ($n = 132$) on 164 sites in 22 Mediterranean countries over a 20 years' time period, induced by temperature increase and natural habitat conversion. We employed an approach based on Community Weighted Mean trait indices (CWM, Lavorel *et al.* 2007) to describe community changes regarding species thermal affinity (Community Temperature Index, CTI) and species thermal range (Community Temperature Range, CTR). By determining the species contribution to the changes in CTI and CTR (Princé & Zuckerberg 2015), we evaluated which species benefit from temperature increase or by the interaction between temperature and natural habitat conversion. We hence hypothesized that 1) temperature increase benefits warm-dwelling species, instead of cold-dwelling species and 2) the interaction of both natural habitat conversion and temperature increase, benefits thermal generalists instead of thermal specialists, because of their larger tolerance to multiple driver influence.

2. Material and Methods

Study sites: temperature changes and natural habitat conversion

We focused on the Mediterranean region (22 countries, Fig. S1) which faces rapid and environmental degradation including land conversion (Beltrame *et al.* 2015, Newbold *et al.* 2015) and climate change with for instance an increase of 0.5°C in winter temperatures during the last two decades (Mariotti *et al.* 2015, Fig. S2). Using the HadCRUT4 dataset (Morice *et al.* 2012), we calculated local ("Tanom Local", 0.5° grid resolution, from the geographic coordinates of the monitored site) and regional ("Tanom Regional", Mediterranean region, 30°N; 45°N; 10°W; 40°E) temperature anomalies during the waterbird wintering time prior to the waterbird counting date as the the average anomalies per year of November, December and January from the average temperature of the 1991-2010 period.

To document natural habitat conversion on the 164 bird-surveyed sites, we used the GlobWetland-II database (<http://www.globwetland.org>). Land-cover data in 1990 and 2005 were derived from Landsat satellite images (see Beltrame *et al.* (2015) and Perennou *et al.* (2018) for methods). We measured the proportion of natural habitat loss (i.e. converted to man-made habitats) in each site between 1990 and 2005. For these study sites, natural habitats (i.e. marshes, rivers, lagoons, reedbeds, grasslands) covered $65 \pm 27\%$ (mean $\pm$ SD) of the surveyed site surface in 2005, and decreased between 0% and 13% with a mean decrease in surface of $2.95 \pm 3.40\%$ (Table

S1). About 60% of natural habitat loss was due to conversion to man-made wetlands, 30% to agriculture and 10% to urbanisation. Natural habitat loss was lower in the north-western part of the Mediterranean basin (Table S1). To check that the results were not driven by this effect, we performed separate analyses on sites located below a latitude of 43° North (n = 140 sites, Table S2).

Waterbird monitoring

Waterbirds are monitored under the framework of the International Waterbird Census programme, see Delany (2005) for protocol. A single annual count in January is performed, thanks to the involvement of thousands of ornithologists under the coordination of Wetlands International (www.wetlands.org). Bird species abundance data were used from 164 sites covered by the GlobWetland II database and meeting the following criteria (1) at least two counts between 1991 and 2010, and (2) more than five species recorded in each count. We selected all the species of the Western Palearctic listed in the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA, <http://www.unep-aewa.org>), i.e. 132 species (Table S3). The survey totaled 1 797 count events and 36.8 million birds. Count events per site averaged 11.0 ± 5.2 across the two decades, and surveyed sites per year averaged 90 ± 17 , with a stable trend during the study period (linear model, $p > 0.5$).

Species Temperature metrics and species trait originalities

To calculate the CWMs, we first measured Species Temperature metrics (STm): Species Temperature Index (STI) was defined as the long-term average temperature over the species range (Devictor *et al.* 2008) and a Species Temperature Range (STR) as the interval between the temperature at the 5% lower and 95% upper species temperature range. The winter STI and STR were computed using the average (1950-2000) of the mean temperature of January (WorldClim database (<http://worldclim.org/>) in the wintering range of the species (Extracted from www.birdlife.org 2015) in the African–Eurasian region covered by AEWA treaty (Table S3, Gaget *et al.* 2018).

To determine whether species are cold vs. warm-dwelling or thermal specialist vs. generalist, we computed ‘species trait originality’ as a measure of how far species STm are different, i.e. original, from that of other species. We computed the ‘species trait originalities’ as the difference between the species STm value and the average CWM of the study area (Mediterranean basin). ‘Species trait originalities’ is a relative measure between studied species of the originality of their thermal niche

position and breadth. Cold-dwelling (or oppositely, warm-dwelling) species have a STI below (above) the average CTI, and thermal specialist (or oppositely, generalist) species have a STR below (above) the average CTR.

Data analysis

First, to evaluate changes in thermal average and thermal range composition of a community, and following Godet *et al.* (2011), we computed a CWM per site, per year, as:

$$CTM = \frac{\sum_{i=1}^N (STm_i \times \log(Abundance_i + 1))}{\sum_{i=1}^N \log(Abundance_i + 1)}$$

With CTM being the CTI or CTR depending of the considered STm (STI or STR respectively), N the number of species (i) and the log(abundance + 1) transformation to dampen the influence of highly abundante birds as in Godet *et al.* (2011). Species abundance is the number of individuals counted for each species per site and per year. The CTI increases if the abundance of warm-dwelling species increases and/or of cold-dwelling species decreases. Similarly, the CTR increases if the abundance of thermal generalists increases and/or of thermal specialists decreases. To assess whether CTM trends were not driven by few abundant species, we also calculated CTM based on presence/absence data only.

Second, we evaluated how CTMs per site varied with natural habitat conversion, proxies of climate warming and their interaction. Because biotic homogenization phenomenon is mostly associated with a decline in biodiversity, we also evaluated the changes in species richness and total abundance. The variables were standardised at the site scale to focus on their interannual variations. Climate proxies were local temperature anomalies (“Tanom Local”), regional temperature anomalies (“Tanom Regional”) and years as a global warming proxy (“Year”) (Pearson correlation: $r_{\text{Tanom Local-Tanom Regional}} = 0.45$, $r_{\text{Tanom Regional-Year}} = 0.32$, $r_{\text{Tanom Local-Year}} = 0.37$). We hence run three different Generalized Linear Mixed Models (GLMM, Gaussian error distribution, package ‘mgcv’, Wood 2011) with CWM (per site-year), as the response variable. Explanatory terms were the fixed effect and interactions between the natural habitat conversion and years, or regional temperature anomalies, or local temperature anomalies. Site nested within country was used as a random effect. Because the

dataset geographically covers the area around the Mediterranean Sea (see map in Figure S1), we added in the models an exponential structure based on geographical coordinates and verified the absence of spatial autocorrelation in the model residuals (Auto-correlation plot checking, no spatial autocorrelation, Zuur *et al.* 2009). We evaluated the trend of the abundance and species richness (respectively negative binomial and Poisson error distributions) using the same model structure. We checked that site size (used as covariable) did not change the results. We also checked whether the CWM trend differed among the Northern and Southern Mediterranean shores, considering that species composition could differ according to the wintering distribution of the 132 species. To do so, we used the same methodology as previously described (with year, natural habitat conversion and their interaction as fixed effects (standardized values)) and performed two separated GLMM on the northern and on the southern shores of the Mediterranean. Northern shore was defined from the Portugal to Turkey and southern from Morocco et Syria (Figure S1).

Third, we assessed the species contribution to the CTM trends. We used a jackknife approach (Crowley 1992), removing one by one each species from the dataset to compute CTMs minus that species (Princé & Zuckerberg 2015). The difference between the estimate of the CTM based on all species and the CTM based on all species minus the species *i* corresponds to the contribution of species *i*. A species participating to the CTM increase (or oppositely, decrease) over time has a positive (or oppositely, negative) contribution (Davey *et al.* 2013).

Finally, we inferred the relative species abundance trend comparatively to the other species. We estimated it using the species contribution and the species trait originality, because species contribution depends on both relative species trait originality and relative species population trend regarding the other species in the community. We categorized a species as 1) relatively decreasing when the species has either a positive contribution and a positive trait originality, or a negative contribution and a negative trait originality, 2) relatively increasing when the species has either a negative contribution and a positive trait originality, or a positive contribution and a negative trait originality. We mapped the distribution of the species relatively favoured and unfavoured by the temperature increase (CTI contribution > 1%) using Birdlife maps weighted by species contribution to CTI trend.

Statistical analyses were performed with R 3.3.0 (R Development Core Team 2015) and model residuals were inspected graphically in order to verify model validity (Zuur *et al.* 2009). Graphical representations of the CTI and CTR interaction trends were provided with the 'visreg' R package (Breheny *et al.* 2018), combining 2D surface plots and segmented plots for 0%, 5%, 10% of natural habitat conversion.

3. Results

CTI and CTR changes

The Community Temperature Index (CTI) increased over the twenty years of monitoring ($p < 0.001$; Table 1). The CTI also increased with regional temperature anomalies but not with local temperature anomalies (Table 1, Fig. S4). However, the CTI increase was negatively affected by natural habitat conversion over years ($\beta = -0.09$, $p < 0.0001$) and over regional ($\beta = -0.17$, $p = 0.001$) and local temperature anomalies ($\beta = -0.04$, $p = 0.02$) (Table 1, Fig. 1). In other words, the higher the habitat conversion, the lower the CTI increase during the study period or with the increase in regional or local temperature anomalies. We found a similar CTI increase ($\beta_{\text{Northern}} = 0.25$, $p < 0.001$; $\beta_{\text{Southern}} = 0.27$, $p < 0.001$), and also a similar negative interaction on both sides of the Mediterranean ($\beta_{\text{Northern}} = -0.16$, $p < 0.01$; $\beta_{\text{Southern}} = -0.13$, $p < 0.02$).

Table 1: Effects of natural habitat conversion (NHC) on Community Temperature Index (CTI) and Community Temperature Range (CTR) using three proxies of climate warming: Year, “Tanom Regional” for regional temperature anomalies and “Tanom Local” for local temperature anomalies (164 sites). Both R_m^2 (marginal, fixed effect only) and R_c^2 (conditional, full model) were reported (Nakagawa & Schielzeth, 2013).

CTM	Variables	Estimate	SE	DF	<i>t</i>	<i>p</i>	R^2
CTI	NHC	0.00	0.02	162	0.06	0.953	$R_m^2=0.025$
	Year	0.18	0.02	1631	8.17	<0.001	$R_c^2=0.740$
	NHC:Year	-0.09	0.02	1631	-4.06	<0.001	
	NHC	0.04	0.03	162	1.43	0.155	$R_m^2=0.011$
	Tanom Regional	0.13	0.05	1631	2.69	0.007	$R_c^2=0.739$
	NHC:Tanom Regional	-0.16	0.05	1631	-3.25	0.001	
	NHC	0.00	0.02	162	-0.10	0.923	$R_m^2=0.01$
	Tanom Local	0.01	0.02	1631	0.78	0.433	$R_c^2=0.737$
	NHC:Tanom Local	-0.04	0.02	1631	-2.30	0.020	
CTR	NHC	0.00	0.12	162	0.03	0.974	$R_m^2=0.021$
	Year	-0.26	0.03	1631	-8.45	<0.001	$R_c^2=0.631$
	NHC:Year	0.12	0.03	1631	3.69	<0.001	
	NHC	0.00	0.13	162	0.01	0.996	$R_m^2=0.002$
	Tanom Regional	-0.18	0.07	1631	-2.80	0.005	$R_c^2=0.624$
	NHC:Tanom Regional	0.11	0.07	1631	1.63	0.104	
	NHC	0.03	0.12	162	0.20	0.844	$R_m^2=0.01$
	Tanom Local	-0.02	0.02	1631	-0.88	0.380	$R_c^2=0.620$
	NHC:Tanom Local	0.01	0.02	1631	0.40	0.692	

The Community Temperature Range (CTR) decreased over years ($\beta = -0.26$, $p < 0.001$, Table 1). The CTR decreased less over time when natural habitat conversion increased ($\beta = 0.12$, $p < 0.001$, Table 1). Regional temperature anomalies have a significant negative effect on the CTR ($\beta = -0.18$, $p = 0.005$), but not local temperature anomalies (Table 1, Fig. S4). CTI and CTR did not differ between sites with more or less natural habitat conversion (Table 1). CTI and CTR trends were not only driven by the most abundant species as we found similar results based on species abundance (Table 1) and based on species presence / absence (Table S2, one exception with a change of significance for the CTR trend under regional temperature anomalies).

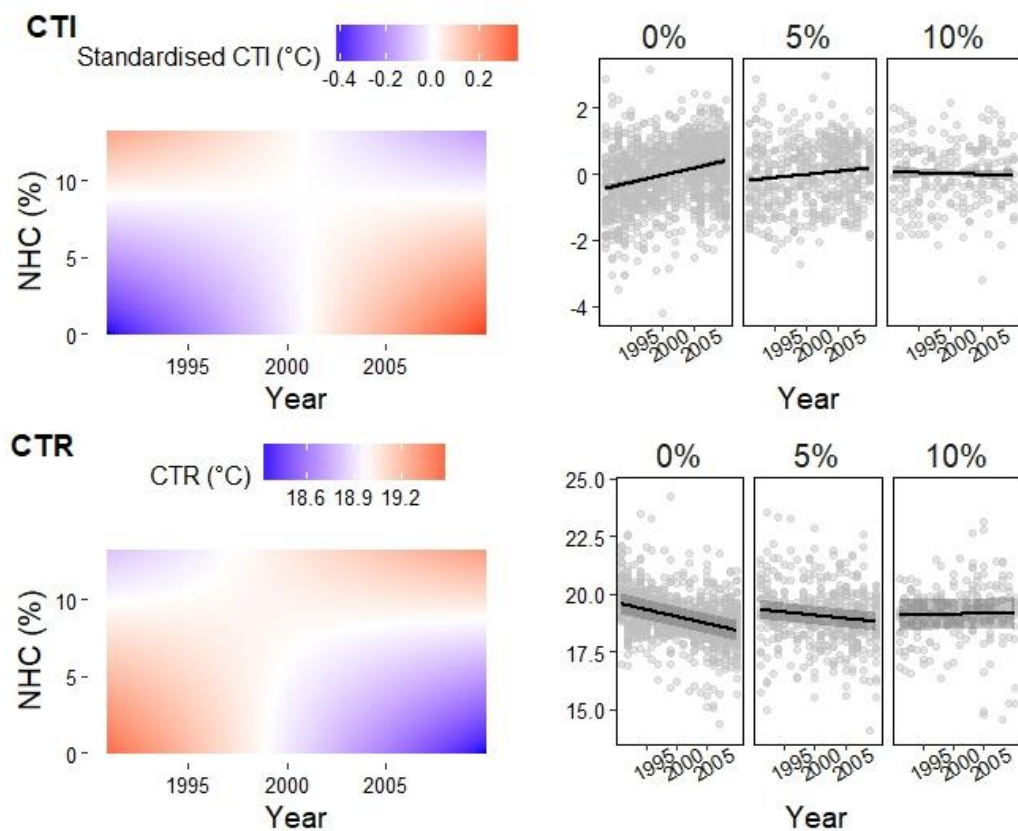


Figure 1: Community Temperature Index (CTI standardised) and Community Temperature Range (CTR) trends over years depending of the Natural Habitat Conversion (NHC %) by 2D surface plots and segmented plots in three classes of natural habitat conversion (0%, 5% and 10%).

Species contributions

Twenty four species among the 132 had a contribution higher than 1% to the CTI trend (Fig. 2, Table S3). Among these 24 species, 71% are relatively increasing and 82% of these are warm-dwelling specialists (i.e. STR originality < 0 & STI originality > 0), mainly wintering on the southern Mediterranean shore (Fig. 3). Conversely, seven cold-dwelling species, i.e. species with a northern distribution (Fig. 3), are relatively decreasing.

Twenty nine species contributed positively to the interaction of the CTR between years and natural habitat conversion (Fig. 2, Table S4). Among them, 69% are relatively declining, in which 70% were warm-dwelling specialists. The relatively favoured species by natural habitat conversion over time were all thermal generalist (STR originality > 0), cold or warm-dwelling (Fig. 2).

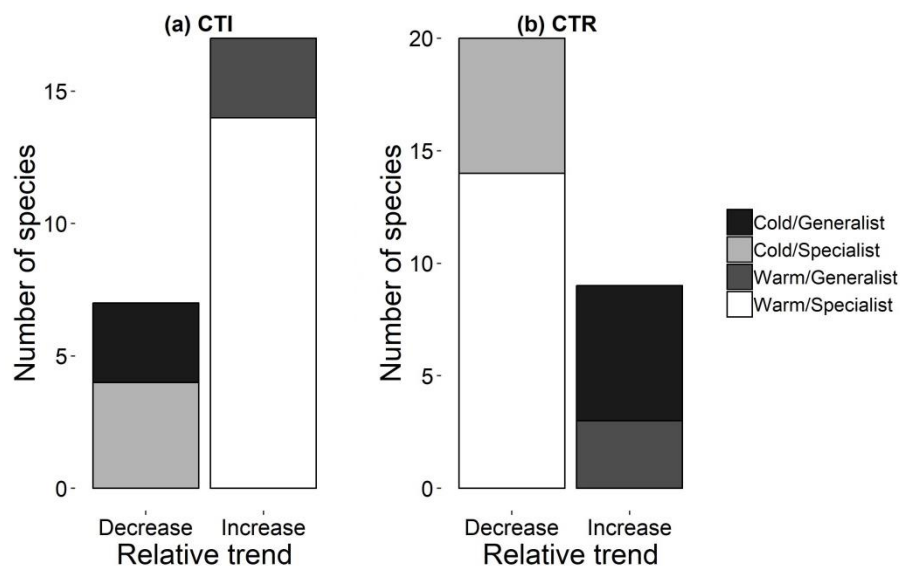


Figure 2: Number of species contributing to the CTI increase (a) and to the CTR increase under the interaction between natural habitat conversion and years (b). Species trends are relative to the overall species trends of cold-dwelling (STI originality < 0), warm-dwelling (STI originality > 0), specialist (STR originality < 0) and generalist species (STR originality > 0).

Over time, overall abundance displayed significant trend ($\beta = 0.01$, $p = 0.6$) but species richness increased ($\beta = 0.10$, $p < 0.001$). Abundance and species richness were lower in sites where natural habitat conversion was higher ($\beta = -0.40$, $p < 0.001$; $\beta = -0.14$, $p < 0.001$). The species richness decreased with the interaction between years and natural habitat conversion ($\beta = -0.03$, $p < 0.001$), but interaction had not significant effect on abundance ($\beta = 0.02$, $p = 0.3$).

4. Discussion

Our results suggested that wintering waterbird communities are changing in response to climate warming, with a relative increase in warm-dwelling species, mainly thermal specialists. However, the interaction between natural habitat conversion and temperature increase lead to the relative increase in thermal generalists, whatever their thermal niche position (cold or warm-dwellings).

Community temperature changes in response to temperature increase

We showed that in the Mediterranean region, the community temperature index of wintering waterbirds increased during the last two decades, in absence of natural habitat conversion. Meanwhile, average winter temperature increased by around 0.5°C (Mariotti *et al.* 2015). The community temperature index increased over years and also over regional and local winter temperature anomalies suggesting a general response to climate warming (Devictor *et al.* 2008). Range shift is a common response of wildlife to climate change (Parmesan & Yohe 2003, Chen *et al.* 2011). At the community level, the thermal community adjustment is defined by the change in species composition in response to the temperature changes, according to their thermal affinities (Devictor *et al.* 2008). Bird community adjustment to climate warming has been already observed (see for review Brotons and Jiguet 2010, Pearce-Higgins & Green 2014), including in wintering waterbirds (Maclean *et al.* 2008, Godet *et al.* 2011, Lehtikainen *et al.* 2013).

Here, the changes in community thermal composition were mainly explained by the overall temperature increase, year proxy, than by the regional or local temperature increases. Waterbird communities on wintering sites are more dependent on conditions along the migration flyway than on local temperatures, as observed in Sauter *et al.* (2010). Year is likely a proxy for the climatic conditions experienced by birds across their overall distribution range, along their breeding, migration and wintering areas (Newton 2008, Knudsen *et al.* 2011). The observed range shift is likely less related to inter-annual variations because waterbirds have high site fidelity and longevity, which may smooth their adjustment over years (Maclean *et al.* 2008). In addition, species range shift could result in a time lag effect (Devictor *et al.* 2012), when species shift depends on the temperature experienced during the previous years and not only to the current weather conditions (Lindström *et al.* 2013, La Sorte & Jetz 2012).

The increase in community temperature index was mainly due to a relative increase in warm-dwelling species ($n = 17$, 15% of species), combined with the decrease of few cold-dwelling species ($n = 7$, 5% of species) (Fig. 2, Table S3), suggesting that more species are experiencing a northern

range expansion than a southern range reduction. The Mediterranean basin represents the northern (Fig. 3A) and the southern (Fig. 3B) distribution edges of the most contributing species to the CTI increase. Population increase on distribution leading edge is one of the most common species adjustments to climate warming in the Northern hemisphere (Pearce-Higgins & Green 2014). It indicates a likely positive effect of temperature increase on population dynamics of warm-dwelling species (Gregory *et al.* 2009). Among these species for example, the expansion of sedentary populations of the cold-sensitive Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) is favored by the decrease in harsh winters in Europe (Hafner *et al.* 1992). Also, by decreasing the daily energy requirement (Wiersma & Piersma 1994), the increase in mild winters favors the northward shift of small wader species (Austin & Rehfisch 2005), e.g. Sanderling (*Calidris alba*). The relative decrease in cold-dwelling species suggests a change at their distribution trailing edge (Thomas and Lennon 1999). Among species concerned in our study, the most abundant European breeding duck, the Mallard (*Anas platyrhynchos*) is a cold-dwelling species positively contributing to the CTI increase, which shortened its migration distance on several flyway locations (Sauter *et al.* 2010, Gunnarsson *et al.* 2012, Guillemain *et al.* 2015). Similarly, the Greylag Goose (*Anser anser*) shifted its Mediterranean wintering range to more northern European countries in the 1990s (Ramo *et al.* 2015) and has at the same time a growing breeding population across Europe (BirdLife 2017). Such a reduction in migratory distances may be beneficial for bird species to preserve their fat resources for reproduction and reduce mortality during migration (Gilroy 2017). In this study we are however unable to identify if the trailing edge shift corresponds to a range contraction or to a displacement of the entire species distribution area in response to the temperature increase (Pearce-Higgins & Green 2014). Further work should be carried out at the species flyway scale to assess the actual expansion/contraction of the range and its consequences on population dynamics (e.g. Pavón-Jordán *et al.* 2015).

Natural habitat conversion disrupts community thermal adjustment to climate warming

The thermal community adjustment was strongly negatively impacted by natural habitat conversion. The higher the conversion of natural habitats within wintering sites, the lower the community thermal change. This was true whatever climate proxy was considered, when the proportion of natural habitat conversion was around 5-13% in 15 years (Fig. 1). Conversion of natural habitats leads to the homogenization of wintering waterbird communities by relatively favouring thermal generalists (n = 9) to the detriment of thermal specialists (n = 20). Species richness was

decreasing with the interaction of land use change and temperature increase, as the number of declining species was greater than the number of increasing species (Fig. 2). This decrease in species diversity is coherent with the biotic homogenization phenomenon (Smart *et al.* 2006).

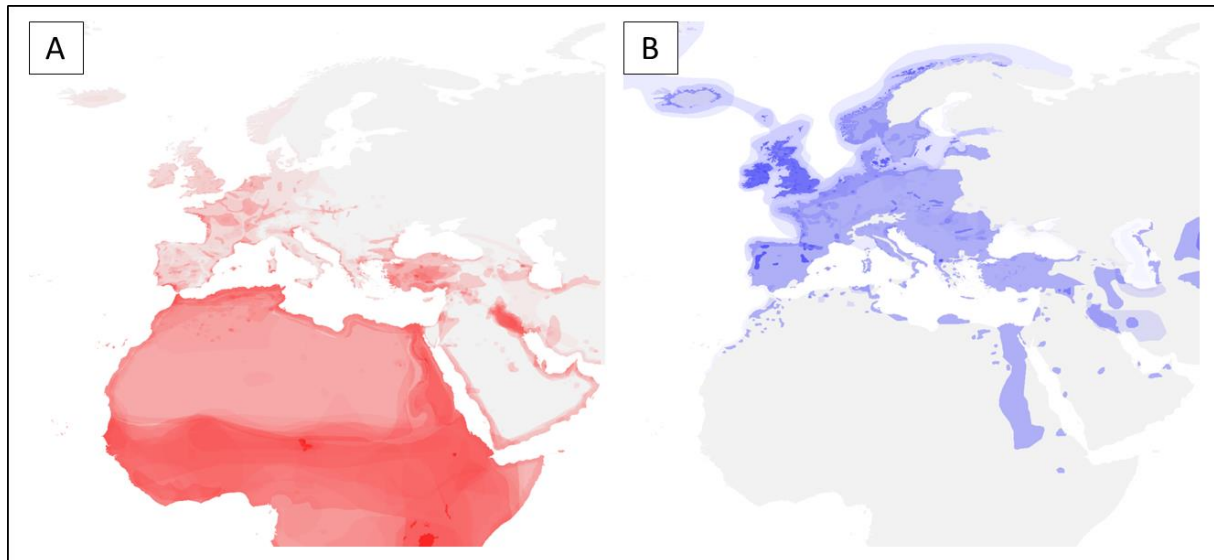


Figure 3: Winter distribution of the species relatively increasing (A, $n = 17$) and decreasing (B, $n = 7$) over years (CTI contribution $> 1\%$; Table S3 and S4; Birdlife maps weighted by species contribution to CTI trend).

Interestingly, at highest rate of natural habitat conversion warm-dwelling species are not relatively favoured in comparison to the cold-dwelling species, meaning that natural habitat conversion is not acting in synergy with climate warming. Consequently the “fine-long term” thermal community adjustment is disrupted toward an adjustment to both natural habitat conversion and temperature increase, revealing an antagonistic effect of the drivers on wintering waterbirds communities. This result is consistent with the fact that habitat protection facilitates species adjustment to climate change (Thomas *et al.* 2012, Gaüzère *et al.* 2016, Gaget *et al.* 2018).

Conservation implications

Our results highlight the impact of multiple drivers of changes on thermal community adjustment to climate warming and the importance of land use changes as a dominant driver of wintering waterbird assemblages, consistent with Kerbiriou *et al.* (2009), Eglington & Pearce-Higgins

2012 and Galewski and Devictor (2016) for breeding birds. The relative increase in warm-dwelling species in the Mediterranean region is jeopardized by the natural habitat conversion, threatening their adjustment to temperature increase. Some of these species likely favoured by temperature increase are partial long-distance migrants, e.g. Black-Winged Stilt (*Himantopus himantopus*), Glossy Ibis (*Plegadis falcinellus*), Ruff (*Calidris pugnax*), wintering in sub-Saharan Africa, up to the Maghreb and sporadically in southern Europe (Fig. 3A). However, in their African wintering grounds, these species are strongly impacted by habitat loss and degradation (Vickery *et al.* 2014), persecutions, overexploitation and illegal killing (Bairlein 2016, Brochet *et al.* 2016), as well as temperature and drought increases (Fasola 2010, Saether and Engen 2010). Thus, as climate warming is predicted to strengthen in the future (IPCC 2014), notably in the Mediterranean area (Mariotti *et al.* 2015) and Africa (Lelieveld *et al.* 2016), Mediterranean and European countries face increasing responsibilities to facilitate the species adjustment to temperature increase by reducing the conversion of natural wetlands. In a global change context, these results have strong implications for biodiversity conservation, and are consistent with a thermal adjustment of bird communities positively improved by protected areas (Gaüzère *et al.* 2016) and by international conservation policies (Gaget *et al.* 2018), but negatively affected by habitat fragmentation (Jarzyna *et al.* 2015).

The disabling effect of natural habitat conversion on community adjustment to temperature increase was detected although the proportion of natural habitat conversion in the surveyed sites was lower than the rate reported for wetlands worldwide. The average conversion between 1990-2005 for the 164 studied sites was on average 3% (range 0 to 13%) while wetlands, excluding man-made wetlands, declined by on average 30% between 1970 and 2008 in the world and by 50% in Europe (Davidson 2014, Dixon *et al.* 2016). This suggests that waterbird community adjustment to climate warming is refrained at a global scale – perhaps even more so than our results suggest.

Acknowledgments

We acknowledge the ornithologists involved in waterbird counts, national coordinators from the 22 countries included in the study, the International Waterbird Census coordination unit (Wetlands International, Tour du Valat, the National Office for Hunting and Wildlife, and national IWC North African coordinators GREPOM/BirdLife Morocco, Direction Générale des Forêts (Algeria), AAO/BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. We also thank N. Taylor and Ilse Geijzendorffer for their useful comments and for the improvement of the English. This study was funded by the Foundation Tour du Valat, Foundation Prince Albert II of Monaco, Foundation Total, the French Ministry of “Transition écologique et solidaire” and the MNHN 227 doctoral school.

Supporting information

Figure S1: Map of the study area

Figure S2: Change in temperature anomaly

Figure S3: Natural habitat conversion per site

Figure S4: Interaction plots of CTI and CTR trends over years

Table S1: Site characteristics by countries

Table S2: Model results

Table S3: Species contributing positively to the CTI increase over time

Table S4: Species contributing positively to the CTR increase over the interaction between natural habitat conversion and years

Figure S1: Distribution of the monitored and mapped wetlands in the Mediterranean basin (n=164). In dark grey the countries of the Southern shore and in light grey countries of the Northern shore.

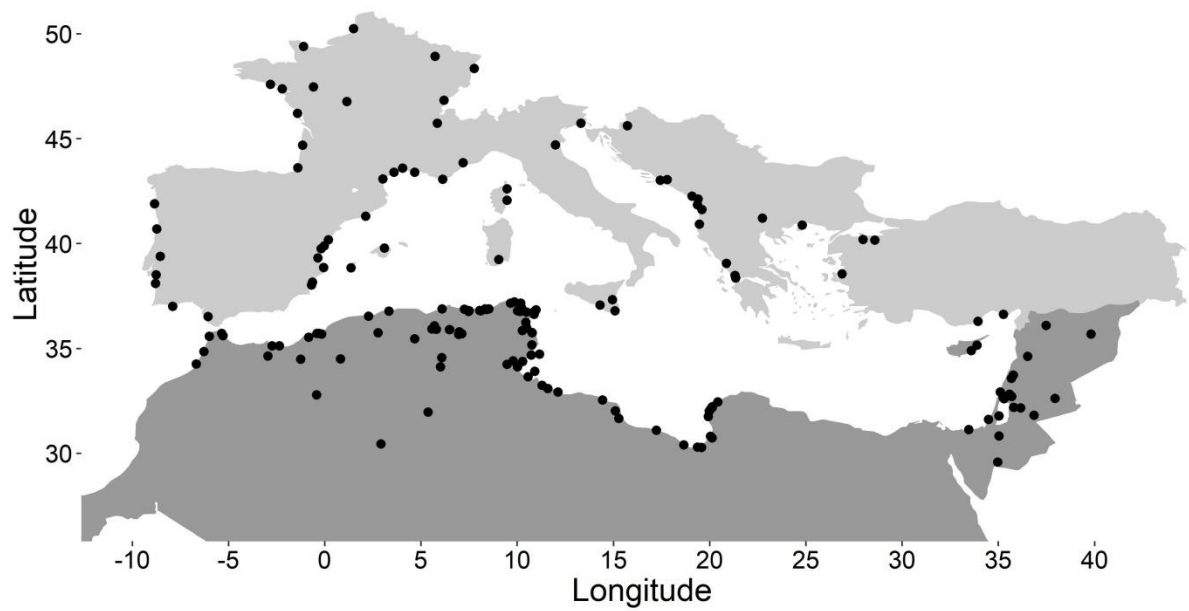


Figure S2: Change in temperature anomaly (°C) in winter (November-December-January) on the study sites (data from the HadCRUT4 dataset Morice *et al.* 2012). Trend anomalies (black line) increased significantly between 1991 and 2010: linear mixed effect model with temperature anomaly as the response variable, years as a fixed effect and site identity as a random effect ($\beta = 0.024$, $SE = 0.005$, $t_{1,1795} = 4.67$, $p < 0.0001$). Association between grid-cell data of the HadCRUT4 dataset and monitored sites was made with a geographical precision of 0.5°.

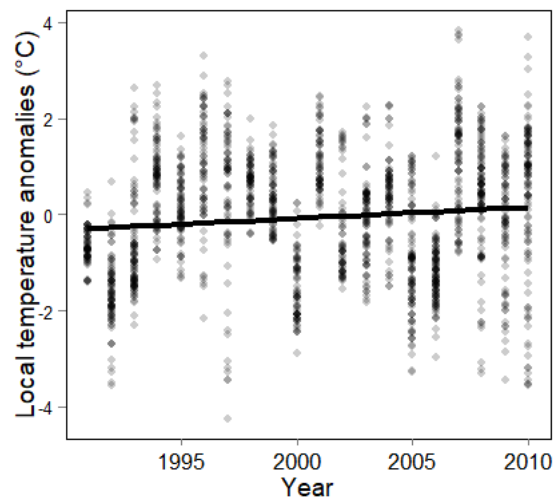


Figure S3: Proportion of natural habitat conversion per site measured between 1990 and 2005 on 164 sites documented in the GlobWetland-II database and monitored by mid-winter waterbird counts.

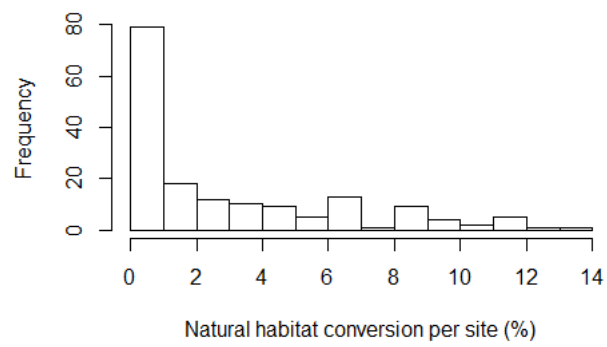


Figure S4: Community Temperature Index (CTI standardised) and Community Temperature Range (CTR) trends over three proxies of climate warming ((a) year, (b) regional and (c) local temperature anomalies), and natural habitat conversion (%) by 2D surface plots and segmented plots in three classes of natural habitat conversion (0%, 5% and 10%).

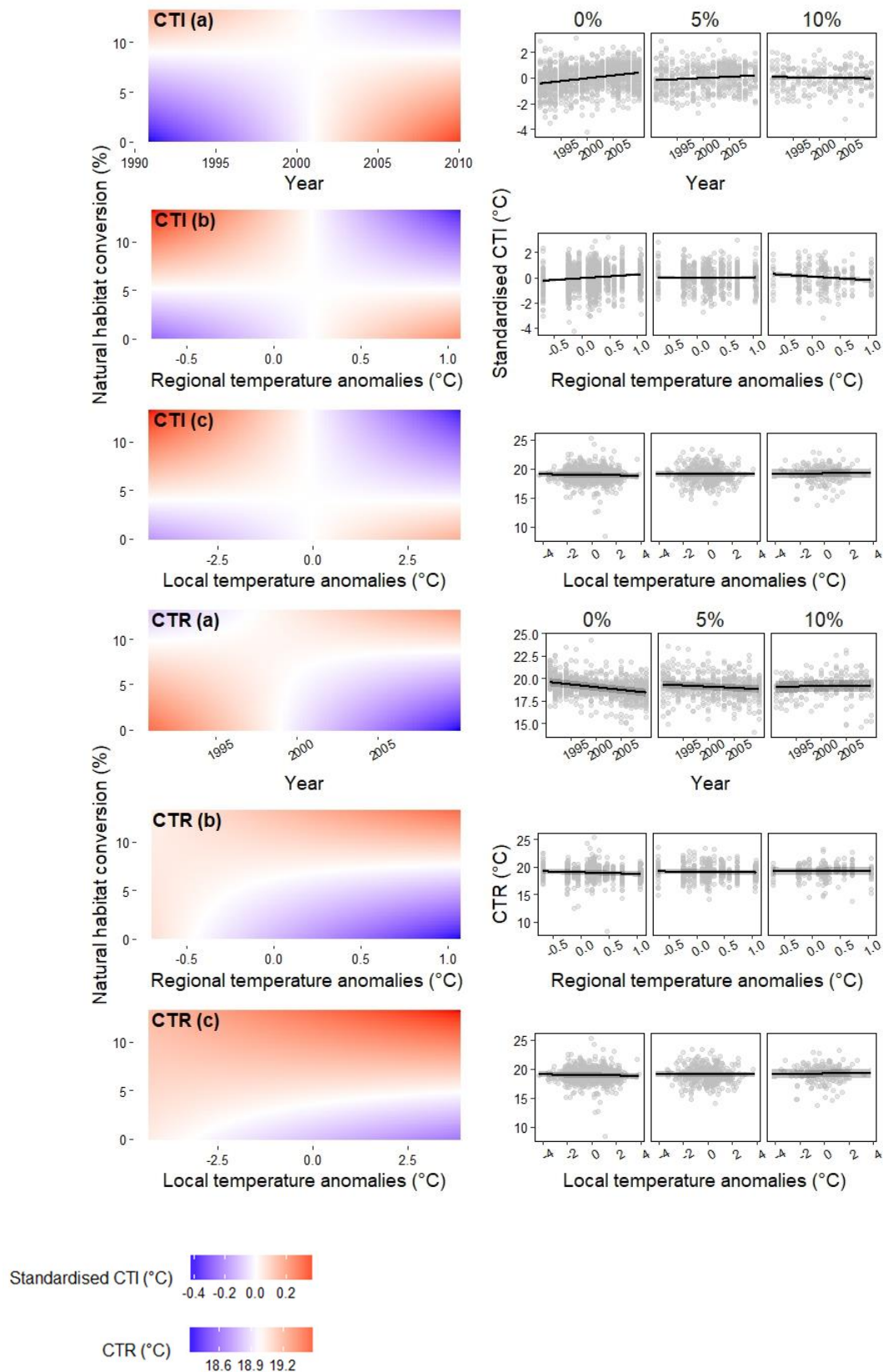


Table S1: Count events and site characteristics by country over the study period. Proportion of natural habitat (i.e. marsh, river, lagoon, reedbed) conversion per site varied between 0.75 to 9.29 depending on the country.

Country	Total count events	Nb. of sites	Mean count events per site	Mean proportion of natural habitat conversion between 1990-2005	Mean total surface (km ²) in 2005
Albania	36	4	9±2.45	1.34±0.67	131.4±129.89
Algeria	368	31	11.9±4.98	4.79±3.13	828.4±1895.32
Bosnia & Herzegovina	3	1	3±0.00	0.46±0.00	88.9±0.00
Croatia	13	2	6.5±0.71	0.41±0.04	54.7±68.36
Cyprus	22	2	11±9.90	4.66±0.48	9.4±2.33
Egypt	5	1	5±0.00	0.15±0.00	266.4±0.00
France	395	21	18.8±3.49	0.55±0.68	212.4±335.83
Greece	47	3	15.7±2.87	0.79±0.63	240.1±170.77
Israel	61	4	15.3±4.59	8.31±3.36	499.1±375.75
Italy	88	6	14.7±4.68	0.87±1.33	68.8±67.29
Jordan	45	6	7.5±2.25	4.31±4.27	276.8±111.07
Lebanon	6	2	3±0.00	5.21±6.25	70.2±56.46
Libya	71	18	3.9±1.11	1.98±3.78	54.5±104.04
Former Yugoslavian Republic of Macedonia	10	1	10±0.00	0.02±0.00	26.8±0.00
Montenegro	16	1	16±0.00	2.16±0.00	473.1±0.00
Morocco	118	8	14.8±3.65	5.5±3.30	216±301.35
Palestinian territories	16	1	16±0.00	9.29±0.00	694.5±0.00
Portugal	83	6	13.8±2.17	2.76±1.11	130.2±145.92
Spain	177	11	16.1±2.31	3.07±3.68	41±51.64
Syria	11	4	2.8±0.00	7.42±6.31	245.6±259.83
Tunisia	172	26	6.6±3.30	2.13±2.65	104.5±121.41
Turkey	34	5	6.8±0.84	0.75±1.01	168.7±29.86

Table S2: Results of the Linear Mixed Models (LMM) on the effects of natural habitat conversion (NHC) on Community Temperature Index (CTI) and Community Temperature Range (CTR) computed with presence/absence data, using three proxies of climate warming (Year, “Tanom Regional” for regional temperature anomalies and “Tanom Local” for local temperature anomalies), and CTI trend for the southern (latitude < 43°) part of the Mediterranean study area with the CTI based on abundance (140 sites). Both R_m^2 (marginal, fixed effect only) and R_c^2 (conditional, full model) were reported (Nakagawa & Schielzeth, 2013).

Model	Variables	Estimate	SE	DF	t	p	R ²
LMM CTI presence/absence	NHC	0.00	0.02	160	0.05	0.960	$R_m^2=0.049$ $R_c^2=0.676$
	Year	0.16	0.02	1628	7.31	<0.001	
	NHC:Year	-0.07	0.02	1628	-3.20	0.001	
	NHC	0.01	0.01	160	1.17	0.245	$R_m^2=0.028$ $R_c^2=0.674$
	Tanom regional	0.26	0.07	1628	3.79	<0.001	
	NHC:Tanom regional	-0.04	0.02	1628	-2.62	0.009	
	NHC	0.00	0.02	160	-0.13	0.901	$R_m^2=0.027$ $R_c^2=0.673$
	Tanom local	0.02	0.02	1628	1.00	0.316	
	NHC:Tanom local	-0.04	0.02	1628	-2.06	0.040	
LMM CTR presence/absence	NHC	0.04	0.12	162	0.37	0.709	$R_m^2=0.018$ $R_c^2=0.579$
	Year	-0.21	0.03	1631	-6.76	<0.001	
	NHC:Year	0.13	0.03	1631	4.04	<0.001	
	NHC	0.04	0.12	162	0.30	0.770	$R_m^2=0.003$ $R_c^2=0.572$
	Tanom regional	-0.11	0.07	1631	-1.66	0.097	
	NHC:Tanom regional	0.12	0.07	1631	1.82	0.069	
	NHC	0.06	0.12	162	0.55	0.584	$R_m^2=0.001$ $R_c^2=0.569$
	Tanom local	0.02	0.02	1631	0.69	0.492	
	NHC:Tanom local	0.02	0.02	1631	1.02	0.310	
LMM latitude under 43° North	NHC	0.00	0.02	162	0.06	0.953	$R_m^2=0.017$ $R_c^2=0.675$
	Year	0.18	0.02	1631	8.17	<0.001	
	NHC:Year	-0.09	0.02	1631	-4.06	<0.001	
	NHC	0.04	0.03	162	1.43	0.155	$R_m^2=0.002$ $R_c^2=0.676$
	Tanom regional	0.13	0.05	1631	2.69	0.007	
	NHC:Tanom regional	-0.16	0.05	1631	-3.25	0.001	
	NHC	0.00	0.02	162	-0.10	0.923	$R_m^2=0.002$ $R_c^2=0.676$
	Tanom local	0.01	0.02	1631	0.78	0.433	
	NHC:Tanom local	-0.04	0.02	1631	-2.31	0.021	

Table S3: Species contributing positively to the CTI increase over time (with a contribution higher to 1%). Species relatively declining are in grey.

Scientific Name	Contribution to CTI trend	STI originality	STR originality	Relative species trend
<i>Anas platyrhynchos</i>	14.0	-13.5	3.4	Decrease
<i>Ardea alba</i>	8.1	8.3	-4.0	Increase
<i>Himantopus himantopus</i>	7.3	8.6	-5.5	Increase
<i>Larus argentatus</i>	5.9	-8.9	6.6	Decrease
<i>Anser anser</i>	5.1	-9.1	-6.0	Decrease
<i>Tringa nebularia</i>	4.5	9.6	-11.7	Increase
<i>Charadrius alexandrinus</i>	4.2	5.7	-3.5	Increase
<i>Somateria mollissima</i>	4.0	-21.0	4.0	Decrease
<i>Porphyrio porphyrio</i>	3.5	8.6	-9.8	Increase
<i>Plegadis falcinellus</i>	3.1	9.6	-12.1	Increase
<i>Bubulcus ibis</i>	2.9	9.4	-11.2	Increase
<i>Tringa ochropus</i>	2.6	7.6	-1.0	Increase
<i>Calidris pugnax</i>	2.2	9.4	-11.5	Increase
<i>Phalacrocorax carbo</i>	2.2	4.9	5.4	Increase
<i>Platalea leucorodia</i>	2.1	4.4	-1.2	Increase
<i>Melanitta nigra</i>	2.0	-11.2	-10.1	Decrease
<i>Bucephala clangula</i>	1.9	-14.6	-7.9	Decrease
<i>Gallinula chloropus</i>	1.8	2.8	5.5	Increase
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1.7	5.1	5.2	Increase
<i>Charadrius dubius</i>	1.7	10.3	-12.0	Increase
<i>Calidris alba</i>	1.6	5.3	-1.3	Increase
<i>Ciconia ciconia</i>	1.2	9.4	-11.3	Increase
<i>Calidris minuta</i>	1.1	9.3	-10.6	Increase
<i>Aythya marila</i>	1.0	-13.1	-8.9	Decrease

Table S4: Species contributing positively to the CTR increase over the interaction between natural habitat loss and time (with a contribution higher to 1%). Species relatively declining are in grey.

Scientific Name	Contribution to CTR interaction trend	STI originality	STR originality	Relative species trend
<i>Aythya nyroca</i>	23.3	-3.6	20.4	Increase
<i>Anas crecca</i>	15.6	-0.7	6.2	Increase
<i>Ciconia ciconia</i>	9.4	9.6	-11.3	Decrease
<i>Actitis hypoleucos</i>	9.3	9.8	-11.7	Decrease
<i>Porphyrio porphyrio</i>	7.8	8.7	-9.8	Decrease
<i>Spatula clypeata</i>	6.0	1.5	4.3	Increase
<i>Anser anser</i>	5.9	-8.9	-6.0	Decrease
<i>Aythya ferina</i>	5.7	-2.0	5.5	Increase
<i>Charadrius hiaticula</i>	4.6	8.7	-8.1	Decrease
<i>Calidris minuta</i>	4.3	9.4	-10.6	Decrease
<i>Bubulcus ibis</i>	4.1	9.6	-11.2	Decrease
<i>Charadrius dubius</i>	3.7	10.4	-12.0	Decrease
<i>Cygnus olor</i>	3.7	-12.1	-7.7	Decrease
<i>Egretta garzetta</i>	3.2	7.9	-4.2	Decrease
<i>Larus melanocephalus</i>	3.1	-4.1	-10.4	Decrease
<i>Larus canus</i>	2.9	-11.8	-8.7	Decrease
<i>Somateria mollissima</i>	2.2	-20.9	4.0	Increase
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2.0	10.1	-11.5	Decrease
<i>Anser albifrons</i>	1.9	-10.8	-6.6	Decrease
<i>Chlidonias niger</i>	1.9	9.2	-10.2	Decrease
<i>Fulica cristata</i>	1.9	9.2	-11.9	Decrease
<i>Aythya fuligula</i>	1.9	-2.9	10.4	Increase
<i>Tadorna ferruginea</i>	1.8	-4.5	3.8	Increase
<i>Mareca penelope</i>	1.8	3.2	4.2	Increase
<i>Calidris ferruginea</i>	1.8	10.1	-11.5	Decrease
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	1.3	8.6	-10.6	Decrease
<i>Tringa stagnatilis</i>	1.3	9.9	-12.0	Decrease
<i>Larus genei</i>	1.1	-1.5	-5.1	Decrease
<i>Phalacrocorax carbo</i>	1.0	5.0	5.4	Increase

Chapitre 2 : Conservation et tendances de populations

Après avoir montré qu'il est important de réduire les pressions de changement d'habitats dans le précédent chapitre, ici nous évaluons l'efficacité de la Convention Ramsar pour améliorer les tendances de populations d'oiseaux d'eau.

La Convention de Ramsar rassemble le plus large et le plus ancien réseau d'aires protégées, spécialement destiné à la conservation des zones humides d'importance internationale. Son efficacité est débattue parce qu'elle n'engage pas des mesures strictement réglementaires qui obligent à la protection effective des sites Ramsar (Finlayson *et al.* 2018). Ainsi, l'efficacité des sites Ramsar pour conservation la biodiversité des zones humides est potentiellement dépendante de la capacité des pays à mettre en œuvre des politiques nationales de conservation.

J'ai étudié l'efficacité des sites Ramsar à améliorer les tendances d'oiseaux d'eau hivernants. Le bassin méditerranéen offre un contraste de quatre situations géo-politiques avec des gouvernances plus ou moins efficaces pour mettre en œuvre des mesures de conservation entre les pays du sud de l'Europe (membres de l'ancienne UE), des Balkans, du Maghreb et du Moyen Orient.

Je montre que l'efficacité des aires protégées Ramsar n'est vérifiée qu'au Maghreb, où la conservation des zones humides devient une préoccupation pour les gouvernements (Geijzendorffer *et al.* 2018) rendant efficace la protection Ramsar (Kleijn *et al.* 2014). En Europe, la protection des zones humides est engagée par d'autres mesures de conservations strictement réglementaires qui peuvent réduire la détectabilité d'un effet Ramsar (ex. réseau Natura 2000). A l'opposé, au Moyen Orient l'absence d'effet Ramsar est cohérent avec la faible implication gouvernementale pour la conservation de la biodiversité (Geijzendorffer *et al.* 2018) et la dégradation des sites Ramsar (Karadeniz *et al.* 2009, Green 2017). Il est encourageant de constater que dans les pays où les conventions environnementales sont encore faibles mais où la volonté pour conserver la biodiversité augmente, il y a une réelle efficacité de la Convention Ramsar.

En complément je me suis intéressé à la couverture du réseau Ramsar dans le bassin méditerranéen, afin de préciser sa capacité à couvrir les zones d'importances internationales pour les oiseaux d'eau (Encadré 5). Dans le chapitre suivant, nous verrons le lien entre conventions internationales et facilitation de l'ajustement des communautés au réchauffement climatique.

Encadré 6 : Lacunes du réseau Ramsar pour la couverture des zones humines d'importance internationale pour les oiseaux d'eau

Popoff N., Gaget E., Dami L., Guelmami A., Geijzendorffer I., Perennou C. & Galewski T. Waterbird conservation: Ramsar extension needed for the Mediterranean wetlands with international importance. In prep. For *Marine and Freshwater Research*.

La convention Ramsar a pour but de protéger les zones humides, particulièrement celles d'importance internationale pour leur biodiversité. Mais dans quelle mesure le réseau d'aires protégées Ramsar couvre-t-il l'ensemble de ces zones humides ? Les oiseaux sont utilisés comme indicateurs pour qualifier l'importance internationale des zones humides dans le cadre de la Convention Ramsar, lorsque 20 000 oiseaux et/ou 1% d'une population d'oiseaux est régulièrement accueillie sur le site. Grâce au programme international de dénombrement des oiseaux d'eau hivernants, nous pouvons localiser les zones humides d'importance internationale dans le bassin méditerranéen. Nous évaluons si les zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau sont couvertes ou non par la désignation Ramsar en utilisant 3 766 sites de comptages dans 24 pays, entre 1991 et 2012 (cf. Annexe E pour les méthodes).

Seulement 40% des 356 sites identifiés par notre étude sont couverts par le statut Ramsar. Le réseau Ramsar souffre d'un manque de désignation, particulièrement au Moyen Orient et au Maghreb où les pressions anthropiques sont pourtant fortes, mais aussi sur la voie de migration Atlantique, où probablement d'autres mesures de protections sont engagées par les pays de l'Union Européenne.

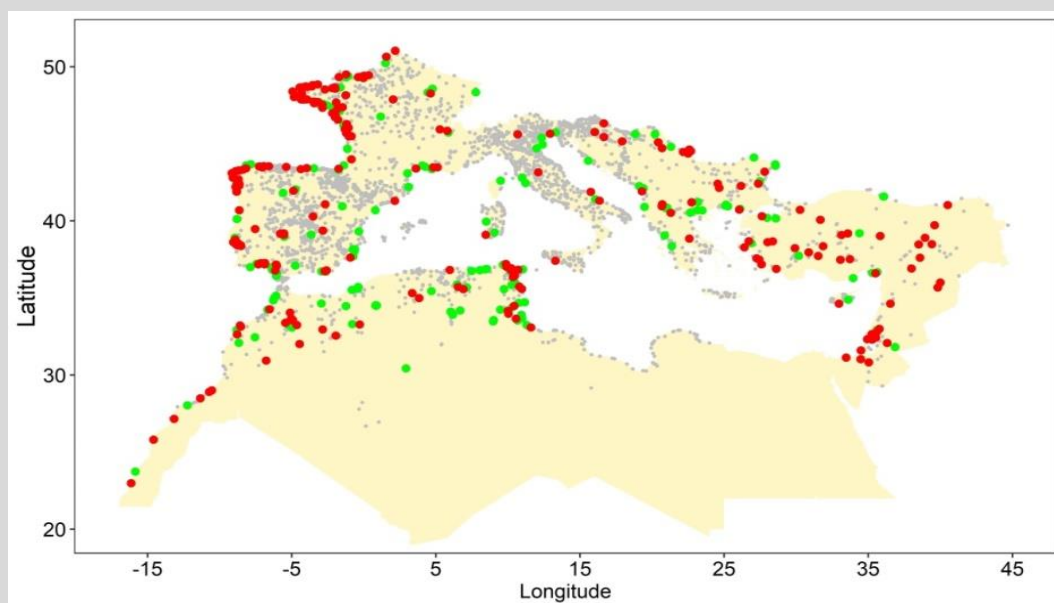


Figure E5. Distribution des zones humides d'importance internationale pour les oiseaux d'eau hivernant en Méditerranée, protégés par un statut Ramsar (en vert) ou non (en rouge). Les autres sites de comptage sont en gris (Méthodes en Annexe E).

Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving waterbirds in the Mediterranean

Gaget E.^{1,2}, Galewski T.¹, Pavon-Jordan D.³, Cazalis V.⁴, Kerbiriou. C.², Jiguet F.², Popoff N.¹, Dami L.¹, Defos du Rau P.⁵ & Le Viol I.² In prep.

¹ Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Tour du Valat, le Sambuc, 13200 Arles, France

² Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue Cuvier 75005 Paris, France

³ The Helsinki Lab of Ornithology, Finnish Museum of Natural History, University of Helsinki, P. O. Box 17, FI-00014 Helsinki, Finland

⁴ Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive U.M.R. 5175 - CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier Cedex, France

⁵ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Unité Avifaune Migratrice, Le Sambuc, 13200 Arles, France

1. Introduction

Protected areas are the cornerstone of biodiversity conservation to preserve nature from anthropogenic threats (Margules and Pressey 2000; Godet & Devitor 2018). In 2016 they reached 14.7% of world land surface (UNEP-WCMC IUCN 2016), close to the 17% established in the Aichi Targets to reduce biodiversity loss before 2020 (CBD 2010). However, the increase in terrestrial protected areas did not allow halting the overall biodiversity decline over the last decades, potentially because of the combination of the still too low proportion of protected surface (Rodrigues *et al.* 2004, Araújo *et al.* 2011, Pouzols *et al.* 2014), the poor coherence of the global network (Virkkala & Rajasärkkä 2007, Pimm *et al.* 2014, Gardner *et al.* 2015), and the lack of targeted and adaptive management (Leverington *et al.* 2010, Alagador *et al.* 2014).

Ramsar Convention (1971) has established the world's largest network of protected areas dedicated to wetland biodiversity conservation, but its effectiveness has been questioned (Bellio *et al.* 2009; Hettiarachchi *et al.* 2015; Finlayson *et al.* 2018). The network consists on more than 2,300 wetlands of international importance designated as Ramsar protected areas, by 170 contracting parties to the Ramsar Convention (2.4 million km², <https://www.ramsar.org/>). However, the Ramsar Convention is not accompanied by binding measures (i.e. designation as a Ramsar site has no direct regulatory effect and provides no financial means), which implies a risk of ineffective protection (Davidson 2016).

The most tangible conservation tool of the Ramsar Convention is the implementation of management plans in Ramsar sites (Hettiarachchi *et al.* 2015). The management plan is based on an assessment of the ecological character of the wetland and socio-economical features (Davidson 2016), giving to the stakeholders guidelines to maintain wise use of wetlands (Billgren & Holmén 2008). However, this technical document is supported, or not, by legislation and local authority, that makes its effectiveness highly dependent on the country governance (Leverington *et al.* 2010).

The Mediterranean basin offers four geo-political contrasted governances in terms of the environment, despite a unified recognition of wetland conservation importance and of the Ramsar Convention (Geijzendorffer *et al.* 2018). Yet, environmental care strongly differs between Mediterranean countries by a North-Western/South-Eastern gradient (Kark *et al.* 2009, Fosse 2016, UNEP-WCMC IUCN 2016, Saura *et al.* 2017) notably through the ratification of international environmental agreements (Table S1). Western European countries are old European Union (EU) Member States with a long-standing strong governance. During the progressive EU enlargement to Eastern Europe, the Balkan countries have also reinforced and implemented new environmental

laws (Koschová *et al.* 2018). In the Maghreb there is weak, but increasing environmental care, while Middle-East countries have the lowest environmental care for economical reason and sometimes political instabilities (Geijzendorffer *et al.* 2018).

Since its origin, the Ramsar Convention has aimed to protect wetlands, particularly as habitats for waterbirds. Mediterranean wetlands are critical for West Palearctic waterbird populations, especially in winter when millions of birds congregate in usually ice-free waterbodies and marshes. Protection of waterbirds' winter home ranges is critical for their feeding and roosting activities in quiet environments (Guillemain *et al.* 2002). Protected areas act as stepping stones for wetland birds facilitating species distribution changes induced by climate warming (eg. Thomas *et al.* 2012) or population recovery after persecution (Hiley *et al.* 2013, Francesiaz *et al.* 2017). Wetlands are recognized as internationally important if they regularly support at least 1% of the population of at least one species and/or at least 20,000 waterbirds. Historically this definition was mainly dedicated to quickly identify the very important sites which needed protection, due to the worrying conservation status of waterbirds. Nowadays, like other environmental conventions (Gamero *et al.* 2017), Ramsar Convention is expected to play a more important role for species of conservation concern. Wintering waterbird counts are carried out in the framework of one of the oldest international monitoring programs, the International Waterbird Census (IWC). The data generated proved to be useful to measure the effectiveness of international conservation strategies (Johnston *et al.* 2013, Pavón-Jordán *et al.* 2015, Amano *et al.* 2018; Gaget *et al.* 2018).

Here, we conduct the first assessment of the effectiveness of the Ramsar Convention in protecting wintering waterbirds in the whole Mediterranean basin. We address the impact of Ramsar wetland designation on waterbird populations at two levels, analyzing separately species of high or low conservation concerns between the four Mediterranean sub-regions (Fig. 1). First, we investigate the importance and benefits of designated Ramsar sites for waterbirds by comparing waterbird abundance and trends between Ramsar and non-Ramsar sites. Because of their designation rules, we expect higher waterbird abundance and better trends in Ramsar sites. In the Mediterranean sub-regions with greater environmental concern we also expect higher population trends, particularly for species of higher conservation concern. Second, we assess the importance of an implemented Ramsar management plan. We evaluate differences of waterbird abundance and trends in function of the implementation of a management plan. We hypothesize that a management plan can strengthen waterbird conservation, especially for species of higher conservation concern.

2. Materiel and methods

Study area

We worked at the scale of 24 Mediterranean countries, all members of Medwet, the Ramsar regional initiative for Mediterranean wetlands (Fig. 1). The Mediterranean basin has heterogeneous geo-political contexts and governances. Hence, we divided the Mediterranean basin in four sub-regions: Southern Europe (i.e. 'old' European Union before 1990, France, Greece, Italy, Portugal and Spain), Maghreb (Algeria, Libya, Morocco and Tunisia), Balkans (Albania, Bosnia & Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Macedonia, Montenegro, Serbia and Slovenia) and Middle East (Cyprus, Egypt, Israel, Jordan, Lebanon, Turkey and Syria).

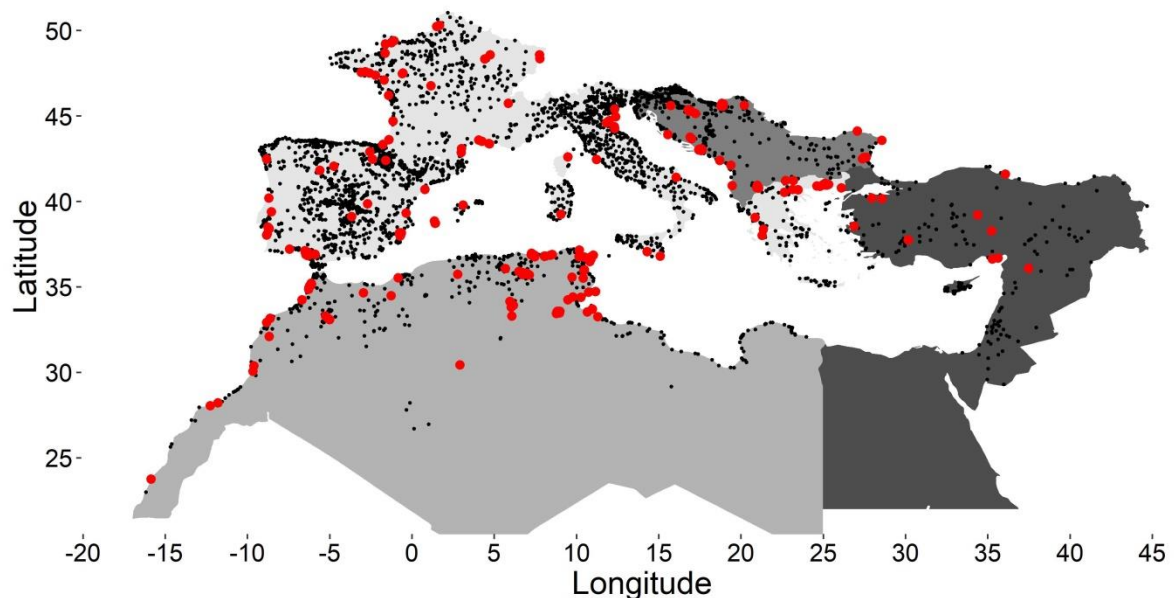


Figure 1: Study area dived in four geo-political sub-regions, Southern Europe (light grey), Maghreb (medium light grey), Balkans (medium dark grey) and Middle East (dark grey). Sites monitored for their waterbirds are represented by black (Non Ramsar sites) and red (Ramsar sites) dots.

Waterbird monitoring

Data on wintering waterbirds were site-specific annual counts realized in the framework of the International Waterbird Census (IWC), coordinated by Wetlands International (Delany 2010). The IWC aims to evaluate the size and trends of waterbird populations (e.g. Amano *et al.* 2018). One counting session per year per wetland was conducted in mid-January in most wetlands, but because

of lack of financial or logistical support, wetland coverage is not exhaustive every year, and counting efforts sometimes focus on the most important wetlands (i.e. not all wetlands are surveyed every year). For this study, we selected only sites surveyed at least twice during the 1991-2012 period, and for which there were accurate geographical coordinates. We studied the waterbird species listed in the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA) (<http://www.unep-aewa.org>). Considering recent taxonomic changes, and complicate specific identification on the field, *Larus michaellis*, *L. cachinnans*, *L. armenicus* and *L. argentatus* were all lumped into *L. 'argentatus'*. Sites hold in average 12.6 ± 10.6 (sd) waterbird species and had nine sampled years (median). As many waterbird species are not distributed all over the study area and to avoid the subsequent inflation of absence data, we only considered species abundance data inside their wintering distribution range (based on Birdlife maps, <http://datazone.birdlife.org>). Thus, 82% of the species/site/count absences were removed and 13% of the total number of counted birds, all species considered. We considered as species' wintering range the union of 'Native resident' and 'Native non-breeding' distributions where the species is known or thought very likely to occur in the area. We used a total of 3,736 sites in the 24 countries (Fig. 1), totalling 37,612 count events of 114 species in 21 years (see Table S2 for sub-regional information). Of the 131.4 million waterbirds counted in the Mediterranean basin, 43% were counted within Ramsar sites.

Ramsar sites

Data on Ramsar sites were downloaded from <https://rsis.ramsar.org/> (update 26/02/2016). These data included geographical coordinates of each site, site names, criteria used for designation, designation date, presence of an implemented management plan and presence of other protection statuses (Table S2). We made a meticulous cross checking between Ramsar sites (designated up to 2013) and IWC sites, firstly using the geographical coordinates and site names, and secondly by a verification of this correspondences by the IWC national coordinators (errors of the first cross-checking was <3%). These Ramsar sites where designated under the "waterbird" criteria: criterion 5 (wetlands regularly supporting 20,000 or more waterbirds) and criterion 6 (wetlands regularly supporting 1% of the individuals in a population of one waterbird species or subspecies). Among the 3,736 IWC sites included in this study, 254 were located within 141 Ramsar areas as it is common that a Ramsar site corresponds to several IWC units (see Table S2 for sub-regional information).

Species conservation concern

We differentiate waterbird species in two categories following their international conservation concern, “least” (LCC) or “higher” conservation concern (HCC), reflected by their protection status in the Bern Convention (19.IX.1979). Indeed, species of higher conservation concern (Appendix II, 48 species) are strictly protected in contracting parties of the Bern convention, while species of least conservation concern (Appendix III, 65 species) can be hunted but only if populations are maintained in a satisfying conservation state. The Bern Convention is ratified by countries of the northern Mediterranean shore plus some countries in Maghreb (Morocco and Tunisia) and in the Middle East (Turkey and Cyprus).

Data analysis

We analysed waterbird abundances in each Mediterranean sub-region in order to assess 1) differences in waterbird abundance and trends between Ramsar and non-Ramsar sites, and 2) among Ramsar sites, differences of waterbird abundance and trends depending on the implementation of a management plan. We carried out this analysis separately for species of least and higher conservation concern, using the abundance of each species in each site per count event.

Assessment 1: Ramsar versus non-Ramsar sites

We evaluated Ramsar effectiveness by analysing independently the two groups of species (HCC and LCC), in the four Mediterranean sub-regions. We fit Hurdle models (package ‘glmmTMB’, Magnusson *et al.* 2017) on species abundance data. The Hurdle model is a two-component model. The first component models presence/absence data in a binomial model. The second component takes the “zero-truncated” (positives) values and fits a truncated negative binomial regression. Here we used a negative binomial error distribution (type 2: variance increases quadratically with the mean) with a log link and a random zero-inflation to describe the probability of observing an excess of zero not generated by the explanatory variables. The fixed covariates included in the models are Ramsar status (categorical; Yes or No Ramsar designation “Ramsar_Status”), year (continuous variable to account for the linear trend) and their interaction (Ramsar_Status x year). Species and site identity were added as a random effect. Explanatory variables and random effect were applied for both Hurdle model components. We added in the model an exponential auto-correlation structure based on site geographical coordinates (per each count event “Count_id”) to adjust for non-independence of species abundance and trends (same adjustment for all species) at a local level

and checked the absence of auto-correlation in the residuals. The number of sites, species and observation per model are given in Table S3. The structure of the model (glmmTMB form):

```
(A1) Species_Abundance ~ Ramsar_Status + Year
      + Ramsar_Status:Year
      + (1|Site) + (1|Species)
      + exp (Coordinates + 0|Count_id)
      + ZeroInflation = ~ 1
```

Assessment 2: Management plan implementation and time since designation

We investigated, based on waterbird abundance and trends, whether the management plan implementation strengthens the Ramsar designation. Moreover, we assessed for all Ramsar sites whether the time since designation had a positive effect on waterbird abundance and population trends. We used again Hurdle models with the same structure as before, with waterbird abundance on Ramsar designated sites as response variable and year and the presence of an implemented management plan (M.Plan_Impl.) and interaction with year as explanatory variables. To control for a potential effect of designation date, we added as co-variable the time since designation (T.Designation) (and interaction with year). The structure of the model (glmmTMB form) was:

```
(A2) Species_Abundance ~ M.Plan_Impl. + Year
      + M.Plan_Impl.:Year
      + T.Designation+ T.Designation:Year+
      + (1|Site) + (1|Species)
      + exp (Coordinates + 0|Count_id)
      + ZeroInflation = ~ 1
```

3. Results

Assessment 1: Ramsar versus non-Ramsar sites

As expected, waterbirds were more abundant in Ramsar sites than in other sites, irrespective to the Mediterranean sub-region or their conservation concern ($p < 0.003$, Fig. 2, Table S3 for details), with the exception of HCC species in the Balkans ($\beta = 0.26 \pm 0.31$, $p = 0.40$). During the study period, the abundance of HCC species increased over time only in Southern Europe ($\beta = 0.07 \pm 0.01$, $p < 0.001$), while trends were not significant in the other Mediterranean sub-regions (Fig. 2). LCC species

showed declining trends in the Balkans and Near East (Fig. 2). A Ramsar effect was only observed in the Maghreb, where trends in HCC species were significantly more positive inside Ramsar sites than in non Ramsar sites (Fig. 2), but it was the opposite for LCC species.

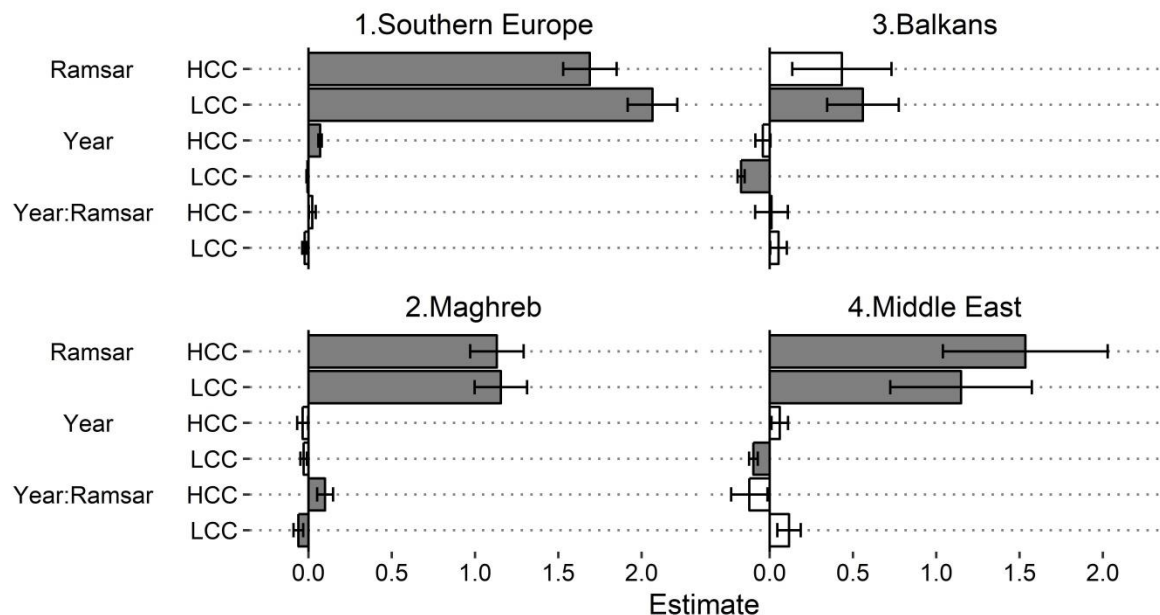


Figure 2: Comparison between Ramsar and non Ramsar sites of the average species abundance ('Ramsar'), species trend ('Year') and of the difference of species trend between Ramsar and non Ramsar sites ('Year:Ramsar'), for higher conservation concern (HCC) and least conservation concern (LCC) species, in each of the four Mediterranean sub-regions. Interaction term is specified by the symbol ":". Significant estimates ($\pm$ se) are in grey ($p < 0.05$).

Assessment 2: Management plan implementation

Management plan implementation had a positive impact on waterbird trends in the Balkans and the Maghreb, for LCC and HCC species respectively. In Southern Europe the impact of management plan implementation was negative on LCC species trends and no significant effect was detected in Middle East (Fig. 3, Table S4 for details). Waterbird abundance did not differ between Ramsar sites with or without a management plan excepted for LCC species in the Balkans that were more abundant in managed Ramsar sites (Fig. 3). In this Ramsar sample, both HCC and LCC species increased in Southern Europe during the study period, while trends were negatives for LCC species in the Maghreb and Balkans (Fig. 3). In Southern Europe only, the older the date of designation, the greater the abundance of HCC species (Fig. 3). For LCC species, their abundance was lower the older the date of designation but in the Balkans only. The older the date of Ramsar designation, the more

negative the trends in HCC and LCC species in Southern Europe, whereas trends were positive in the Near East.

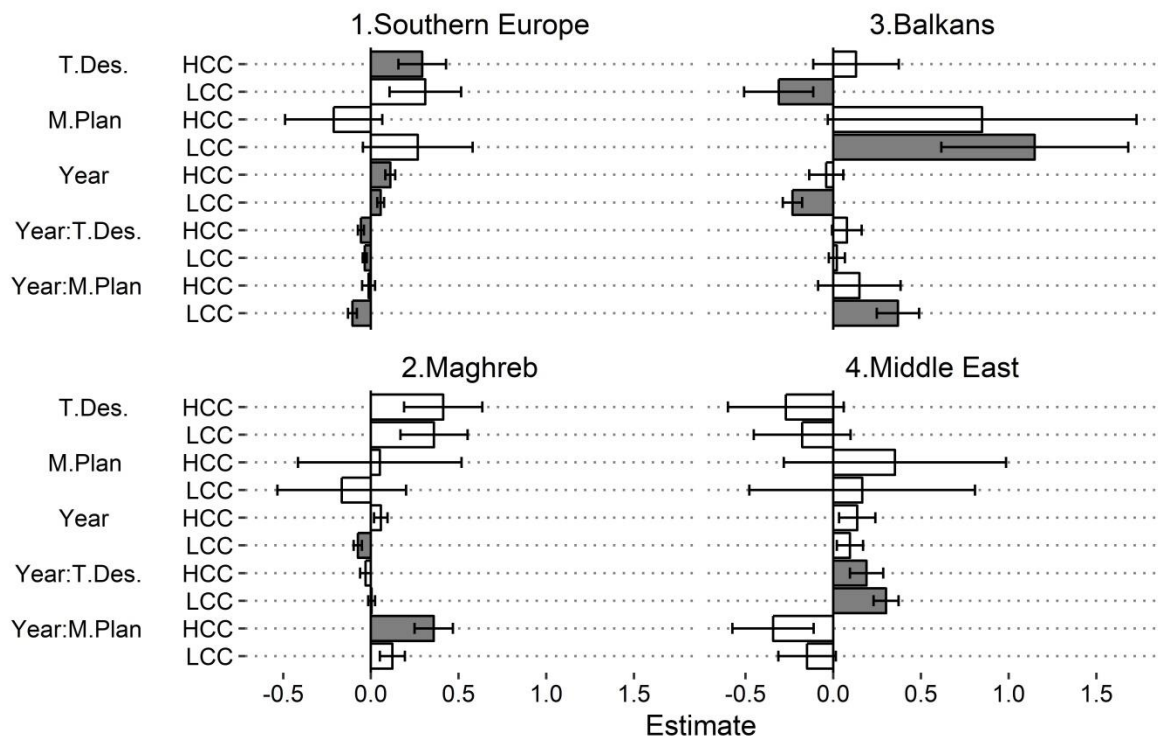


Figure 3: Waterbird abundance and trends in Ramsar sites, depending of the management plan implementation (Average effect 'M.Plan' and trend 'Year:M.Plan') and of the time since designation (Average effect 'T.Des.' and trend 'Year: T.Des.'), for higher conservation concern (HCC) and least conservation concern (LCC) species, in each of the four Mediterranean sub-regions. Interaction term is specified by the symbol ":" Significant estimates ($\pm$ se) are in grey ($p < 0.05$).

4. Discussion

Ramsar effectiveness is mitigated by the capacity of countries to implement nature protection measures but still important for waterbird conservation, as are other conservation measures (Amano *et al.* 2018). Mediterranean Ramsar sites play a major role in the conservation of waterbirds in the Mediterranean, covering only 6.8% of the wetlands monitored by the IWC and hosting nearly half of the waterbirds counted. Our study therefore highlights significant regional disparities in the effectiveness of protected areas under the Ramsar Convention. However, where the Ramsar designation benefits to waterbirds, management plan is an effective conservation tool. Although Ramsar and Bern Conventions are applied to a large part of the Mediterranean basin, it is only in southern Europe that some waterbirds (HCC species) have an improving conservation status.

Importance and effectiveness of the Ramsar network

This study underlines regional disparities in the application of the Ramsar convention with an unbalanced number of designated Ramsar sites (Table S2) and a contrasted Ramsar effectiveness across the Mediterranean basin. This pattern is consistent with the political involvement of countries for biological conservation (Table S1), with the uneven distribution of protected areas for waterfowl (Guillemain & Hearn 2017), with trends in surface area and quality of natural wetlands (Geijzendorffer *et al.* 2018), with trends in wetland biodiversity (Galewski *et al.* 2011), and with the contrasting efforts in waterbird monitoring. Where the implementation of environmental policies is weaker, we observe declines in waterbirds and the ineffectiveness of Ramsar convention in slowing these declines.

In the Maghreb, we showed that the Ramsar protected areas were effective to enhance waterbird populations of species with higher conservation concern. This result is consistent with the remarkable efforts undertaken by the Maghreb countries (Morocco, Algeria and Tunisia) in recent decades to conserve wetlands and their biodiversity (Geijzendorffer *et al.* 2018). The Ramsar status can be sufficient to motivate restoration action plan as happened at Ichkeul Lake in Tunisia in the early 2000s (Green *et al.* 2017). Kleijn *et al.* (2014) demonstrated that after the designation of twenty wetlands as Ramsar sites in 2005, the waterbird species, and mostly those with conservation concern, showed better population trends than before designation. Moreover, Ramsar was evaluated more effective than other national conservation statuses in Morocco in protecting waterbird species (Kleijn *et al.* 2014).

In Europe, a diversity of conservation policies were implemented, which today complement the Ramsar site network. Some of these environmental policies were implemented early, notably for threatened species (e.g. Birds Directive 1979) and fragile ecosystems (e.g. Water Convention of the United Nations Economic Commission for Europe), and might have contributed to the increase in HCC waterbirds in Southern Europe. The superposition of several protection statuses on the same site makes difficult to distinguish the impacts of the Ramsar Convention from those of other type of protection and might explain why we have not found an effect of Ramsar designation on waterbird trends in Southern Europe and the Balkans. However, this does not mean that Ramsar convention was not effective in protecting wetlands and waterbirds in these countries. The Ramsar Convention urges signatory countries to strengthen their conservations measures for wetland ecosystems (Finlayson 2012). It was the first environmental convention (1971) and was used as a basis for building other international conservation policies like the Convention on the Conservation of Migratory Species (CMS, 1979) or the Bern Convention (1979). Consequently, in the EU Member

States (most of countries mentioned above), Ramsar sites almost automatically meet the criteria for protection granted by the Birds Directive (2009/147/EC) and the Habitats Directive (92/43/CEE). Such directives created a network of Special Protection Areas (the Natura 2000 network), which in fact currently includes most of Ramsar wetlands (Table S2).

Oppositely, in the Middle East Ramsar is inefficient to enhance waterbirds populations. In Middle East, wetlands face to important and increasing threats such as wetland draining, dam construction and pollution (Karadeniz *et al.* 2009). Wetlands are not effectively protected (Gürlük & Rehber 2006), mainly because of the lack of national strategy for wetland conservation (Geijzendorffer *et al.* 2018). This situation leads to dramatic wetlands disappearance like in Jordan with the huge decline in surface area of the Azraq wetland, despite its designation as a Ramsar site in 1977 (Green 2017). The same worrying situation happens in Turkey where, despite their importance for the endangered White-headed Duck, several Ramsar wetlands have suffered strong pollution, decrease in water volume and collapse of waterbird populations (Adaman *et al.* 2009, Green *et al.* 2017).

Management plan implementation

The implementation of a management plan seems to be effective to enhance population trends of waterbirds with higher conservation concern, but only in the Maghreb. This result is coherent with the effectiveness of the Ramsar protected areas in the Maghreb. However, in southern Europe the implementation of a management plan had a negative effect on species with least conservation concern species. We suspect that such protected areas do not necessarily benefit to these species, because conservation measures do not target them (Oertli *et al.* 2005) and because these species find increasingly favourable conditions on artificially managed sites such as marshes specifically managed to attract waterfowl in France, Spain and Italy (Mathevet & Tamisier 2001). In the Balkans however, where the legal and illegal hunting pressures are strong (Hirschfeld & Heyd 2005, Brochet *et al.* 2016), it is possible that well-managed Ramsar sites act as refuges for waterbirds sought by hunters: that is what the increase in LCC species in Ramsar sites with management plan suggests.

Implication for conservation

Ramsar Convention is conditional to the involvement of countries for nature conservation (Davidson 2016), and consequently its benefit for waterbirds depends on the country conservation effectiveness, itself resulting from the governance (Amano *et al.* 2018). Unsurprisingly, where national strategies for the conservation of wetlands were absent or weak, which is the case in most of Middle East countries (Geijzendorffer *et al.* 2018), we did not find any effect of neither Ramsar

designation nor management plan implementation. What is positive is the success story in the Maghreb (Kleijn *et al.* 2014), where the wise use of Ramsar tools for the conservation of wetlands counterbalances a certain weakness in national legislations in favour of nature. In the Balkans, where environmental legislation is under construction or quite recent, the designation of new Ramsar sites as well as the reinforcement of protection in existing sites would benefit to wetland biodiversity. In conclusion, this study should encourage the Ramsar Convention to draw up its recommendations and action plans by taking greater account of the legislation in place in the signatory countries.

Acknowledgements

We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, national coordinators from the countries included in the study, the Mediterranean Waterbird Network (Wetlands International, Tour du Valat, the National Office for Hunting and Wildlife, and national IWC North African coordinators GREPOM/BirdLife Morocco, Direction Générale des Forêts (Algeria), AAO/BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. This study was funded by the Foundation Tour du Valat, Foundation Prince Albert II de Monaco, Foundation Total, the French Ministry of “Transition écologique et solidaire” and the MNHN 227 doctoral school.

Supporting information

Table S1: International Environmental Agreement ratification by the Mediterranean countries

Table S2: Species status in the Bern Convention and proportion of zero count

Table S3: Results of the assessment 1

Table S4: Results of the assessment 2

Table S1: International Environmental Agreement* ratification (or acceptance) date by the studied Mediterranean countries (n=24), considering the main international agreements. Total Ratification and Average Year exclude the Bern Convention, Aarhus Convention and Water Convention, because they are primarily destined to European countries. *The Convention on Biological Diversity (1992); African-Eurasian Waterbird Agreement , Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (1996); Barcelona Convention, Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean (1976); Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal (1989); Bonn Convention, Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (1979); CITES, Washington Convention, Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (1973); Ramsar Convention, Ramsar Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat (1971); United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa (1994); UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change (1992); Kyoto Protocol, Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change (1997); UNCLOS, United Nations Convention on the Law of the Sea (1982); World Heritage site, Convention for the protection of the world cultural and natural heritage(1972); Bern Convention, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (1979); Aarhus Convention, the United Nations Economic Commission for Europe Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters (1998); Water Convention, Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes (1992)

Region	Country	CBD	AEWA	Barcelona Convention	Basel Convention	Bonn Convention	Washington Convention
Southern Europe	France	1994	2003	1978	1991	1990	1978
	Greece	1994	-	1979	1994	1999	1992
	Italy	1994	2006	1979	1994	1983	1979
	Portugal	1993	2004	-	1994	1983	1980
	Spain	1993	1999	1976	1994	1985	1986
Balkans	Albania	1994	2001	1990	1999	2001	2003
	Bosnia and Herz.	2002	-	1992	2001	2017	2009
	Bulgaria	1996	2000	-	1996	1999	1991
	Croatia	1996	2000	1991	1994	2000	2000
	Macedonia	1997	2000	-	1997	1999	2000
	Montenegro	2006	2011	-	2006	2009	2007
	Serbia	2002	-	-	2000	2008	2006
	Slovenia	1996	2003	1994	1993	1999	2000
Maghreb	Algeria	1995	2006	1981	1998	2005	1983
	Libya	2001	2005	1979	2001	2002	2003
	Morocco	1995	2012	1980	1995	1993	1975
	Tunisia	1993	2005	1977	1995	1987	1974
Middle East	Cyprus	1996	2008	1979	1992	2001	1974
	Egypt	1994	1999	1978	1993	1983	1978
	Israel	1995	2002	1978	1994	1983	1979
	Jordan	1993	1999	-	1989	2001	1978
	Lebanon	1994	2002	1977	1994	-	2013
	Turkey	1997	-	1981	1994	-	1996
	Syria	1996	2003	1978	1992	2003	2003

Region	Country	Ramsar Convention	Convention on Desertification	UNFCCC	Kyoto Protocol	UNCLOS	World Heritage Site
Southern Europe	France	1986	1997	1994	2002	1996	1975
	Greece	1975	1997	1994	2002	1995	1981
	Italy	1977	1997	1994	2002	1995	1978
	Portugal	1981	1996	1993	2002	1997	1980
	Spain	1982	1996	1993	2002	1997	1982
Balkans	Albania	1996	2000	1994	2005	2003	1989
	Bosnia and Herz.	1992	2002	2000	2007	1994	1993
	Bulgaria	1976	2001	1995	2002	1996	1974
	Croatia	1991	2000	1996	2007	1995	1992
	Macedonia	1991	2002	1998	2004	1994	1997
	Montenegro	2006	2007	2006	2007	2006	2007
	Serbia	1992	2007	2001	2007	2001	-
	Slovenia	1991	2001	1995	2002	1995	1992
Maghreb	Algeria	1984	1996	1993	2005	1996	1974
	Libya	2000	1996	1999	2006	-	1978
	Morocco	1980	1996	1995	2002	2007	1975
	Tunisia	1981	1995	1993	2003	1985	1975
Middle East	Cyprus	2001	-	1997	1996	1988	1975
	Egypt	1988	1995	1994	2005	1983	1994
	Israel	1997	1996	1996	2004	-	1999
	Jordan	1977	1996	1993	2003	1995	1975
	Lebanon	1999	1996	1994	2006	1995	1983
	Turkey	1994	1998	2004	2009	-	1983
	Syria	1998	1997	1996	2006	-	1975

Region	Country	Bern Convention	Aarhus Convention	Water Convention	Total Ratification (%)	Average year (scale±sd)
Southern Europe	France	1990	2002	1998	96.7	-0.58±0.45
	Greece	1983	2006	1996		
	Italy	1982	2001	1996		
	Portugal	1982	2003	1994		
	Spain	1986	2004	2000		
Balkans	Albania	1999	2001	1994	92.3	0.66±0.95
	Bosnia and Herz.	2009	2008	2009		
	Bulgaria	1991	2003	2003		
	Croatia	2000	2007	1996		
	Macedonia	1998	1999	2015		
	Montenegro	2010	2009	2014		
	Serbia	2008	2009	2010		
	Slovenia	1998	2004	1999		
Maghreb	Algeria	2001 1996			97.9	-0.15±0.91
	Libya					
	Morocco					
	Tunisia					
Middle East	Cyprus	1988	2003		90.5	-0.24±0.92
	Egypt					
	Israel					
	Jordan					
	Lebanon					
	Turkey	1984				
	Syria					

Table S2: Species status in the Bern Convention and proportion of zero count in the IWC per each sub-Mediterranean region. Considering recent taxonomic changes, which complicated their specific identification, *Larus michaellis*, *L. cachinnans*, *L. armenicus* and *L. argentatus* were all lumped into *L. argentatus*. We considered as species' wintering range the union of 'Native resident' and 'Native non-breeding' distributions where the species is known or thought very likely to occur in the area.

Species name	Bern Appendix	Southern Europe	Balkans	Maghreb	Middle East
<i>Alca torda</i>	III	0.89	0.82	1.00	0.51
<i>Alle alle</i>	III	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Anas acuta</i>	III	0.80	1.00	0.72	0.34
<i>Anas clypeata</i>	III	0.66	0.88	0.49	0.27
<i>Anas crecca</i>	III	0.55	0.63	0.71	0.50
<i>Anas penelope</i>	III	0.66	0.65	0.64	0.20
<i>Anas platyrhynchos</i>	III	0.22	0.20	0.54	0.48
<i>Anas strepera</i>	III	0.72	0.85	0.83	0.61
<i>Anser albifrons</i>	III	0.87	0.74	1.00	0.78
<i>Anser anser</i>	III	0.79	0.88	0.88	0.89
<i>Anser erythropus</i>	II	0.97	1.00	1.00	1.00
<i>Anser fabalis</i>	III	0.96	0.96	1.00	1.00
<i>Casmerodius albus</i>	II	0.71	0.48	0.85	0.32
<i>Ardea cinerea</i>	III	0.31	0.28	0.49	0.35
<i>Arenaria interpres</i>	II	0.74	1.00	0.91	0.91
<i>Aythya ferina</i>	III	0.62	0.54	0.70	0.46
<i>Aythya fuligula</i>	III	0.70	0.76	0.86	0.47
<i>Aythya marila</i>	III	0.93	0.96	1.00	1.00
<i>Aythya nyroca</i>	III	0.95	0.95	0.88	0.79
<i>Botaurus stellaris</i>	II	0.92	0.95	1.00	0.88
<i>Branta bernicla</i>	III	0.78	1.00	1.00	1.00
<i>Branta ruficollis</i>	II	0.93	0.89	1.00	0.98
<i>Bubulcus ibis</i>	II	0.84	1.00	0.81	0.63
<i>Bucephala clangula</i>	III	0.80	0.71	1.00	0.93
<i>Calidris alba</i>	II	0.82	0.94	0.86	0.95
<i>Calidris alpina</i>	II	0.78	0.85	0.81	0.81
<i>Calidris canutus</i>	III	0.86	1.00	0.93	1.00
<i>Calidris ferruginea</i>	II	0.99	1.00	0.88	1.00
<i>Calidris maritima</i>	II	0.89	1.00	1.00	1.00
<i>Calidris minuta</i>	II	0.85	1.00	0.85	0.72
<i>Calidris temminckii</i>	II	0.99	1.00	0.99	0.78
<i>Charadrius alexandrinus</i>	II	0.80	0.99	0.72	0.81
<i>Charadrius dubius</i>	II	0.93	1.00	0.88	0.86
<i>Charadrius hiaticula</i>	II	0.78	1.00	0.80	0.72
<i>Charadrius leschenaultii</i>	II	1.00	1.00	0.98	0.95
<i>Chlidonias hybrida</i>	II	0.96	1.00	0.99	0.92
<i>Chlidonias leucopterus</i>	II	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Larus genei</i>	II	0.89	0.95	0.88	0.83
<i>Larus ridibundus</i>	III	0.58	0.66	0.64	0.46
<i>Ciconia ciconia</i>	II	0.83	1.00	0.66	1.00

<i>Ciconia nigra</i>	II	0.97	1.00	1.00	1.00
<i>Clangula hyemalis</i>	III	0.99	1.00	1.00	1.00
<i>Cygnus columbianus</i>	II	0.94	0.97	1.00	1.00
<i>Cygnus cygnus</i>	II	0.95	0.92	1.00	0.71
<i>Cygnus olor</i>	III	0.53	0.49	1.00	0.82
<i>Egretta garzetta</i>	II	0.54	0.68	0.53	0.27
<i>Egretta gularis</i>	III	1.00	1.00	0.90	1.00
<i>Fratercula arctica</i>	III	1.00	0.42	1.00	1.00
<i>Fulica atra</i>	III	0.41	1.00	0.53	0.15
<i>Fulica cristata</i>	II	0.95	1.00	0.74	1.00
<i>Gallinula chloropus</i>	III	0.57	0.80	0.79	0.58
<i>Gallinago gallinago</i>	III	0.78	0.84	0.87	0.68
<i>Gavia arctica</i>	II	0.88	0.86	1.00	0.75
<i>Gavia immer</i>	II	0.85	1.00	1.00	1.00
<i>Gavia stellata</i>	II	0.91	0.96	1.00	0.96
<i>Grus grus</i>	II	0.88	1.00	0.88	0.84
<i>Haematopus ostralegus</i>	III	0.75	1.00	0.88	0.88
<i>Himantopus himantopus</i>	III	0.68	1.00	0.74	0.66
<i>Sterna caspia</i>	II	0.92	1.00	0.91	1.00
<i>Larus audouinii</i>	II	0.86	1.00	0.80	0.98
<i>Larus ichthyaetus</i>	III	1.00	1.00	1.00	0.58
<i>Larus melanocephalus</i>	II	0.88	0.89	0.92	0.91
<i>Larus argentatus</i>	III	0.59	0.56	0.62	0.44
<i>Larus canus</i>	III	0.83	0.83	1.00	0.85
<i>Larus fuscus</i>	III	0.77	0.99	0.67	0.81
<i>Larus glaucoides</i>	III	0.95	1.00	1.00	1.00
<i>Larus hyperboreus</i>	III	0.98	1.00	1.00	1.00
<i>Larus marinus</i>	III	0.81	1.00	1.00	1.00
<i>Limosa lapponica</i>	III	0.83	1.00	0.92	1.00
<i>Limosa limosa</i>	III	0.88	0.97	0.89	0.93
<i>Lymnocyptes minimus</i>	III	0.98	0.99	0.99	0.97
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	II	0.99	1.00	0.90	0.90
<i>Melanitta fusca</i>	III	0.93	0.97	1.00	0.77
<i>Melanitta nigra</i>	III	0.87	0.99	0.89	1.00
<i>Mergellus albellus</i>	II	0.84	0.81	1.00	0.82
<i>Mergus merganser</i>	III	0.90	0.97	1.00	1.00
<i>Mergus serrator</i>	III	0.91	0.59	1.00	0.98
<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	II	0.79	0.79	1.00	0.65
<i>Morus bassanus</i>	III	0.97	1.00	0.97	0.99
<i>Netta rufina</i>	III	0.90	0.89	0.94	0.77
<i>Numenius arquata</i>	III	0.75	0.89	0.81	0.78
<i>Numenius phaeopus</i>	III	0.85	1.00	0.85	1.00
<i>Numenius tenuirostris</i>	II	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Nycticorax nycticorax</i>	II	0.94	1.00	1.00	0.40
<i>Oxyura leucocephala</i>	II	0.94	0.93	0.88	0.87
<i>Pelecanus crispus</i>	III	0.66	0.82	1.00	0.84
<i>Phalacrocorax carbo</i>	III	0.29	0.17	0.62	0.41
<i>Philomachus pugnax</i>	III	0.92	1.00	0.91	0.76

<i>Phoenicopterus roseus</i>	III	0.71	1.00	0.62	0.61
<i>Platalea leucorodia</i>	III	0.84	1.00	0.70	0.61
<i>Plegadis falcinellus</i>	III	0.96	1.00	0.88	1.00
<i>Pluvialis apricaria</i>	III	0.89	0.99	0.93	0.94
<i>Pluvialis squatarola</i>	III	0.76	0.88	0.82	0.87
<i>Podiceps auritus</i>	II	0.91	0.98	1.00	1.00
<i>Podiceps cristatus</i>	III	0.53	0.57	0.70	0.45
<i>Podiceps grisegena</i>	II	0.95	0.94	1.00	1.00
<i>Podiceps nigricollis</i>	II	0.76	0.53	0.81	0.55
<i>Porphyrio porphyrio</i>	II	0.86	1.00	0.91	0.92
<i>Rallus aquaticus</i>	III	0.85	0.87	0.98	0.85
<i>Recurvirostra avosetta</i>	II	0.80	0.56	0.86	0.59
<i>Rissa tridactyla</i>	III	0.98	1.00	1.00	1.00
<i>Somateria mollissima</i>	III	0.82	1.00	1.00	1.00
<i>Sterna albifrons</i>	II	1.00	1.00	0.99	1.00
<i>Sterna hirundo</i>	II	1.00	1.00	0.79	1.00
<i>Catharacta skua</i>	III	0.99	1.00	1.00	1.00
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	III	0.53	1.00	0.60	0.33
<i>Tadorna ferruginea</i>	II	0.85	0.42	0.81	0.72
<i>Tadorna tadorna</i>	II	0.74	0.97	0.71	0.69
<i>Sterna bengalensis</i>	III	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Sterna sandvicensis</i>	II	0.83	0.99	0.80	0.87
<i>Tringa erythropus</i>	III	0.89	0.97	0.92	0.77
<i>Tringa glareola</i>	II	0.98	1.00	0.98	0.79
<i>Tringa nebularia</i>	III	0.79	1.00	0.82	1.00
<i>Tringa ochropus</i>	II	0.85	0.82	0.93	0.78
<i>Tringa stagnatilis</i>	II	0.99	1.00	0.95	0.65
<i>Tringa totanus</i>	III	0.89	0.96	0.77	0.58
<i>Uria aalge</i>	III	0.93	1.00	1.00	1.00
<i>Vanellus gregarius</i>	III	1.00	1.00	1.00	0.97
<i>Vanellus spinosus</i>	III	1.00	1.00	1.00	0.27
<i>Vanellus vanellus</i>	III	0.69	0.82	0.77	0.59

Table S3: Results of the assessment 1: Waterbird abundance for high conservation concern (HCC) and least conservation concern (LCC) species in Ramsar sites designated for birds compared to in the other sites. Results are given per Mediterranean sub-region. Significant results ($p > 0.05$) are in bold. The symbol “ θ ” correspond to the over-dispersion parameter of the negative binomial.

Region	Species groups	Variable	β	SE	z	p	n			θ
							site	species	observation	
Southern Europe	HCC	Ramsar	2.03	0.15	13.66	0	2512	60	279848	0.313
		Year	0.07	0.01	7.1	0	2512	60	279848	
		Year:Ramsar	0.02	0.02	1.03	0.305	2512	60	279848	
	LCC	Ramsar	2.6	0.14	18.46	0	2530	42	536834	0.295
		Year	0	0.01	-0.82	0.412	2530	42	536834	
		Year:Ramsar	-0.02	0.01	-1.78	0.075	2530	42	536834	
Maghreb	HCC	Ramsar	1.24	0.17	7.47	0	493	38	70679	0.279
		Year	-0.04	0.03	-1.32	0.187	493	38	70679	
		Year:Ramsar	0.11	0.05	2.24	0.025	493	38	70679	
	LCC	Ramsar	1.2	0.15	7.87	0	497	50	107024	0.297
		Year	-0.03	0.02	-1.57	0.115	497	50	107024	
		Year:Ramsar	-0.06	0.03	-2	0.046	497	50	107024	
Balkans	HCC	Ramsar	0.26	0.31	0.85	0.397	517	27	19920	0.264
		Year	-0.03	0.05	-0.69	0.493	517	27	19920	
		Year:Ramsar	-0.02	0.1	-0.16	0.875	517	27	19920	
	LCC	Ramsar	0.75	0.2	3.69	0	526	46	52681	0.262
		Year	-0.18	0.02	-8.79	0	526	46	52681	
		Year:Ramsar	0.06	0.05	1.26	0.206	526	46	52681	
Middle East	HCC	Ramsar	1.47	0.49	2.99	0.003	182	39	12142	0.238
		Year	0.05	0.05	1.08	0.279	182	39	12142	
		Year:Ramsar	-0.12	0.11	-1.13	0.257	182	39	12142	
	LCC	Ramsar	1.72	0.49	3.5	0	183	53	22677	0.29
		Year	-0.1	0.03	-3.94	0	183	53	22677	
		Year:Ramsar	0.12	0.07	1.69	0.092	183	53	22677	

Table S4: Results of the assessment 2: Waterbird abundance for high conservation concern (HCC) and least conservation concern (LCC) species in Ramsar sites designated for birds depending of the time since designation (T.Des.) and the management plan implementation (M.Plan). Results are given per Mediterranean sub-region. Significant results ($p > 0.05$) are in bold. The symbol “ θ ” correspond to the over-dispersion parameter of the negative binomial.

Region	Species groups	Variable	β	SE	z	p	n			θ
							site	species	observation	
Southern Europe	HCC	T.Des.	0.24	0.12	2.04	0.041	111	55	29062	0.368
		Year	0.11	0.03	3.88	0	111	55	29062	
		M.Plan	-0.24	0.25	-0.95	0.341	111	55	29062	
		Year:T.Des	-0.06	0.02	-3.25	0.001	111	55	29062	
		Year:M.Plan	-0.01	0.04	-0.33	0.745	111	55	29062	
	LCC	T.Des.	0.12	0.14	0.86	0.391	111	42	40194	0.357
		Year	0.06	0.02	2.8	0.005	111	42	40194	
		M.Plan	0.16	0.29	0.56	0.578	111	42	40194	
		Year:T.Des	-0.03	0.01	-2.95	0.003	111	42	40194	
		Year:M.Plan	-0.11	0.03	-4.17	0	111	42	40194	
Maghreb	HCC	T.Des.	0.24	0.17	1.45	0.146	77	37	18563	0.289
		Year	0.05	0.04	1.36	0.172	77	37	18563	
		M.Plan	0.43	0.39	1.09	0.276	77	37	18563	
		Year:T.Des	-0.03	0.03	-0.96	0.339	77	37	18563	
		Year:M.Plan	0.35	0.11	3.24	0.001	77	37	18563	
	LCC	T.Des.	0.12	0.17	0.73	0.466	77	50	28658	0.3
		Year	-0.07	0.02	-3.12	0.002	77	50	28658	
		M.Plan	0.3	0.38	0.79	0.429	77	50	28658	
		Year:T.Des	0	0.02	0.14	0.888	77	50	28658	
		Year:M.Plan	0.13	0.07	1.79	0.073	77	50	28658	
Balkans	HCC	T.Des.	0.11	0.26	0.43	0.668	55	25	3706	0.279
		Year	-0.07	0.1	-0.69	0.492	55	25	3706	
		M.Plan	0.88	0.88	1	0.317	55	25	3706	
		Year:T.Des	0.08	0.08	0.98	0.325	55	25	3706	
		Year:M.Plan	0.17	0.24	0.72	0.471	55	25	3706	
	LCC	T.Des.	-0.36	0.19	-1.95	0.052	55	43	8014	0.229
		Year	-0.24	0.06	-4.28	0	55	43	8014	
		M.Plan	1.2	0.49	2.44	0.015	55	43	8014	
		Year:T.Des	0.02	0.05	0.47	0.636	55	43	8014	
		Year:M.Plan	0.37	0.12	3.08	0.002	55	43	8014	
Middle East	HCC	T.Des.	-0.3	0.27	-1.11	0.266	27	11	874	0.421
		Year	0.12	0.1	1.18	0.238	27	11	874	
		M.Plan	0.46	0.63	0.72	0.469	27	11	874	
		Year:T.Des	0.18	0.09	1.96	0.05	27	11	874	
		Year:M.Plan	-0.33	0.23	-1.4	0.161	27	11	874	
	LCC	T.Des.	-0.3	0.32	-0.93	0.351	43	11	1523	0.348
		Year	0.09	0.07	1.24	0.214	43	11	1523	
		M.Plan	0.33	0.71	0.47	0.641	43	11	1523	
		Year:T.Des	0.3	0.07	4.26	0	43	11	1523	
		Year:M.Plan	-0.15	0.16	-0.91	0.363	43	11	1523	

Chapitre 3 : Conventions internationales et facilitation des communautés à l'ajustement au réchauffement climatique

Nous avons vu dans le premier chapitre que la dégradation des habitats naturels réduit l'ajustement des communautés au réchauffement. Dans le second chapitre, nous avons vu que la convention Ramsar, plus ou moins renforcée par d'autres mesures de conservation permet d'améliorer les tendances de populations. A présent ce chapitre fait le lien entre mesures de conservation internationales et ajustement des communautés au réchauffement climatique.

La biodiversité est confrontée à la menace grandissante du changement climatique (IPCC 2014). Depuis les années 2000, faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique est un nouvel objectif des conventions internationales pour la conservation de la biodiversité (e.g. CBD, Bonn Convention, Berne Convention). En théorie, la protection des habitats et des populations devrait faciliter cette adaptation (Trouwborst 2009). Cependant, bien que l'efficacité des conventions internationales pour protéger les habitats et les populations soit connue (ex. Donald *et al.* 2007, Gamero *et al.* 2017, Sanderson *et al.* 2016), leur efficacité à faciliter l'adaptation des espèces reste hypothétique (Cliquet 2012, Trouwborst 2009, 2011, 2012).

Ici j'évalue l'efficacité de la Convention de Berne (19.IX.1979) pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique. Dans l'Union Européenne, la Directive Oiseaux (79/409/EEC) constitue le cadre dans lequel s'appliquent les dispositions de la Convention de Berne pour la protection des oiseaux. Je compare l'ajustement des communautés entre les pays du bassin Méditerranéen qui sont 1) sous la réglementation de la Directive Oiseaux (+Convention de Berne), 2) uniquement sous la réglementation de la Convention de Berne et 3) sous aucune de ces réglementations. De plus, j'évalue si les espèces qui bénéficient le plus des mesures de conservation, c'est-à-dire les espèces strictement protégées, participent le plus à l'ajustement des communautés.

Pour cela j'ai utilisé les données des dénombrements hivernaux des oiseaux d'eau (145 espèces) dans 22 pays Méditerranéens (2786 sites) sur une période de 22 ans. J'ai mesuré l'ajustement thermique des communautés au réchauffement climatique via le *Community Temperature Index* (CTI, Devictor *et al.* 2008), en comparant les changements de CTI entre pays, suivant leur contexte législatif. J'ai ensuite évalué si les espèces strictement protégées contribuaient plus au changement de CTI au cours du temps.

Nous observons que les communautés s'ajustent à l'augmentation des températures dans les pays ayant ratifié la Convention de Berne. De plus, nous observons une contribution plus forte des espèces strictement protégées à cet ajustement, seulement dans les pays étant sous la réglementation de la Directive Oiseaux.

En perspective, les résultats soulignent l'importance 1) d'implémenter des stratégies internationales de conservation de la biodiversité, 2) d'engager des mesures strictement réglementaires pour la protection des habitats et des espèces. Ces mesures sont efficaces pour faciliter l'ajustement des communautés d'oiseaux d'eau au réchauffement climatique.

Pour aller plus loin j'ai cherché à comprendre pourquoi les espèces non strictement protégées ont une faible contribution à l'augmentation du CTI, malgré les politiques de conservation de l'Union Européenne (Encadré 6).

Encadré 7 : La gestion cynégétique empêche-t-elle les canards hivernants d'adapter leur distribution au réchauffement climatique ?

Gaget E., Galewski T., Le Viol I., Jiguet F. & Guillemain M. Does hunting management prevent wintering ducks from adjusting their distribution to climate warming? In prep.

Alors que la réglementation pour la conservation des habitats et des populations oiseaux d'eau est contraignante dans l'Union Européenne, par l'application de la Directive Oiseaux, certaines espèces ne réagissent pas au changement climatique dans la même mesure que les autres espèces de leur communauté (Gaget *et al.* 2018). La réponse spatiale des espèces à l'augmentation de la température est un déplacement, quasi généralisé, de la distribution de leurs populations vers les pôles (Parmesan & Yole 2003, Chen *et al.* 2011). Cependant, d'autres paramètres influencent cette distribution, comme la disponibilité et la qualité des ressources (Nathan *et al.* 2008). Ainsi, même si les températures ne sont pas optimales, une espèce peut se maintenir en un site si les ressources alimentaires sont suffisantes (Robb *et al.* 2008).

Parmi les espèces non strictement protégées par la Directive Oiseaux, les canards sont les espèces dont l'écologie, y compris leur réponse au changement climatique, est la mieux connue (Gunnarsson *et al.* 2012, Guillemain *et al.* 2013, Lehikoinen *et al.* 2013). Les canards ajustent leur distribution aux changements de températures (Sauter *et al.* 2010, Lehikoinen *et al.* 2013, Fox *et al.* 2015, Jordan-Pavon *et al.* 2015, Ramo *et al.* 2015), mais leur distribution peut aussi être modifiée en fonction de la disponibilité des ressources à l'échelle locale (Brochet *et al.* 2009, Pernollet *et al.* 2015) et régionale (Duncan *et al.* 1999, Dalby *et al.* 2013, Giunchi *et al.* 2018). Favoriser la qualité et la quantité des ressources pour les canards hivernants c'est justement le but de pratiques cynégétiques intensément utilisées en France, Italie et Espagne notamment. La gestion inclut souvent l'aménagement des berges, le contrôle des herbiers aquatiques et l'ajustement de la profondeur et de la date de mise en eau par des systèmes hydrauliques parfois complexes et coûteux (Tamisier & Grillas 1994). De plus, un agrainage intensif est fréquemment effectué pour attirer directement les canards (Brochet *et al.* 2012).

Ces pratiques cynégétiques ont-elles un impact sur l'ajustement de la distribution des canards au réchauffement climatique ? Pour apporter des éléments de réponse à cette question nous avons repris les résultats de Galet *et al.* (2018) spécifiquement pour la France, l'Espagne et l'Italie et évalué si les canards chassés contribuaient moins que les autres espèces à l'ajustement thermique des communautés d'oiseaux d'eau.

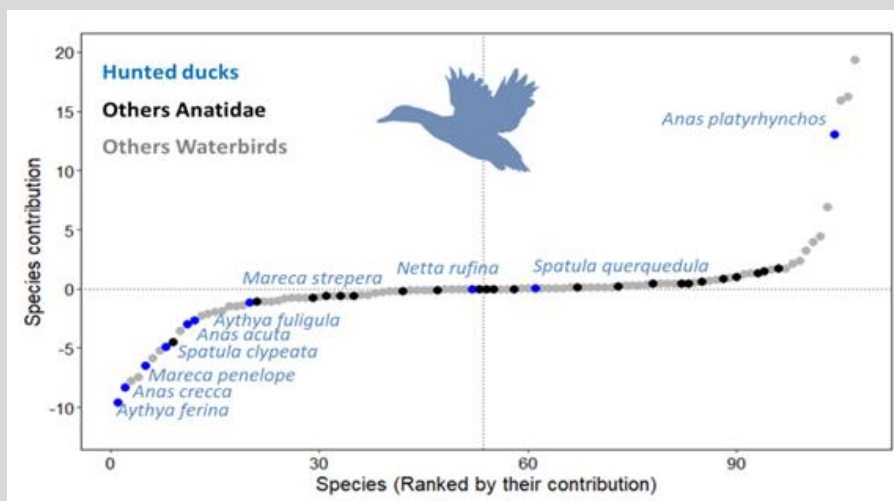


Figure E6 : Contribution des espèces d'oiseaux d'eau à la tendance du Community Temperature Index (canards chassés en bleu, autres anatidés en noir, autres oiseaux d'eau en gris). Plus la valeur de contribution est positive, plus l'espèce participe à l'augmentation du CTI.

Nous avons observé que les canards chassés ajustent moins bien leur distribution que la plupart des autres espèces d'oiseaux d'eau, y compris les espèces de canards protégés (Figure E6). Deux espèces font exception à ce patron : le Canard colvert, relâché par millions en Europe (Champagnon 2016), et la Sarcelle d'été sous représentée ici car en limite nord de répartition.

Malgré l'augmentation des températures hivernales et leur capacité à ajuster leur distribution au changement climatique, les espèces de canards chassées en France, Espagne et Italie ne montrent pas de changement de distribution en lien avec l'augmentation des températures comparé au reste de la communauté. Il est probable que les pratiques de gestion cynégétique, qui ont pour but d'attirer les canards, participent à fidéliser ces populations sur des sites d'hivernage malgré le réchauffement climatique qui devrait les inciter à hiverner graduellement plus au nord.

La Directive Oiseaux engage à faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique. Ainsi, au vu des engagements de la Directive Oiseaux, la légalité des pratiques cynégétiques pourrait être remise en question si elles réduisent les capacités d'ajustement des espèces ciblées.

Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status

Elie Gaget^{1,2}, Thomas Galewski¹, Frédéric Jiguet² & Isabelle Le Viol²

¹ Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Tour du Valat, le Sambuc, 13200 Arles, France

² Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation-CESCO - UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, Station de biologie marine, 29900 Concarneau/43 rue Buffon, 75005 Paris, France

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, 205–12.

1. Introduction

Climate change is an ongoing major threat to biodiversity (Scheffers *et al.*, 2016). Species can show various responses: from adaptation and range shifts to declines and sometimes extinction (Thomas *et al.*, 2004). However, multiple concomitant stressors such as habitat loss, degradation and overexploitation that act at global scale (Maxwell *et al.*, 2016) are suspected to limit adaptations to climate warming (Sirami *et al.*, 2016; Currie and Venne, 2017). International conservation policies are major legal instruments designed to reduce or control global threats to biodiversity (Donald *et al.*, 2007; Sanderson *et al.*, 2016). By reducing some anthropogenic pressures, conservation policies should facilitate species adaptation to temperature increase (Trouwborst, 2011, but see Mazaris *et al.*, 2013). Their efficiency against biodiversity erosion is strongly supported (Donald *et al.*, 2007; Hoffmann *et al.*, 2010; Gamero *et al.*, 2017; Orlikowska *et al.*, 2016; Sanderson *et al.*, 2016), but how much they could facilitate climate change adaptation through distribution shifts remains poorly explored and generally disputable (Trouwborst, 2011; van van Teeffelen *et al.*, 2015; Thomas and Gillingham, 2015). For example, the network of Natura 2000 sites across the European Union would be not sufficient to ensure connectivity and climate change adaptation of species (van Teeffelen *et al.*, 2015), even if protected areas have been identified as promoting community adjustment to temperature increase, i.e. species turn-over depending on their thermic affinity (Gaüzère *et al.*, 2016). This lack of assessment is largely due to a difficulty to evaluate the pattern of responses of a large number of species targeted by international conservation policies at large temporal and spatial scales (van Teeffelen *et al.*, 2015).

Since 1967, Wetlands International (WI) has coordinated an annual international waterbird census – one of the oldest international monitoring programs at a global scale, involving professionals and citizen volunteers. Data from this survey could be used to assess how conservation policies have affected the way wintering waterbirds respond to climate change (Amano *et al.*, 2018). Within one of the largest world migration flyways, millions of waterbirds stopover or overwinter around the Mediterranean basin, a region which faces rapid environmental degradation (Newbold *et al.*, 2015) as well as a substantial temperature increase (Mariotti *et al.*, 2015; Guiot and Cramer, 2016). Because waterbirds depend on fragile ecosystems (Brinson and Malvárez, 2002), namely wetlands, and are important game species during winter and migration (Birdlife, 2013; Green and Elmberg, 2014; Brochet *et al.*, 2016), they require international cooperation to ensure their conservation across breeding and wintering distribution ranges (AEWA, 2015). Accordingly, they are one of the first taxonomic groups to have benefitted from the two main international conservation policies implemented in the western Palearctic: the European Union's Wild Birds Directive (BD, 79/409/EEC) and the Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, or

Bern Convention (BC, 19.IX.1979). However, the effect of these policies on waterbird community adjustment to temperature increase remains undervalued (Pearce-Higgins *et al.*, 2014).

Here, we examine the ability of waterbird communities wintering in the Mediterranean to adjust their species composition to temperature increase depending on the implementation of two international conservation policies, the Birds Directive and the Bern Convention. We use data on 145 species from the WI dataset, surveyed across 22 years and 2786 sites distributed within 22 countries with varying uptake of BD and BC conservation policies, for about 100 million birds counted. Using the Community Temperature Index (CTI, Devictor *et al.*, 2008), we measure the thermic adjustment of waterbird communities to the increase of winter temperatures for each country, for groups of countries that are (i) Member States of the European Union, enforcing the BD, (ii) and/or Contracting Parties to the BC, (iii) or neither (hereafter “BD-BC”, “BC”, “No-BD No-BC”), (iv) and for the entire Mediterranean basin. We test whether the contribution of strictly and not strictly protected species to the CTI trends differs depending on their protection status. We hypothesize that i) CTI trends have increased inside, but not outside, the Member States of the EU (BD) and Contracting Parties to the BC, ii) strictly protected species have contributed more to the CTI increase than not strictly protected species, and iii) this difference in contribution disappears in the countries which are not Member States of the EU or not Contracting Parties to the BC.

2. Material and methods

2.1. Waterbird monitoring data

Waterbird counts were performed as part of the International Waterbird Census (IWC), coordinated by Wetlands International (www.wetlands.org). Each year thousands of wetlands are monitored in January, providing one count event per site per year (Delany, 2005). We used data collected between 1991 and 2012 as they cover the whole waterbird community, not only Anatidae as during earlier periods. We focused on sites (wintering waterbird communities) located around the Mediterranean basin (30°N; 45°N; 10°W; 40°E; IPCC, 2014), distributed across 22 countries (Fig. 1). We retained only sites with at least two count events across the 22-year period. We then selected waterbird species as defined by the Agreement on the Conservation of African- Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA, <http://www.unep-aewa.org>), totalling 145 species. Considering recent taxonomic changes and their complicated specific identification, *Larus michahellis*, *L. cachinnans*, *L. armenicus* and *L. argentatus* were all lumped into one ‘species’. A total of 2786 sites have been retained, totalling 25,722 count events and 98.9 million birds.

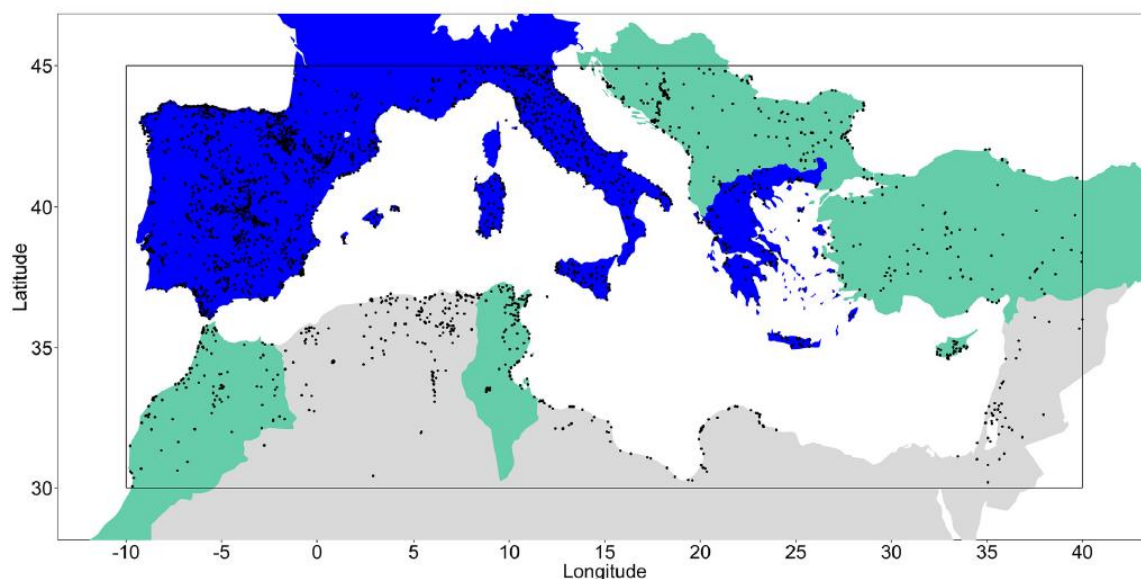


Figure 1: Mediterranean basin (30°N; 45°N and 10°W; 40°E) divided in three legal contexts: the older European Union Member States enforcing the Birds Directive before the study period and contracting the Bern Convention (BD-BC, in blue), the others Contracting Parties to the Bern Convention (BC, in green), and the non-Contracting Parties (No-BD No-BC, in grey). Black points represent the counting sites (n = 2 786).

2.2. Species Temperature Index

To calculate the Community Temperature Index (CTI), we used the Species Temperature Index (STI) which is a species-level measure of climate envelope based on the long-term average temperature over a species range (Devictor *et al.*, 2008). This index is species dependent and, for each species, is a single value estimated across the entire geographical range. The STI is a straightforward niche metric to predict species responses to climate change (Devictor *et al.*, 2012; Stuart-Smith *et al.*, 2015) both for breeding and wintering birds (Godet *et al.*, 2011; Devictor *et al.*, 2012). We computed a winter STI following Godet *et al.* (2011) as the average of the mean temperature of January (1960–1990, WorldClim database <http://worldclim.org/>) across the wintering range of each species (winter range maps extracted from BirdLife International datazone, www.birdlife.org 2015) within the geographical zone defined by AEWA (Table S1).

In order to assess whether CTI trends were driven by an increase in warm-dwelling species and/or a decrease in cold-dwelling species, we calculated specific relative thermic originalities for each country. The “relative thermic originality” of a species is the distinctness of a species' thermic affinity (STI) compared to other species of the studied area (here country). It is obtained as the difference between the STI of a species *i* and the average CTI of this area: warm-dwelling species have a positive relative thermic originality and cold-dwelling species have a negative relative thermic originality. For example, if the average CTI is +10 in a country and the STI of a species +15, the

relative thermic originality for this ‘warm-dwelling’ species in this country is +5. Consequently a warm-dwelling species in France could be a cold dwelling species in Tunisia, like *Aythya ferina* or *Calidris alpina*.

2.3. Bird protection status

We focused on two major international conservation policies dedicated at least partly to the protection of waterbirds: the Birds Directive (BD, 91/244/EEC) and the Bern Convention (BC, 19.IX.1979).

The Birds Directive and the Bern Convention aim to maintain all bird populations in a favorable conservation status “at a level which corresponds to ecological, scientific and cultural requirements, while taking account of economic and recreational requirements, or to adapt the population of these species to that level” (79/409/EEC, 19.IX.1979). Both BD and BC ensure bird conservation by two protection tools; direct protection from harvesting and indirect protection from habitat destruction or degradation. Hunting is prohibited for species listed in BD Annex I (BD-I) and BC Appendix II (BC-II), including no disturbance harming their favorable conservation status (exceptions are possible in particular cases). Conversely, species listed in BD-II and BC-III can be hunted, but their exploitation must be regulated in order to keep the populations out of danger (for example by closing seasons or temporary/local hunting ban). However, Member States of the EU (Birds Directive) can hunt the species listed in the BD-II part 2 only in indicated countries, and species listed in the BD-III require an assessment of their conservation status by the Commission before exploitation. Habitat conservation (through the designation of protected areas to creation of biotopes) is required for all bird species to ensure a favorable conservation status, particularly for species listed in BD-I and BC-II. Special attention is also given to areas regularly used by migratory birds (including those in BD-II and BC-III), notably wetlands and particularly wetlands of international importance.

Despite such potential differences in hunting legislation between species listed in BD-II (see above), we separated waterbirds in two categories. Species ‘strictly protected’, are species not hunted, listed in BD-I (56 species) and in BC-II (74 species). Species ‘not strictly protected’ regroup species listed in BD-II (44 species), the species not evaluated in the BD (45 species) and the species listed in BC-II (71 species). In countries where both BD and BC are applied, 63 species are ‘not strictly protected’. In an EU Member State (see next paragraph), species were considered as ‘strictly protected’ if they were strictly protected at least by one of the two policies, like *Aythya nyroca* and

Vanellus spinosus (protected in BD only). Three species are listed both in BD-I and BD-II (*Anser albifrons*, *Philomachus pugnax* and *Pluvialis apricaria*) and were considered here both as “strictly” and “not strictly” protected.

2.4. Legal contexts

We categorized Mediterranean countries according to their legal contexts during the time period monitored (Table 1): the older European Union Member States enforcing the Birds Directive and contracting the Bern Convention, hereafter ‘BD-BC’ (France, Greece, Italy, Spain, Portugal, Fig. 1 in blue), the other contracting parties of the Bern Convention but not enforcing the Birds Directive as they were not Member States to the EU during the study period (two of them joined the EU late during the study period*), hereafter ‘BC’ (Albania, Bosnia and Herzegovina, Bulgaria*, Croatia, Cyprus*, Macedonia, Montenegro, Morocco, Serbia, Tunisia, Turkey, Fig. 1 in green), and countries that did not ratify the Bern Convention and did not enforce the Birds Directive, hereafter ‘No-BD No-BC’ (Algeria, Israel, Jordan, Lebanon, Libya, Syria, Fig. 1 in grey).

Between countries, both the number of monitored sites (e.g. Spain vs. Greece, Fig. 1) and the monitoring scheme (Sayoud *et al.*, 2017) vary. Between legal contexts, both the average number of monitored site per year per country and the total number of species were higher in ‘BD-BC’ (Wilcoxon Mann Whitney, $p < 0.05$, Table S2). The average duration of the monitoring period was shorter in ‘No-BD No-BC’ (1997–2007 rather than 1991–2012, Table S2).

2.5. Temperature data

To examine the temperature trend over the two decades, we calculated annual winter temperature anomalies (average monthly temperature across November–December–January, baseline 1990–2013) across the whole study area (0.5° grid resolution). Temperature data were extracted from the HadCRUT4 dataset (Morice *et al.*, 2012).

To account for the strong correlation of CTI with latitude, i.e. the temperature of sites (Temperature proxy), we also calculated a mean winter temperature (T_{mean} , for November–December–January) for each site across the study period (1990–2013).

2.6. Data analysis

2.6.1. Winter temperature changes

We assessed the trend in winter average temperature anomalies for each of the three legal contexts 'BD-BC', 'BC' and 'No-BD No-BC' and at the scale of the Mediterranean basin (30°N; 45°N and 10°W; 40°E) using linear mixed effect models (LMM) with year as a fixed variable and the grid cell identity (0.5° accuracy) as random effect. A Gaussian correlation structure on geographical coordinates was added to account for spatial autocorrelation.

2.6.2. Species composition

Since the EU Member States and the Contracting Parties to the BC are mainly on the northern Mediterranean shore, legal contexts were not randomly distributed in space and species composition was therefore potentially geographically structured. We assessed the differences in species taxonomic and thermic composition between the Mediterranean countries depending on their legal context, for all species and species representing 95% of the log(abundance) of the total dataset, i.e. those that contributed the most to CTI. For the two datasets, we assessed the taxonomic differences by a permutation multivariate analysis of variance (PMA, 999 permutations), using a chi-square distance matrix on the species presence/absence per country, and. we used an ANOVA and a Tukey HSD post hoc test to assess the STI differences between each of the three legal contexts.

Because CTI variations are limited by the range of STI values, we checked that the variances of the STI between each legal context were in the same order of magnitude. We then evaluated the difference in relative thermic originality between species protection statuses with a LMM, including species identity as a random factor.

2.6.3. Community thermic changes

First, to evaluate the trend in community thermic composition we computed a Community Temperature Index (CTI) for each count event (per site, per year). This CTI is the weighted mean temperature of a community (Devictor *et al.*, 2008) and reflects the thermic affinities of all individuals composing the assemblage. Here it was calculated following Godet *et al.* (2011), by weighting the STI value of each species by the log(x+1) of its abundance in the species assemblage

divided by the log of total species abundance. A log-transformation was used to account for intra- and inter-specific gregarious behaviours (Godet *et al.*, 2011).

Second, we measured the CTI trends and addressed the potential effects of differences in species composition and monitoring on CTI trends between legal contexts. Indeed, the Birds Directive and the Bern Convention have a common European origin (but now BC is extended to the Middle East and Maghreb, Fig. 1), challenging the distinction between an effect related to the conservation policies or to an eventual geographic effect.

i) To describe as far as possible the CTI trend and reduce geographical misinterpretations, we measured the CTI trends at three spatial scales: country ($n = 22$), legal context ('BD-BC', 'BC', 'No-BD No- BC'), and Mediterranean basin ($n=1$). We assessed the CTI trends per country using LMMs (one model per country) with year (continuous) and T_{mean} as fixed effects, and site as a random effect. At the scale of the legal context (one model per legal context) and at the scale of the Mediterranean basin we used LMMs, with year (continuous) and T_{mean} as fixed effects, and site nested in country as a random effect to account for the heterogeneity in national monitoring schemes (Sayoud *et al.*, 2017). Because of the monitoring heterogeneity between countries, we also estimated the CTI trend at the Mediterranean scale using a generalised least square model (GLS) on the CTI long-term trend estimates of each country, weighted by their squared standard deviation ($weights=1/se^2$). Spatial autocorrelation was taken into account with an exponential structure, using site geographic coordinates for the models 'country', 'legal context' and 'LMM Mediterranean', and the centroid of monitoring sites in each country for the 'GLS Mediterranean' model.

ii) To account for a potential effect of differences in species composition between legal contexts, we measured the CTI trends using i) all species ($n = 145$) and ii) only those shared by the three legal contexts ($n = 108$).

iii) Finally to assess the effects of the differences in monitoring effort between countries on CTI trends, we tested whether the average number of monitored sites per country per year was correlated to the CTI trend and the CTI standard error (Pearson correlation). We measured the CTI trends using i) the whole monitored period available (1991–2012), and ii) the shorter monitoring period of 'No- BD No-BC' (1997–2007) to account for a potential failure to detect CTI variation due to the monitoring period.

2.6.4. Protection status and species contributions

We measured the difference of species contribution to the CTI trend depending on their protection status in each country. These contributions were measured by a leave one out jackknife analysis (Crowley, 1992), removing one by one each species from the dataset to compute CTIs minus one species (Princé and Zuckerberg, 2015). Species contributions were computed as the difference between the estimates of the CTI trend measured in the ‘all species model’ and the ‘model minus a species’. Contributions were then converted to percentages (0 to 100%, negative or positive). The sign, positive or negative, of the contribution indicates if the species contributes positively or negatively, respectively, to the overall CTI trend (Davey *et al.*, 2013). Note that in the rare case of a decrease in CTI over time, the sign of the species contribution was inverted in order to always present species contribution in regards of an increasing CTI trend: i.e. if the CTI trend is decreasing, a species contribution presented as +10% is in reality –10%.

The effect of species protection statuses on species contribution was tested using an LMM with the species contributions as the response variable, and the species protection status (strictly vs. not strictly protected), the legal status of the country, and their interaction as fixed effects. Species identity was added as random factor and spatial autocorrelation was taken into account with an exponential structure on the centroid of each country based on sites coordinates.

To test whether cold-dwelling or warm-dwelling species are driving the increase in CTI, we compared for each legal context and for each protection status the difference in contribution between cold and warm dwelling species. To do so, for each legal context and for each protection status, we used an LMM with the species contribution as the response variable and the relative thermic affinity ‘cold’ vs. ‘warm’ as fixed effects. Species identity was added as random factor and spatial autocorrelation was taken into account with an exponential structure on the centroid of each country based on sites coordinates.

We then inferred the relative temporal species trend from their contribution to the CTI trend and their relative thermic originality. Species contribution value (either positive or negative) result from the relative species thermic originality and from the relative species population trend in comparison to the other species in the community. If a warm-dwelling species contributed positively (or negatively) to CTI trend, this species is necessarily increasing (or decreasing) relatively to the other species in the community, and vice versa for the cold-dwelling species (Fig. 3A). We illustrated the relation between the relative species trend and the protection status with a 2D density plot (species contributing <0.5% to the CTI trend were discarded to facilitate the interpretation, Fig. 3B).

Statistical analyses were performed in R 3.3.0 (R Development Core Team, 2015). LMMs and GLS were run with the package 'nlme' (Pinheiro *et al.*, 2014) and PMA with the package 'vegan' (Oksanen *et al.*, 2013).

Table 1: Community Temperature Index trends for waterbirds in the Mediterranean basin from 1991 to 2012 (Significant trends are in bold, $\alpha < 0.05$).

Spatial scale & Legal context*	Bern Convention	Birds Directive	$\beta_{\text{year}} \pm \text{se}$	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Mediterranean			0.04 $\pm$ 0.00	22935	12.97	<0.001
BD-BC			0.04 $\pm$ 0.00	18130	11.32	<0.001
France	1990	1979	0.02 $\pm$ 0.01	856	2.09	0.037
Greece	1983	1981	0.08 $\pm$ 0.01	1172	8.19	<0.001
Italy	1982	1979	0.06 $\pm$ 0.01	4644	8.34	<0.001
Portugal	1982	1986	0.15 $\pm$ 0.02	459	7.52	<0.001
Spain	1986	1986	0.02 $\pm$ 0.00	10995	4.38	<0.001
BC			0.05 $\pm$ 0.01	2976	7.97	<0.001
Albania	1999	-	0.02 $\pm$ 0.29	65	0.51	0.611
Bosnia & Herz.	2009	-	0.11 $\pm$ 0.19	92	0.58	0.563
Bulgaria	1991	2007	0.09 $\pm$ 0.12	684	7.06	<0.001
Croatia	2000	-	0.03 $\pm$ 0.02	133	2.34	0.021
Cyprus	1988	2004	0.12 $\pm$ 0.03	225	3.58	<0.001
Macedonia	1998	-	0.02 $\pm$ 0.05	20	0.34	0.735
Montenegro	2010	-	0.11 $\pm$ 0.10	38	1.09	0.283
Morocco	2001	-	-0.02 $\pm$ 0.01	851	-1.22	0.223
Serbia	2008	-	0.21 $\pm$ 0.04	33	5.18	<0.001
Tunisia	1996	-	0.07 $\pm$ 0.02	482	4.34	<0.001
Turkey	1984	-	0.05 $\pm$ 0.01	343	3.83	<0.001
No-BD No-BC			-0.01 $\pm$ 0.01	1727	-0.98	0.328
Algeria	-	-	-0.02 $\pm$ 0.01	1332	-1.54	0.123
Israel	-	-	0.12 $\pm$ 0.07	219	1.75	0.082
Jordan	-	-	0.37 $\pm$ 0.11	65	3.29	0.002
Lebanon	-	-	0.68 $\pm$ 0.76	6	0.90	0.403
Libya	-	-	-0.07 $\pm$ 0.06	183	-1.27	0.207
Syria	-	-	-0.28 $\pm$ 0.18	13	-1.61	0.132

* All Mediterranean countries are presented, grouped by legal context, i.e. if and when the country has ratified the Birds Directive and Bern Convention. BD-BC countries that have ratified both before the study period; BC: countries that have ratified the Bern convention at some time before or during the study period; No-BD No-BC: countries that have ratified neither the Birds Directive nor the Bern Convention.

3. Results

3.1. Climate warming

Winter temperatures increased by $0.70\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.01\text{ SE}$ during the two decades in the study area (LM, $\beta = 0.032 \pm 0.001\text{ SE}$, $z = 46.175$, $p < 0.001$). The temperature increase was significantly different among the three legal contexts ($p < 0.005$), with 'BC' ($\beta = 0.056 \pm 0.001\text{ SE}$, $t = 38.773$, $p < 0.001$) higher than 'No- BD No-BC' ($\beta = 0.036 \pm 0.001\text{ SE}$, $t = 33.812$, $p < 0.001$) and higher than 'BD-BC' ($\beta = 0.003 \pm 0.001\text{ SE}$, $t = 2.723$, $p = 0.007$).

3.2. Species composition

The taxonomic composition of the species assemblages differed among the three legal contexts (PMA, $F_{1,22} = 2.06$, $p = 0.001$) and also when considering only species (55 species) that represent 95% of the total abundance (PMA, $F_{1,22} = 1.86$, $p = 0.04$). However, the assemblages between 'BC' and 'No-BD No-BC' were not significantly different (PMA, $F_{1,17} = 1.64$, $p = 0.1$). In average, STI values were significantly different ($p = 0.01$) between 'BD-BC' (mean = 11.40) and 'No-BD No- BC' (mean = 14.81) but not between 'BD-BC' vs. 'BC' (mean = 12.65) nor 'No-BD No-BC' vs. 'BC' ($p > 0.1$). No STI differences were detected when considering the most abundant species (i.e. 95% of the total abundance, $F_{2,168} = 0$, $p = 1$). The standard deviation of the STI was about the same order of magnitude between the three legal contexts: $SD_{BD-BC} = 9.45$, $SD_{BC} = 8.76$, $SD_{No-BD\ No-BC} = 8.43$. The relative thermic originalities did not differ between species protection (LMM, $\beta = 0.390$, $SE = 0.228$, $t = 1.709$, $p = 0.09$).

3.3. International conservation policy

CTI significantly increased over time at the Mediterranean scale, with nearly the same values using the GLS model (GLS, $\beta = 0.036$, $SE = 0.01$, $t_{1,22} = 4.00$, $p < 0.001$) or the LMM ($\beta = 0.037$, $p < 0.001$, Table 1). In the legal contexts defined by the Birds Directive and/or the Bern Convention contracting parties, 'BD-BC' and 'BC', the CTI significantly increased, while the CTI trend was not significant for no contracting parties 'No-BD No-BC' (Table 1). The results were the same when i) only species shared by the three legal contexts were kept in the analyses, and when ii) the monitoring period was restricted to the shorter monitoring period of the 'No-BD No-BC' legal context (Table S3). At the country scale, the CTI increased in half of the countries all around the Mediterranean basin, including the Middle East and the Maghreb (Portugal, Spain, France, Italy,

Croatia, Serbia, Greece, Bulgaria, Turkey, Cyprus, Jordan and Tunisia, Table 1). CTI trends and standard errors were not correlated with the average number of monitored sites annually ($r_{\text{Pearson}} = -0.14$, $p = 0.5$; $r_{\text{Pearson}} = -0.23$, $p = 0.3$, respectively). CTI increased significantly in all countries in 'BD-BC', while it did not in four out of the ten 'BC' countries which ratified the Bern Convention during (but not before) the study period (Table 1).

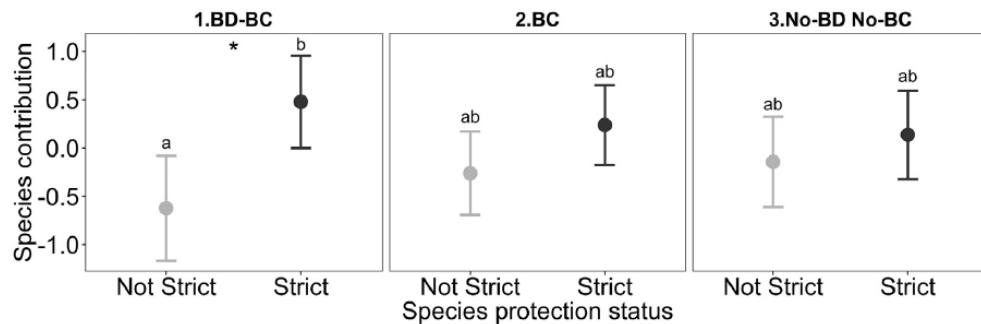


Figure 2: Species contribution to the CTI trend for each protection status (strictly vs. not strictly protected) and under each legal context ('BD-BC', 'BC' and 'No-BD No-BC'). Significant differences are indicated by different letters and an asterisk "*" (alpha = 0.05).

Strictly protected species contributed significantly more to the CTI increase than not strictly protected species inside the BD-BC contracting parties ($\beta = 1.10$, $SE = 0.36$, $t_{5,3037} = 3.04$, $p = 0.03$, Fig. 2 and Fig. 3). However, species protection had no effect on species contributions inside the 'BC' Contracting Parties ($\beta = 0.50$, $SE = 0.30$, $t_{5,3037} = 1.70$, $p = 0.52$, Fig. 2) nor inside the 'No-BD No-BC' countries ($\beta = 0.28$, $SE = 0.33$, $t_{5,3037} = 0.90$, $p = 0.9$, Fig. 2).

The species contribution to CTI increase was only significantly related to their relative thermic affinity (cold vs. warm) for the strictly protected species in 'BD-BC' (Table S4, Fig. S1): strictly protected warm-dwelling species in 'BD-BC' contribute more to the CTI increase than strictly protected cold-dwelling species in 'BD-BC' ($\beta = 0.99$, $SE = 0.46$, $t_{1,327} = 2.16$, $p = 0.03$, Fig. 3, Table S1). Considering the relationships among species contribution, relative species thermic originality and relative species population trend (see methods and Fig. 3), this result means that strictly protected warm-dwelling species in 'BD-BC' had a positive population trend relative to the other species. Strictly protected warm-dwelling species which have a positive population trend relatively to the others and which contributed for > 1% in average to the CTI increase in 'BD-BC' or in 'BC' were Great Egret (*Ardea alba*), Common Sandpiper (*Actitis hypoleucos*), Cattle Egret (*Bubulcus ibis*), White Stork (*Ciconia ciconia*), Little Egret (*Egretta garzetta*), Blackwinged Stilt (*Himantopus himantopus*), Great

Cormorant (*Phalacrocorax carbo*), Greater Flamingo (*Phoenicopterus roseus*), Purple Swampphen (*Porphyrio porphyrio*) and Green Sandpiper (*Tringa ochropus*) (Table S1). Not-strictly protected cold-dwelling species in relative decline, with averaging contribution >1% in 'BD-BC' or in 'BC' were Greater White-fronted Goose (*Anser albifrons*), Mallard (*Anas platyrhynchos*), Brent Goose (*Branta bernicla*), Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), Common Coot (*Fulica atra*), Mew Gull (*Larus canus*) and Red-breasted Merganser (*Mergus serrator*) (Table S1).

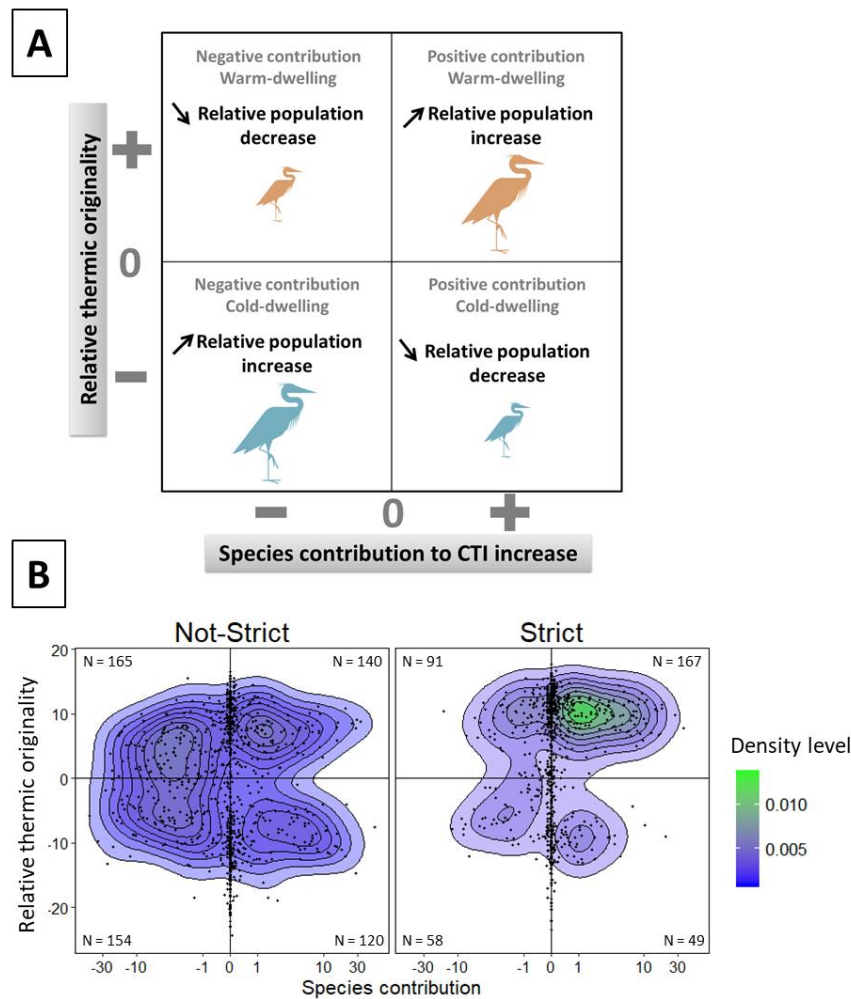


Figure 3: Species contribution to the CTI increase and thermic originality, (A) in a schematic case and (B) in the 'BD-BC' ratifying parties, for the strictly and not strictly protected species. The 'N' refers to the number of points per quadrant used to determine the density, i.e. species contributing at least at 0.5% per country. The X axis scale was presented with arcsine transformation to facilitate reading. The division into four quadrants was based in function of the sign (+ or -) of the relative thermic originality and the sign of the species contribution. Thus, each quadrant corresponds to a relative population increase or decrease for warm-dwelling or cold-dwelling species.

4. Discussion

Our study, based on the assessment of changes in community thermic composition of wintering waterbirds in the Mediterranean basin, revealed that community adjustment to climate warming is detected mainly when the two, or one of the two, main Palearctic international conservation policies (the Birds Directive and the Bern Convention) are enforced. In countries where both conservation policies were enforced, strictly protected species, and especially strictly protected warm-dwelling species, have a higher contribution to the CTI increase than not strictly protected species. On the contrary, in 'BC' and 'No-BD No-BC' countries where both conservation policies were not enforced, species mentioned as strictly protected have no higher contributions than species mentioned as not strictly protected. Given the large biological (145 species), temporal (22 years) and spatial (22 countries, 2786 sites) coverage of our study, these results suggest practical implications for conservation.

Our study concerns a large area located at the crossroad of contrasting geopolitical situations challenging detection of community responses to climate warming. A large number of species with varying conservation status are considered, with different distribution range and thermic affinity. They are exposed to various anthropogenic pressures and have experienced different status of protection. Nevertheless, whatever the country and its location, it is expected that communities (and the species within) will have some inherent capacity to respond to climate warming (Parmesan and Yohe, 2003; Chen *et al.*, 2011), particularly for highly mobile animals like wintering waterbirds (Maclean *et al.*, 2008). Thus, we might expect a community thermic increase in response to temperature increase, even in the non-contracting parties mainly situated in Maghreb and Middle East. For example, waterbird communities in the Maghreb include species that currently massively winter in the Sahel (warm-dwelling) like *Spatula querquedula*, *Ardea purpurea* or *Glareola pratincola*, and colder-dwelling species like *Larus genei*, *Anas crecca* or *Podiceps cristatus*. In the context of climate warming, we could expect a CTI increase due to the increase of Sahel wintering species. By determining the CTI trend independently by country we demonstrated that community adjustment was possible in the African (Tunisia) or Middle Eastern countries (Jordan, Turkey).

Maintaining a monitoring effort is one of the main guidelines formulated by Wetland International (Delany, 2005), however monitoring efforts slightly differ between legal contexts, mainly in monitoring period duration and number of sites (Table S2). We showed that the shorter monitoring period in 'No-BD No-BC' should not prevent the detection of a CTI trend (Table S3), and that the number of monitored sites was not correlated with CTI trend or SE. Using the same data, Amano *et al.* (2018) also found that changes in monitoring effort have little effect in the detection of

spatial patterns and estimations of changes in abundances. However, a low spatial coverage of monitoring (number and extent) may reduce the representativeness of CTI trends (e.g. Syria, Fig. 1) and CTI trend for such countries should be taken with caution. As expected, the geographical species distribution in the Mediterranean basin led to differences in species taxonomic and thermic composition. Taxonomic differences seem to have a low impact on CTI change, since 'BC' and 'No-BD No-BC' differed in their CTI trends but not in term of the most abundant species (i.e. the species that drive changes in CTI due to the index construction). This suggests that some marginal rare species have restricted distribution ranges, and make a low contribution to the observed patterns due to their low abundance. Moreover, the significant difference in CTI trends between legal contexts was also observed between neighbouring countries, e.g. Tunisia and Algeria, for which species composition is likely very similar. The differences in CTI trends between legal contexts should not be due to a potential limit in possible CTI changes as the range of STI values was similar between legal contexts, i.e. CTI can vary with the same magnitude. Strictly protected species in 'BD-BC' contributed more to the CTI increase even if their relative thermic originalities did not differ from those of the not strictly protected species. These results did not change when using all species or only species shared by the three legal contexts.

Our results provided evidence of a thermic adjustment of waterbird community composition to temperature increase when international conservation policies were enforced. First, an overall community thermic increase was detected where the Birds Directive and/or the Bern Convention were applied. This effect was expected since both these international policies aim to restore, protect, and enhance habitat connectivity as well as to maintain populations in a favorable conservation status (Trouwborst, 2011). As demonstrated by Pavón-Jordán *et al.* (2015) on the entire flyway of one waterbird species, distribution shift is conditioned by the availability in Special Protection Areas. Indeed, protected area network is needed to ensure resilience of waterbird communities against climate warming (Johnston *et al.*, 2013). Our results are also consistent with those of Gaüzère *et al.* (2016) who found that in protected areas, including Natura 2000, bird communities better adjust their composition to large temperature variations.

Second, we showed that the community thermic change was mainly driven by strictly protected species. This is observed only in countries where both the Birds Directive and the Bern Convention were applied. These results suggest that strengthening an international convention by national (or here European) legal instrument is more efficient to favour species adaptation to climate change. The observed changes in species assemblages were consistent with the conservation target of these policies: the thermic change resulted mainly from an increase in strictly protected warm-dwelling

species rather than a decrease in strictly protected cold-dwelling species (Fig. 3). Among species that were relatively increasing, several benefitted from conservation measures in the past decades (e.g. Greater Flamingo, Johnson, 1997; Little Egret, Tourenq *et al.*, 2000; Great Egret, Ławicki, 2014) and experienced a population recovery. For other species which have large wintering populations in sub-Saharan Africa (e.g. Common Sandpiper, Blackwinged Stilt and Green Sandpiper), their increase in the Mediterranean basin, i.e. northern distribution range, is coherent with the expansion observed for species in their northern boundary (La Sorte and Thompson, 2007; Virkkala and Lehikoinen, 2014). Our results are consistent with previous studies that underlined the negative impact of multiple stressors on adaptation to climate change (Dawson *et al.*, 2011; Gaüzère *et al.*, 2016; Currie and Venne, 2017). Conservation policies, by reducing the exposure of bird populations to multiple anthropogenic stressors – in particular habitat loss and harvesting – increase the capacity of those populations to adjust to climate change. These results support the expectations of the Birds Directive and the Bern Convention to mitigate climate change impact (Trouwborst, 2011) but they also provide evidence of their limited impact for weakly protected species, like legally-hunted species of the BDII. Actually, most of game species were relatively decreasing in the Mediterranean, such as Mallard, White-fronted Goose and Common Coot. Still, outside contracting parties, birds are probably more strongly exposed to stressors (e.g. illegal killing, Brochet *et al.*, 2016) while there are less effective protected areas (Guillemain and Hearn, 2017).

This study provides important insights for policymakers by revealing that climate change adaptation is facilitated when international conservation policies are enforced. Rapid temperature increases are predicted in the Mediterranean over the next decades (Guiot and Cramer, 2016), so it is reassuring to see that species communities can adjust their composition in response to such climate warming (Devictor *et al.*, 2012). Since community thermic changes were mainly driven by strictly protected species, we recommend not focusing only on well-studied strictly protected species when assessing the response of species to climate change, which could lead to an over-interpretation of species capacity to track temperature increase. Like other studies (Devictor *et al.*, 2010; Dickinson *et al.*, 2010) we also highlight the important contribution of citizen monitoring programs at a large temporal and spatial scale for biodiversity surveys and the assessment of environmental policies. Because climate change is likely to be the major biodiversity threat of this century, before habitat loss and harvesting (Pereira *et al.*, 2010), progress towards biodiversity conservation objectives might be improved by a reinforcement or a reappraisal of both legal and illegal hunting practices, as well as the continuation of conservation efforts on habitat protection and connectivity (i.e. through the Emerald Network of the Bern Convention or the Natura 2000 network of the Birds and Habitat Directives). Our results suggest that European countries have

responsibilities to facilitate the range shift of African wintering waterbird species in response to temperature increase. Finally, these results encourage continued efforts to adopt and enforce international conservation policies, in order to achieve targets of the Convention on Biological Diversity (Campbell *et al.*, 2014).

Acknowledgments

We acknowledge the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, national coordinators from the 23 countries included in the study, the Mediterranean Waterbird Network (Wetlands International, Tour du Valat, the National Office for Hunting and Wildlife, and national IWC North African coordinators GREPOM/ BirdLife Morocco, Direction Générale des Forêts (Algeria), AAO/ BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency) for providing help to national coordinators, centralizing and managing data and making this research possible. We also thank N. Taylor and I. Geijzendorffer for their useful comments and for the improvement of the English and A. Lehtikainen for his valuable comments. Many thanks to K. Princé for her invaluable advices on species contributions. This study was funded by the Foundation Tour du Valat, Foundation Prince Albert II de Monaco, Foundation Total, the French Ministry of “Transition écologique et solidaire” and the MNHN 227 doctoral school. We also thank the editor and the reviewer for their very helpful comments and suggestions.

Appendix

Table S1: Species protection status, STI values, contributions and relative thermic originalities

Table S2: Characteristics of the International Waterbird Census between countries and legal contexts

Table S3: CTI trends accounting for species composition and temporal biases.

Table S4: Species contribution of cold vs. warm-dwelling species depending of species protection status.

Figure S1: Species contribution and their thermic originality under two of the legal contexts: ‘BC’ and ‘No-BD No-BC’

Table S1: Species protection status (Bern Convention and Birds Directive), STI values, species average ($\pm$ SD) contribution to the CTI increase (%) and relative thermic originality (average) per legal contexts (BD-BC countries that have ratified both policies before the study period; BC: countries that have ratified the Bern convention before or during the study period; No BC-No BD: countries that have ratified neither the Bern Convention nor the Birds Directive). Species relatively increasing are highlighted in grey.

Scientific name	BD-BC		BC		No-BD No-BC		STI	Bern	BD
	Average contribution	Relative thermic originality	Average contribution	Relative thermic originality	Average contribution	Relative thermic originality			
<i>Actitis hypoleucos</i>	3.43 $\pm$ 4.24	11.34	0.90 $\pm$ 2.15	12.58	2.39 $\pm$ 4.02	10.44	23.16	Bern-II	-
<i>Alca torda</i>	-0.19 $\pm$ 0.25	-10.37	0.00 $\pm$ 0.05	-9.13	0.00 $\pm$ 0.01	-11.26	1.45	Bern-III	-
<i>Alle alle</i>	0.00 $\pm$ 0.00	-18.45	0.00 $\pm$ 0.05	-17.21	0.00 $\pm$ 0.01	-19.34	-6.63	Bern-III	-
<i>Anas acuta</i>	-5.23 $\pm$ 4.05	5.08	-2.08 $\pm$ 3.06	6.32	-0.72 $\pm$ 3.26	4.18	16.90	Bern-III	BD-II
<i>Anas crecca</i>	-12.45 $\pm$ 11.73	0.91	-3.03 $\pm$ 3.98	2.14	-5.28 $\pm$ 8.56	0.01	12.72	Bern-III	BD-II
<i>Anas platyrhynchos</i>	6.09 $\pm$ 18.01	-11.84	6.13 $\pm$ 23.95	-10.60	-3.21 $\pm$ 25.04	-12.73	-0.02	Bern-III	BD-II
<i>Anser albifrons</i>	0.12 $\pm$ 0.58	-9.28	1.60 $\pm$ 3.66	-8.05	2.93 $\pm$ 9.08	-10.18	2.53	Bern-III	BD-I
<i>Anser anser</i>	-0.63 $\pm$ 2.87	-7.35	0.83 $\pm$ 2.35	-6.12	1.95 $\pm$ 3.65	-8.25	4.47	Bern-III	BD-II
<i>Anser brachyrhynchus</i>	-0.01 $\pm$ 0.03	-9.80	0.00 $\pm$ 0.05	-8.56	0.00 $\pm$ 0.01	-10.69	2.02	Bern-III	BD-II
<i>Anser erythropus</i>	-0.04 $\pm$ 0.09	-9.38	0.00 $\pm$ 0.04	-8.15	0.00 $\pm$ 0.01	-10.28	2.43	Bern-II	BD-I
<i>Anser fabalis</i>	0.16 $\pm$ 0.15	-14.33	0.03 $\pm$ 0.27	-13.10	0.00 $\pm$ 0.01	-15.23	-2.51	Bern-III	BD-II
<i>Ardea alba</i>	9.88 $\pm$ 6.27	10.04	4.30 $\pm$ 4.13	11.27	4.15 $\pm$ 4.12	9.14	21.86	Bern-II	BD-I
<i>Ardea cinerea</i>	-3.54 $\pm$ 8.87	6.92	7.33 $\pm$ 8.14	8.15	8.54 $\pm$ 11.38	6.02	18.73	Bern-III	-
<i>Ardea purpurea</i>	0.05 $\pm$ 0.19	12.05	0.08 $\pm$ 0.24	13.29	-0.46 $\pm$ 1.33	11.16	23.87	Bern-II	BD-I
<i>Ardeola ralloides</i>	0.03 $\pm$ 0.05	11.97	0.01 $\pm$ 0.06	13.21	0.43 $\pm$ 0.60	11.08	23.79	Bern-II	BD-I
<i>Arenaria interpres</i>	0.52 $\pm$ 0.46	6.04	0.08 $\pm$ 0.22	7.28	-0.09 $\pm$ 0.27	5.15	17.86	Bern-II	-
<i>Aythya ferina</i>	-6.22 $\pm$ 1.84	-0.48	-5.97 $\pm$ 7.92	0.76	-1.16 $\pm$ 3.86	-1.38	11.34	Bern-III	BD-II
<i>Aythya fuligula</i>	-1.37 $\pm$ 0.66	-1.37	-4.06 $\pm$ 7.14	-0.13	0.20 $\pm$ 1.26	-2.26	10.45	Bern-III	BD-II
<i>Aythya marila</i>	0.03 $\pm$ 0.06	-11.39	0.57 $\pm$ 1.52	-10.15	-0.10 $\pm$ 0.25	-12.28	0.43	Bern-III	BD-II
<i>Aythya nyroca</i>	-0.36 $\pm$ 0.39	-2.04	-0.29 $\pm$ 1.08	-0.81	-0.61 $\pm$ 0.98	-2.94	9.77	Bern-III	BD-I
<i>Botaurus stellaris</i>	0.00 $\pm$ 0.27	6.58	0.05 $\pm$ 0.42	7.81	0.05 $\pm$ 0.17	5.68	18.39	Bern-II	BD-I
<i>Branta bernicla</i>	2.24 $\pm$ 4.79	-8.95	0.00 $\pm$ 0.05	-7.72	0.00 $\pm$ 0.01	-9.85	2.86	Bern-III	BD-II
<i>Branta leucopsis</i>	-0.03 $\pm$ 0.23	-10.13	0.00 $\pm$ 0.05	-8.90	0.00 $\pm$ 0.01	-11.03	1.69	Bern-II	BD-I
<i>Branta ruficollis</i>	-0.02 $\pm$ 0.05	-10.72	0.02 $\pm$ 0.17	-9.48	0.00 $\pm$ 0.01	-11.61	1.10	Bern-II	BD-I
<i>Bubulcus ibis</i>	6.27 $\pm$ 6.80	11.14	1.56 $\pm$ 2.50	12.38	2.34 $\pm$ 7.97	10.25	22.96	Bern-II	-
<i>Bucephala clangula</i>	0.55 $\pm$ 0.50	-12.92	2.54 $\pm$ 6.51	-11.69	1.54 $\pm$ 3.96	-13.82	-1.11	Bern-III	BD-II
<i>Calidris alba</i>	0.36 $\pm$ 0.39	7.04	-0.16 $\pm$ 0.43	8.28	-0.32 $\pm$ 0.98	6.15	18.86	Bern-II	-
<i>Calidris alpina</i>	0.09 $\pm$ 0.89	0.01	-0.56 $\pm$ 1.35	1.25	-3.07 $\pm$ 4.87	-0.88	11.83	Bern-II	-
<i>Calidris canutus</i>	-0.01 $\pm$ 0.07	7.26	0.00 $\pm$ 0.06	8.50	-0.11 $\pm$ 0.25	6.37	19.08	Bern-III	BD-II
<i>Calidris falcinellus</i>	0.00 $\pm$ 0.00	11.86	0.01 $\pm$ 0.05	13.09	0.00 $\pm$ 0.01	10.96	23.68	Bern-II	-
<i>Calidris ferruginea</i>	0.16 $\pm$ 0.29	11.61	0.15 $\pm$ 0.36	12.85	-0.17 $\pm$ 1.49	10.72	23.43	Bern-II	-
<i>Calidris maritima</i>	0.19 $\pm$ 0.57	-14.30	0.00 $\pm$ 0.05	-13.06	0.00 $\pm$ 0.01	-15.20	-2.48	Bern-II	-
<i>Calidris minuta</i>	-1.08 $\pm$ 2.18	10.96	1.96 $\pm$ 3.94	12.19	1.93 $\pm$ 3.05	10.06	22.77	Bern-II	-
<i>Calidris pugnax</i>	0.11 $\pm$ 0.29	11.15	-0.37 $\pm$ 0.78	12.38	0.69 $\pm$ 3.22	10.25	22.96	Bern-III	BD-I
<i>Calidris temminckii</i>	0.04 $\pm$ 0.10	11.50	-0.06 $\pm$ 0.19	12.74	0.13 $\pm$ 0.66	10.61	23.32	Bern-II	-
<i>Catharacta skua</i>	0.00 $\pm$ 0.01	-11.69	0.00 $\pm$ 0.05	-10.46	-0.09 $\pm$ 0.25	-12.59	0.12	Bern-III	-
<i>Charadrius alexandrinus</i>	0.47 $\pm$ 0.68	7.38	0.95 $\pm$ 3.36	8.62	0.93 $\pm$ 6.51	6.49	19.20	Bern-II	-
<i>Charadrius dubius</i>	0.03 $\pm$ 0.30	11.98	0.22 $\pm$ 0.81	13.22	0.60 $\pm$ 1.23	11.09	23.80	Bern-II	-

<i>Charadrius hiaticula</i>	-0.08 ± 0.26	10.29	-0.06 ± 0.27	11.53	1.03 ± 4.02	9.40	22.11	Bern-II	-
<i>Charadrius leschenaultii</i>	0.01 ± 0.02	9.74	0.17 ± 0.53	10.98	-0.13 ± 0.20	8.85	21.56	Bern-II	-
<i>Chlidonias hybrida</i>	0.16 ± 0.32	9.83	0.30 ± 0.90	11.07	-0.3.0 ± 0.77	8.94	21.65	Bern-II	BD-I
<i>Chlidonias leucopterus</i>	0.00 ± 0.00	10.80	0.01 ± 0.05	12.04	-0.02 ± 0.04	9.91	22.62	Bern-II	-
<i>Chlidonias niger</i>	-0.01 ± 0.02	10.80	-0.03 ± 0.15	12.04	0.08 ± 0.14	9.91	22.62	Bern-II	BD-I
<i>Ciconia ciconia</i>	3.92 ± 3.83	11.13	0.22 ± 0.42	12.37	-0.03 ± 2.86	10.24	22.95	Bern-II	BD-I
<i>Ciconia nigra</i>	0.07 ± 0.14	11.17	-0.07 ± 0.35	12.40	0.41 ± 1.16	10.27	22.98	Bern-II	BD-I
<i>Clangula hyemalis</i>	0.07 ± 0.05	-14.32	0.12 ± 0.25	-13.08	0.00 ± 0.01	-15.21	-2.50	Bern-III	BD-II
<i>Crex crex</i>	0.00 ± 0.00	11.64	0.00 ± 0.05	12.88	-0.33 ± 0.86	10.75	23.46	Bern-III	BD-I
<i>Cygnus columbianus</i>	-0.16 ± 0.3	-9.38	-0.18 ± 0.54	-8.14	-0.02 ± 0.04	-10.28	2.44	Bern-II	BD-I
<i>Cygnus cygnus</i>	0.25 ± 0.41	-13.31	0.33 ± 0.48	-12.07	0.00 ± 0.01	-14.20	-1.49	Bern-II	BD-I
<i>Cygnus olor</i>	-0.78 ± 4.99	-10.55	-0.99 ± 3.02	-9.31	0.85 ± 2.07	-11.44	1.27	Bern-III	BD-II
<i>Egretta garzetta</i>	4.42 ± 2.55	9.45	2.30 ± 4.77	10.68	-0.06 ± 0.44	8.55	21.26	Bern-II	BD-I
<i>Egretta gularis</i>	0.00 ± 0.00	11.62	-0.02 ± 0.09	12.86	0.42 ± 1.13	10.73	23.44	Bern-III	BD-I
<i>Fratercula arctica</i>	0.00 ± 0.00	-16.81	0.00 ± 0.05	-15.57	0.00 ± 0.01	-17.70	-4.99	Bern-III	-
<i>Fulica atra</i>	3.88 ± 3.43	-5.95	-7.86 ± 18.79	-4.72	-3.36 ± 11.94	-6.85	5.86	Bern-III	BD-II
<i>Fulica cristata</i>	0.05 ± 0.11	10.77	-0.57 ± 1.80	12.01	0.00 ± 0.01	9.88	22.59	Bern-II	BD-I
<i>Gallinago gallinago</i>	-1.06 ± 2.26	6.77	-0.40 ± 2.10	8.00	-3.62 ± 4.81	5.87	18.58	Bern-III	BD-II
<i>Gallinago media</i>	-0.01 ± 0.03	12.05	-0.02 ± 0.05	13.29	-0.40 ± 1.09	11.16	23.87	Bern-II	BD-I
<i>Gallinula chloropus</i>	3.1 ± 3.26	4.49	0.88 ± 2.03	5.73	1.75 ± 3.21	3.59	16.31	Bern-III	BD-II
<i>Gavia arctica</i>	0.36 ± 0.38	-11.05	-1.10 ± 2.70	-9.82	0.79 ± 2.09	-11.95	0.76	Bern-II	BD-I
<i>Gavia immer</i>	0.42 ± 0.76	-11.86	0.00 ± 0.05	-10.62	0.00 ± 0.01	-12.76	-0.04	Bern-II	BD-I
<i>Gavia stellata</i>	0.17 ± 0.17	-8.76	0.11 ± 0.34	-7.53	-0.83 ± 2.18	-9.66	3.05	Bern-II	BD-I
<i>Gelochelidon nilotica</i>	0.01 ± 0.01	10.20	-0.01 ± 0.07	11.44	-0.05 ± 0.11	9.31	22.02	Bern-II	BD-I
<i>Glareola pratincola</i>	0.00 ± 0.00	12.17	-0.01 ± 0.05	13.41	0.00 ± 0.01	11.27	23.99	Bern-II	BD-I
<i>Grus grus</i>	0.5 ± 1.35	2.90	0.51 ± 2.62	4.13	0.10 ± 1.41	2.00	14.72	Bern-II	BD-I
<i>Haematopus ostralegus</i>	-0.07 ± 0.14	3.52	-0.04 ± 0.18	4.76	0.05 ± 0.17	2.63	15.34	Bern-III	BD-II
<i>Himantopus himantopus</i>	1.87 ± 2.5	10.31	-0.57 ± 2.72	11.54	3.49 ± 9.14	9.41	22.13	Bern-III	BD-I
<i>Hydroprogne caspia</i>	0.06 ± 0.07	9.59	-0.13 ± 0.45	10.82	0.11 ± 0.29	8.69	21.40	Bern-II	BD-I
<i>Ixobrychus minutus</i>	0.11 ± 0.18	12.19	0.00 ± 0.05	13.43	-0.24 ± 0.60	11.30	24.01	Bern-II	BD-I
<i>Larus argentatus</i>	-9.96 ± 7.85	-7.24	-7.74 ± 10.31	-6.00	-0.41 ± 8.94	-8.13	4.58	Bern-III	BD-II
<i>Larus audouinii</i>	-0.01 ± 0.07	-0.36	0.13 ± 0.46	0.87	0.16 ± 0.57	-1.26	11.45	Bern-II	BD-I
<i>Larus canus</i>	-0.43 ± 1.07	-10.20	1.15 ± 2.91	-8.96	0.88 ± 2.71	-11.09	1.62	Bern-III	BD-II
<i>Larus fuscus</i>	0.22 ± 0.43	6.76	0.00 ± 0.05	8.00	-0.80 ± 2.11	5.87	18.58	Bern-III	BD-II
<i>Larus genei</i>	-0.29 ± 0.45	0.08	-0.32 ± 1.12	1.32	1.03 ± 1.84	-0.81	11.90	Bern-II	BD-I
<i>Larus glaucooides</i>	0.00 ± 0.01	-13.45	0.00 ± 0.05	-12.22	0.00 ± 0.01	-14.35	-1.63	Bern-III	-
<i>Larus hemprichii</i>	0.00 ± 0.00	11.69	0.07 ± 0.22	12.92	0.01 ± 0.05	10.79	23.50	Bern-III	-
<i>Larus hyperboreus</i>	0.00 ± 0.03	-21.48	0.00 ± 0.05	-20.24	0.00 ± 0.01	-22.37	-9.66	Bern-III	-
<i>Larus ichthyaetus</i>	0.00 ± 0.01	-0.10	0.08 ± 0.26	1.13	-0.31 ± 1.09	-1.00	11.71	Bern-III	-
<i>Larus leucophthalmus</i>	0.00 ± 0.00	10.84	0.00 ± 0.05	12.08	-0.29 ± 0.76	9.95	22.66	Bern-III	-
<i>Larus marinus</i>	-0.31 ± 0.78	-14.31	0.04 ± 0.11	-13.07	-0.06 ± 0.10	-15.20	-2.49	Bern-III	BD-II
<i>Larus melanocephalus</i>	-0.61 ± 0.42	-2.51	-0.22 ± 0.66	-1.28	0.08 ± 2.16	-3.41	9.31	Bern-II	BD-I
<i>Larus ridibundus</i>	0.76 ± 7.14	-5.24	-5.56 ± 6.53	-4.00	1.78 ± 3.37	-6.13	6.58	Bern-III	BD-II
<i>Limosa lapponica</i>	-0.06 ± 0.34	7.41	-0.02 ± 0.11	8.65	0.11 ± 0.17	6.51	19.23	Bern-III	BD-II
<i>Limosa limosa</i>	-0.48 ± 0.98	9.20	-0.52 ± 3.26	10.43	-0.38 ± 1.25	8.30	21.01	Bern-III	BD-II
<i>Lymnocyptes minimus</i>	-0.02 ± 0.10	8.21	-0.01 ± 0.16	9.45	0.08 ± 0.24	7.32	20.03	Bern-III	BD-II
<i>Mareca penelope</i>	-8.85 ± 3.05	4.71	-4.04 ± 10.94	5.95	-2.77 ± 7.22	3.82	16.53	Bern-III	BD-II
<i>Mareca strepera</i>	-2.64 ± 3.89	-0.08	0.10 ± 0.85	1.15	0.30 ± 1.16	-0.98	11.73	Bern-III	BD-II

<i>Marmaronetta angustirostris</i>	0.01 ± 0.03	-5.86	-0.31 ± 1.69	-4.63	-0.73 ± 1.44	-6.76	5.95	Bern-II	BD-I
<i>Melanitta fusca</i>	0.12 ± 0.20	-11.15	-0.43 ± 1.46	-9.91	0.00 ± 0.01	-12.04	0.67	Bern-III	BD-II
<i>Melanitta nigra</i>	0.06 ± 0.44	-9.54	0.00 ± 0.21	-8.30	0.00 ± 0.01	-10.43	2.28	Bern-III	BD-II
<i>Mergellus albellus</i>	0.07 ± 0.10	-13.40	1.36 ± 1.83	-12.16	-1.27 ± 2.35	-14.29	-1.58	Bern-II	-
<i>Mergus merganser</i>	-0.06 ± 0.35	-12.21	-0.51 ± 1.56	-10.98	-0.28 ± 0.70	-13.11	-0.40	Bern-III	BD-II
<i>Mergus serrator</i>	1.23 ± 2.12	-12.90	0.28 ± 5.46	-11.66	-0.08 ± 0.49	-13.80	-1.08	Bern-III	BD-II
<i>Microcarbo pygmaeus</i>	-1.75 ± 3.69	-9.07	-3.13 ± 4.29	-7.84	-0.37 ± 1.52	-9.97	2.74	Bern-II	BD-I
<i>Morus bassanus</i>	-0.57 ± 0.90	-11.28	0.08 ± 0.28	-10.05	-0.16 ± 0.43	-12.18	0.54	Bern-III	-
<i>Netta rufina</i>	0.78 ± 2.23	-6.46	0.98 ± 1.44	-5.23	-0.43 ± 1.40	-7.36	5.35	Bern-III	BD-II
<i>Numenius arquata</i>	-0.75 ± 1.30	7.07	-0.05 ± 1.37	8.31	-0.66 ± 2.75	6.18	18.89	Bern-III	BD-II
<i>Numenius phaeopus</i>	0.29 ± 0.28	10.24	-0.01 ± 0.13	11.48	0.02 ± 0.07	9.35	22.06	Bern-III	BD-II
<i>Numenius tenuirostris</i>	0.00 ± 0.00	-1.36	-0.04 ± 0.14	-0.13	0.00 ± 0.02	-2.26	10.45	Bern-II	BD-I
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0.18 ± 0.87	11.65	0.09 ± 0.26	12.89	-0.12 ± 0.98	10.76	23.47	Bern-II	BD-I
<i>Oxyura leucocephala</i>	-0.21 ± 0.75	-10.55	-0.31 ± 2.48	-9.31	-3.47 ± 6.20	-11.44	1.27	Bern-II	BD-I
<i>Pelecanus crispus</i>	-0.57 ± 1.28	-3.45	0.10 ± 0.42	-2.22	0.05 ± 0.07	-4.35	8.37	Bern-III	BD-I
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	-0.04 ± 0.11	10.19	0.08 ± 0.22	11.42	-0.74 ± 1.55	9.29	22.01	Bern-III	BD-I
<i>Phalacrocorax carbo</i>	12.74 ± 13.42	6.59	14.59 ± 15.47	7.83	2.98 ± 8.80	5.70	18.41	Bern-III	BD-I
<i>Phalaropus fulicarius</i>	0.00 ± 0.01	8.17	0.00 ± 0.05	9.40	0.00 ± 0.01	7.27	19.99	Bern-II	-
<i>Phalaropus lobatus</i>	0.00 ± 0.00	10.99	0.03 ± 0.10	12.23	-0.01 ± 0.02	10.09	22.81	Bern-II	BD-I
<i>Phoeniconaias minor</i>	0.01 ± 0.01	11.11	0.00 ± 0.06	12.35	0.00 ± 0.01	10.21	22.93	Bern-III	-
<i>Phoenicopus roseus</i>	2.71 ± 4.25	8.77	-0.90 ± 5.77	10.00	-4.43 ± 6.73	7.87	20.58	Bern-III	BD-I
<i>Platalea leucorodia</i>	0.71 ± 0.43	6.13	-0.14 ± 1.06	7.37	0.26 ± 0.33	5.24	17.95	Bern-III	BD-I
<i>Plegadis falcinellus</i>	0.41 ± 0.49	11.32	-0.35 ± 1.25	12.56	0.71 ± 1.02	10.42	23.14	Bern-III	BD-I
<i>Pluvialis apricaria</i>	-2.15 ± 1.16	-6.46	-1.06 ± 1.65	-5.22	-1.82 ± 4.01	-7.36	5.36	Bern-III	BD-I
<i>Pluvialis squatarola</i>	0.12 ± 0.72	7.02	0.73 ± 1.86	8.26	0.26 ± 1.66	6.12	18.84	Bern-III	BD-II
<i>Podiceps auritus</i>	-0.04 ± 0.04	-8.42	0.15 ± 0.35	-7.19	0.09 ± 0.29	-9.32	3.39	Bern-II	BD-I
<i>Podiceps cristatus</i>	-2.16 ± 3.91	-1.73	-2.45 ± 3.46	-0.50	-0.25 ± 2.28	-2.63	10.08	Bern-III	-
<i>Podiceps grisegena</i>	0.29 ± 0.27	-9.54	0.41 ± 0.77	-8.31	-0.05 ± 0.10	-10.44	2.27	Bern-II	-
<i>Podiceps nigricollis</i>	-2.66 ± 3.24	6.18	-0.76 ± 3.20	7.42	2.77 ± 4.13	5.29	18.00	Bern-II	-
<i>Porphyrio alleni</i>	0.00 ± 0.00	12.33	-0.01 ± 0.06	13.57	0.00 ± 0.01	11.44	24.15	Bern-III	-
<i>Porphyrio porphyrio</i>	1.36 ± 2.00	10.30	-0.03 ± 0.62	11.54	0.38 ± 0.89	9.41	22.12	Bern-II	BD-I
<i>Rallus aquaticus</i>	-1.75 ± 1.95	-7.29	-0.55 ± 1.54	-6.06	0.74 ± 2.33	-8.19	4.52	Bern-III	BD-II
<i>Recurvirostra avosetta</i>	-1.57 ± 1.56	10.23	-0.06 ± 1.73	11.46	-0.89 ± 3.02	9.33	22.04	Bern-II	BD-I
<i>Rissa tridactyla</i>	-0.02 ± 0.05	-7.02	0.01 ± 0.05	-5.78	0.00 ± 0.01	-7.91	4.80	Bern-III	-
<i>Somateria mollissima</i>	0.80 ± 0.98	-19.35	-0.01 ± 0.65	-18.11	0.00 ± 0.01	-20.24	-7.53	Bern-III	BD-II
<i>Somateria spectabilis</i>	0.00 ± 0.00	-20.61	0.00 ± 0.05	-19.38	0.00 ± 0.01	-21.51	-8.79	Bern-II	-
<i>Spatula clypeata</i>	-6.73 ± 6.92	3.09	-0.08 ± 2.34	4.33	-2.31 ± 4.71	2.20	14.91	Bern-III	BD-II
<i>Spatula querquedula</i>	0.06 ± 0.07	11.25	-0.36 ± 0.88	12.48	0.12 ± 1.36	10.35	23.07	Bern-III	BD-II
<i>Sterna hirundo</i>	-0.01 ± 0.15	13.43	-0.02 ± 0.11	14.67	0.00 ± 0.95	12.54	25.25	Bern-II	BD-I
<i>Sterna paradisaea</i>	0.00 ± 0.00	-3.90	0.01 ± 0.05	-2.66	0.00 ± 0.01	-4.79	7.92	Bern-II	BD-I
<i>Sternula albifrons</i>	0.00 ± 0.00	3.89	0.00 ± 0.05	5.13	0.00 ± 0.02	3.00	15.71	Bern-II	BD-I
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1.78 ± 4.87	6.78	4.94 ± 4.97	8.02	0.42 ± 9.76	5.88	18.60	Bern-III	-
<i>Tadorna ferruginea</i>	-0.02 ± 0.08	-2.94	0.26 ± 2.45	-1.70	-0.77 ± 2.81	-3.83	8.88	Bern-II	BD-I
<i>Tadorna tadorna</i>	-1.33 ± 1.97	-7.52	2.24 ± 7.94	-6.28	2.25 ± 7.81	-8.41	4.30	Bern-II	-
<i>Thalasseus bengalensis</i>	0.00 ± 0.00	9.94	0.00 ± 0.05	11.17	0.11 ± 0.22	9.04	21.76	Bern-III	-
<i>Thalasseus sandvicensis</i>	-0.18 ± 0.48	0.56	-0.12 ± 0.27	1.80	-0.04 ± 0.08	-0.33	12.38	Bern-II	BD-I
<i>Tringa erythropus</i>	0.12 ± 0.37	9.22	-0.12 ± 0.83	10.45	-0.44 ± 1.11	8.32	21.03	Bern-III	BD-II

<i>Tringa glareola</i>	0.12 ± 0.18	11.71	-0.02 ± 0.57	12.95	-0.30 ± 0.64	10.82	23.53	Bern-II	BD-I
<i>Tringa nebularia</i>	1.47 ± 0.49	11.34	-0.21 ± 1.95	12.58	2.30 ± 2.34	10.44	23.16	Bern-III	BD-II
<i>Tringa ochropus</i>	2.66 ± 2.60	9.28	-1.53 ± 5.07	10.52	-0.79 ± 2.84	8.39	21.10	Bern-II	-
<i>Tringa stagnatilis</i>	0.03 ± 0.03	11.41	0.13 ± 0.23	12.64	0.60 ± 1.95	10.51	23.23	Bern-II	-
<i>Tringa totanus</i>	-0.40 ± 0.39	3.67	-0.20 ± 0.71	4.90	-1.98 ± 3.00	2.77	15.48	Bern-III	BD-II
<i>Uria aalge</i>	-0.10 ± 0.21	-13.76	0.00 ± 0.05	-12.53	0.00 ± 0.01	-14.66	-1.94	Bern-III	BD-I
<i>Vanellus gregarius</i>	0.00 ± 0.00	7.52	0.00 ± 0.05	8.76	0.22 ± 0.60	6.63	19.34	Bern-III	-
<i>Vanellus leucurus</i>	0.00 ± 0.00	5.06	0.00 ± 0.05	6.29	-0.01 ± 0.01	4.16	16.87	Bern-III	-
<i>Vanellus spinosus</i>	0.00 ± 0.00	11.62	0.59 ± 1.91	12.86	2.40 ± 6.32	10.73	23.44	Bern-III	BD-I
<i>Vanellus vanellus</i>	0.77 ± 4.01	-7.30	-2.49 ± 4.84	-6.06	-6.37 ± 26.52	-8.20	4.52	Bern-III	BD-II
<i>Xema sabini</i>	0.00 ± 0.00	10.20	0.00 ± 0.05	11.44	0.00 ± 0.01	9.30	22.02	Bern-II	-
<i>Xenus cinereus</i>	0.00 ± 0.00	11.06	0.00 ± 0.05	12.30	-0.37 ± 0.98	10.17	22.88	Bern-III	-

Table S2: Characteristics of the International Waterbird Census between countries and legal contexts. Since the European Union Member States and the Contracting Parties to the Bern Convention are mainly on the Northern Mediterranean shore, some heterogeneity in monitoring effort can occur between legal contexts. Characteristics per country are the first, the last and the average years of monitoring, the average number of monitored sites per year, the total number of species and the number of species which represent 95% of the abundance. We compared different characteristics of the International Waterbird Census between legal contexts using country information and Wilcoxon Mann Whitney test. Between legal contexts the differences in the average number of monitored sites per year as well as the total number of species were higher in BD-BC (Wilcoxon Mann Whitney, $p < 0.05$). The other characteristics were not significantly different between legal contexts (Wilcoxon Mann Whitney, $p > 0.05$). (BC: countries that have ratified the Bern convention before or during the study period; No-BD No-BC: countries that have ratified neither the Birds Directive nor the Bern Convention).

	Legal contexts & Countries	First year	Last year	Average year ($\pm$ SD)	Average number of sites per year	Number of species	Number of species (95% abundance)	CTI $\beta_{\text{year}} \pm \text{se}$
	BD-BC	1991.0	2012.0	2003 $\pm$ 6	183.6	112.2	55	0.04 $\pm$ 0.00
	France	1991	2012	2003 $\pm$ 6	41.7	105	55	0.02 $\pm$ 0.01
	Greece	1991	2012	2004 $\pm$ 6	59.6	111	56	0.08 $\pm$ 0.01
	Italy	1991	2012	2002 $\pm$ 6	231.1	118	56	0.06 $\pm$ 0.01
	Portugal	1991	2012	2005 $\pm$ 7	29.9	94	53	0.15 $\pm$ 0.02
	Spain	1991	2012	2002 $\pm$ 6	555.6	133	55	0.02 $\pm$ 0.00
	BC	1991.4	2012.0	2003 $\pm$ 6	21.0	77	47.8	0.05 $\pm$ 0.01
	Albania	1993	2012	1999 $\pm$ 5	4.5	80	52	0.02 $\pm$ 0.29
	Bosnia & Herz.	1991	2012	2010 $\pm$ 2	25.7	39	31	0.11 $\pm$ 0.19
	Bulgaria	1992	2012	2003 $\pm$ 6	39.4	93	54	0.09 $\pm$ 0.12
	Croatia	1991	2012	2002 $\pm$ 7	9.0	68	47	0.03 $\pm$ 0.02
	Cyprus	1991	2012	2005 $\pm$ 6	11.6	79	53	0.12 $\pm$ 0.03
	Macedonia	1997	2012	2005 $\pm$ 6	2.2	38	29	0.02 $\pm$ 0.05
	Montenegro	1991	2012	2004 $\pm$ 7	2.3	66	46	0.11 $\pm$ 0.10
	Morocco	1991	2012	2001 $\pm$ 7	44.0	103	54	-0.02 $\pm$ 0.01
	Serbia	1991	2012	2001 $\pm$ 8	4.7	46	31	0.21 $\pm$ 0.04
	Tunisia	1991	2012	2004 $\pm$ 7	34.3	91	54	0.07 $\pm$ 0.02
	Turkey	1992	2012	2003 $\pm$ 7	34.2	105	56	0.05 $\pm$ 0.01
	No BC-No BD	1996.9	2007.4	2003 $\pm$ 3	20.4	61.6	40.9	-0.01 $\pm$ 0.01
	Algeria	1991	2012	2004 $\pm$ 6	72.2	84	51	-0.02 $\pm$ 0.01
	Israel	1991	2006	1999 $\pm$ 5	15.0	106	56	0.12 $\pm$ 0.07
	Jordan	2001	2012	2007 $\pm$ 3	6.9	56	43	0.37 $\pm$ 0.11
	Lebanon	2000	2003	2002 $\pm$ 1	3.7	31	31	0.68 $\pm$ 0.76
	Libya	2005	2012	2008 $\pm$ 2	36.1	82	52	-0.07 $\pm$ 0.06
	Syria	1993	1995	1994 $\pm$ 1	7.0	34	24	-0.28 $\pm$ 0.18
P-value Pairwise Wilcoxon Mann Whitney	BC vs. No BC-No BD	0.130	0.031	1	0.023	0.660	0.511	
	BC vs. BC-BD	0.160	1	1	0.503	0.016	0.078	
	BC-BD vs. No BC-No BD							
	BD	0.160	0.104	1	0.033	0.035	0.105	

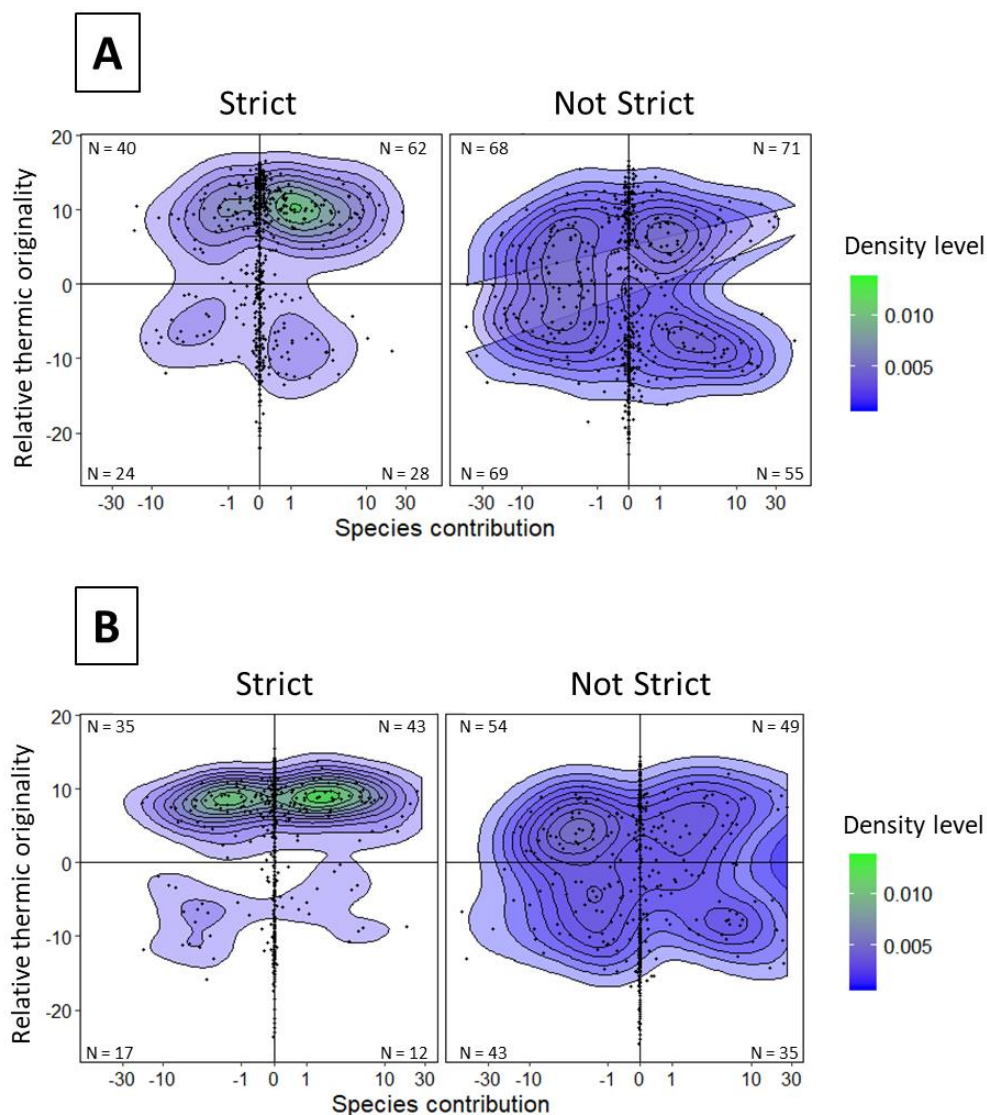
Table S3: CTI trends accounting for species composition and temporal bias. We computed CTI trends using i) species shared by the three legal contexts (n = 108, species at least present in one of the country belong to 'BD-BC', 'BC' and 'No-BD No-BC'.), and ii) a reduced time period (1997-2007) corresponding to the average monitoring period of the No-BD No-BC legal context (1997-2007). We assessed the CTI trends using linear mixed effect models (one model legal context) with year (continuous) and T_{mean} as fixed effects, and site nested in country as a random effect. CTI trends by legal context were nearly the same accounting for the all dataset, the reduced monitoring period or only species shared by the three legal contexts (Significant trends are in bold, alpha < 0.05; BD-BC countries that have ratified both before the study period; BC: countries that have ratified the Bern convention before or during the study period; No-BD No-BC: countries that have ratified neither the Birds Directive nor the Bern Convention).

Analyses	Spatial scale	$\beta_{\text{year}} \pm \text{se}$	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
All data	BD-BC	0.04 ± 0.00	18130	11.32	<0.001
	BC	0.05 ± 0.01	2976	7.97	<0.001
	No BC-No BD	-0.01 ± 0.01	1727	-0.98	0.328
Reduced monitoring period 1997-2007	BD-BC	0.03 ± 0.01	9126	4.4	<0.001
	BC	0.06 ± 0.02	1053	3.4	<0.001
	No BC-No BD	0.01 ± 0.03	888	0.2	0.811
Species shared by the three legal contexts	BD-BC	0.04 ± 0.00	18117	10.6	<0.001
	BC	0.05 ± 0.01	2976	7.6	<0.001
	No BC-No BD	-0.01 ± 0.01	1727	-0.49	0.348

Table S4: Species contribution of cold vs. warm-dwelling species depending of species protection status and legal context. To test whether cold-dwelling or warm-dwelling species are driving the CTI increase, we compared for each legal context and for each protection status the difference in contribution between cold and warm-dwelling species. To do so, for each case, we used an LMM with the species contribution as the response variable and cold vs. warm-dwelling categories as fixed effects. Species identity was added as random factor and spatial autocorrelation was taken into account with an exponential structure on the centroid of each country based on sites coordinates. The only significant difference in contribution was found in strictly protected species in 'BD-BC' countries: strictly protected warm-dwelling species in 'BD-BC' contribute more to the CTI increase than strictly protected cold-dwelling species in 'BD-BC' (Significant trends are in bold, $\alpha < 0.05$; β corresponds to the difference in contribution between cold and warm-dwelling species; BD-BC countries that have ratified both before the study period; BC: countries that have ratified the Bern convention before or during the study period; No-BD No-BC: countries that have ratified neither the Birds Directive nor the Bern Convention).

Legal context	Protection status	$\beta \pm se$	df	t	p
BD-BC	Strict	0.99 ± 0.46	327	2.16	0.03
	Not Strict	-0.73 ± 0.50	251	-1.47	0.14
BC	Strict	0.49 ± 0.37	672	1.35	0.18
	Not Strict	0.27 ± 0.59	620	0.45	0.65
No-BD No-BC	Strict	0.51 ± 0.32	443	1.59	0.11
	Not Strict	0.23 ± 0.50	425	0.45	0.65

Figure S1: Species contribution to the CTI increase and their relative thermic originality for the two legal contexts: 'BC' and 'No-BD No-BC', (A) in the 'BC' ratifying parties and (B) in the 'No-BD No-BC' ratifying parties, for the strictly and not strictly protected species (cf. Fig. 3B for 'BD-BC'). The 'N' refers to the number of points per quadrant used to determine the density, i.e. species contributing at least at 0.5% per country. The X axis scale was presented with arc sinus transformation to facilitate the reading. The division in four quadrants according to the sign (plus/minus) of the relative species thermic originality and the sign of the species contribution correspond to four configurations revealing the relative population increase or decrease (Fig. 3A) (BD-BC countries that have ratified both before the study period; BC: countries that have ratified the Bern convention before or during the study period; No-BD No-BC: countries that have ratified neither the Birds Directive nor the Bern Convention).



Discussion générale

Dans cette thèse, je me suis intéressé à la conservation des oiseaux d'eau hivernants dans les zones humides méditerranéennes, et particulièrement à l'efficacité de la conservation à relâcher les pressions sur les populations pour faciliter leur adaptation au réchauffement climatique. Malgré un état de conservation historiquement dégradé, les espèces ont bénéficié de la réglementation de la Convention de Berne et de la Directive Oiseaux, de la désignation d'aires protégées Ramsar et d'un cadre législatif donnant une importance à la conservation des zones humides et de leur biodiversité. La conservation et ses bénéfices sont spatialement hétérogènes, tout comme la magnitude des facteurs de changement. Les communautés d'oiseaux d'eau peuvent s'ajuster au réchauffement climatique, par le décalage vers le nord de leur distribution hivernale, en particulier pour les espèces qui hivernent traditionnellement au sud de la Méditerranée. Grâce aux mesures de conservation internationales l'ajustement des communautés est facilité et d'autant plus si les mesures sont strictement réglementaires pour les espèces à enjeux de conservation.

Réponse au réchauffement climatique en hiver

Mes travaux de thèse apportent un éclairage sur les changements de composition des communautés en se basant sur l'ensemble des espèces d'oiseaux d'eau hivernant dans le bassin méditerranéen.

J'ai observé que les espèces d'oiseaux d'eau n'ont pas la même contribution dans la réorganisation des communautés hivernantes comme prédit par l'augmentation des températures. Jusqu'à présent seul le déplacement de certaines espèces d'oiseaux d'eau avait été étudié, réduisant les possibilités de comparer les réponses entre espèces. Grâce aux contributions des espèces à l'augmentation du CTI il est possible de savoir quelles espèces participent à l'ajustement des communautés et avec quelle magnitude. C'est utile pour prioriser les actions de conservation en fonction des capacités d'adaptation des espèces, de leur sensibilité ainsi que de leur vulnérabilité au changement climatique (Dawson *et al.* 2011). Cependant, les résultats étant limités à la zone méditerranéenne, il est nécessaire de les discuter au regard d'autres études évaluant les changements sur la distribution totale des espèces, comme fait par Lehtikoinen *et al.* (2013), Pavón-Jordán *et al.* (2015) ou Ramo *et al.* (2015).

L'étude de la distribution hivernale des populations est importante pour comprendre les contraintes qui s'exercent sur les espèces migratrices. La réduction des distances de migration peut être bénéfique pour la *fitness* des oiseaux migrateurs (Gilroy 2017). Cependant mesurer les changements en période hivernale uniquement est insuffisant si les changements de distribution en période de reproduction ne sont pas connus (Santangeli & Lehikoinen 2017). Pour les espèces nichant en Europe du nord, où l'augmentation des températures est rapide, il est possible que le déplacement de la distribution en période de reproduction soit plus important qu'en période hivernale (ex. Potvin *et al.* 2016). Pour étudier la vulnérabilité des espèces à l'élargissement de la distance de migration il serait nécessaire d'avoir une vision sur les changements de distribution en tenant compte de l'ensemble du cycle des espèces (Figure 14). C'est exactement ce que viennent de publier Zurell *et al.* (2018) en quantifiant le risque d'augmentation de la distance de migration pour 715 espèces d'oiseaux migrateurs longue distance, en fonction des changements d'usage des sols et du changement climatique à l'horizon 2050. Ils montrent que la distance de migration de la plupart des espèces augmentera à cause du décalage plus rapide de la distribution en période de reproduction. Etudier les mécanismes de changement de distribution hivernale, y compris de leurs freins est donc un sujet très actuel.

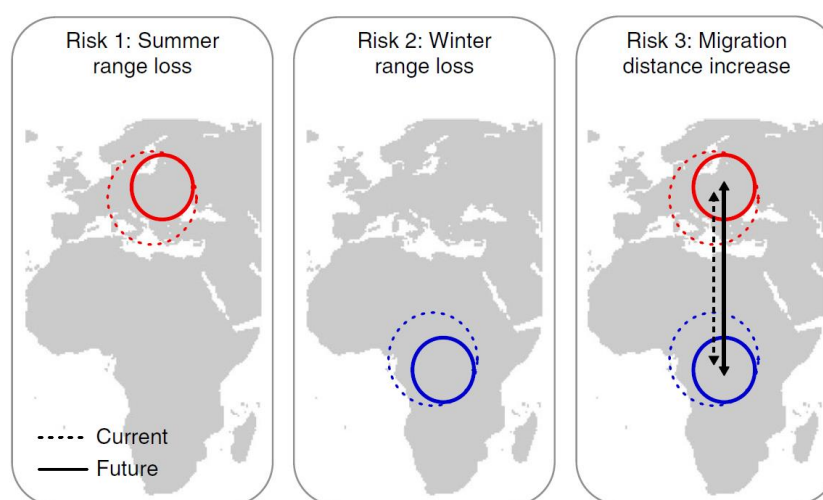


Figure 14 : Schéma des risques de changements de distribution pour les oiseaux migrateurs. Les changements globaux peuvent avoir un impact négatif sur la taille de l'aire de répartition estivale et de l'aire de répartition hivernale, augmentant les distances de migration. Figure issue de Zurell *et al.* 2018.

Néanmoins, le déplacement de distribution hivernale vers le nord comporte le risque d'exposition aux vagues de froid extrême (Parmesan *et al.* 2000). En cas d'évènement extrême hivernaux, les « espèces spécialistes à affinité chaude », subissent de fortes mortalités (Hafner &



Fasola 1997, Johnson *et al.* 1997). La cause principale est l'épuisement des ressources énergétiques et la perte d'accès à la nourriture (Deville *et al.* 2014). Il est intéressant de constater que les espèces à affinité chaudes montrent une plus grande réponse à l'augmentation moyenne des températures, mais sont plus vulnérables aux variations extrêmes de températures que les espèces nordiques qui ajustent rapidement leur distribution aux vagues de froid (Shummer *et al.* 2010).

Le changement de distribution pose également la question des modifications des relations interspécifiques dans les communautés (Gilman *et al.* 2010). L'étude de la contribution des espèces montre que l'ajustement des communautés observé ne correspond pas à un déplacement uniforme de la distribution des espèces, mais plutôt à une véritable réorganisation. Cela peut modifier les réseaux trophiques, les relations proies-prédateurs, hôtes-parasites ou les interactions entre vecteurs et pathogènes (Møller *et al.* 2010). Dans les cas de diffusions de pathogènes entre faune sauvage et animaux domestiques (ou humains directement), ce sont les espèces d'oiseaux vivant à proximité des activités humaines qui sont les plus importants vecteurs, comme les goélands se nourrissant sur les décharges, vecteurs de bactéries résistantes aux antibiotiques (Vittecoq *et al.* 2016). Ainsi, l'arrivée de nouvelles espèces peut augmenter les risques de diffusion des pathogènes si ce sont des espèces commensales aux activités humaines, ou au contraire diluer les risques si ces espèces n'interagissent pas ou très peu avec les activités humaines. Les changements de composition peuvent également modifier la compétition entre les espèces pour l'accès à une ressource ou à un habitat (Urban *et al.* 2012), d'où l'importance de maintenir la qualité et la quantité des écosystèmes.

L'impact du changement climatique est limité dans cette thèse à l'interprétation de la hausse des températures, bien que la disponibilité en eau soit également concernée par d'importants changements en Méditerranée (Hertig *et al.* 2012, Kelley *et al.* 2012, Paxian *et al.* 2015). La réduction des précipitations, observée et attendue, accentue la vulnérabilité des zones humides aux changements globaux et diminue la disponibilité des habitats des oiseaux d'eau, notamment là où les pressions sont les plus intenses comme au Maghreb et au Moyen-Orient (Leberger *et al.* In prep.). De fait, les zones humides artificielles devraient davantage être prises en considération dans les plans d'action en faveur de la biodiversité, car leur capacité d'accueil augmentent lorsque les ressources viennent à manquer dans les zones humides naturelles (Ma *et al.* 2004, Kloskowski *et al.* 2009, Carvalho *et al.* 2013).

Protections internationales

Pour ces espèces migratrices, prendre en compte l'ensemble de leur aire de distribution est nécessaire à leur conservation. Protéger les oiseaux migrateurs sur seulement une partie de leur cycle de vie, même aux moyens d'une réglementation contraignante de l'UE, n'est pas suffisant (Sanderson *et al.* 2016). La tendance est négative pour 41% des oiseaux d'eau en Europe sur la période 2000-2010 (Chapitre 1), alors que les mesures de protection prises en faveur de ces espèces sont probablement parmi les plus efficaces (Amano *et al.* 2018). Considérant la diversité et la magnitude des menaces qui pèsent sur les oiseaux migrateurs (Bairlein 2016, Brochet *et al.* 2016), leur conservation sur leur lieu de reproduction, d'escale migratoire et d'hivernage, nécessite la collaboration intergouvernementale (Boere & Taylor 2004) par la ratification et l'application de conventions internationales (Trouwborst 2012). Cependant, plusieurs pays n'ont pas rejoint l'AEWA, l'outil régional d'application de la Convention de Bonn (CMS), ni ratifié la Convention de Berne. Ce manque de collaboration internationale fait défaut à la conservation des oiseaux d'eau migrateurs et remet en question l'efficacité des pays méditerranéens et en particulier de l'UE à respecter leurs engagements de préservation de la biodiversité (CBD, Convention de Berne, Convention de Bonn). En effet, L'UE a pour mission d'étendre les réseaux de conservation, via notamment la Convention de Berne pour assurer la protection de la biodiversité ayant une partie de son cycle en Europe. La richesse des pays de l'UE les incite à respecter les engagements non contraignants de la CBD, de favoriser auprès des autres pays la recherche et la formation (CBD Article 12) ainsi que l'éducation et la sensibilisation du public (CBD Article 13) pour la conservation de la biodiversité.

L'efficacité du réseau d'aires protégées Ramsar est remise en question au sein même des acteurs de la Convention (Finlayson *et al.* 2018). Cette efficacité semble fortement dépendre de l'implication des gouvernements dans cette convention et plus généralement dans la conservation de la biodiversité (Chapitre 2). Ainsi remettre en question l'efficacité de la Convention Ramsar revient à, pardonnez-moi cette comparaison simpliste, vérifier si un bonbon est sucré, alors qu'on a des carreaux de sucre dans la bouche, ou qu'on ne veut pas le goûter. A présent, la véritable question n'est pas de savoir si la Convention Ramsar est efficace ou non, mais de savoir comment la rendre efficace (Geijzendorffer *et al.* In prep.). Cette question est adressée au sein même du comité de la Convention Ramsar, à l'occasion de la Conférence des Parties de la Convention (COP 13, octobre 2018) et dénonce en particulier des procédures administratives trop laborieuses pour permettre un travail de fond et le manque d'interface entre la science et la politique (Ramsar 2018). De plus, les lacunes dans le réseau de sites Ramsar traduit son manque de cohérence et la difficulté du secrétariat de la Convention à engager les pays signataires dans l'utilisation de ce réseau. D'un côté il existe des pays qui ont réellement besoin de l'outil Ramsar pour la protection de leurs zones

humides (Juffe-Bignoli *et al.* 2016) mais qui ne l'utilisent pas suffisamment (ex : Turquie) et de l'autre il y a des pays qui ont développé leurs propres politiques nationales ou régionales (ex. européennes) sans utiliser activement la désignation Ramsar qui est pourtant utile pour cibler les sites prioritaires à la conservation. Par exemple, en France, le dernier rapport sur les sites Ramsar potentiels date de 1998 (Lethier 1998), et c'est seulement cette année (2018) qu'une nouvelle expertise a été mandatée par le MNHN pour réévaluer les sites potentiels (Guerquin 2018).

Concernant l'interface entre scientifiques et politiques, les pays du bassin méditerranéen se sont justement dotés d'une antenne régionale de la Convention Ramsar depuis 1991, l'initiative MedWet. Son rôle est de coordonner les actions de la Convention Ramsar à l'échelle des pays de la Méditerranée, notamment par le transfert des contributions scientifiques aux décideurs politiques. Le département de l'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (OZHM, Tour du Valat), au sein duquel j'ai réalisé ma thèse, est l'organe de recherche fournissant à MedWet les connaissances scientifiques pour la conservation des zones humides. En plus des publications scientifiques, un rapport de synthèse a été présenté cette année à la COP Ramsar, faisant un tour d'horizon de l'état des zones humides dans la région, de l'évolution des pressions qu'elles subissent et une évaluation de la pertinence des réponses mises en œuvre par la société afin d'informer et motiver les décideurs à protéger les zones humides (Geijzendorffer *et al.* 2018). Grâce à ce type d'action, MedWet a notamment permis d'établir une stratégie sur l'eau en Méditerranée occidentale adoptée en 2015 à Alger, et de renforcer les liens entre les organisations gouvernementales et non-gouvernementales pour l'élaboration de politiques pour l'utilisation durable des ressources en eau. Cependant, les messages de MedWet n'atteignent pas forcément leurs cibles, suite à une baisse d'implication des pays dans la participation aux stratégies de conservation. Ce désengagement récent de certains états, y compris de l'UE est un manquement grave aux stratégies internationales de conservation de la biodiversité (et révèle une situation politique et économique inquiétante pour certains pays, ex. l'Italie). Récemment, un nouvel outil a été mis en place, l'Alliance Méditerranéenne, se voulant plus flexible et plus incisif que MedWet, parce qu'il n'est pas une instance gouvernementale. En effet, alors que MedWet ne peut pas dénoncer directement les gouvernements, l'Alliance repose sur des ONG qui, par un système de « *Red Alert* », pourront mettre la pression sur les politiques (ex. pour alerter sur les conséquences de la construction de barrages ou d'aménagements touristiques). Ce renfort d'actions non-gouvernementales devrait renforcer le respect ou l'implémentation de lois strictement réglementaires pour la conservation des zones humides, dans un contexte marqué par une instabilité politique croissante (Hanson *et al.* 2009).

La conservation de la biodiversité est affectée par les conflits armés (Machlis & Hanson 2008), qui font partie de l'histoire récente (ex. Guerre de Yougoslavie 1991-2001, Guerres du Golfe 1990-1991, 2003-2011) et actuelle (ex. Guerre civile en Syrie 2011-actuel) de la Méditerranée. A ces conflits s'ajoute l'instabilité politique qui affecte certains pays sur le long voire très long terme (Libye, Egypte, Israël et les territoires palestiniens). La guerre a un impact sur les suivis de biodiversité (Machlis & Hanson 2008) et des conséquences directes sur la biodiversité à travers la sur-exploitation et la pollution des ressources naturelles (Certini *et al.* 2013, Loucks *et al.* 2009, Francis 2011, Dowdeswell & Hania 2014). Le braconnage augmente en temps de guerre (Merode *et al.* 2007, Machlis & Hanson 2008), tout comme l'utilisation locale des ressources en eau (Francis 2011). En temps de crise la gestion durable des ressources est peu envisageable lorsque la survie devient le principal but des êtres humains, qu'ils restent dans la zone de conflit jusqu'à l'épuisement des ressources naturelles (ex. Homs, ville Syrienne assiégée pendant deux ans, Mobaied 2016), ou qu'ils fuient vers des zones de refuge (ex. Oasis d'Azraq en Jordanie, lieu d'accueil de 30 000 syriens réfugiés depuis 2014 (Hoffmann 2017), ajoutant une pression sur un site Ramsar déjà asséché à 80% pour les activités anthropiques locales (Green *et al.* 2017)). La résolution des conflits a des effets positifs sur la biodiversité via le rétablissement de mesures réglementaires contrôlant l'utilisation des ressources (ex. braconnage, parc naturel au Congo, Merode *et al.* 2007) et limitant la détention d'armes à feu par les civils (ex. Décennie noire en Algérie 1991-2002, L. Chazée Com. Pers.). La résolution des conflits armés ou le renversement de régimes autoritaires peu ouverts aux systèmes de protection internationaux devrait systématiquement s'accompagner d'un programme de renforcement des mesures de conservation en même temps que des mesures sociales et économiques (Hanson *et al.* 2009), pour éviter que la situation ne soit pire qu'avant (ex : Albanie, après la chute du régime dictatorial d'Enver Hoxha, 1941-1985, la mauvaise gestion des ressources naturelles a finalement conduit le gouvernement à interdire la chasse pendant deux ans en 2014 et la coupe des forêts pendant 10 ans en 2016 (Selimi & Zaganjori 2016)).

La chasse illégale est un sérieux problème en Méditerranée, où la culture du piégeage et de la chasse est catalysée par des facteurs sociaux, économiques et politiques (Brochet *et al.* 2016). Les prélèvements illégaux annuels s'élèveraient à 0,5-1,5 millions d'oiseaux d'eau en Méditerranée (Brochet 2016). Ils concernent aussi bien des espèces légalement chassables (ex : 0,2 à 0,4 million de Foulques macroules braconnées par an) que protégées par différentes conventions, certaines d'entre elles étant en danger d'extinction comme l'Erismature à tête blanche (Brochet 2016). Les prélèvements illégaux sont réalisés à des fins de subsistance, mais aussi comme activités récréatives ou de commerce par le crime organisé. En 2017, la CMS (*Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*) a créé un groupe spécial de travail pour la chasse illégale en

Méditerranée (CMS COP12). Dans ce cadre, plusieurs ONG, dont BirdLife International, l'UICN Méditerranée et la Tour du Valat, travaillent en coalition pour 1) améliorer les connaissances sur les causes et conséquences des prélèvements illégaux, 2) favoriser les coalitions internationales en alertant les forces policières internationales (Interpol, Europol) et en favorisant la collaboration entre conventions environnementales (l'AEWA dépend de la CMS qui dépend de l'UNEP, la Convention de Berne dépend du conseil de l'UE, la Convention Ramsar dépend en partie des gouvernements, etc.), 3) définir des plans d'actions avec les parties prenantes à l'échelle nationale et locale sur les « *blackspot* » où se concentrent les prélèvements illégaux, 4) établir des lois de protection environnementales et permettre leur application. Les sites d'importance internationale pour chaque espèce d'oiseau d'eau que j'ai identifiés à l'échelle du bassin méditerranéen (Encadré 6, critère Ramsar 6), ont notamment été présentés dans ce projet pour localiser des zones d'actions prioritaires. Il reste cependant encore beaucoup à faire pour régler ce problème des prélèvements illégaux, comme travailler conjointement avec des experts en politique et des économistes.



Figure 15 : Filets pour capturer les oiseaux le long de la côte méditerranéenne (© Holger Schulz)

Faciliter l'adaptation grâce aux mesures de conservation

Faciliter l'adaptation des espèces au changement climatique est un objectif récent des conventions internationales pour la conservation de la biodiversité (Trouwborst 2011, Cliquet 2014) qui stimule la recherche sur l'adaptation des espèces au changement climatique. L'adaptation au changement climatique englobe les mécanismes de micro-évolution et de plasticité (Charmantier *et al.* 2008, Bellard *et al.* 2012, Merilä & Hendry 2014). Ces champs de recherche sont importants pour

améliorer la compréhension des processus biologiques tels que l'adaptation génétique, la plasticité phénotypique, les changements phénologiques et anticiper la réponse du vivant aux changements globaux pour améliorer les stratégies de conservation (Bellard *et al.* 2012). La capacité des mesures de conservation à faciliter le déplacement des espèces sous l'attendu du réchauffement climatique est un point chaud de la recherche actuelle (Pavón-Jordán 2015, Thomas & Gillinngham 2015, Gaüzère *et al.* 2016, Gaget *et al.* 2018). Compte tenu des scénarios climatiques du GIEC, il est certain que ce champ de recherche nécessite davantage d'études afin d'établir des modèles prédictifs utilisables pour identifier les habitats et les espèces les plus vulnérables.

Au vu du déplacement des espèces en réponse au réchauffement et la menace des changements globaux, la désignation de nouvelles aires protégées et l'augmentation des budgets consacrés à la conservation doivent être anticipées (Hannah *et al.* 2007, Lung *et al.* 2014). Les zones humides côtières méditerranéennes sont très vulnérables à l'augmentation du niveau de la mer (Figure 16, Reimann *et al.* 2018, Schuerch *et al.* 2018). Mais avoir un réseau d'aires protégées « prêt » à accueillir les populations d'oiseaux en déplacement vers le nord (Guillemain & Hearn 2017) n'est pas suffisant si ces mêmes populations ne montrent pas d'ajustement au réchauffement climatique (Gaget *et al.* 2018, Encadré 7). L'identification des zones futures à protéger devrait donc tenir compte des effets d'interaction entre les facteurs de changement (ex. Regos *et al.* 2016) sur la capacité des espèces à s'adapter au changement climatique.

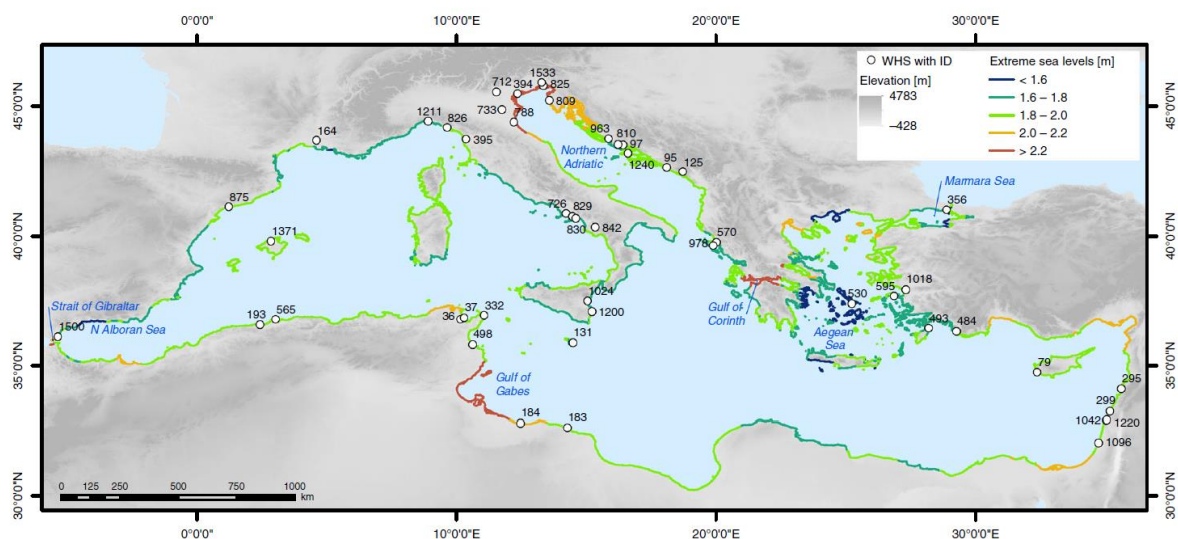


Figure 16 : Distribution spatiale des changements des zones humides côtières sous un scénario RCP 4.5, d'après Reimann *et al.* (2018).

L'amélioration des tendances de populations dépend du statut strictement réglementaire des mesures de conservation (Gaget *et al.* 2018) et de la gouvernance des pays (Amano *et al.* 2018), mais révèle des inégalités entre les pays. Les états membres de l'UE bénéficient d'un niveau de vie élevé, de lois environnementales et d'une gouvernance forte permettant le succès d'actions de conservation (Amano *et al.* 2018). Cependant, le système économique en Europe occidentale est ancré dans un système commercial mondialisé à forte empreinte écologique (Lenzen *et al.* 2012). En Europe le relâchement des pressions sur les ressources naturelles locales s'explique aussi par l'importation de ressources naturelles provenant de pays en développement, où précisément le niveau de vie plus faible empêche la mise en place d'une réglementation contraignante et favorise la corruption (Smith *et al.* 2003, Nouari *et al.* 2015, Sundström *et al.* 2015). Ainsi, en contribuant de manière disproportionnée à l'exploitation et à la dégradation des écosystèmes à l'échelle mondiale (Hoekstra & Wiedmann 2014), les pays européens sont partiellement responsables du déclin actuel de la biodiversité dans les pays où la gouvernance est plus faible.

Le changement de distribution des espèces sous l'influence du réchauffement climatique amène à reconsidérer le statut des espèces non-natives. Au cours des dernières années les populations de plusieurs espèces d'oiseaux africains se sont implantées ou sont en passe de l'être en Europe, à commencer par le sud de l'Espagne, comme le Flamant nain, Roselin githagine, Courvite isabelle, Martinet cafre, Martinet des maisons, Bulbul des jardins ou Tourterelle maillée. La Convention de Berne engageait avant 2009 la régulation de toute espèce non-native, mais depuis les textes ont été modifiés pour que les espèces dont l'aire de distribution se déplace sous l'effet du réchauffement ne soient pas concernées (Trouwborst 2011). Au vu de la vitesse du réchauffement climatique et de la capacité des oiseaux d'eau à répondre à l'élévation des températures, il faudra probablement accorder une attention particulière au déplacement des populations natives sub-sahariennes d'Ouette d'Égypte et d'Ibis sacré, actuellement considérées comme non-natives et régulées en Europe.

Se baser uniquement sur les oiseaux d'eau peut conduire à sous-estimer l'importance de la connectivité dans la capacité de la biodiversité à s'adapter au réchauffement climatique. La connectivité des habitats n'est pas un facteur limitant pour les oiseaux d'eau qui possèdent une forte capacité de dispersion, au contraire d'autres organismes comme les amphibiens (Cushman 2016), les poissons (Morita & Yamamoto 2002) ou les plantes aquatiques (Aguilar *et al.* 2006). L'impact de la fragmentation des habitats et de la distribution des aires protégées est donc ici probablement sous représenté, malgré les effets importants sur la biodiversité (Fahrig 2003) et les potentiels effets synergiques avec le réchauffement climatique (Opdam & Wascher 2004).

Perspectives de conservation

L'intégration des activités humaines dans la conservation de la biodiversité est à présent au cœur de sa définition, associant la biologie aux sciences sociales, économiques et politiques

S'il est prouvé, le manque d'ajustement des distributions des espèces de canards chassées dans les pays de l'UE dénonce une violation des traités internationaux ratifiés par les états membres de l'UE (Encadré 7). Empêcher la facilitation de l'adaptation au réchauffement climatique est contraire à la réglementation européenne imposée par la Directive Oiseaux et à l'application de l'AWEA (Trouwborst 2011). Ce manque d'ajustement peut paraître ambigu puisque, d'un côté les aires protégées facilitent l'ajustement de la distribution des populations au réchauffement climatique (Pavón-Jordán 2015, Thomas & Gillinngam 2015, Gaüzère *et al.* 2016) et de l'autre, les marais gérés à la perfection pour les canards hivernants seraient la cause d'un frein à l'ajustement (Encadré 7). En fait, la différence entre un marais de chasse et une aire protégée est au cœur même de la définition de la biologie de la conservation. La conservation vise « au maintien à long-terme des communautés sous des conditions qui assurent leur potentiel évolutif », à distinguer de la « préservation » qui concerne la protection d'individus sans potentiel évolutif (Frankel & Soulé 1981). Pour illustrer cette définition, Frankel & Soulé (1981) fournissent un exemple plein de sens : « gardens may perserve, but only nature reserves can conserve ». Les aires protégées assurent la protection des écosystèmes, et même si parfois leur désignation est motivée par la présence d'une espèce, c'est la conservation son écosystème qui est visée. Les marais de chasses ne visent que l'attraction des canards. Dans le cas des mesures de conservation, cela nous invite à faire attention à ne pas trop « jardiner » en ne s'attachant qu'à la préservation de quelques espèces, quand la nécessité est belle et bien la conservation de la biodiversité.

Si les conventions internationales ont pour but de faciliter l'adaptation des espèces au réchauffement climatique (Trouwborst 2011, 2012, Cliquet 2014) et qu'elles y parviennent lorsque leur application est strictement réglementaire (Pavón-Jordán 2015, Thomas & Gillinngam 2015, Gaüzère *et al.* 2016, Gaget *et al.* 2018), alors la vitesse de déplacement des populations doit varier fortement entre les pays à l'échelle mondiale. Or, les études portant sur la vitesse de déplacement des aires de distribution sont généralement faites dans les pays où les connaissances et donc les mesures de conservation sont les plus fortes. Par exemple, la publication de Chen *et al.* (2011) qui est une référence en matière de vitesse de déplacement des espèces (déplacement deux à trois fois plus rapide que ce qui avait été évalué jusqu'alors, publication citée plus de 2000 fois), se base exclusivement sur des suivis effectués en Europe et en Amérique du nord (à l'exception du Chili) où précisément la conservation de la biodiversité est assurée par des gouvernances et des

réglementations très strictes. Par conséquent, il est probable que la vitesse mesurée dans Chen *et al.* (2011) d'ajustement de la distribution des populations au réchauffement ne soit pas le reflet du déplacement moyen à l'échelle du globe, mais soit biaisée en faveur des espèces qui bénéficient de meilleures politiques de conservation. En conséquence, la vitesse de changement de distribution des espèces à l'échelle mondiale pourrait être bien moindre que ce qui est décrit jusqu'à présent.

Nous sommes privilégiés dans l'histoire de la vie sur Terre, étant contemporains de la sixième crise d'extinction majeure en devenir (Pimm *et al.* 2014, Ceballos *et al.* 2015). L'empreinte écologique s'intensifie (Ellis 2015, Ripple *et al.* 2017) malgré la compréhension précoce des changements et de leurs conséquences (Dorst 1965). Quel sera le futur pour les oiseaux d'eau hivernants dans le bassin méditerranéen ? La magnitude du changement climatique va s'intensifier indéniablement (IPPC 2014, Raftery *et al.* 2017). De manière directe, ces changements vont menacer les populations d'oiseaux d'eau (Johnston *et al.* 2013, Ramirez *et al.* 2018). Pourtant ce sont les répercussions indirectes, par l'augmentation des pressions des activités humaines sous l'influence du changement climatique qui entraînent le plus de risques à mon sens. Le changement climatique va causer une réduction des rendements agricoles (10% en moyenne, 50% max (IPBES 2018)), catalysant les conflits armés, particulièrement dans les zones semi-arides où l'eau est précieuse pour la biodiversité et les humains, comme constaté en Syrie (Kelley *et al.* 2015). Déplacement de populations humaines, sur-exploitation des ressources, réduction de l'efficacité des aires protégées, on l'a vu, les conflits armés ne sont pas bons pour les oiseaux d'eau, c'est la stabilité politique qu'il faut atteindre (Smith *et al.* 2003, Cavalett 2018) pour leur conservation (Amano *et al.* 2018). De plus, la démographie croissante des pays au sud et à l'est de la Méditerranée (Bradshaw & Brook 2014) augmente la demande en ressources naturelles (Geijzendorffer *et al.* 2018). Au Maroc par exemple, la production agricole se fait au prix du pompage des réserves non-renouvelables d'eau douce (Plan Bleu 2005). Dans les Balkans les projets de barrages se multiplient, avec 482 barrages prévus d'ici 2040 (Zarfl *et al.* 2014). Si cela peut favoriser des espèces d'oiseaux utilisant des plans d'eau profonds, les autres espèces seront probablement affectées (Pandey 1993). Par ailleurs, l'économie de certains pays méditerranéens repose sur les hydrocarbures, laissant planer une incertitude de durabilité suivant si ces ressources s'épuisent ou si leur demande ralentie. En Algérie par exemple, 95% des recettes d'exportations viennent des hydrocarbures, et face à la pénurie prochaine les projets du pays se tournent vers la fragmentation hydraulique de la roche mère sous le Sahara pour accéder au gaz de schistes (3^{ème} gisement mondial, Victor 2015). La pollution et le pompage des oasis auraient alors des effets néfastes sur les oiseaux migrateurs. Dans les pays riches de l'Europe, peut-on espérer un arrêt de l'urbanisation et un retour à une agriculture moins agressive pour la nature ? Je crains que non, et que de ce fait, les populations les plus

vulnérables risquent l'extinction (ex. Erismature à tête blanche) et les autres une réduction plus ou moins lente de leur taille de population. Vu les pressions futures, la conservation des oiseaux d'eau et des écosystèmes dont ils dépendent nécessite le renforcement des politiques de conservation et des accords internationaux pour la conservation de la biodiversité et la stabilité politique des gouvernements.

Annexes

Annexe A : « The shifting baseline syndrome » ou l'importance de l'écologie historique pour la biologie de la conservation.

Documenter l'état de conservation des populations à partir d'un état de référence pertinent est un prérequis nécessaire pour la biologie de la conservation (Pauly 1995). L'état de conservation d'une population par rapport à une pression nécessite la connaissance de sa tendance d'abondance depuis un référentiel antérieur à la pression. La conséquence de l'absence de référentiel est définie par Pauly (1995) comme le syndrome du glissement de référentiel, « the shifting baseline syndrome ». Pauly (1995) prend l'exemple de « l'amnésie générationnelle » sur les quotas de pêche : les scientifiques qui fixent les quotas de pêche se basent sur leurs connaissances des stocks de poissons du début de leur carrière et non sur les stocks antérieurs, ce qui entraîne un changement de référentiel à chaque génération de scientifique. En l'absence de référentiel précédant la période des pressions, un état de conservation jugé comme non préoccupant se dégrade progressivement sans prise de conscience de l'effondrement des populations (Pauly 1995). La sous-estimation du déclin d'une espèce peut alors limiter la mise en œuvre de mesures de conservation et faire entrer l'espèce dans le vortex d'extinction (Soulé 1986).

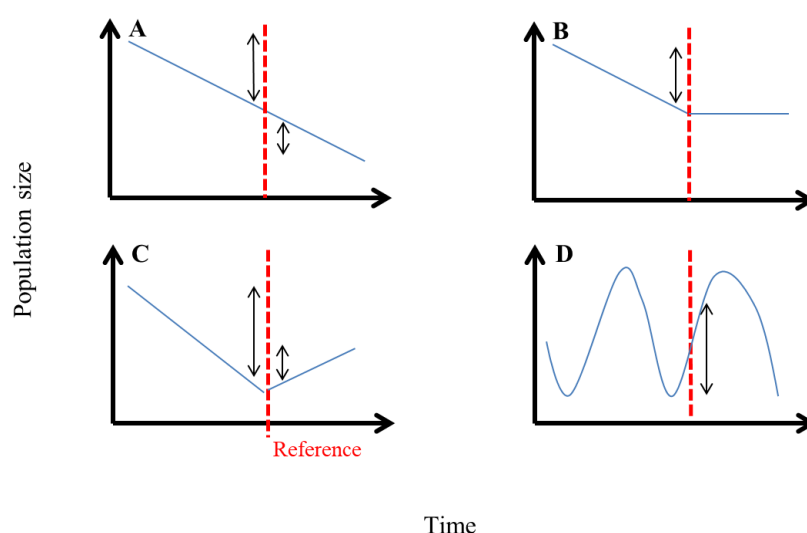


Figure A1 : Influence du point de référence sur la considération du changement de taille de population au cours du temps. Le déclin est sous-estimé (A) ou ignoré (B) si la population a décliné avant le point de référence. L'état de la population est surestimé si le déclin passé est plus fort que l'augmentation récente (C). La mesure du déclin est bien prise en compte si elle a lieu après le point de référence (D).

Pour la biologie de la conservation ne pas avoir de point de référence pertinent pour déterminer l'état des populations comporte plusieurs risques. Premièrement, celui de sous-estimer le déclin d'une population lorsque le déclin a commencé avant le début du suivi (Fig. A1). Si le suivi couvre une période de déclin, mais pas la totalité, l'importance du déclin est sous-estimé (Fig. A1.A). Par exemple pour les oiseaux des milieux agricoles en France qui souffrent de l'intensification des pratiques agricoles, si on considère les tendances sur les 15 dernières années le déclin est de 30% (MNHN CESCO 2015). Or pendant les précédentes décades (Donald *et al.* 2001) et probablement depuis plus d'un demi-siècle (Carson 1962), les populations étaient déjà en déclin. Deuxièmement, de façon invisible l'état de référence est surévalué si le suivi est postérieur au déclin (Fig. A1.B). Troisièmement, si le déclin passé est plus important que l'augmentation récente, l'état de la population peut-être surestimé et le signal, considéré comme positif, peut faire passer sous silence l'état dégradé de la population (Fig. A1.C). C'est le cas par exemple de la baleine bleue, qui a perdu 99.9% de ses effectifs au cours des trois derniers siècles, et malgré sa tendance récente à l'augmentation est encore bien loin de retrouver son état historique (Clapham *et al.* 1999). Quatrièmement, si les variations de tailles de populations sont cycliques par des phénomènes extérieurs aux pressions anthropiques, l'état de conservation de la population peut être faussé par une mauvaise appréciation des fluctuations d'abondances (Fig. A1.D). Par exemple certains micromammifères ont des cycles fluctuant, notamment par des relations de densité dépendance (Krebs & Myers 1974).

Annexe B : Matériel et méthodes de l'Encadré 1

Tendances de populations d'oiseaux d'eau européens depuis la fin du XIX^{ème} siècle. Gaget E. & Galewski T. in prep.

Si les atlas ou listes commentées d'espèces d'oiseaux sont régulièrement publiées au cours du XIX^e et de la première moitié du XX^e siècle à des échelles régionales ou nationales (Crespon 1840, Mayaud 1938), il a fallu attendre la deuxième moitié du siècle dernier pour voir apparaître les premiers ouvrages traitant de l'ensemble du continent européen. Les tendances de populations des oiseaux nicheurs et hivernants en Europe ont été régulièrement évaluées depuis le XX^e siècle par le conseil européen sur les oiseaux et Birdlife International (1994, 2004, 2017). Ces évaluations ont notamment pour but d'évaluer le statut de conservation des espèces en Europe en se basant sur les meilleures connaissances disponibles, à la fois sur des avis d'expert et des données de suivis à long terme. La couverture géographique est semblable entre les différentes références et couvre l'ensemble de l'Europe géographique. Les tendances sont rapportées dans cinq évaluations couvrant la fin du XIX^e siècle au début du XXI^e siècle : <1950-50, 1950-70, 1970-90, 1990-2000 et 2000-10. L'évaluation <1950-50 renseigne de la tendance des espèces entre la fin du XIX^e siècle et 1950 sans meilleure précision possible.

Suivant la classification utilisée par Birdlife International actuellement, les tendances de populations sont rapportées comme, en déclin, fluctuante (inclus stable) et en augmentation. Toutes les publications et en particulier les plus anciennes n'utilisant pas cette classification, nous l'avons appliquée a posteriori. Les auteurs de chaque monographie d'espèce ont presque toujours décrit la tendance suivie par l'espèce, qu'elle soit à l'augmentation, au déclin, à la stabilité, sans tendance claire ou tout simplement inconnue.

Les évaluations ne sont pas systématiquement complètes pour chaque espèce à chaque pas de temps, car certains ouvrages ne couvrent pas toutes les espèces faute de données suffisantes. Les tendances sont notées probables ("Potential") lorsque les tendances ne sont pas disponibles pour toutes les évaluations des sous-périodes (Tableau 1).

Les données ont été collectées pour l'ensemble des oiseaux d'eau européens, incluant les ordres suivants : Ansériformes (43 espèces), Charadriiformes (90 espèces), Ciconiiformes (2 espèces), Gaviiformes (4 espèces), Gruiformes (11 espèces), Pelecaniformes (14 espèces), Phoenicopteriformes (1 espèce), Podicipediformes (5 espèces), Procellariiformes (14 espèces) et Suliformes (5 espèces) (Tableau 1).

Les évaluations étant qualitatives, elles ne renseignent pas l'importance du déclin ou de l'augmentation. Les méthodes d'estimation de la taille des populations et les connaissances sur les espèces ayant évolué au cours de la période d'étude, nous n'avons pas cherché à utiliser ces données pour quantifier les variations de taille de population. Par conséquent, nous n'avons fait aucun a priori sur la valeur des tendances, seule leur direction a été retenue. Ajoutons que les tendances anciennes se basaient souvent sur des changements dans la taille de l'aire de répartition, changements souvent drastiques, et que les déclin avaient une grande chance de ne pas être perçu si ces aires de répartition ne variaient pas.

Dans le but de comparer les tendances de populations aux statuts de conservation, nous avons collecté les statuts de conservation des espèces suivant les catégories de l'UICN évaluées en 2015 pour les populations Européennes. Les statuts UICN correspondent à "LC" Préoccupation mineure, "NT" Quasi menacé, "VU" Vulnérable, "EN" En danger, "CR" En danger critique d'extinction, "RE" Eteint régionalement (Europe), "EX" Eteint. Les statuts UICN sont relatifs à la menace d'extinction des espèces et se réfèrent notamment sur le taux de déclin des populations évalué sur 10 ans ou trois générations dans le passé et le futur (le temps de génération moyen des oiseaux d'eau est de 8.8 ans).

Tableau 1 : Récapitulatif des tendances d'oiseaux d'eau européens de la fin du XIX^e siècle au début du XX^e siècle. Tendances rapportées sur les pas de temps <1950-50, 1950-70, 1970-90, 1990-2000 et 2000-10, puis sur les sous périodes <1970 et 1970-2010 et enfin période <1950-2010 ("Dec" Décline, "Flu" Fluctuante, "Inc" Augmente). Les tendances sont notées probables ("Pot.") si les informations sont incomplètes. Statuts UICN européens (2015), "LC" Préoccupation mineure, "NT" Quasi menacé, "VU" Vulnérable, "EN" En danger, "CR" En danger critique d'extinction, "RE" Eteint régionalement, "EX" Eteint.

Scientific name	Order	Family	<1950-1950	1950-1970	1970-1990	1990-2000	2000-2010	<1970	>1970	<1950-2010	Red List EU status 2015
<i>Actitis hypoleucos</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Aix galericulata</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Flu	NA	NA	NA	Inc	NA	Inc	LC
<i>Alca torda</i>	Charadriiformes	Alcidae	NA	Dec	Inc	NA	Dec	Pot.Dec	Pot.Flu	Dec	NT
<i>Alle alle</i>	Charadriiformes	Alcidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	NA	NA	NA	Flu	NA	Flu	LC
<i>Anas acuta</i>	Anseriformes	Anatidae	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Anas clypeata</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Flu	Dec	Flu	Inc	Dec	Flu	LC
<i>Anas crecca</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Flu	NA	NA	Pot.Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Anas penelope</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Flu	Dec	Flu	Flu	Pot.Flu	Dec	Dec	LC
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Flu	Dec	Flu	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Anas querquedula</i>	Anseriformes	Anatidae	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Anas strepera</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Dec	NA	Inc	Inc	Pot.Flu	Inc	LC
<i>Anhinga melanogaster</i>	Suliformes	Anhingidae	NA	Ext	Inc	Inc	Dec	Pot.Dec	Flu	Dec	RE

<i>Anser albifrons</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Inc	Flu	Inc	Inc	Pot.Inc	Inc	Inc	LC
<i>Anser anser</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Inc	Inc	Inc	Flu	Inc	Inc	LC
<i>Anser brachyrhynchus</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Inc	Inc	Inc	Inc	Pot.Inc	Inc	Inc	LC
<i>Anser erythropus</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Flu	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	Dec	EN
<i>Anser fabalis</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Flu	Flu	Flu	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Anthropoides virgo</i>	Gruiformes	Gruidae	Dec	NA	NA	NA	Dec	Pot.Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Ardea cinerea</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	NA	Flu	Inc	Inc	Dec	Pot.Flu	Flu	Flu	LC
<i>Ardea purpurea</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Ardeola ralloides</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Inc	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Arenaria interpres</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	NA	Flu	Flu	Dec	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Aythya ferina</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Flu	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	VU
<i>Aythya fuligula</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Flu	Dec	Flu	Inc	Dec	Flu	LC
<i>Aythya marila</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Flu	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	Dec	VU
<i>Aythya nyroca</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Dec	Dec	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Botaurus stellaris</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Branta bernicla</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Inc	Dec	Flu	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Branta canadensis</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	NA	Inc	Inc	Inc	Pot.Inc	Inc	LC
<i>Branta leucopsis</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Inc	Inc	Inc	Inc	Pot.Inc	Inc	Inc	LC
<i>Branta ruficollis</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Inc	Flu	NA	Pot.Dec	Pot.Inc	Flu	NT
<i>Bubulcus ibis</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	NA	Inc	Inc	Inc	Dec	Pot.Inc	Flu	Inc	LC
<i>Bucephala clangula</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	NA	Dec	Inc	Flu	Pot.Dec	Flu	Dec	LC
<i>Bucephala islandica</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Flu	Flu	Flu	NA	Pot.Flu	Pot.Flu	Flu	NT
<i>Bulweria bulwerii</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Dec	Flu	NA	NA	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Charadriiformes	Burhinidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Calidris alba</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	NA	Inc	NA	Pot.Inc	Inc	LC
<i>Calidris alpina</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Dec	NA	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Calidris canutus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Dec	Flu	Dec	Inc	Pot.Dec	Flu	Dec	LC
<i>Calidris ferruginea</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Flu	NA	NA	NA	Pot.Flu	NA	Flu	VU
<i>Calidris maritima</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	NA	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Calidris minuta</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Calidris temminckii</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Dec	Flu	Flu	Flu	Pot.Dec	Flu	Dec	LC
<i>Calonectris borealis</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	Dec	NA	NA	NA	Pot.Dec	NA	Dec	LC
<i>Calonectris diomedea</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Dec	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	LC
<i>Casmerodius albus</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Dec	Inc	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Cephus grylle</i>	Charadriiformes	Alcidae	Dec	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Charadrius asiaticus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	NA	Dec	NA	NA	NA	Pot.Dec	Dec	RE
<i>Charadrius dubius</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Charadrius hiaticula</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	Flu	Flu	Dec	NA	Pot.Flu	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Charadrius leschenaultii</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	NA	NA	Dec	NA	NA	Pot.Dec	Dec	VU
<i>Charadrius morinellus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Flu	NA	NA	NA	Dec	NA	Dec	LC
<i>Chlidonias hybridus</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Flu	Dec	Flu	Inc	Pot.Flu	Flu	Flu	LC
<i>Chlidonias leucopterus</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Chlidonias niger</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Dec	Dec	NA	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Ciconia ciconia</i>	Ciconiiformes	Ciconiidae	Dec	Dec	Dec	Inc	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Ciconia nigra</i>	Ciconiiformes	Ciconiidae	Dec	Inc	Flu	Flu	Inc	Flu	Inc	Inc	LC
<i>Clangula hyemalis</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	VU
<i>Crex crex</i>	Gruiformes	Rallidae	Dec	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	LC

<i>Cursorius cursor</i>	Charadriiformes	Glareolidae	NA	NA	Dec	NA	NA	NA	Pot.Dec	Dec	NT
<i>Cygnus columbianus</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	EN
<i>Cygnus cygnus</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Inc	Inc	Inc	Flu	Inc	Inc	LC
<i>Cygnus olor</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Dec	Inc	Inc	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Egretta garzetta</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Inc	Inc	Inc	Dec	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Eudromias morinellus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	NA	Flu	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	LC
<i>Fratercula arctica</i>	Charadriiformes	Alcidae	Dec	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	EN
<i>Fulica atra</i>	Gruiformes	Rallidae	Inc	Inc	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	NT
<i>Fulica cristata</i>	Gruiformes	Rallidae	Dec	Dec	Flu	Flu	Flu	Dec	Flu	Dec	EN
<i>Fulmarus glacialis</i>	Procellariiformes	Procellariidae	Inc	Inc	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	Inc	EN
<i>Gallinago gallinago</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Gallinago media</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Gallinago stenura</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	NA	NA	Flu	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Gallinula chloropus</i>	Gruiformes	Rallidae	Inc	Inc	Flu	Flu	Flu	Inc	Flu	Inc	LC
<i>Gavia adamsii</i>	Gaviiformes	Gaviidae	NA	NA	NA	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	VU
<i>Gavia arctica</i>	Gaviiformes	Gaviidae	Dec	Inc	Dec	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Gavia immer</i>	Gaviiformes	Gaviidae	NA	NA	Flu	NA	NA	NA	Pot.Flu	Flu	VU
<i>Gavia stellata</i>	Gaviiformes	Gaviidae	Dec	Dec	Dec	Flu	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Geronticus eremita</i>	Pelecaniformes	Threskiornithidae	Dec	Dec	Dec	Flu	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	RE
<i>Glareola nordmanni</i>	Charadriiformes	Glareolidae	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	VU
<i>Glareola pratincola</i>	Charadriiformes	Glareolidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Grus grus</i>	Gruiformes	Gruidae	Dec	Dec	Dec	Inc	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Haematopus ostralegus</i>	Charadriiformes	Haematopodidae	Inc	Inc	Inc	Dec	Dec	Inc	Flu	Inc	VU
<i>Himantopus himantopus</i>	Charadriiformes	Recurvirostridae	Dec	Inc	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Histrionicus histrionicus</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	NA	Inc	NA	Dec	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Procellariiformes	Hydrobatidae	Dec	Dec	Flu	Flu	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Ixobrychus minutus</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	NA	Dec	Dec	Flu	Flu	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Larus argentatus</i>	Charadriiformes	Laridae	Inc	Inc	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	Inc	NT
<i>Larus audouinii</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Flu	Inc	Inc	Flu	Pot.Flu	Inc	Inc	LC
<i>Larus canus</i>	Charadriiformes	Laridae	Inc	Inc	Dec	NA	Dec	Inc	Pot.Dec	Flu	LC
<i>Larus fuscus</i>	Charadriiformes	Laridae	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	LC
<i>Larus genei</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Inc	Inc	Flu	Dec	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Larus glaucoides</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	NA	Flu	Flu	Flu	Pot.Dec	Flu	Dec	LC
<i>Larus hyperboreus</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	NA	Flu	Flu	Flu	NA	Flu	Flu	LC
<i>Larus ichthyæus</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Flu	Inc	Dec	Flu	Pot.Flu	Flu	Flu	LC
<i>Larus marinus</i>	Charadriiformes	Laridae	Inc	Inc	Flu	Inc	Dec	Inc	Flu	Inc	LC
<i>Larus melanocephalus</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Inc	Inc	Flu	Dec	Pot.Inc	Flu	Inc	LC
<i>Larus michahellis</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Inc	Inc	Inc	Inc	Pot.Inc	Inc	Inc	LC
<i>Larus minutus</i>	Charadriiformes	Laridae	Flu	Inc	Dec	Inc	Dec	Inc	Flu	Inc	NT
<i>Larus ridibundus</i>	Charadriiformes	Laridae	Inc	Inc	Inc	Dec	Flu	Inc	Flu	Inc	LC
<i>Larus sabini</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	NA	Inc	Inc	Inc	NA	Inc	Inc	LC
<i>Limicola falcinellus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Dec	Dec	NA	NA	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Limosa lapponica</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Limosa limosa</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Inc	Inc	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	VU
<i>Lymnocryptes minimus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	NA	Dec	Dec	Flu	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	VU

<i>Melanitta fusca</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Dec	Flu	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	Dec	VU
<i>Melanitta nigra</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Flu	Flu	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Mergellus albellus</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Flu	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Mergus merganser</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Mergus serrator</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Flu	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	NT
<i>Microcarbo pygmeus</i>	Suliformes	Phalacrocoracidae	Dec	Dec	Dec	Inc	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Morus bassanus</i>	Suliformes	Sulidae	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	Inc	LC
<i>Netta rufina</i>	Anseriformes	Anatidae	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	Inc	Flu	Inc	LC
<i>Numenius arquata</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Inc	Dec	Dec	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	VU
<i>Numenius phaeopus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Flu	Flu	NA	Flu	Pot.Flu	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Numenius tenuirostris</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	NA	NA	NA	Dec	NA	Dec	CR
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Pelecaniformes	Ardeidae	Dec	Inc	Dec	Flu	Dec	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Oceanodroma castro</i>	Procellariiformes	Hydrobatidae	NA	NA	Dec	Flu	NA	NA	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	Procellariiformes	Hydrobatidae	NA	NA	Flu	NA	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	Inc	NA	NA	NA	Pot.Inc	NA	Inc	LC
<i>Oxyura leucocephala</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Dec	Flu	Dec	EN
<i>Pagophila eburnea</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	NA	Dec	NA	Flu	Pot.Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Pelagodroma marina</i>	Procellariiformes	Oceanitidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	EN
<i>Pelecanus crispus</i>	Pelecaniformes	Pelecanidae	Dec	Dec	Inc	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Pelecanus onocrotalus</i>	Pelecaniformes	Pelecanidae	Dec	Flu	Inc	Flu	Inc	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Suliformes	Phalacrocoracidae	NA	Flu	Inc	Dec	Dec	Pot.Flu	Flu	Flu	LC
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Suliformes	Phalacrocoracidae	Dec	Dec	Inc	Inc	Inc	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Phalaropus fulicarius</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Phalaropus lobatus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Flu	Flu	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Philomachus pugnax</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Phoenicopterus roseus</i>	Phoenicopteriformes	Phoenicopteridae	NA	NA	Inc	Inc	Inc	NA	Inc	Inc	LC
<i>Pinguinus impennis</i>	Charadriiformes	Alcidae	Dec	NA	NA	NA	NA	Pot.Dec	NA	Dec	EX
<i>Platalea leucorodia</i>	Pelecaniformes	Threskiornithidae	Dec	Dec	Dec	Flu	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Plegadis falcinellus</i>	Pelecaniformes	Threskiornithidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Pluvialis apricaria</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Dec	Flu	NA	Inc	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Pluvialis squatarola</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	NA	Flu	NA	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Podiceps auritus</i>	Podicipediformes	Podicipedidae	Inc	Inc	Flu	Dec	Dec	Inc	Dec	Flu	NT
<i>Podiceps cristatus</i>	Podicipediformes	Podicipedidae	Inc	Inc	Inc	Dec	Dec	Inc	Flu	Inc	LC
<i>Podiceps grisegena</i>	Podicipediformes	Podicipedidae	Flu	Flu	Flu	Dec	Inc	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Podiceps nigricollis</i>	Podicipediformes	Podicipedidae	Inc	Flu	Inc	Dec	NA	Inc	Pot.Flu	Inc	LC
<i>Polysticta stelleri</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Dec	Flu	NA	Dec	Pot.Dec	Dec	LC
<i>Porphyrio porphyrio</i>	Gruiformes	Rallidae	Dec	Dec	Inc	Inc	Flu	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Porzana parva</i>	Gruiformes	Rallidae	NA	NA	Inc	Dec	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Porzana porzana</i>	Gruiformes	Rallidae	Dec	Flu	Flu	Flu	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Porzana pusilla</i>	Gruiformes	Rallidae	Dec	NA	Flu	NA	NA	Pot.Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Pterodroma feae</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	VU
<i>Pterodroma madeira</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Flu	Flu	Inc	NA	Inc	Inc	EN
<i>Puffinus assimilis</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	Dec	Dec	Flu	NA	Pot.Dec	Pot.Dec	Dec	NT
<i>Puffinus mauretanicus</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Dec	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	CR
<i>Puffinus puffinus</i>	Procellariiformes	Procellariidae	Dec	Dec	Flu	NA	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Puffinus yelkouan</i>	Procellariiformes	Procellariidae	NA	NA	Flu	Flu	Flu	NA	Flu	Flu	LC
<i>Rallus aquaticus</i>	Gruiformes	Rallidae	Flu	Flu	Flu	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Charadriiformes	Recurvirostridae	Dec	Inc	Inc	Flu	Flu	Flu	Inc	Inc	LC

<i>Rhodostethia rosea</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	NA	Flu	NA	Flu	NA	Pot.Flu	Flu	EN
<i>Rissa tridactyla</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Inc	Dec	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	VU
<i>Scolopax rusticola</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Inc	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Somateria mollissima</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Inc	Inc	Dec	Flu	Flu	Flu	VU
<i>Somateria spectabilis</i>	Anseriformes	Anatidae	NA	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Stercorarius longicaudus</i>	Charadriiformes	Stercorariidae	NA	Flu	Flu	Flu	Flu	Pot.Flu	Flu	Flu	LC
<i>Stercorarius parasiticus</i>	Charadriiformes	Stercorariidae	Dec	Flu	Flu	NA	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Stercorarius pomarinus</i>	Charadriiformes	Stercorariidae	NA	Flu	Flu	NA	NA	Pot.Flu	Pot.Flu	Flu	LC
<i>Stercorarius skua</i>	Charadriiformes	Stercorariidae	Dec	Inc	Dec	Inc	Inc	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Sterna albifrons</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Dec	Dec	Dec	Flu	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Sterna caspia</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Inc	Dec	Inc	Inc	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Sterna dougallii</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Dec	Dec	Flu	Inc	Dec	Flu	Dec	LC
<i>Sterna hirundo</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Dec	Flu	Flu	Inc	Dec	Inc	Flu	LC
<i>Sterna paradisaea</i>	Charadriiformes	Laridae	NA	Dec	Flu	NA	Flu	Pot.Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Sterna sandvicensis</i>	Charadriiformes	Laridae	Dec	Inc	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Podicipediformes	Podicipedidae	Inc	Dec	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Tadorna ferruginea</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Tadorna tadorna</i>	Anseriformes	Anatidae	Dec	Inc	Dec	Flu	Inc	Flu	Flu	Flu	LC
<i>Tringa erythropus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	Dec	Dec	NA	Dec	Dec	LC
<i>Tringa glareola</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Dec	Flu	Flu	Dec	Dec	Dec	LC
<i>Tringa nebularia</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	NA	Flu	Flu	Flu	NA	Flu	Flu	LC
<i>Tringa ochropus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Dec	Flu	Flu	Flu	Pot.Dec	Flu	Dec	LC
<i>Tringa stagnatilis</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	Dec	Dec	Inc	Dec	NA	Dec	Pot.Flu	Dec	LC
<i>Tringa totanus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Dec	Dec	Dec	Dec	Pot.Dec	Dec	Dec	LC
<i>Turnix sylvatica</i>	Charadriiformes	Turnicidae	Dec	Dec	NA	NA	NA	Dec	NA	Dec	CR
<i>Uria aalge</i>	Charadriiformes	Alcidae	Dec	Dec	Flu	Inc	Dec	Dec	Flu	Dec	NT
<i>Uria lomvia</i>	Charadriiformes	Alcidae	Dec	Inc	Flu	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	LC
<i>Vanellus gregarius</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	Dec	CR
<i>Vanellus indicus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	NA	Inc	Flu	Flu	NA	Inc	Inc	VU
<i>Vanellus leucurus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	Inc	NA	Inc	Inc	NA	Pot.Inc	Inc	LC
<i>Vanellus spinosus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	NA	Flu	Dec	Dec	Flu	Pot.Flu	Dec	Dec	LC
<i>Vanellus vanellus</i>	Charadriiformes	Charadriidae	Dec	Inc	Flu	Dec	Dec	Flu	Dec	Dec	VU
<i>Xenus cinereus</i>	Charadriiformes	Scolopacidae	NA	Inc	Flu	Flu	Dec	Pot.Inc	Dec	Flu	LC

Annexe C : Manuscript de l'encadré 2

Increasing the impact of the Ramsar convention on the conservation of Mediterranean wetlands

Geijzendorffer, I.R.¹, Beltrame, C.¹, Chazee, L.¹, Gaget, E.^{1,2}, Galewski, T.¹, Guelmami, A.¹, Perennou, C.¹, Popoff, N.¹, Guerra, C.^{3,4}, Leberger, R.^{3,4}, Jalbert, J.¹, Grillas, P.¹

¹ Tour du Valat, Research Institute for the conservation of Mediterranean Wetlands, Sambuc, 13200 Arles, France

² Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation-CESCO - UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 43 rue Buffon, 75005 Paris, France

³ German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv), Deutscher Platz 5e, 04103 Leipzig, Germany

⁴ Institute of Biology, Martin Luther University Halle-Wittenberg, Halle, Germany

Abstract

The Ramsar convention is the multilateral agreement aimed at protecting wetlands globally. Wetlands are particularly recognized for their role in the Mediterranean biodiversity hotspot by providing key habitats for endemic and migratory species, directly contributing benefits to the lives of people and being an integral part of their culture. In response to this importance, the Mediterranean Wetlands Observatory publishes Mediterranean Wetland Outlooks on the state and trends of Mediterranean wetlands; the first edition in 2012 (MWO1) and the second edition in 2018 (MWO2). In this paper we explore identified perspectives to increase the impact of the Ramsar Convention by identifying the spatial dimensions of detected biodiversity trends as well as the societal developments and estimated impacts of global change and protection status.

Keywords: Assessment, biodiversity, efficiency, governance, impact, regional

Introduction

Established in 1971, the Ramsar convention is the global agreement for the protection of wetlands, in particular those with international importance. To date 170 countries have ratified this convention and almost 250 million ha of wetlands have been designated under this agreement. Mediterranean countries signing up to the Ramsar convention recognised a need to stimulate and facilitate the development of knowledge on the state and trends of Mediterranean wetlands and to ensure this knowledge reaches important actors of decisions related to the conservation and management of Mediterranean wetlands in the context of sustainable development, including decision makers, NGOs and wetland site managers.

The Mediterranean basin is one of the richest biodiversity hotspots in the world in terms of species diversity and number of endemic species, especially plants (Mittermeier *et al.* 2011). Within the Mediterranean ecosystems, wetlands are of paramount importance for biodiversity: although they occupy only 2 to 3% of the basin area, they are home to more than 30% of vertebrate species (Geijzenborffer *et al.* 2018). Unfortunately, this ecosystem is particularly expected to suffer from impacts of global change (Malcolm *et al.* 2006; Schuerch *et al.* 2018; Vié *et al.* 2009). Apart from hosting an important part of biodiversity at a global scale, wetlands offer nature based solutions to buffer climate change impacts and ecosystem services that contribute to human wellbeing (Bridgewater 2008; Cohen-Shacham *et al.* 2016; Geijzenborffer *et al.* 2018). Investments in the conservation and sustainable use of wetlands therefore directly contribute to the objectives of countries to meet the Paris convention (United Nations 2015) and to make progress on the Sustainable Development Goals.

In 1991, Mediterranean and peri-Mediterranean countries recognised that they were lacking information to better include the conservation of wetlands into their decisions and they jointly established MedWet, a Mediterranean wetland Initiative. Formally recognised as the first regional initiative of the Ramsar Convention, MedWet requested in 2008 the establishment of the Mediterranean Wetlands Observatory, managed and hosted by the Tour du Valat. Since its establishment, two editions of the Mediterranean Wetland Outlook, in 2012 and in 2018 (Geijzenborffer *et al.*, 2018), have been published on the state, and trends of Mediterranean wetlands and impacting factors (pressures). Here we use their content to formulate perspectives to increase the impact of the Ramsar Convention on Mediterranean wetlands towards the future.

Trend analysis of Mediterranean wetlands

Although there have been studies that used the Ramsar designation to study the impact of conservation issues, this was mostly related to a specific taxa or a specific site (e.g. Cherkaoui *et al.*, 2015; Kleijn *et al.*, 2014). The Mediterranean Wetlands Outlooks provides a perspective of state, trends and impacting drivers and pressures of Ramsar and non Ramsar wetland sites in 28 countries in a region heavily impacted by global change and with a global conservation interest, using a set of indicators inspired by the Drivers – Pressures – State – Impact – Response (DPSIR) framework (Figure 1).

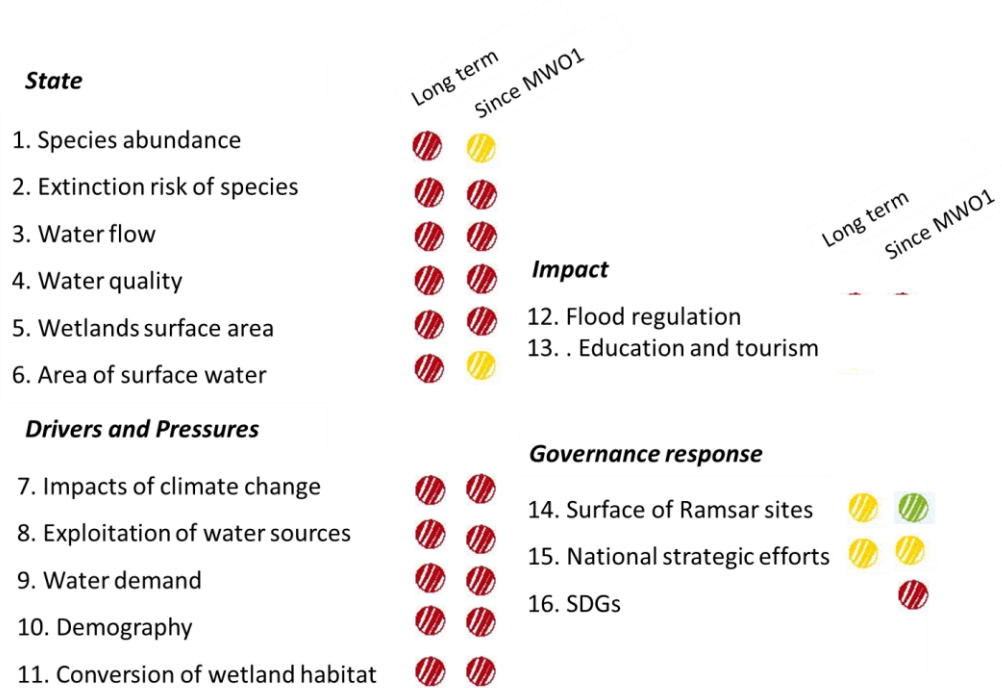


Figure 1: Overview of the identified overall trend (long term starting from roughly 1970 depending on the data source) and the trend since the publication of the MWO1 (2012) for the 16 indicators of the Geijzendorffer *et al.*, (2018) (color code: Red 'very bad', Orange 'bad', Green 'good').

Drivers and pressures

Pressures, notably those related to agricultural development and urbanization indicate a worrying increase. An increasing human population is an important factor driving wetland degradation either due to direct use and overexploitation of the wetland ecosystem services (e.g. unsustainable water withdrawal, aquaculture, overgrazing) or indirectly via for example, water pollution, increased natural wetland habitat conversion into agricultural lands or artificial wetlands. The latter is most pronounced in the South East of the Mediterranean basin (Geijzenborffer *et al.* 2018). Between 2010 and 2015, the total population has increased by 5% in the Mediterranean region with major differences between the Northern and the Southern shores: very low or even negative growth rates in the North (especially in the Balkans and Iberian Peninsula), while high values in the Maghreb and the Near-East are recorded (except in Syria) (Geijzenborffer *et al.* 2018).

Although sparse, there are examples of improvements such as the impact of the implementation of the Water Framework Directive on water quality in the European countries. The construction rate of dams slowed down, presumably due to the economic crisis and political instability, but widespread plans to construct new dams threaten Mediterranean wetlands notably in the Balkans and the Middle-East. Climate change is expected to be particularly affecting Mediterranean wetlands, either directly (e.g. sea level rises, decreased precipitation) or indirectly (e.g. increasing demands for water) with the Eastern and Southern part of the basin being most heavily impacted already (Leberger *et al.* in prep.).

Climate change is expected to increase drought episodes and temperatures (Mariotti *et al.* 2015), which will reduce freshwater availability, and consequently, Mediterranean wetlands. Their biodiversity and their related ecosystem services are expected to be particularly affected. However, not all Mediterranean wetlands are affected equally by the impacts of climate change (Figure 2).

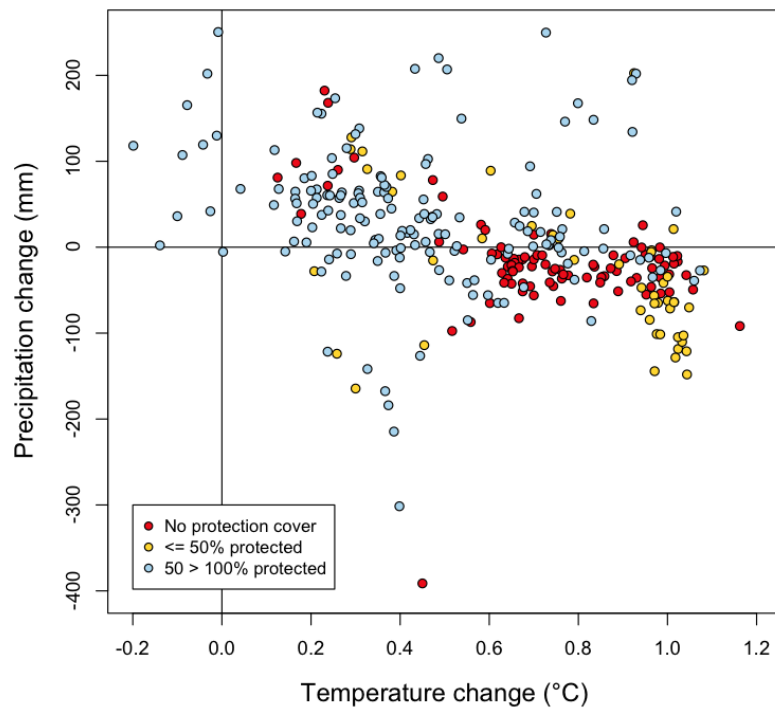


Figure 2. Temperature and precipitation changes detected for 305 Mediterranean wetlands sites between 1990 and 2005. The colors indicate the amount of surface per site that has a protection status (Leberger *et al.* in prep.).

State

Species abundance levels in Mediterranean wetlands are currently lower than in 1990 due to the degradation of their habitats. According to the IUCN Redlists, 36 % of the evaluated species associated to Mediterranean wetlands are threatened with extinction. Since 1990 abundances for these species has decreased with 48%, indicating that their risk of extinction has significantly increased. Strict protection measures for several waterbird species (e.g. Dalmatian Pelican and Eurasian Spoonbill) has boosted their abundance in Western Europe and North Africa since 1970 (Galewski *et al.* 2011; Geijzendorffer *et al.* 2018). Between half and two thirds of the Mediterranean rivers have reduced their discharge significantly between 1960 and 2000 (reductions varying between 25 and 70%) whereas quality of surface and ground water is decreasing (Geijzendorffer *et al.* 2018). The surface area of natural Mediterranean wetland habitats has continued to decrease, whereas the artificial wetland surface area (e.g. reservoirs) has increased during the last 30 years (Geijzendorffer *et al.* 2018). The strongest increase can be found in the South East of the Mediterranean Basin (Geijzendorffer *et al.* 2018). The natural wetland habitats continue to be converted into agricultural land, urban areas or artificial wetlands, but less quickly in the North-east than elsewhere in the region. Although not the general trend, there are also some examples of

positive impacts of governance interventions, for instance, restoration efforts in the Caracoles Estate in Doñana (Santamaría *et al.* 2006) demonstrate an increase in natural wetland habitats (Leberger *et al.* in prep.).

Impact

With increasing population numbers, especially in coastal and floodplain areas, the demand for living space, water and food increases, while the exposure to risks increases (Geijzenborffer *et al.* 2018). Wetlands provide many ecosystem services (Zedler 2003), but under the influence of urbanization and agricultural development, the overall capacity to supply ecosystem services of especially the European Mediterranean countries decreased in the period 1990 to 2015 (García-Nieto *et al.* 2018). The potential capacity of wetlands to mitigate floods of rivers regulation decreased with 20% in a study on five watersheds in the Mediterranean basin (Geijzenborffer *et al.* 2018). Water use has continued to increase, whereas water renewal rates have decreased. North-East Africa and the Middle East have been identified as the regions in the world which have the most unsustainable water use. Water consumption continues to increase with agriculture being the number one consumer of freshwater in the Mediterranean basin, followed by industrial and then domestic water use (Geijzenborffer *et al.* 2018).

Recreational and educational services (monitored between 2012-2017) that are provided by protected and managed wetlands, were perceived by visitors to positively impact their knowledge and their overall feeling of satisfaction and well-being (Geijzenborffer *et al.* 2018). These services are a social-ecological construct, with perceptions to a large extent determined by the quality and diversity of adapted services provided by wetlands managers.

Response

Overall the governance response indicators (i.e. implications for management and governance measures) demonstrate a willingness of Mediterranean governments to protect Mediterranean wetlands, despite the social and economic difficulties that the countries have been facing since the MWO 1. The number and surface of Ramsar designated sites have been steadily increasing over time (52 new sites covering 645.000 since 2010). However, many of them are still suffering from human activities (mainly water pollution, agriculture and urbanization), even being designated since more

than 30 years (as the Ramsar is not a protection status). In 2017, 44% of all the Mediterranean Ramsar sites had developed a management plan and 30% had implemented their plan. This limited implementation of management plans is not line the claim of Mediterranean countries in 2016, that 77% of them have a specific policy for the management of wetlands (an increase of 13% with regards to 2012).

There where commitments to conserve Mediterranean wetlands have resulted in implemented conservation measures examples show a real impact. For instance the use of international environmental conventions effectively improve population trends and facilitate climate warming adaptation, (Gaget *et al.* 2018). Additionally restoration efforts demonstrate an increase in natural wetland habitats (Leberger *et al.* in prep.). However, the implementation of these policies is still lacking behind with only 29% of the countries have an inter-sectorial working group in place to oversee the implementation (a decrease of 8% in comparison to the situation in 2012).

Towards an increased impact of the Ramsar convention

Mediterranean wetlands provide many nature based solutions and ecosystem services that can help countries make progress towards the Sustainable Development Goals. Unfortunately, MWO2 indicators related to specific SDGs suggest a general degradation of the wetland surface areas, the ecosystem state, their biodiversity and related ecosystem services (Geijzendorffer *et al.* 2018). Despite this general trend, we also found examples of the positive impact that sustainable management, restoration, protection and societal awareness can have on the conservation of Mediterranean wetlands. This suggests that there is a lot of potential for Mediterranean countries to have a positive impact by investing in the protection and sustainable management of Mediterranean wetlands, and to simultaneously progress towards international policy conventions goals.

The future of Ramsar sites

To date, intention declarations of countries to live up the Ramsar convention have not been able to improve the conservation of wetlands globally (Davidson 2014, Dixon *et al.* 2016, Finlayson *et al.* 2018), and Mediterranean (Geijzendorffer *et al.* 2018) wetlands in particular. Under the projected impacts of global change, this situation is expected to worsen in the near future. Ramsar Contracting Parties (CPs) have, however, continued to designate Ramsar sites. Looking towards the future, the

Ramsar convention should focus on those areas where the stakes for biodiversity are most precarious and where there is a chance that global change impacts can be mitigated and adaptation measures can be implemented.

Within a selection of 305 wetland sites, those sites that have already been facing the largest changes in precipitation and temperature are also the least well covered by protection measures, in particular the Ramsar convention (Figure 2, Leberger *et al.* in prep.). Moreover, this is just the emerged part of the iceberg, as waterbird populations are relatively easy to monitor but have a limited value as aquatic biodiversity indicators in Mediterranean wetlands: different taxonomic groups, especially the most threatened like molluscs, amphibians or fishes, are necessary for successful assessment of conservation policies and monitoring (Guarechi *et al.* 2015).

Currently, it is the CPs themselves that propose sites within their own country for a Ramsar designation based on their current international importance for biodiversity. The Ramsar convention and the scientific community can help countries by identifying also those sites of importance given the expected impacts of global change, be it climate change, the construction of dams or the impacts of urbanization. In the last two decades, NGO's which are International Organization Partners of Ramsar such as BirdLife International, WWF International; IUCN or Wildfowl & Wetlands Trust, have been identifying potential Ramsar sites based on current biodiversity (e.g. <http://datazone.birdlife.org/sowb/spotwetlands>), but a forecasting perspective is clearly lacking. In the perspective of impacts of global change, coastal wetlands and wetlands in the South East of the Mediterranean basin seem to be particularly vulnerable. For instance where many sites are currently identified using bird species, sites of importance to plants, molluscs, odonata or fish are often linked to habitat types which are currently poorly represented among Ramsar sites (e.g. small sized temporary ponds) and particularly vulnerable to destruction and degradation (e.g. reductions in water availability, pollution).

It should be stipulated that CPs have indicated that they are already limited in the number of sites they can designate due for instance to a lack of resources to designate and manage sites. Although Ramsar does not provide funding directly, it can reinforce its lobbying on governments to ensure the necessary funding to meet the intentions of the Ramsar Convention. Some CPs state a lack of awareness, expertise or capacity. This could easily be solved by tapping into the expertise available with other committed Ramsar contracting parties or partners like the Mediterranean Wetlands Observatory, and for expert missions for which the Ramsar conventions has limited funding.

Strengthening the current Ramsar sites

To support the stakeholders involved in the conservation of sites, monitoring can render the impact of measures and also pressures visible and more tangible for a larger audience. Various Ramsar resolutions already call for that (e.g. on “Adverse ecological change in Ramsar sites”) and it is well-known that the natural capital and conservation interest of some Ramsar sites have been eroding significantly over time (e.g. Azraq in Jordan, Green *et al.* 2017). CPs are encouraged to report to the Secretariat any adverse change, and in extreme cases to propose the site for the Montreux Record (register of immediately threatened wetlands of international importance), and to monitor the effectiveness of correction measures, but monitoring is lacking in the majority of the sites.

Remote sensing tools, training and capacity building of citizen scientists and expert missions at specific intervals could provide complementary solutions to a more permanent infrastructure, with funding for projects or expert missions being more easily obtained (Perennou *et al.* 2018). Open access of data facilitates the visibility of sites in a national and international context, which can increase the chances of obtaining funding. For Mediterranean Wetlands, the Tour du Valat has as a mission to help and share the knowledge and data that has been developed in research products such as the Mediterranean Wetland Outlooks. Other NGOs or public institutes exist with similar missions which could contribute data for local monitoring. Integrating monitoring efforts officially in the institutional mission and overarching governance structures, increases the uptake of gathered data and recommendations.

Monitoring is just one aspect that CPs have to consider at each designated site, besides management plans, education programmes, sustainable water management at catchment scale, stakeholder involvement, among others. While developing CPs can already apply to Ramsar’s Small Grants Fund, developed CPs also sometimes choose to invest their own funds in this mechanism. For instance, the Mediterranean Wetlands Observatory, in collaboration with the Municipality of Dubai, organised in 2017 a training workshop on the development of wetland monitoring programs (using EO-based tools and field surveys) for conservation practitioners coming from different Gulf Cooperation Council countries. There are international funding bodies, such as the Agence Française de Développement, that particularly seek to fund capacity building programme on environmental and sustainable development topics. Given the previously mentioned limitations in resources and capacity, rather than pleading for a top down approach of obligations, the 28 Mediterranean CPs could be helped in organising and finding existing funds for training and starting their site-based monitoring programmes.

In addition to monitoring, the development and full implementation of management plans would be a major leap forward for individual Ramsar sites and for the conservation of wetlands related biodiversity in the Mediterranean basin. The effective implementation of conservation measures has for instance been shown to reduce the conversion of wetland habitats to agriculture and urban areas as well as that it facilitates the adaptations of waterbird communities to climate change (Gaget *et al.* 2018).

Management plans have been promoted within the Ramsar convention in multiple resolutions over time (e.g. Resolution 5.7 which adopted Guidelines on management planning for Ramsar sites and other wetlands; Recommendation 6.13 which called upon the Ramsar Scientific and Technical Review Panel to review the most recent advances in this area). Yet management plans, even those that are developed, are not always be fully implemented. Among the key barriers cited by CPs are a lack of awareness, budget, capacity, expertise and low priority. Indeed, CPs which are better equipped achieve more implementation of the Ramsar Convention (Al Adhoobi 2016).

Implemented measures for protection with the engagement of local actors, is the real difference for whether species population can thrive (Amano *et al.* 2017) even under the pressures like hunting or climate change (Gaget *et al.* 2018).

Wetland ecology, water levels and their fluctuations (Keddy 2010) depend not only of the management at the site level, but of their whole catchment and its land and water use. This broad spatial scale and the connections with the wider landscape through biophysical and social processes, continues to make wetland conservation relatively more challenging than many other ecosystems. In the Mediterranean this is especially the case in the context of high social and political water demand that limits the amount of water available for conservation (Grantham *et al.* 2010). Therefore, considering the finding of the Mediterranean Wetland Outlooks, concrete actions are needed to overcome the current conservation challenges that Mediterranean wetlands face and base decisions in evidence based policy support.

It is more than time that the information from monitoring such as found in Mediterranean Wetland Outlooks, inspires for action at local, national and regional scale.

Annexe D : Manuscrit de l'encadré 5

Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. Leberger R., Geijzendorffer I., Gaget E., Guelmami A., Galewski T., Pereira H., Guerra C. In prep. For Nature Climate Change.

Abstract

Wetlands ecosystems are known to support diverse and unique species assemblages and are highly affected by global change. In the Mediterranean basin, they are particularly threatened by climatic and land cover change, exacerbated in this area. Despite an alarming decline of wetlands over the last century, standardized and systematic site-specific assessments at large scale are non-existent. In this context, the identification and use of essential variables (EVs) to track evolution of pressures and biodiversity can become a critical asset for monitoring and informing decision makers. Here, by identifying wetlands associated EVs, we assessed the effect of climate and land cover change on Mediterranean wetlands, biodiversity and protection cover. Wetlands sites in the South-East of the Mediterranean basin combined low or no protection cover with the highest increases in temperature and losses in natural habitats. Most unprotected sites were also less well covered by bird observation data. There is therefore a need to harmonize biodiversity data collection across sites regardless their protection level, critical to assess protection benefit for wildlife. In addition, we recommend regular updates of remote-sensing and field data identified here as EVs, as well as their extension to further wetland areas.

Main text

Mediterranean wetlands are of major concern, experiencing an estimated 50% loss over the last century (Perennou *et al.* 2012, Mediterranean Wetlands 2012). At the same time, the Mediterranean basin is recognized as both a biodiversity and a climate change hotspot (Giorgi 2006, Myers *et al.* 2000), currently still hosting a wide variety of endangered species while being expected to experience dramatic changes in the coming decades (Klausmeyer & Shaw 2009, Garcia *et al.* 2011, Guiot & Cramer 2016). Climate change is already taking place in this region with temperature increases by 1.3°C since the preindustrial period (Guiot & Cramer 2016) coupled with the rise of incidence of severe drought events (Mariotti *et al.* 2008). In addition, the increase in land cover change and land use intensity over the last 50 years is further deteriorating wetland ecosystems

(Cuttelod *et al.* 2009), with future projections predicting an increase in population density and loss of natural areas (Bradshaw & Brook 2014). Even though not homogeneously distributed across the Mediterranean, these dynamics have severe implications for wetlands, eroding their biodiversity (Galewski *et al.* 2011). That includes an important decline in avian species as well as consequences for human well-being at both local and regional scales (Schröter *et al.* 2005, Galewski *et al.* 2011, Amano *et al.* 2018).

In the last decades, policymakers have reacted by implementing several policy instruments (e.g., National conservation strategies, European Directives, Bern Convention, Ramsar convention), and increasing the extent of protected areas at national and international level. Their evaluation and enforcement at the national and, particularly, international level relies on large-scale assessments (Gardner *et al.* 2015). Regular reporting on the state and trends of ecosystems, biodiversity, and their drivers not only improves the understanding of the underlying processes but also facilitates informed decision making, contributing to extend the role and effectiveness of these conservation measures (Kark *et al.* 2009).

Protected areas are already one of the main sources of in situ biodiversity and ecosystem function information (Martin *et al.* 2012). Nevertheless, in the Mediterranean, efforts to gather those information are mostly scattered and without regional coherence across borders (Kark *et al.* 2009). Although the Mediterranean wetlands are already monitored at a regional but coarse scale (Mediterranean Wetlands 2012, Geijzenborffer *et al.* 2018), site-based approaches (e.g. for habitat types or protected areas) for monitoring at a large scale are lacking. The recent development of essential variables (Pereira *et al.* 2013) - defined as variables that allow quantification of the rate and direction of change over time and across space (Bojinski *et al.* 2014) - allowed for large scale assessment in different contexts such as informing about the ocean biodiversity and ecosystem changes (Miloslavich *et al.* 2011), analysing policy objective (Geijzenborffer *et al.* 2016), as well as reporting and developing species monitoring programs (Schmeller *et al.* 2015). But essential variables can also be used to identify large-scale indicators available at high resolution allowing for site-specific assessment. Their identification can allow to harmonise monitoring efforts across sites, to facilitate coordination and prioritise data collection, which in turn benefits decision making in fragile and threatened ecosystems such as Mediterranean wetlands (Turak *et al.* 2017).

Here, we tested an essential variables approach to inform stakeholders in wetlands conservation on the effects of climate and land cover change on waterbird species diversity and natural wetland habitats between 1990 and 2005. These variables were selected according to the availability of data for matching periods. We selected 236 Mediterranean wetland sites from the Mediterranean

Wetlands Observatory database used for LULC (Land Use/Land Cove) and LULC change monitoring (Figure 1). We used two climatic essential variables, i.e., temperature and precipitation, to represent climatic extremes and variability, including the mean, maximum, minimum, and seasonality (Karger *et al.* 2017) averaged from 1986 to 1995, and from 2001 to 2010. We tested the use of the essential biodiversity variables “habitat extent” to assess the land cover change (i.e. agricultural land, artificial wetlands, natural wetlands, urban and sea areas), and waterbird “species abundance” to assess impact on wetland related biodiversity. From the species abundance on each site, we calculated community composition (alpha diversity) and temporal variation (beta diversity) averaged from 1991 to 1995 and from 2006 to 2010 for 158 waterbird species (Delany 2005), representing the years 1990 and 2005 respectively. As all 236 sites did not benefit from a regular monitoring of waterbirds, only a subset could be used in the analyses of biodiversity change (n=111). Most of the sites with missing biodiversity information (55%) correspond to non-protected wetlands (for further details on site and variable selection see Table S1 and Methods).

We used a Partial Triadic Analysis (Thioulouse *et al.* 2004) to perform a site-specific assessment taking into account changes in climate and land cover. This multivariate method allows the temporal and spatial characterization of the variation of different variables (e.g., mean temperature, habitat extent) as well as the temporal change of each site. To account for changes, we extracted euclidean distances between 1990 and 2005 to obtain a “vector of change” (VoC) for each variable and each site across the first three axis of the dimensional space. Climate and land cover change were assessed performing VoCs using either the eight climatic variables or the four land cover variables related to pressure, excluding the extent of natural wetland habitats considered here as a dependent variable. We identified the factors that can affect natural wetland habitats loss or water birds diversity by the use of generalised linear models and beta-regression. We finally assessed if most of the changes occurred predominantly in unprotected or protected sites using a Kruskal-Wallis test combined with Conover post-hoc test.

We classified each wetland site according to the protection coverage, relative to the surface area of a site considered under a protection programme or convention such as Natura 2000, National Park or Ramsar (i.e., “high protection coverage” [$>50\%$ of the total surface area of a site], “low protection coverage” [$\leq 50\%$], and “no protection coverage” [0%]; for further details see Methods). From the 236 studied sites, 119 (50%) have a relatively high surface with a protection status while for 78 (33%) no protection status was reported. Most of the wetlands with high protection coverage are located in Southern Europe, while sites in the Maghreb or Middle East predominantly have low or no protection coverage (Figure 1).

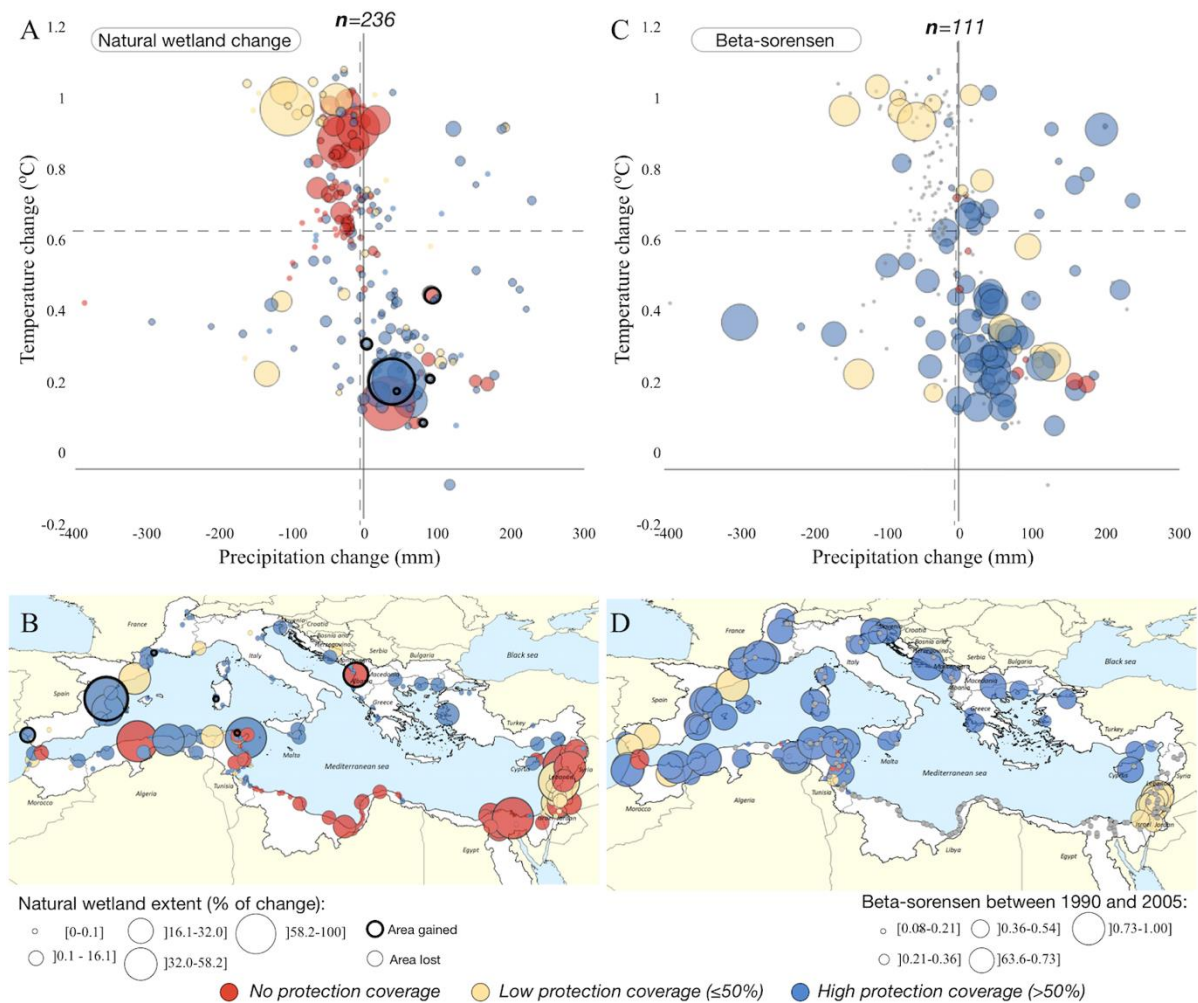


Figure 1. A) Proportion of natural wetland habitats change per site in 2005 compared with 1990 along the mean temperature and mean precipitation change gradients. The bubble size represents the percentage of change (PoC) of the natural wetland habitats within each wetland site. The outlines features represent the direction of change of the natural wetland habitats extent: bold outlines show a positive change (gain), light outlines a negative change (loss), and no outlines no change, B) geographical layout of natural wetland change, C) Beta-Sorensen values per site between 1990 and 2005 along the mean temperature and mean precipitation change gradients. The bubble size represents the beta-Sorensen values (from 0 to 1) within each wetland site, D) geographical layout of the beta-Sorensen values. The colors represent the protection status of the sites such as red = no protection status ([0] in barplot), yellow = low protection coverage ([0-50] in barplot), blue = high protection coverage ([50-100] in barplot), and grey = sites without species data available, and the associated number of sites on the barplots that are present within medians delimitations (dashed lines).

Within the 15 years analysed, the area of natural wetland habitats declined by 5% in the studied sites (Figure 1c). Natural wetlands were directly impacted by the overall increase of land-cover change (VoC), and were mostly replaced by agricultural areas (2.6%), artificial wetlands (2.1%) and urban areas (0.3%) (Table S2 and S4). However, we did not detect significant effect of climate change

(Table S3). Wetland sites with high protection coverage were significantly less impacted by natural wetland habitats loss than sites with low or no protection coverage (Kruskal-Wallis, $\chi^2=11.76$, $df=2$, $p < 0.01$, Table S5). In a few sites, an increase in natural wetland habitats was detected mainly due to restoration actions (e.g., Caracoles Estate in Doñana (Santamaria *et al.* 2006)).

When comparing patterns in changes in mean temperature and precipitation between 1990 and 2005 (Figure 1), our results showed that 50% of the studied wetlands experienced a temperature increase above 0.6°C reaching a maximum of 1.1°C, and 70.6% of the sites experienced a decreasing precipitation (Figure 2a). Warming occurred mainly in the South-East of the Mediterranean where simultaneously most of the unprotected sites are located (Figure S1 and S2). Our results also indicate a decrease in precipitation in the South-East through the year (Figure 1) which is consistent with an increase in drought events and reduction of water availability in this area detected by other studies (Mariotti *et al.* 2008). Even though mean temperature and precipitation are commonly used as reference variables to establish climate targets in policy conventions, these only cover part of the climatic complexity and variance (e.g., variabilities in climatic extremes). However, small changes in any of many climate variables can have significant impacts, depending on the sensitivity of the ecosystem. For instance, a small increase in the number of sea intrusions can severely alter the long-term salinity of coastal wetland systems (Herbert *et al.* 2015). Our analysis shows that among a larger set of climate variables, the overall climate change (VoC) of the selected wetlands was mostly determined by changes in the different dimensions of temperature (i.e., minimum, maximum, and seasonality; Figure 3b).

Regarding the waterbirds species, neither Sorensen beta-diversity nor Simpson diversity showed a significant response to the climate or land-cover change at site level (Figure 2b, Table S4), at the exception of a significant decrease in species turnover with increasing maximum temperatures. Species turn-over was higher when sites benefit from a protection coverage (Kruskal-Wallis, $\chi^2=10.88$, $df=2$, $p=0.00$, two-tailed, Table S5). This could be linked to the recovery of depleted populations¹⁴ that could also mask the impact of climate and land-cover change. The low number of significant effects can be partially explained by the fact that there is an important geographical bias in the repartition of waterbird monitoring programmes, blinding the effect of climate change, land use change and protection cover in the South Eastern part of the basin (Figure S5). Also, a reduction of natural wetland habitats may not refer to a reduction of available water surface, because the construction of dams and reservoirs can result in an increase of artificial wetland habitats, as is the case in the Mediterranean basin between 1984 and 2015 (Pekel *et al.* 2016, Geijzendorffer *et al.* 2018). Artificial water bodies can at least partly replace natural water bodies in the total available

habitat for waterbirds. These data constrains limited our analysis in comparing with previous studies that found an accelerating loss of the Eastern Mediterranean birds population (Galewski *et al.* 2011).

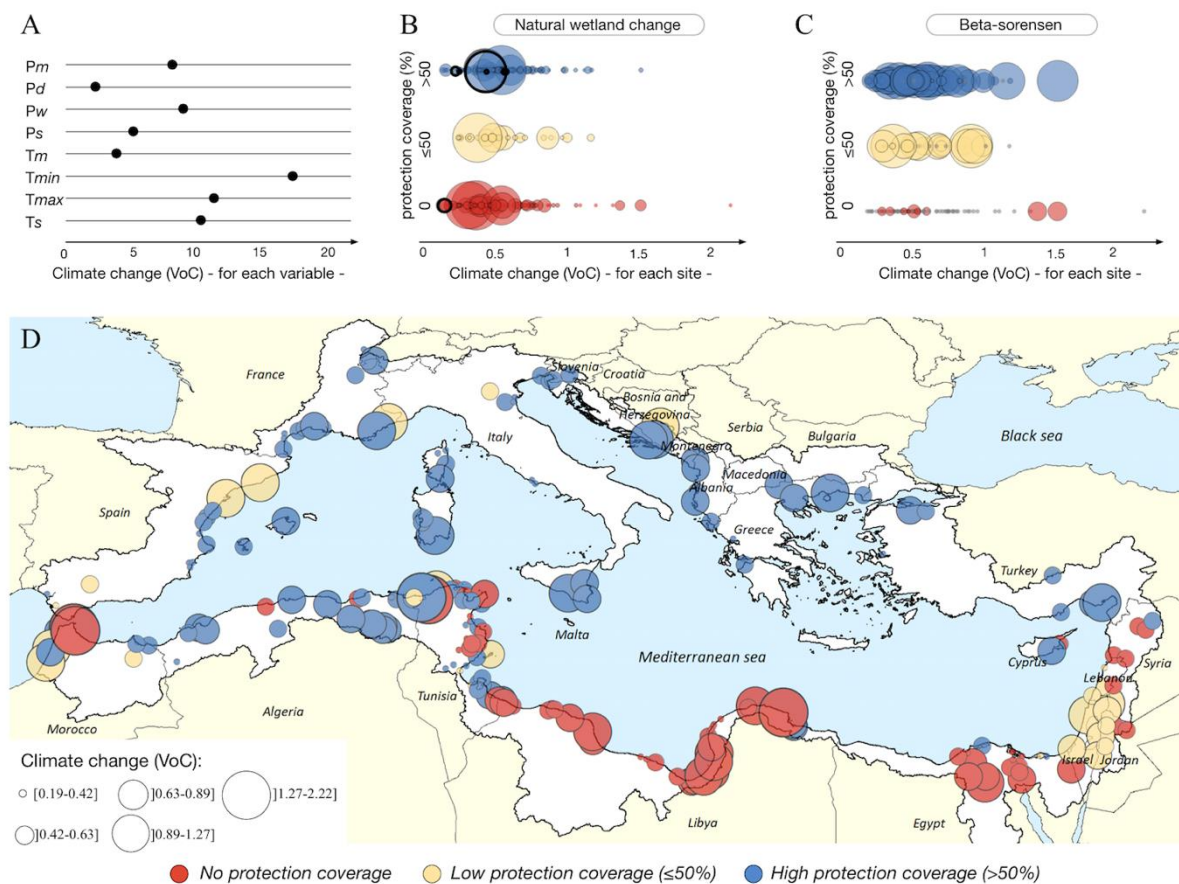


Figure 2. Partial Triadic Analysis to assess the change occurring among climate variables in 1990 and 2005. As climate variables, we considered annual temperature and precipitation mean, temperature and precipitation seasonality, maximum temperature of the warmest month, minimum temperature of the coldest month, precipitation of the driest and of the wettest month. A) The importance order of the vector of change (VoC, with high value for high climate change) of each variable between 1990 and 2005. The other top panels represent each site along the climate VoC gradient with bubble size accounting for (B) natural wetland percentage of change (PoC) and (C) beta-Sorensen metric. The down panel d) shows the spatial repartition of wetland sites experiencing more or less important climate change represented by the bubble size (climate VoC). The protection coverage is represented by color code.

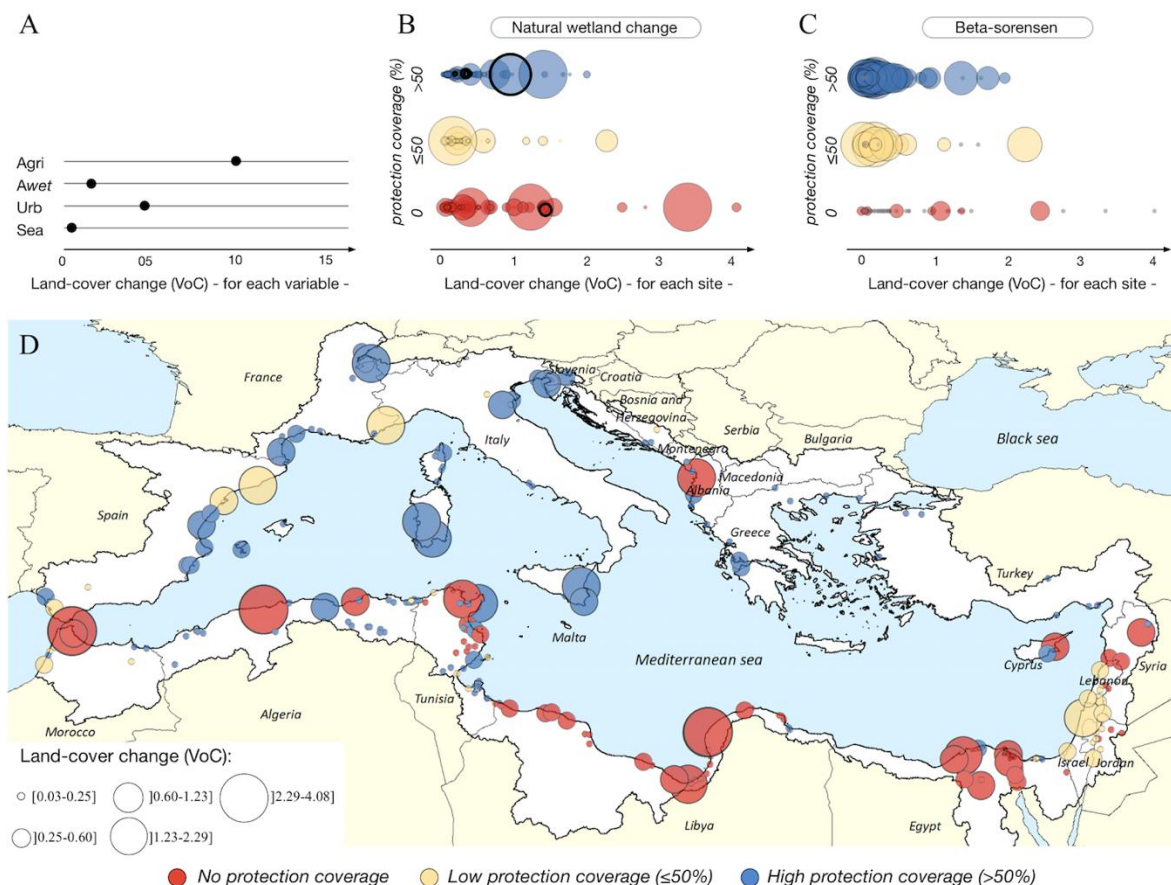


Figure 3. Partial Triadic Analysis to assess the change occurring among land cover variables in 1990 and 2005. As land cover variables, we considered agricultural, artificial wetland habitats, urban and sea areas. The importance order of the vector of change (VoC, with high value for high land cover change) of each variable between 1990 and 2005 is represented in (a). The other top panels represent each site along the land cover VoC gradient with bubble size accounting for (b) natural wetland percentage of change (PoC) and (c) beta-Sorensen metric. The down panel d) shows the spatial repartition of wetland sites experiencing more or less important land cover change represented by the bubble size (climate VoC). The protection coverage is represented by color code.

Waterbird counts are unevenly distributed in the basin and with regards to protected and unprotected sites. The geographical and topical bias in existing biodiversity monitoring efforts can severely limit statistical significance. Found results could be further improved by a better repartition of protected and unprotected sites and associated data-collection. The Mediterranean Waterbird Network which assists the implementation of the Ramsar Convention and the African-Eurasian Waterbird Agreement in the Mediterranean region has already taken this to heart, and is currently strengthening waterbird monitoring in North Africa (Sayoud *et al.* 2017). Also, integrating data on other species groups (e.g., endemic amphibians and fishes) that are more vulnerable to the degradation of wetland habitats than waterbirds, or use distinct habitat features (e.g. temporary

ponds or water courses), would add relevant information on wetlands' ecosystems state (Cuttelod *et al.* 2009). Moreover, at a local level, wetland ecosystems depend on complex hydrological cycles that go beyond sites boundaries, mostly influenced by underground water and stream networks. Therefore, a site-based approach can reach limitations without the consideration of a buffer zone that integrates areas of major importance for the studied system (e.g. watershed). Some specific high spatial resolution variables outside the wetland sites should be monitored for their potential impact on the water system (e.g. distance to settlements, number of dams, population density, agricultural areas).

Here, the use of an essential variable approach in a regional ecosystem assessment allowed to show the mismatch between hotspots of climate change, land-use change, and habitat protection coverage within the Mediterranean basin. This approach, coupled with multivariate analysis techniques, provides guidelines for identifying important biases in protection in the perspective of developments towards the future. Therefore, to assess large-scale pressures on natural wetlands, we recommend the use of the essential biodiversity variables "habitat extent" to estimate land-cover change impact with 'natural wetland area', 'artificial wetland area', 'agricultural area', 'urban area' and 'sea area' as indicators of climate change. Of course, those do not capture all the sites specific dimensions. But this approach does provide a starting point to put all studied sites into a regional context that can inform local decision-makers on their state and international importance, to motivate effective decisions. Also, it allows to implement comprehensive and homogeneous frameworks covering large geographical scales that could be downscaled to national, sub-national and site levels. Wetland sites with important conservation values face a number of barriers that hamper their capacity to achieve their conservation goals, such as limited means, capacity and political priority (Gill *et al.* 2017). The use of globally widely available data, such as climate or remote sensing data, could be part of the solution to at least provide information of some relevant variables at play. More importantly, the decision to protect specific ecosystems entails an important political and societal investment towards the future and this should not be made based on current importance of wetlands for biodiversity alone, but include a consideration of how these sites are being impacted by current and future global change.

Acknowledgement

CG and IG were funded by ECOPOTENTIAL, a project funded by the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme, under grant agreement no. 641762. AG was funded by

the SWOS project Horizon 2020 research and innovation programme, under grant agreement no. 642088. EG and TG were funded by Foundation Tour du Valat, Foundation Prince Albert II of Monaco, Foundation Total, the French Ministry of “Transition écologique et solidaire” and EG received additional funds from the MNHN 227 doctoral school". We would like to acknowledge the work of the thousands of volunteers and professionals involved in waterbird counts, national coordinators from the countries included in the study, and the Mediterranean Waterbird Network: Wetlands International, Tour du Valat, the French National Office for Hunting and Wildlife, and national IWC North African coordinators GREPOM/BirdLife Morocco, Direction Générale des Forêts (Algeria), AAO/BirdLife Tunisia, Libyan Society for Birds and the Egyptian Environmental Affairs agency, as well as Anne Mimet for her valuable advices for the statistical analysis.

Methods

We considered 236 wetland sites located within a region defined by the limits of costal watersheds that drain to the Mediterranean Sea. All land-cover and climate data were clipped from those sites delineation.

Essential Variables definition and approach. An Essential Variable (EV) is a variable or a group of linked variables that either (in the case of Essential Biodiversity Variable, EBV) (1) allows quantification of the rate and direction of change in one aspect of the state of biodiversity (Pereira *et al.* 2013, Pettorelli *et al.* 2016), or (for Essential Climatic Variable, ECV) that (2) critically contributes to the characterization of Earth's climate (Bojinski *et al.* 2014). EVs allow to frame the variables into a global context, setting global monitoring prioritisation, harmonisation and standardisation to avoid methodological dispersion (Kissling *et al.* 2017).

Following an Essential Biodiversity Variable framework (EBV), Turak *et al.* (2017) identified 22 priority activities for freshwater biodiversity conservation to be tackled by 2020 to allow its global mapping. In our study, we put those recommendations into practice by testing different variables as potential essential variable for wetland monitoring. We used harmonised and standardised site-based data (species, climatic and habitat-extent) at high spatial resolution across the Mediterranean.

We identified 17 primary variables that describe climatic, land cover, hydrology and birds species patterns closely related to wetlands ecosystem structure or function. Those variables were framed into five EVs classes (i.e. Population abundance, ecosystem structure, ecosystem function, temperature, precipitation (Bojinski *et al.* 2014, Kissling *et al.* 2018) (Table S7), and used to produce

secondary variables (e.g. percentage of wetland change, or percentage of wetland converted in another land-cover type). The primary variables were selected according to their availability and their accordance towards common criteria: i) cover the wetlands sites uniformly, ii) overlap in time - all variables were representative of two periods, 1990 and 2005 -, and iii) have high spatial resolution capable of describing local processes.

The climate variables were downloaded from Chelsa (Karger *et al.* 2017) such as monthly mean, maximum and minimum temperature (°C) from which four variables were derived: 1) annual temperature mean (Tmean), 2) temperature seasonality (Tseas), 3) maximum temperature of the warmest month (Tmax), 4) minimum temperature of the coldest month (Tmin), and monthly precipitation (mm) data from which another four variables were processed: 1) annual precipitation (Pmean), 2) precipitation of the wettest month (Pwet), 3) precipitation of the driest month (Pdry), and 4) precipitation seasonality (Pseas). We computed yearly climatic variables using monthly data from 1986 to 1995 as a representation of the 1990's climate, and from 2001 to 2010 to represent the 2005's climate. We also transformed each climatic and land cover variable to produce secondary variables that account for changes. Concerning the climate variables, we performed a simple deduction of their values between 2005 and 1990 such as: *variables diff* = *data2005* - *data1990*. We then obtained the difference in mean temperature (Tmean diff) and precipitation (Pmean diff), in temperature and precipitation seasonality (Tseas diff and Pseas diff), in maximum and minimum temperature of the hottest and coldest month (Tmax diff and Tmin diff) as well as in precipitation of the driest and wettest month (Pdry diff and Pwet diff).

In this study, we interpreted the Essential Biodiversity Variable (EBV) - "habitat extent" as the surface of six different land cover types within each wetland site: urban areas, agricultural lands, artificial wetlands, natural wetlands, and sea (Land-Use Land-Cover data LULC, as defined by the Ramsar Convention, Table S1). We then transformed the initial km² unit of the land cover categories in percentage of cover per site (further used for the Partial Triadic Analysis), and in percentage of change (PoC) per site given the following equation: *variable PoC* = (*data2005* - *data1990*)/*data1990*. We considered the percentage of change of natural wetlands representative of the wetland state.

For the birds species data (wintering waterbirds only), two variables were produced for each site: Simpson diversity (alpha diversity) and Sorensen beta diversity. Both fit the population abundance EBV (Kissling *et al.* 2018). The population abundance was obtained from regular surveys occurring between 1991 and 2010. We represented the 1990 period by averaging the data from 1991 to 1995, and the 2005 period by averaging from 2006 to 2010. Each period (represented from 1990 and 2005) has a slightly different number of sites surveyed (130 and 178 respectively).

Therefore, we used only the sites where both dates were sampled resulting to 111 sites. In this study, we presented the results from beta-Sorensen to measure the change in community species composition (beta diversity) and Simpson diversity to measure the change in populations (alpha diversity) to explain the species response to changes. We assumed both climate and land cover changes increase beta diversity, by inducing a species turnover and favoured the incoming of new species, respectively. By evaluating the trend in alpha diversity, we measured if the change in beta diversity is related to an increase or a decrease in waterbird populations.

Data processing. The wetlands sites considered as ‘protected’ presented the following labels: Biotope Protection Order, Forest Reserve, Hunting Reserve, Land acquired by a regional conservatory of natural areas, land acquired by Natural Seaside and Lakeside Conservatory, Marine Protected Areas, Natura 2000, National Park, Nature Monument, Nature Park, Nature Reserve, protected area of Mediterranean Importance, Protected Landscape, Ramsar, Regional Park, Special Reserve, Waterfowl Hunting Bloc, Wildlife Refuge, World Heritage Site. International labels like Important Birds Areas (IBA) that are not part of a convention and does not impose any legal constraint were not considered as a form of protection per se if no any other kind of protection overlapped. As many form of protection labels often overlapped within a site without any clear management objective defined, we considered the total percentage of protection cover per site to implement a protection grade. We considered the percentage of protection covered per site above and below 50 percent and without protection as three protection levels: highly protected, low protection level and no protected. The protected areas were implemented from 1934 to 2016. All protected areas did not have information about their year of implementation (n= 103, 44% of sites).

For LULC derived variables, we used data from 236 wetlands sites monitored in 1990 and 2005 at 30 meters of spatial resolution and with a Minimum Mapping Unit (MMU) = 1ha (see the “Essential Variables selection” section for more details). The used LULC and LULC change database for the South and the Eastern countries of the Mediterranean basin were developed in the framework of the GlobWetland-II project (GW-II 2010-2014, funded by the European Space Agency) and completed by the Mediterranean Wetlands Observatory (Tour du Valat) for the Northern shore. All LULC and LULC change data (for 1990 and 2005) were derived from Landsat time series (see Beltrame *et al.* (2015) and Perennou *et al.* (2018) for methods). The LULC classes were defined using a hybrid nomenclature that combines both CORINE Land Cover (CLC) and Ramsar definitions (see S1).

Out of the 305 sites covered by the GW-II/MWO database, 164 were also monitored for mid-winter waterbird populations between 1991 and 2010 following a specific guideline (Delany 2005).

To process the annual mean temperature (Tmean) we used the monthly average of the mean temperature across the studied period (from 1986 to 1995, and from 2001 to 2010). We extracted the monthly mean value of each cell using ArcGIS (spatial analyst tool, Cell Statistic by Mean). To get the maximum or minimum temperature of the warmest or coldest month (Tmax and Tmin), we processed the monthly average of the mean, maximum or minimum temperature across the studied period (from 1986 to 1995, and from 2001 to 2010). Like previously, we used the spatial analyst tool on ArcGIS (Cell Statistic by Maximum or Minimum) to extract the monthly maximum or minimum value of each cell. Regarding the temperature seasonality (Tseas), we used monthly temperature mean available from Chelsa by applying the standard deviation : $\text{sd}(\text{monthly temperature}) * 100$ (see available code). The annual precipitation (Pmean) was obtained by doing the sum of the monthly average of the precipitation across the studied period (from 1986 to 1995, and from 2001 to 2010) using the spatial analyst tool on ArcGIS (Cell Statistic by Sum). The precipitation of the driest or wettest month (Pdry and Pwet) were processed using the monthly average of the minimum precipitation across the studied period (from 1986 to 1995, and from 2001 to 2010). To extract the monthly maximum (wettest month) or minimum (driest month) value of each cell, we used the spatial analyst tool on ArcGIS (Cell Statistic by Maximum or Minimum). Finally, the precipitation seasonality (Pseas) was obtained by computing the coefficient of variation [$\text{sd}(\text{monthly precipitation, e.g. from 1986 to 1995}) / (1 + \text{mean}(\text{monthly precipitation, e.g. from 1986 to 1995}))$] *100 (see available code).

Statistical analysis. To quantify the importance of changes for the studied variables and wetland sites between 1990 and 2005, we used a Partial Triadic Analysis (PTA, Thioulouse *et al.* 2004) considering the first three axis. PTA is a multivariate technique similar to a Principal Component Analysis (PCA) that integrates three dimensions such as variables, sites (as PCA), and time. It is thus possible to extract the changes using Euclidean distances that occurred between 1990 and 2005 within each site that takes into account the effect of several variables - what we defined here as 'vector of change' (VoC) -, but also to obtain the changes that occurred for each variable between these two dates. This last point allows to assess which variables are changing the most within the Mediterranean basin in consideration to the overall variables. We also made a site characterisation of the wetlands using the compromise between 1990 and 2005 (Figure S2). We implemented the PTA analysis on the climatic and the land-cover variables. We used the four temperature (Tmean, Tmax, Tmin, Tseas) and the four precipitation variables (Pmean, Pdry, Pwet, Pseas) in 1990 and 2005 to assess the overall climate change, as well as the four land cover variables that can affect natural wetlands change (percentage of agricultural land, artificial wetland, urban area, and sea covering

each site in 1990 and 2005) to report the overall land cover change. We also assessed the conversion of the land-cover extent between the two years (Table S2).

To account for the difference between the different protection coverage levels (no, low, and high coverage) among all climate variables change, land cover variables PoC, climate and land cover VoC, natural wetland loss, beta-Sorensen as well as Simpson diversity, we performed a Kruskal-Wallis test followed by a Conover post-hoc test (Conover & Iman 1979). Different models were used to report the effect of every climate variables change (e.g. Tmean diff), land cover variables PoC (e.g. Tmean PoC), and climate and land cover VoC on natural wetland loss, beta-Sorensen or Simpson diversity. Considering natural wetland habitats loss only, we selected all negative values of the initial natural wetland habitats percentage of change (discarding 36 sites out of the 236, among which 31 did not experience any change) divided by minus a hundred to have values between 0 and 1. We fitted a generalised linear model with binomial distribution to the data. The residuals from the beta-Sorensen metric followed a negative beta-distribution with]0;1[values that we fitted with a beta-regression model (logit link), while the ones from the Simpson diversity metric followed a Gaussian distribution, and were then fitted using a linear model.

Multivariate and statistical analyses were performed using R (R Development Core Team 2016) with *ade4* and *betareg* packages.

Study limitations

The identification and delimitation of wetland sites from the North of the Mediterranean Sea were given by conservation authorities in charge of the sites. This explains the low amount of unprotected sites within the Europeans countries compared to the ones from Africa where the data were provided by government authorities. In addition, we did not distinguish between types of protection label since we did not have sufficient information about the different management restrictions at the regional level (Table S6), and human resources available to make strong statements about management types. To provide a complete assessment on the effectiveness of management actions, the definition, resources and goals of each protection status should be sharpened for future studies.

Concerning the use of EBVs at the Mediterranean scale, only wintering waterbirds data was available in a standardized monitoring framework whereas other species, notably endemic amphibians and fishes that might be even more impacted by climate and land cover changes in

wetlands were not assessed⁹. Nevertheless, birds are one of the most studied groups, often used as ecological indicators. However, despite waterbirds are spread on a wide range of trophic levels and habitat characteristics, they are mainly migratory species, breeding outside the Mediterranean. Thus, the impact of climate and land use change can be relative as birds are not here all the year. Moreover, waterbirds are probably not reflecting all the consequences of the environmental changes on fish, reptiles or invertebrate species. For example, dam creation could increase deep water bird populations, but could also collapse migratory fish and shallow water invertebrates.

Wetland areas are affected by a wide range of pressures and data requirements that go beyond any given essential variable group (e.g. biodiversity, climate, ocean, etc.). Data availability or resolution did not allow us to include data on specific pressures that go beyond the current study (i.e. water availability, water use, water quality, infrastructure construction (dams), population density). In this sense, many of the information mentioned by Turak et al, (2017) are still needed to go towards a most comprehensive assessment. This also includes information not only about the wetland sites themselves, but about the upstream system that regulates many of the local ecological functions and interactions. Their identification would allow to launch or orient systematic monitoring programs to identify wetlands degradation and their conservation threats.

Supplementary Material

Table S1. Land-cover classes composition.

Land-cover	Class composition
Agricultural lands	Arable land, permanent crops, pastures (except wet), heterogeneous agricultural areas.
Artificial wetlands	Mines, dump and construction sites (excavations : gravel, bricks, clay pits, borrow pits, mining pools), coastal wetlands (salines), inland waters (canals and drainage channels), inland water bodies (aquaculture ponds ; ponds: farm, stock ponds ; water storage areas: barrage, dams, impoundments ; wastewater treatment areas: sewage farms, settling ponds, oxidation basins).
Natural wetlands	Wet pastures, wet forests including riparian, shrub-dominated wetlands (shrub swamp, shrub dominated freshwater marshes, shrub carr, alder thicket on inorganic soils), sand (shingle or pebble shores island bars, spites and sandy ilsets, dune systems and humid dune slacks), inland wetlands, coastal wetlands (except salines), inland waters (inland delta, courses, rivers, etc), marine waters (lagoon, estuaries etc.).
Urban areas	Urban fabric, industrial commercial and transport unit, mine (mineral extraction), dump and construction sites, artificial non-agricultural vegetated areas (green urban area, sport and leisure facilities).
Sea	Sea

Table S2. Transition matrix of the surface in km² between 1990 and 2005 across land-cover classes taking into account the 236 wetland sites. With urban = urban area, agri = agricultural area, nat_dry = natural dryland area, nat_wet = natural wetland area, art_wet = artificial wetland area, sea = sea area, PoC (in %) = percentage of change (variable₂₀₀₅-variable₁₉₉₀/variable₁₉₉₀)x100.

	urban 1990	agri 1990	nat_dry 1990	nat_wet 1990	art_wet 1990	sea 1990	total	PoC
urban 2005	539.73	276.30	164.13	41.62	6.23	1.32	1,029.34	42.23
agri 2005	0.37	8,342.55	1,069.77	311.04	85.58	0.04	9,809.35	-31.59
nat dry 2005	0.30	0.36	6,695.79	8.57	0.06	7.80	6,712.89	-14.53
nat wet 2005	0.98	6.66	0.21	11,384.90	1.55	9.28	11,403.59	187.53
art wet 2005	0.49	126.48	43.55	255.45	1,497.67	0.16	1,923.79	6.73
sea 2005	0.03	0.00	22.34	6.71	0.00	1,091.08	1,120.17	348.69
total	541.90	8,752.36	7,995.79	12,008.28	1,591.10	1,109.69	1,029.34	

Table S3. Values from the Partial Triadic Analysis on 3 axes by order of importance given the ‘vector of change’ considering all variables, climate variables only and land cover variables only. With as land-cover variables agri=agricultural area, art_wet=artificial wetland area, urb=urban area, sea=sea area, and as climate variables pdry=precipitation of the driest month, pmean=mean precipitation, pwet=precipitation of the wettest month, tmax= maximum temperature of the warmest month, tmean=mean temperature, tmin= minimum temperature of the coldest month, tseas=temperature seasonality.

All variables	urb	tmax	tmin	agri	tseas	pwet	pmean	pseas	art_wet	tmean	pdry	sea
Vector of change	14.7	11.8	11.8	10.4	8.8	7.0	5.9	4.6	4.2	3.7	2.0	1.9
Climatic variables	tmin	tmax	tseas	pmean	pseas	tmean	pdry	-	-	-	-	-
Vector of change	17.0	11.6	10.8	8.8	5.04	4.1	2.8	-	-	-	-	-
Land-use variables	agri	urb	art_wet	sea	-	-	-	-	-	-	-	-
Vector of change	10.2	5.1	3.3	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-

Table S4. Natural wetland loss, Sorensen beta-diversity and Simpson diversity according to the change in eight climatic variables, four land-cover variables, as well as the climatic and land-cover vector of change (VoC). The change in climate variables (diff) was accounted by the subtraction of the variable values between 2005 and 1990, while a percentage of change relative to 1990 ($PoC = [data_{2005} - data_{1990}] / data_{1990}$) was used to assess the land-cover change. A generalised linear model fitted with a quasibinomial distribution was applied to account for the natural wetland loss, while a beta-regression was applied concerning Sorensen beta-diversity, and a linear model was used for the Simpson diversity according to their respective distribution.

Response variable	Explanatory variable	Coefficient	Standard error	p-value	QAIC
Natural wetland loss	Tmean diff	0.551	0.918	0.559	48.8
	Pmean diff	-0.003	0.002	0.142	48.4
	Tmax diff	-0.277	0.165	0.094	48.2
	Tmin diff	0.043	0.093	0.642	49.1
	Tseas diff	-2.043	0.797	0.011	46.8
	Pdry diff	0.011	0.052	0.834	49.1
	Pwet diff	-0.005	0.009	0.591	49.0
	Pseas diff	0.004	0.018	0.810	49.1
	Log(Agri PoC)	-0.838	0.564	0.139	48.3
	Log(Artificial Wetland PoC)	0.929	0.174	2.67e-07	41.7
	Log(Urb PoC)	0.240	0.214	0.263	48.7
	Log(Sea PoC)	0.543	0.740	0.464	49.0
	Climate VoC	-0.434	0.627	0.490	49.0
	Land-cover VoC	0.857	0.324	0.008	42.5
	PA decreasing cover	0.468	0.159	0.004	46.2
Response variable	Explanatory variable	Coefficient	Standard error	p-value	Log-likelihood
Beta Sorensen	Tmean diff	-0.41	0.34	0.22	10.78
	Pmean diff	-0.00	0.00	0.32	10.55
	Tmax diff	-0.34	0.11	<0.01	14.62
	Tmin diff	0.03	0.06	0.60	10.18
	Tseas diff	0.13	0.52	0.81	10.07
	Pdry diff	0.01	0.03	0.67	10.14
	Pwet diff	-0.00	0.01	0.69	10.12
	Pseas diff	0.02	0.01	0.17	10.98
	Log(Agri PoC)	-0.35	0.33	0.29	10.59
	Log(Artificial wet PoC)	0.06	0.28	0.82	10.07
	Log(Natural wet loss)	0.06	0.11	0.56	06.28
	Log(Urb PoC)	-0.00	0.14	0.95	10.05
	Log(Sea PoC)	-0.59	0.68	0.39	10.43
	Climate VoC	0.57	0.33	0.08	11.57
	Land-cover VoC	0.00	0.19	0.99	10.04
	PA decreasing cover	-0.13	0.42	0.37	10.47
Response variable	Explanatory variable	Coefficient	Standard error	p-value	AIC
Simpson diversity	Tmean diff	0.05	0.11	0.47	48.35
	Pmean diff	0.00	0.00	0.41	47.87
	Tmax diff	0.03	0.04	0.36	47.71
	Tmin diff	0.02	0.02	0.39	47.83
	Tseas diff	-0.07	0.17	0.68	48.40
	Pdry diff	0.00	0.01	0.88	48.55
	Pwet diff	0.00	0.00	0.07	45.09
	Pseas diff	0.00	0.00	0.29	47.44
	Log(Agri PoC)	0.12	0.11	0.25	47.23
	Log(Artificial Wetland PoC)	-0.12	0.09	0.16	46.56
	Log(Natural wet loss)	0.04	0.03	0.20	10.63
	Log(Urb PoC)	-0.03	0.05	0.56	48.23

Log(Sea PoC)	0.11	0.22	0.50	48.32
Climate VoC	-0.09	0.11	0.43	47.94
Land-cover VoC	-0.05	0.07	0.52	48.15
PA decreasing cover	0.004	0.047	0.925	48.57

As variables we used 1) mean temperature (Tmean diff), 2) mean precipitation change (Pmean diff) and their interaction, 3) maximum temperature of the warmest month (Tmax diff), 4) minimum temperature of the coldest month (Tmin diff), 5) temperature seasonality (Tseas diff), 6) precipitation of the driest month (Pdry diff), 7) precipitation of the wettest month (Pwet diff), 8) precipitation seasonality (Pseas diff), 9) agricultural lands (Agri PoC), 10) artificial wetlands (Artificial Wetland PoC), 11) urban areas (Urb PoC), 12) sea (Sea PoC), 13) vector of change regarding the climate variables (Climate VoC), 14) vector of change regarding the land-cover variables (land-cover VoC), 15) protected area coverage classes from 100% to 0% cover (PA decreasing cover).

Table S5. Natural wetland loss and Sorensen beta-diversity difference between the three classes of protected area (PA) coverage (no, low, and high coverage) (Kruskal-Wallis test, followed by a Conover post-hoc test when significant). The median of the variable value (e.g. mean temperature change between 1990 and 2005 (Tmean diff)) was reported for each protected coverage class only when the Kruskal-Wallis test was significant.

Variable	Test	PA coverage	χ^2	df	p	median
Tmean diff	Kruskal-Wallis	All	51.18	2	<0.001 ***	-
	Conover	No - Low			0.08	0.70 – 0.96
		No - High			<0.001 ***	0.70 – 0.42
		Low - High			<0.001 ***	0.96 – 0.42
Tmax diff	Kruskal-Wallis	All	15.96	2	<0.001 ***	-
	Conover	No - Low			<0.05 *	0.26 – 0.90
		No - High			<0.001 ***	0.26 – 1.20
		Low - High			0.44	0.90 – 1.20
Tmin diff	Kruskal-Wallis	All	17.13	2	<0.001 ***	-
	Conover	No - Low			<0.05 *	1.90 – 3.34
		No - High			<0.05 *	1.90 – 1.45
		Low - High			<0.001 ***	3.34 – 1.45
Tseas diff	Kruskal-Wallis	All	46.84	2	<0.001 ***	-
	Conover	No - Low			0.60	-0.09 – -0.13
		No - High			<0.001 ***	-0.09 – 0.15
		Low - High			<0.001 ***	-0.13 – 0.15
Pmean diff	Kruskal-Wallis	All	7.82	2	<0.05 *	-
	Conover	No - Low			0.65	0.65 – 0.95
		No - High			<0.01 **	0.65 – -1.89
		Low - High			0.10	0.95 – -1.89
Pdry diff	Kruskal-Wallis	All	11.24	2	<0.001 ***	-
	Conover	No - Low			<0.01 **	-0.07 – -0.35
		No - High			<0.01 **	-0.07 – -0.57
		Low - High			0.47	-0.35 – -0.57
Pwet diff	Kruskal-Wallis	All	8.48	2	<0.01 **	-
	Conover	No - Low			0.39	-3.39 – -6.68
		No - High			<0.05 *	-3.39 – 0.96
		Low - High			<0.001 ***	-6.68 – 0.96
Pseas diff	Kruskal-Wallis	All	7.82	2	<0.05 *	-
	Conover	No - Low			0.65	0.65 – 0.95
		No - High			<0.01 ***	0.65 – -1.89
		Low - High			0.10	0.95 – -1.89
Agri PoC	Kruskal-Wallis	All	0.55	2	0.76	-
	Conover	No - Low			-	-
		No - High			-	-
		Low - High			-	-
Art Wet PoC	Kruskal-Wallis	All	3.00	2	0.22	-
	Conover	No - Low			-	-
		No - High			-	-
		Low - High			-	-
Urb PoC	Kruskal-Wallis	All	10.02	2	<0.01 **	-
	Conover	No - Low			<0.01 **	0.44 – 1.07
		No - High			0.91	0.44 – 0.35
		Low - High			<0.01 **	1.07 – 0.35
Sea PoC	Kruskal-Wallis	All	1.42	2	0.49	-
	Conover	No - Low			-	-
		No - High			-	-
		Low - High			-	-
Climate VoC	Kruskal-Wallis	All	2.09	2	0.35	-

		No - High				
		No - Low			-	-
		Low - High				
	Kruskal-Wallis	All	2.01	2	0.37	-
Land-cover VoC		No - High				
		No - Low			-	-
		Low - High				
	Kruskal-Wallis	All	11.76	2	<0.01 **	-
Natural wetland loss		No - High			<0.05 *	-0.02 - -0.01
	Conover	No - Low			0.56	-0.02 - -0.02
		Low - High			<0.03 *	-0.02 - -0.01
	Kruskal-Wallis	All	10.88	2	<0.05 *	-
Beta Sorensen		No - High			<0.05 *	0.19 – 0.47
	Conover	No - Low			<0.01 **	0.19 – 0.54
		Low - High			0.32	0.54 – 0.47
Simpson diversity	Kruskal-Wallis	All	1.90	2	0.39	-
		No - High				
	Conover	No - Low			-	-
		Low - High				

As variables we used 1) mean temperature change between 1990 and 2005 (Tmean diff), 2) mean precipitation change between 1990 and 2005 (Pmean diff) and their interaction, 3) maximum temperature of the warmest month (Tmax diff), 4) minimum temperature of the coldest month (Tmin diff), 5) temperature seasonality (Tseas diff), 6) precipitation of the driest month (Pdry diff), 7) precipitation of the wettest month (Pwet diff), 8) precipitation seasonality (Pseas diff), 9) agricultural lands (Agri PoC), 10) artificial wetlands (Artificial Wetland PoC), 11) urban areas (Urb PoC), 12) sea (Sea PoC), 13) vector of change regarding the climate variables (Climate VoC), 14) vector of change regarding the land-cover variables (land-cover VoC).

Table S6. Protection designation.

Protection Category	Legal framework	Protection type	Scale of application	Reference
Regulatory protection	Area protected by law	National Parks, heart area	National	[1]
		Nature Reserve	National or Regional	[1]
		Hunting Reserve	National	[1]
		Biotope Protection Order	Departmental	[2]
Contractual protection	Contract passed with local actors to find a compromise between economic development and natural heritage protection	Marine Protected Areas	International	[1]
		National Parks, partnership zone	National	[1]
		Protected Landscape (=Regional Park)	International	[1]
		Natura 2000	European	[2]
		Nature Monument	NA	[1]
		Nature Park	NA	[1]
Protection through land management	Areas bought by the government to be protected	Land acquired by a regional conservatory of natural areas	National / Regional report	[1]
		Land acquired by Natural Seaside and Lakeside Conservatory	National / Regional report	[1]
Protection under European and International conventions or commitments	No legal constraint applied although the label can be recalled	Ramsar	International	[1]
		World Heritage Site	International	[1]
		Protected area of Mediterranean Importance	International	[1]

[1] <https://inpn.mnhn.fr/programme/espaces-protoges/presentation?lg=en>

[2] <https://www.legifrance.gouv.fr>

Table S7. Variables studied and their Essential Variable (EV) attribution. With EBV = Essential Biodiversity Variables, ECV = Essential Climate Variables

EV type	EV Class	EV	Variable	Unit per site	Unit per time	Equation	Reference
EBV	Population abundance		Simpson diversity		1990 = mean(1991-1995) 2005 = mean(2006 - 2010)		
			Beta diversity - <u>Sorrensen</u>	total	T1 = mean(1991-1995) T2 = mean(1996 – 2000) T3 = mean(2001 - 2005) T4 = mean(2006 - 2010) Beta(1990) = species turnover between T1 and T2 Beta(2005) = species turnover between T3 and T4		
			Urban area Agricultural land area Sea area Artificial wetland area Natural wetland area	%	1990 2005		
ECV	Ecosystem structure	Habitat Extent	Disturbance regime	Flooding regime	categorical	$\left(\sum_{i=1}^{12} t_i \right) / 12$	
ECV	Temperature	Temperature seasonality	Annual mean temperature	Annual mean temperature	mean	1990 = mean(1986-1995) 2005 = mean(2001-2010)	Krämer et al., 2017
ECV	Precipitation	Precipitation Seasonality	Annual precipitation	Annual precipitation	mean	1990 = mean(1986-1995) 2005 = mean(2001-2010)	Krämer et al., 2017

Figure S1. Spatial distribution of the studied wetlands (n=236) within the Mediterranean basin (in dark blue). Wetlands are classified according to protection coverage from "high protection coverage" (>50), "low protection coverage" ($\leq 50\%$), to "no conservation status" (0%).



Figure S2. Partial Triadic Analysis compromise between 1990 and 2005 concerning a) climatic variables, and b) land cover variables with the sites as dots such as red = no protection coverage, orange = low protection coverage, blue = high protection coverage. With as land-cover variables agri=agricultural area, art_wet=artificial wetland area, urb=urban area, sea=sea area, and as climate variables pdry=precipitation of the driest month, pmean=mean precipitation, pwet=precipitation of the wettest month, tmax= maximum temperature of the warmest month, tmean=mean temperature, tmin= minimum temperature of the coldest month, tseas=temperature seasonality.

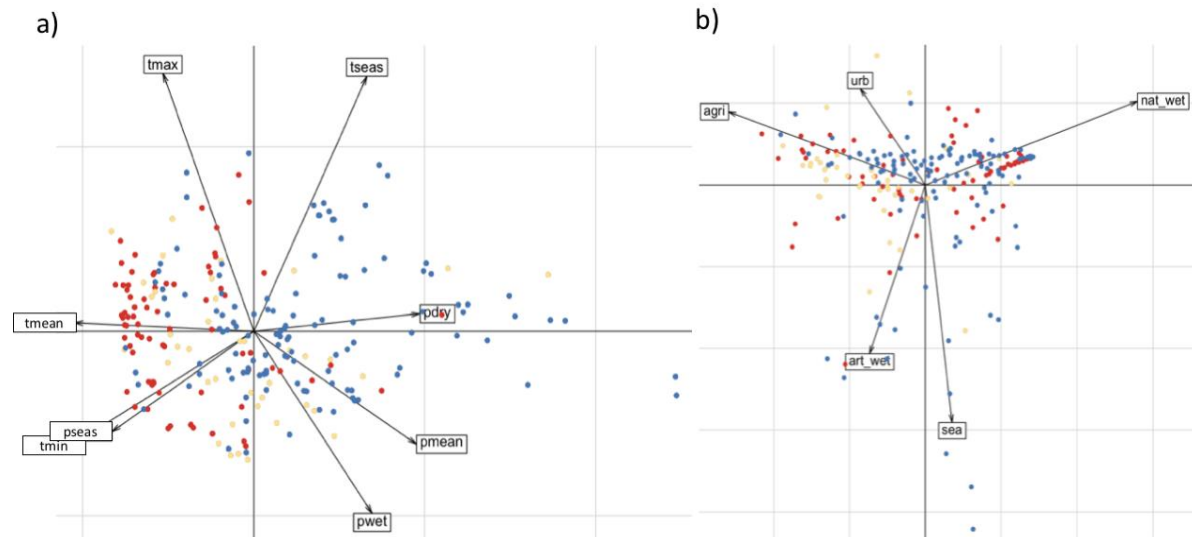


Figure S3. a) Simpson diversity values per site between 1990 and 2005 along the mean temperature and mean precipitation change gradients. The bubble size represents the Simpson diversity values within each wetland site, b) Simpson diversity values along the vector of change of climate variable gradient (VoC, with high value for high climate change), c) Simpson diversity values along the land-cover change gradient (VoC, with high value for high land-cover change). The colors represent the protection status of the sites such as red = no protection status, orange = low protection coverage, green = high protection coverage, and grey = sites without species data available. Bold circle = diversity gained, thin circle = diversity lost.

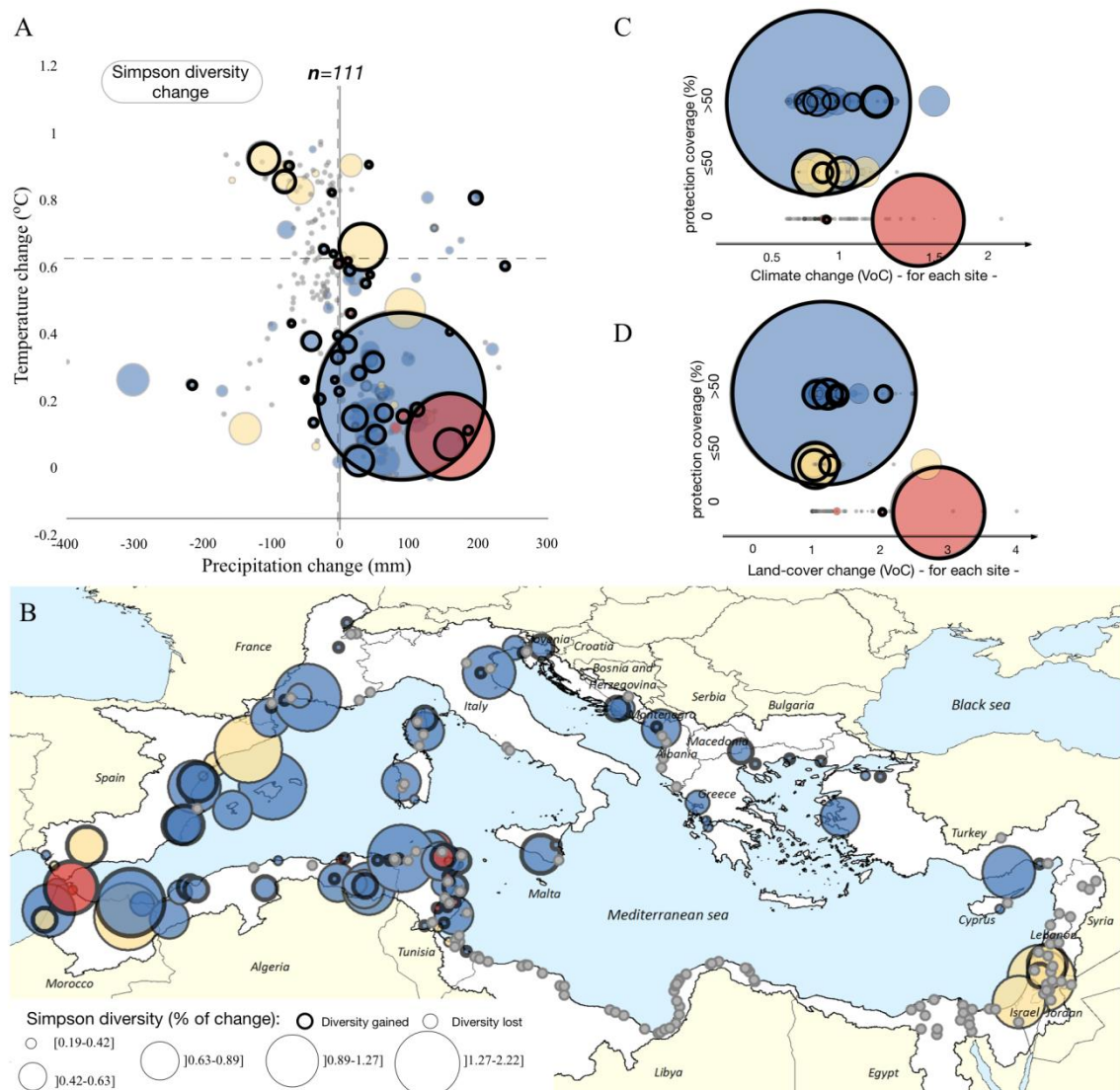


Figure S4. A) Percentage of natural wetland area per site in 1990, and B) Natural wetland area (km) in 1990. In red = no protection status, orange = low protection coverage, green = high protection coverage.

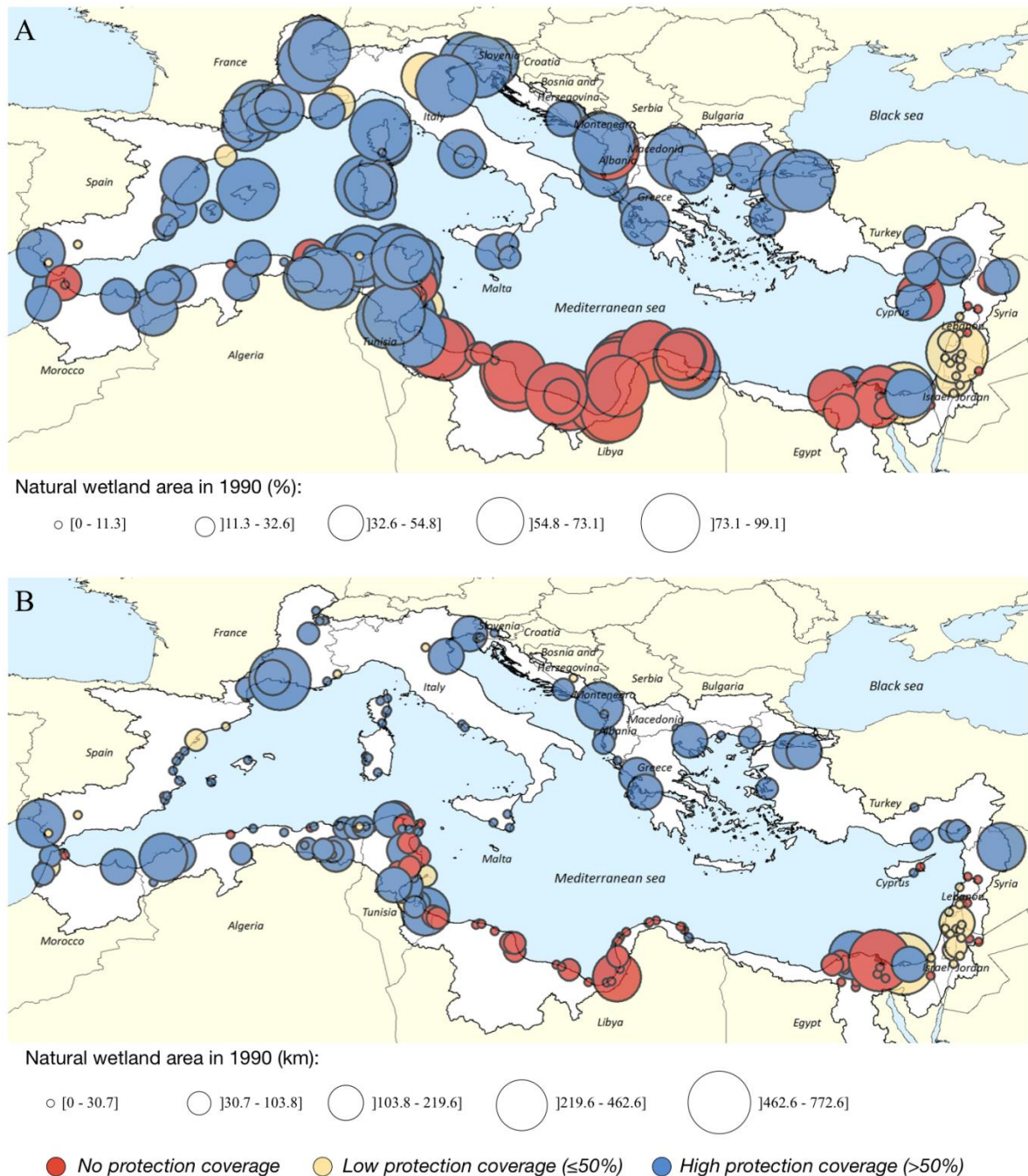
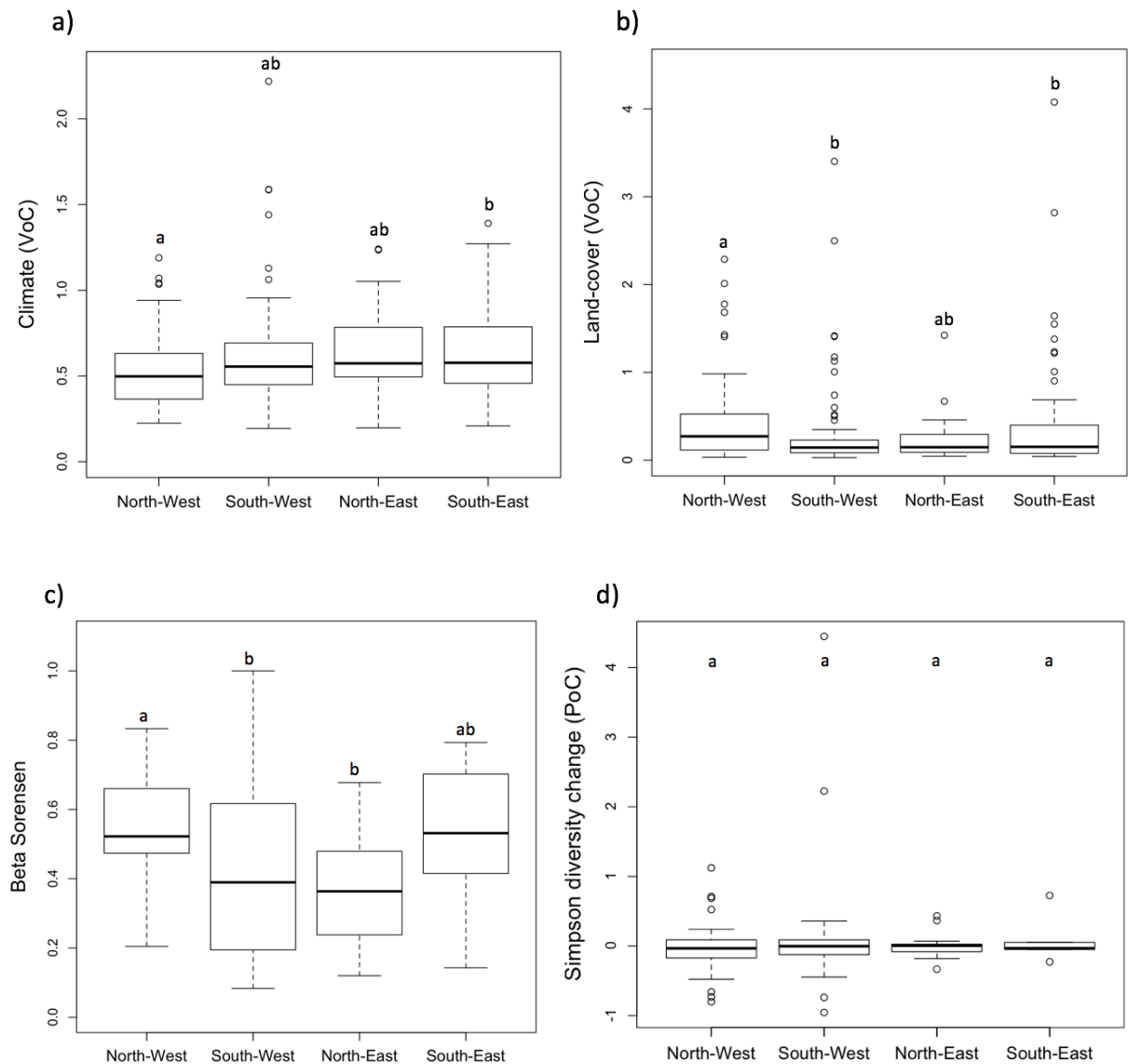


Figure S5. Distribution of a) Climate change vector of change (VoC) and, b) and land-cover vector of change (VoC) among the four areas of the Mediterranean basin (North-West, South-West, North-East and South-East). We conducted a Kruskal-Wallis test for statistical comparison followed by a Conover post-hoc test (alpha = 0.05).



North-West (47 wetland sites): Spain, France, Italy.

South-West (72 wetland sites): Morocco, Algeria, Tunisia.

North-East (26 wetland sites): Slovenia, Croatia, Bosnia and Herzegovina, Montenegro, Albania, Macedonia, Greece, Turkey.

South-East (85 wetland sites): Libya, Egypt, Israel, Jordan, Lebanon, Cyprus, Syria.

Annexe E : Matériel et méthodes de l'Encadré 6

Waterbird conservation: Ramsar extension needed for the Mediterranean wetlands with international importance. Popoff N., Gaget E., Dami L., Guelmami A., Geijzendorffer I., Perennou C. & Galewski T. In prep. For Marine and Freshwater Research.

The study area covers 24 countries of the Mediterranean basin: Albania, Algeria, Bosnia and Herzegovina, Bulgaria, Croatia, Cyprus, France, Greece, Italia, Israel, Jordan, Lebanon, Libya, Macedonia, Morocco, Montenegro, Occupied Palestinian Territory, Portugal, Serbia, Slovenia, Spain, Syria, Tunisia and Turkey. All the countries are involved in International Waterbirds Census (except the Occupied Palestinian Territory) and all are contracting parties of the Ramsar Convention (Ramsar Convention Secretariat, 2013).

Bird counts in the countries of the study area were provided by the International Waterbird Census (IWC), coordinated by Wetlands International. One counting session per year per wetland occurred in mid-January by volunteers or professionals (Delany 2005). We used data counts performed between 1991 and 2012 for each Mediterranean site with at least two counting events. We selected waterbirds species as they are defined by the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA) (<http://www.unep-aewa.org>), as in Gaget *et al.* (2018). A total of 3 704 sites in 24 countries from the Mediterranean basin were used, totalling 156.2 million birds in 37,672 count events.

Ramsar site name and geographical coordinates were extracted from <https://rsis.ramsar.org/>. For 37 of the 382 Mediterranean Ramsar sites, we manually performed Ramsar site delimitation thanks to Ramsar site sheet because site delimitation was incomplete of the online database. Among the 382 Ramsar sites localized in the Mediterranean region, only 375 were used in this study: Malta (2 sites), Andorra (3 sites), Monaco (1 site) and the English part of Cyprus (1 site) are not included in our study area.

We used the two specific Ramsar criteria design for birds to localize the wetlands of international importance. Waterbirds criteria are used for wetlands regularly supporting: 20 000 or more waterbirds (criterion 5) or 1% of the individuals in a population of one species or subspecies of waterbirds (criterion 6). Consequently, criterion 5 was attributed to sites hosting regularly (>50% of time) 20 000 waterbirds. For the criterion 6, because it refer to waterbirds populations size, we used the most recent biogeographical populations assessment used for the 7° AEWA Conservation Status

Report on Migratory Waterbirds of 2017 (CSR, <http://wpe.wetlands.org>). Then, we assessed the overlapped sites per each population we attributed the corresponding 1% population level. If several populations of one species overlap one site, we retained the lower 1% population value. Criterion 6 was attributed to the sites hosting regularly (>50% of time) 1% of a population.

We verified for each Ramsar site the presence or absence of an IWC site. First we have considered that an IWC site was performed on a Ramsar site when the centroïde of the IWC site was into the Ramsar polygon boundaries by using geographic information system (ArcGIS). Second we completed the correspondence by cross-checking the names of the Ramsar and IWC sites when distances were closes, because IWC centroïdes are sometimes not exactly positioned. The correspondences were finally verified by the IWC national coordinators (estimated errors of the first cross-checking was <3%).

References

- AEWA. 2015. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA) Agreement Text and Annexes. UNEP/AEWA Secretariat, Bonn, Germany.
- 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(5), 783–800.
- Aguilar R., Ashworth L., Galetto L. & Aizen M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology letters*, 9(8), 968-980.
- Al Adhoobi A.S. 2016. Influences on the successful Implementation of the Convention on Wetlands of International Importance (Ramsar) among Member countries. Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College. Master of Science. 2016.
- 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.
- Amano T. 2009. Conserving Bird Species in Japanese Farmland: Past Achievements and Future Challenges. *Biological Conservation*, 142(9), 1913–21.
- Amano T., et al. 2018. Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553(7687), 199.
- Araújo M.B., Alagador D., Cabeza M., Nogués-Bravo D. & Thuiller W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14, 484–492.
- Austin G.E. & Rehfisch M.M. 2005. Shifting Nonbreeding Distributions of Migratory Fauna in Relation to Climatic Change. *Global Change Biology*, 11(1), 31–38.
- Asselen S.van, Verburg P.H., Vermaat J.E., & Janse J.H. 2013. Drivers of Wetland Conversion: A Global Meta-Analysis. *PLoS ONE*, 8(11), e81292.
- Bairlein F. 2016. Migratory Birds under Threat. *Science*, 354(6312), 547–48.
- Baker D.J., Garnett S.T., O'Connor J., Ehmke G., Clarke R.H., Woinarski J.C.Z. & McGeoch M.A. 2018. The Conservation of Abundance in Nonthreatened Species. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/cobi.13197
- Balmford A., Green R.E. & Jenkins M. 2003. Measuring the Changing State of Nature. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(7), 326–30.
- Barbier E.B., Burgess J.C. & Dean T.J. 2018. How to pay for saving biodiversity. *Science*, 360(6388), 486-488.
- Bar-On Y.M., Phillips R. & Milo R. 2018. The Biomass Distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25), 6506–11.
- Barnagaud J.Y., Devictor V., Jiguet F., Barbet-Massin M., Le Viol I. & Archaux F. 2012. Relating Habitat and Climatic Niches in Birds. *PLoS ONE*, 7(3), e32819.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W. & Courchamp F. 2012. Impacts of Climate Change on the Future of Biodiversity: Biodiversity and Climate Change. *Ecology Letters*, 15(4), 365–77.

Bellio M.G., Kingsford R.T. & Kotagama S.W. 2009. Natural versus Artificial- Wetlands and Their Waterbirds in Sri Lanka. *Biological Conservation*, 142(12), 3076–85.

Beltrame C., Perennou C. & Guelmami A. 2015. Évolution de l'occupation Du Sol Dans Les Zones Humides Littorales Du Bassin Méditerranéen de 1975 à 2005. *Méditerranée*, 125(2), 97–111.

Billgren C. & Holmén H. 2008. Approaching Reality: Comparing Stakeholder Analysis and Cultural Theory in the Context of Natural Resource Management. *Land Use Policy*, 25(4), 550–62.

BirdLife International. 1994. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International.

BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International.

Birdlife. 2013. State of the world birds. Birdlife.

BirdLife International. 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.

Boere G.C. & Taylor D. 2004. Global and Regional Governmental Policy and Treaties as Tools towards the Mitigation of the Effect of Climate Change on Waterbirds: International Legislation and Policies. *Ibis*, 146, 111–19.

Bojinski S. *et al.* 2014. The Concept of Essential Climate Variables in Support of Climate Research, Applications, and Policy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95, 1431–1443.

Bonebrake T.C., Christensen J., Boggs C.L. & Ehrlich P.R. 2010. Population Decline Assessment, Historical Baselines, and Conservation: Inferring Population Declines. *Conservation Letters*, 3(6), 371–78.

Bradshaw C.J.A. & Brook B.W. 2014. Human population reduction is not a quick fix for environmental problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 16610–16615.

Breheny P. & Burchett W. 2013. Visualization of regression models using visreg. R package, 1-15.

Bregnballe T., Amstrup O., Holm T.E., Clausen P. & Fox A.D. 2014. Skjern River Valley, Northern Europe's most expensive wetland restoration project: benefits to breeding waterbirds. *Ornis Fennica*, 91, 231–243.

Bridgewater P. 2008. A New Context for the Ramsar Convention: Wetlands in a Changing World. *Rev. Eur. Community Int. Environ. Law* 17, 100–106.

Brinson M.M. & Malvárez A.I. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29(2), 115-133.

Brochet A-L., Gauthier-Clerc M., Mathevet R., Béchet A., Mondain-Monval J-Y. & Alain Tamisier. 2009. Marsh Management, Reserve Creation, Hunting Periods and Carrying Capacity for Wintering Ducks and Coots. *Biodiversity and Conservation*, 18(7), 1879–94.

Brochet A-L., Mouronval J-B., Aubry P., Gauthier-Clerc M., Green A.J., Fritz H. & Guillemain M. 2012. Diet and Feeding Habitats of Camargue Dabbling Ducks: What Has Changed Since the 1960s? *Waterbirds*, 35(4), 555–76.

Brochet A-L., *et al.* 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.

Brook B., Sodhi N. & Bradshaw C. 2008. Synergies among Extinction Drivers under Global Change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), 453–460.

Brotons L. & Jiguet F. 2010. Bird communities and climate change. In, *Effects of climate change on birds*, eds. Moller AP, Fiedler W, Berthold P, pp.275-294.

Brown J.H. 1984. On the Relationship between Abundance and Distribution of Species. *The American Naturalist*, 124(2), 255–79.

Brown E.D. & Byron K.W. 2018. The Potential for Citizen Science to Produce Reliable and Useful Information in Ecology. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/cobi.13223

Brown C.J., Saunders M.I., Possingham H.P. & Richardson A.J. 2013. Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. *PLoS ONE*, 8(6), e65765.

Campbell A., Kapos V., Scharlemann J.P.W. & Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2014. Review of the literature on the links between biodiversity and climate change: impacts, adaptation, and mitigation. (No. 42). UNEP/Earthprint.

Carboni M., Zelený D. & Acosta A.T.R. 2016. Measuring Ecological Specialization along a Natural Stress Gradient Using a Set of Complementary Niche Breadth Indices. *Journal of Vegetation Science*, 27(5), 892–903.

Carson R. 1962. Silent spring. Houghton Mifflin, Boston.

Carvalho D., Horta P., Raposeira H., Santos M., Luís A. & Cabral J.A. 2013. How Do Hydrological and Climatic Conditions Influence the Diversity and Behavioural Trends of Water Birds in Small Mediterranean Reservoirs? A Community-Level Modelling Approach. *Ecological Modelling*, 257, 80–87.

Cavalett O. 2018. From Political to Climate Crisis. *Nature Climate Change*, 8(8), 663–64.

Ceballos G., Ehrlich P.R., Barnosky A.D., Garcia A., Pringle R.M. & Palmer T.M. 2015. Accelerated Modern Human-Induced Species Losses: Entering the Sixth Mass Extinction. *Science Advances*, 1(5), e1400253–e1400253.

Certini G., Scalenghe R. & Woods W. I. 2013. The Impact of Warfare on the Soil Environment. *Earth-Science Reviews*, 127, 1–15.

Chace J.F. & Walsh J.J. 2006. Urban Effects on Native Avifauna: A Review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69.

Champagnon J., Guillemain M., Mondain-Monval J-Y., Souchay G., Legagneux P., Bretagnolle V., Van Ingen L., Bourguemestre F. & Lebreton J-D. 2016. Contribution of Released Captive-Bred Mallards to the Dynamics of the Natural Population. *Ornis Fennica*, 93(1).

Chansigaud V. 2007. Histoire de l'ornithologie. Delachaux et Niestlé.

Charmantier A., McCleery R.H., Cole L.R., Perrins C., Kruuk L.E.B. & Sheldon B.C. 2008. Adaptive Phenotypic Plasticity in Response to Climate Change in a Wild Bird Population. *Science*, 320(5877), 800–803.

Chen I.C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B. & Thomas C.D. 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333(6045), 1024–26.

Cherkaoui S.I3, Hanane S., Magri N., El Agbani M.A. & Dakki M. 2015. Factors Influencing Species-Richness of Breeding Waterbirds in Moroccan IBA and Ramsar Wetlands: A Macroecological Approach. *Wetlands*, 35(5), 913–22.

Chevin L-M., Lande R. & Mace G.M. 2010. Adaptation, Plasticity, and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. *PLoS Biology*, 8(4), e1000357.

Clapham P.J., Young S.B. & Brownell Jr.R.L. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal review*, 29(1), 37-62.

Clavel J., Julliard R. & Devictor V. 2011. Worldwide Decline of Specialist Species: Toward a Global Functional Homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222–28.

Cliquet A. 2014. International and European Law on Protected Areas and Climate Change: Need for Adaptation or Implementation? *Environmental Management*, 54(4), 720–31.

Cohen-Shacham E., Walters G., Janzen C. & Maginnis S. 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN International Union for Conservation of Nature.

Conover W. J. & Iman R.L. 1979. On multiple-comparison procedures. Technical report, Los Alamos Scientific Laboratory.

Convention on Biological Diversity (CDB). 2010. Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention of Biological Diversity at its Tenth meeting. Available at <http://www.cbd.int/doc/decisions/COP-10/cop-10-dec-02-en.pdf>.

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: Biological Sciences*, 283(1824), 20152592.

Crespon J. 1840. Ornithologie du Gard et des pays circonvoisins. Bianqui-Gignoux.

Crowley P.H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1), 405-447.

Currie D.J. & Venne S. 2017. Climate change is not a major driver of shifts in the geographical distributions of North American birds: Avian distributions and climate change. *Global Ecology Biogeography*, 26, 333–346.

Cushman S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.

Cuttelod A., Garcia N., Malak D.A., Temple H.J. & Katariya V. 2009. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor, S.N. Stuart (Eds.), *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*, IUCN, 89–101.

Daily G.C., & Ehrlich P.R. 1994. Population Extinction and the Biodiversity Crisis¹. In: Perrings C.A., Mäler KG., Folke C., Holling C.S., Jansson BO. (eds) *Biodiversity Conservation*. Ecology, Economy & Environment, vol 4. Springer, Dordrecht.

Dakki M., *et al.* The 28-year trend of North-African wintering waterbird populations. In prep.

Dalby L., Fox A.D., Petersen I.K., Delany S. & Svenning J-S. 2013. Temperature Does Not Dictate the Wintering Distributions of European Dabbling Duck Species. *Ibis*, 155(1), 80–88.

Davey C.M., Devictor V., Jonzén N., Lindström Å. & Smith H.G. 2013. Impact of climate change on communities: revealing species' contribution. *Journal of Animal Ecology*, 82(3), 551-561.

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(10), 934.

Davidson N.C. 2016. Ramsar Convention on Wetlands: Scope and Implementation. In *The Wetland Book*, edited by C. Max Finlayson, Mark Everard, Kenneth Irvine, Robert J. McInnes, Beth A. Middleton, Anne A. van Dam, and Nick C. Davidson, 1–9. Dordrecht: Springer Netherlands.

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(6025), 53–58.

Delany S. 2005. Guidelines for participants in the International Waterbird Census (IWC). Wetlands International. Wageningen, The Netherlands.

Del Hoyo J., Elliot A., & Sargatal J. 1992-2013. Handbook of the Birds of the World. Volumes 1-16 (Barcelona: Lynx Editions).

Devictor V., Julliard R., Couvet D. & Jiguet F. 2008. French Birds Lag behind Climate Warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275, 2743–2748.

Devictor V., Whittaker R.J. & Beltrame C. 2010. Beyond Scarcity: Citizen Science Programmes as Useful Tools for Conservation Biogeography: Citizen Science and Conservation Biogeography. *Diversity and Distributions*, 16(3), 354–62.

Devictor V., *et al.* 2012 Differences in the Climatic Debts of Birds and Butterflies at a Continental Scale. *Nature Climate Change*, 2(2), 121–24.

Deville A-S., Labaude S., Robin J-P., Bechet A., Gauthier-Clerc M., Porter W., Fitzpatrick M., Mathewson P. & Gremillet D. 2014. Impacts of Extreme Climatic Events on the Energetics of Long-Lived Vertebrates: The Case of the Greater Flamingo Facing Cold Spells in the Camargue. *Journal of Experimental Biology*, 217(20), 3700–3707.

Dickinson J.L., Zuckenberg B. & Bonter B.N. 2010. Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 149–72.

Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B. & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–6.

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.

Donald P.F., Green R.E. & Heath M.F. 2001. Agricultural Intensification and the Collapse of Europe's Farmland Bird Populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1462), 25–29.

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.

Dorst J. 1965. Avant que nature meure. Delachaux & Niestlé.

Dowdeswell T.L. & Hania P. 2014. Regulating Water and War in Iraq: A Dangerous Dark Side of New Governance. *Indiana Journal of Global Legal Studies*, 21(2), 453-482.

Doxa A., Paracchini M.L., Pointereau P., Devictor V. & Jiguet F. 2012. Preventing Biotic Homogenization of Farmland Bird Communities: The Role of High Nature Value Farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 148, 83–88.

Duijns S., *et al.* 2017. Body Condition Explains Migratory Performance of a Long-Distance Migrant. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1866), 20171374.

Duncan P., *et al.* 1999. Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *Journal of Applied Ecology*, 36(1), 11-23.

Eglington S.M. & Pearce-Higgins J.W. 2012. Disentangling the Relative Importance of Changes in Climate and Land-Use Intensity in Driving Recent Bird Population Trends. *PLOS ONE*, 7, e30407.

Ellis E.C. 2015. Ecology in an Anthropogenic Biosphere. *Ecological Monographs*, 85(3), 287–331.

Elphick C.S. & Oring L.W. 2003. Conservation Implications of Flooding Rice Fields on Winter Waterbird Communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94(1), 17–29.

Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515.

Fasola M., Rubolini D., Merli E., Boncompagni E. & Bressan U. 2010. Long-Term Trends of Heron and Egret Populations in Italy, and the Effects of Climate, Human-Induced Mortality, and Habitat on Population Dynamics. *Population Ecology*, 52(1), 59–72.

Fay R., Barbraud C., Delord K. & Weimerskirch H. 2017. Contrasting effects of climate and population density over time and life stages in a long-lived seabird. *Functional ecology*, 31(6), 1275-1284.

Finlayson C.M. 2012. Forty Years of Wetland Conservation and Wise Use: EDITORIAL. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(2), 139–43.

Finlayson C.M., Davies G.T., Moomaw W.R., Chmura G.L., Natali S.M., Perry J.E., Roulet N. & Sutton-Grier A.E. 2018. The Second Warning to Humanity – Providing a Context for Wetland Management and Policy. *Wetlands*, 1-5.

Foden W.B., *et al.* 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.

Folt C.L., Chen C.Y., Moore M.V. & Burnaford J. 1999. Synergism and Antagonism among Multiple Stressors. *Limnology and Oceanography* 44(3), 864–77.

Fosse J., *et al.* 2016. Towards a Green Economy in the Mediterranean - Assessment of National Green Economy and Sustainable Development Strategies in Mediterranean Countries. eco-union, MIO-ECSDE, GEC. Athens.

Fox A.D. & Madsen J. 1997. Behavioural and Distributional Effects of Hunting Disturbance on Waterbirds in Europe: Implications for Refuge Design. *Journal of Applied Ecology*, 34(1), 1.

Fox A.D., Madsen J., Boyd H., Kuijken E., Norriss D.W., Tombre I.M. & Stroud D.A. 2005. Effects of Agricultural Change on Abundance, Fitness Components and Distribution of Two Arctic-Nesting Goose Populations. *Global Change Biology*, 11(6), 881–93.

Fox A.D., *et al.* 2015. Seeking Explanations for Recent Changes in Abundance of Wintering Eurasian Wigeon (*Anas penelope*) in Northwest Europe. *Ornis Fennica*, 93(1), 12–25.

Francesiaz C., Farine D., Laforge C., Béchet A., Sadoul N., & Besnard A. 2017. Familiarity Drives Social Philopatry in an Obligate Colonial Breeder with Weak Interannual Breeding-Site Fidelity. *Animal Behaviour*, 124, 125–33.

Francis R.A. 2011. The Impacts of Modern Warfare on Freshwater Ecosystems. *Environmental Management*, 48(5), 985–99.

Frankel O. & Soule M. E. 1981. Conservation and evolution. CUP Archive.

Frishkoff L.O., Hadly E.A. & Daily G.C. 2015. Thermal Niche Predicts Tolerance to Habitat Conversion in Tropical Amphibians and Reptiles. *Global Change Biology*, 21(11), 3901–16.

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, 205–12.

Galewski T., Collen B., McRae L., Loh J., Grillas P., Gauthier-Clerc M. & Devictor V. 2011. Long-Term Trends in the Abundance of Mediterranean Wetland Vertebrates: From Global Recovery to Localized Declines. *Biological Conservation*, 144(5), 1392–99.

Galewski T. & Devictor V. 2016. When Common Birds Became Rare: Historical Records Shed Light on Long-Term Responses of Bird Communities to Global Change in the Largest Wetland of France. *PLOS ONE*, 11, e0165542.

Gamero A., *et al.* 2017. Tracking progress toward EU biodiversity strategy targets: EU policy effects in preserving its common farmland birds. *Conservation Letters*, 10(4), 395–402.

García-Nieto A.P., Geijzendorffer I.R., Baró F. Roche P., Bondeau A., Cramer W. 2018. Impacts of urbanization around Mediterranean cities: changes in ecosystem service supply. *Ecological Indicators*, 91, 589–606.

García-Ruiz J.M., López-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M., Lasanta-Martínez T. & Beguería S. Mediterranean water resources in a global change scenario. 2011. *Earth-Science Reviews*, 105, 121–139.

Gardner R.C., *et al.* 2015. State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses. Ramsar Briefing Note 7, www.ramsar.org/library

Gaüzère P., Jiguet F. & Devictor V. 2015. Rapid Adjustment of Bird Community Compositions to Local Climatic Variations and Its Functional Consequences. *Global Change Biology*, 21(9), 3367–78.

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.

Gauthier G., Giroux J.F., Reed A., Bechet A. & Belanger L. 2005. Interactions between Land Use, Habitat Use, and Population Increase in Greater Snow Geese: What Are the Consequences for Natural Wetlands? *Global Change Biology*, 11(6), 856–68.

Geijzenborffer I.R., *et al.* 2016. Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1341–1350.

Geijzenborffer I.R., *et al.* 2018. Mediterranean Wetland Outlook 2 - Synthesis for Decision-makers & Technical Report. Mediterranean Wetland Observatory, Tour du Valat, France.

Gill D.A., *et al.* 2017. Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, 543, 665–669.

Gilman S.E., Urban M.C., Tewksbury J., Gilchrist G.W. & Holt R.D. 2010. A Framework for Community Interactions under Climate Change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 325–31.

Gilroy J.J. 2017. Stay-at-Home Strategy Brings Fitness Benefits to Migrants. *Journal of Animal Ecology* 86(5), 983–86.

Giorgi F. 2006. Climate change hot-spots. *Geophysical research letters*, 33(8).

Giunchi D., Baldaccini N.E., Lenzi A., Luschi P., Sorrenti M., Cerritelli G. & Vanni L. 2018. Spring Migratory Routes and Stopover Duration of Satellite-Tracked Eurasian Teals *Anas crecca* Wintering in Italy. *Ibis*, doi: 10.1111/ibi.12602

GlobWetland-II. 2011. GlobWetland-II, A regional pilot project of the Ramsar Convention on Wetlands: Technical specifications. GW-II project documentation. JenaOptronik, Jena, Germany. 115p. <http://www.globwetland.org/>

Godet L. & Devictor V. 2018. What Conservation Does. *Trends in ecology & evolution*, 33(10), 720–730.

Godet L., Jaffre M. & Devictor V. 2011. Waders in Winter: Long-Term Changes of Migratory Bird Assemblages Facing Climate Change. *Biology Letters*, 7(5), 714–17.

Grantham T.E., Merenlender A.M., Resh V.H. 2010. Climatic influences and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A. *Freshwater Biology*, 55, 188–204.

Green R.E., Balmford A., Crane P.R., Mace G.M., Reynolds J.D. & Turner R.K. 2005. A Framework for Improved Monitoring of Biodiversity: Responses to the World Summit on Sustainable Development. *Conservation Biology*, 19(1), 56–65.

Green A.J. & Elmberg J. 2014. Ecosystem Services Provided by Waterbirds: Ecosystem Services Provided by Waterbirds. *Biological Reviews*, 89(1), 105–22.

Green A.J., El Hamzaoui M., El Agbani A.M. & Franchimont J. 2002. The Conservation Status of Moroccan Wetlands with Particular Reference to Waterbirds and to Changes since 1978. *Biological Conservation*, 104(1), 71–82.

Green A.J., *et al.* 2017. Creating a Safe Operating Space for Wetlands in a Changing Climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(2), 99–107.

Gregory R.D., *et al.* 2009. An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE*, 4(3), e4678.

Grenouillet G. & Comte L. 2014. Illuminating Geographical Patterns in Species' Range Shifts. *Global Change Biology*, 20(10), 3080–91.

Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X. & Briggs J.M. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–60.

Guareschi S., Abellán P., Laini A., Green A.J., Sánchez-Zapata J.A., Velasco J., Millán A. 2015. Cross-taxon congruence in wetlands: assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecological Indicators*, 49, 204–215.

Guerquin F. 2018. Elaboration d'une liste de sites français potentiellement candidats à la désignation dans le cadre de la Convention de Ramsar, UMS Patrinat, Paris

Guillemain M., Fritz H. & Guillon N. 2000. Foraging behavior and habitat choice of wintering Northern Shoveler in a major wintering quarter in France. *Waterbirds*, 353–363.

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*, 1–14.

Guillemain M., *et al.* 2013. Effects of Climate Change on European Ducks: What Do We Know and What Do We Need to Know? *Wildlife Biology*, 19(4), 404–19.

Guillemain M., Pernellet C.A., Massez G., Cavallo F., Simon G. & Champagnon J. 2015. Disentangling the Drivers of Change in Common Teal Migration Phenology over 50 Years: Land Use vs. Climate Change Effects. *Journal of Ornithology*, 156(3), 647–55.

Guiot J. & Cramer W. 2016. Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science*, 354(6311), 465–468.

Gunnarsson G., Waldenström J. & Fransson T. 2012. Direct and Indirect Effects of Winter Harshness on the Survival of Mallards *Anas Platyrhynchos* in Northwest Europe. *Ibis*, 154(2), 307–317.

Gürlük S. & Rehber E. 2006. Evaluation of an Integrated Wetland Management Plan: Case of Uluabat (Apollonia) Lake, Turkey. *Wetlands*, 26(1), 258–64.

Hafner H. & Fasola M. 1997. Long-term monitoring and conservation of herons in France and Italy. Colonial. *Waterbirds*, 20(2), 298–305.

Hafner H., Pineau O. & Wallace J.P. 1992. The effects of winter climate on the size of the Cattle Egret (*Bubulcus ibis* L.) population in the Camargue. *Revue d'écologie – la Terre et la Vie*, 47.

Hannah L., Midgley G., Andelman S., Araújo M., Hughes G., Martinez-Meyer E., Pearson R & Williams P. 2007. Protected Area Needs in a Changing Climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3), 131–138.

Hanson T., Brooks T.M., Da Fonseca G.A.B., Hoffmann M., Lamoreux J.F., Machlis G., Mittermeier C.G., Mittermeier R.A. & Pilgrim J.D. 2009. Warfare in Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 23(3), 578–87.

Herbert E.R., *et al.* 2015. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*, 6, 1–43.

Hertig E., Paxian A., Vogt G., Seubert S., Paeth H. & Jacobeit J. 2012. Statistical and Dynamical Downscaling Assessments of Precipitation Extremes in the Mediterranean Area. *Meteorologische Zeitschrift*, 21(1), 61–77.

Hettiarachchi M., Morrison T.H., & McAlpine C. 2015. Forty-Three Years of Ramsar and Urban Wetlands. *Global Environmental Change*, 32, 57–66.

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: Biological Sciences*, 280(1760), 20122310–20122310.

Hirschfeld A. & Heyd A. 2005. Mortality of Migratory Birds Caused by Hunting in Europe: Bag Statistics and Proposals for the Conservation of Birds and Animal Welfare. *Berichte Zum Vogelschutz*, 42, 47–74.

Hoekstra A.Y. & Wiedmann T.O. 2014. Humanity's Unsustainable Environmental Footprint. *Science*, 344(6188), 1114–17.

Hoffmann S. 2017. Humanitarian Security in Jordan's Azraq Camp. *Security Dialogue*, 48(2), 97–112.

Hoffmann M., *et al.* 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. *Science*, 330(6010), 1503–9.

Holling C.S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23.

Hötter H. 1998. Migration and international conservation of waders: Research and conservation on north Asian, African and European flyways. International Wader Study Group.

Hunter M.D. & Price P.W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73(3), 724–732.

Hutchinson G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol*, 22, 415–427.

IPBES. 2018. The assessment report on Land Degradation and Restoration. www.ipebes.net.

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. IPCC, Geneva, Switzerland, 151.

Jarzyna M.A., Porter W.F., Maurer B.A., Zuckerberg B. & Finley A.O. 2015. Landscape fragmentation affects responses of avian communities to climate change. *Global Change Biology*, 21, 2942–2953.

Johnson A.R. 1997. Long-Term Studies and Conservation of Greater Flamingos in the Camargue and Mediterranean. *Colonial Waterbirds*, 20(2), 306.

Johnston A., *et al.* 2013. Observed and Predicted Effects of Climate Change on Species Abundance in Protected Areas. *Nature Climate Change*, 3(12), 1055–61.

Jonzén N., *et al.* 2006. Rapid Advance of Spring Arrival Dates in Long-Distance Migratory Birds. *Science*, 312(5782), 1959–1961.

Jørgensen P.S., *et al.* 2016. Continent-Scale Global Change Attribution in European Birds - Combining Annual and Decadal Time Scales. *Global Change Biology*, 22(2), 530–43.

Jiguet F., Julliard R., Thomas C.D., Dehorter O., Newson S.E. & Couvet D. 2006. Thermal Range Predicts Bird Population Resilience to Extreme High Temperatures. *Ecology Letters*, 9(12), 1321–30.

Juffe-Bignoli D., *et al.* 2016. Achieving Aichi Biodiversity Target 11 to Improve the Performance of Protected Areas and Conserve Freshwater Biodiversity: Elements Needed to Meet a Global Target for Protected Areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 133–51.

JORF. 2018. Arrêté du 1er août 2018 relatif à la suspension de la chasse de certaines espèces de gibier en France métropolitaine. TREL1820083A

Karadeniz N., Tırıl A. & Baylan, E. 2009. Wetland management in Turkey: Problems, achievements and perspectives. *African Journal of Agricultural Research*, 4(11), 1106–1119.

Kareiva P & Marvier M. 2012. What Is Conservation Science? *BioScience*, 62(11), 962–69.

Karger D.N. *et al.* 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4, sdata2017122.

Kark S., Levin N., Grantham H. S., & Possingham H. P. 2009. Between-Country Collaboration and Consideration of Costs Increase Conservation Planning Efficiency in the Mediterranean Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(36), 15368–73.

Keddy P.A. 2010. Wetland Ecology: Principles and Conservation: Cambridge University Press.

Kerbiriou C., Le Viol I., Jiguet F. & Devictor V. 2009. More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. *Diversity and Distributions*, 15, 641–648.

Kelley C.P., Mohtadi S., Cane M.A., Seager R. & Kushnir Y. 2015. Climate Change in the Fertile Crescent and Implications of the Recent Syrian Drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(11), 3241–46.

Kelley C.P., Ting M., Seager R. & Kushnir Y. 2012. The Relative Contributions of Radiative Forcing and Internal Climate Variability to the Late 20th Century Winter Drying of the Mediterranean Region. *Climate Dynamics*, 38(9–10), 2001–15.

Kissling W. D., *et al.* 2018. Building essential biodiversity variables (EBVs) of species distribution and abundance at a global scale. *Biological Reviews*, 93, 600–625.

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, e6392.

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(2), 289–98.

Kloskowski J., Green A.J., Polak M., Bustamante J. & Krogulec J. 2009. Complementary Use of Natural and Artificial Wetlands by Waterbirds Wintering in Doñana, South-West Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(7), 815–26.

Knudsen E., *et al.* 2011 Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biological Reviews*, 86, 928–946.

Koschová M., Rivas-Salvador J. & Reif J. 2017. Continent-Wide Test of the Efficiency of the European Union's Conservation Legislation in Delivering Population Benefits for Bird Species. *Ecological Indicators*, 85, 563–69.

Krebs C.J. & Myers J.H. 1974. Population Cycles in Small Mammals. *Advances in Ecological Research*, 8, 267–399.

Ławicki Ł. 2014. The Great White Egret in Europe: Population Increase and Range Expansion since 1980. *British Birds*, 107, 8-25.

La Sorte F.A. & Jetz W. 2012. Tracking of Climatic Niche Boundaries under Recent Climate Change: Niche Tracking under Recent Climate Change. *Journal of Animal Ecology*, 81(4) 914–25.

La Sorte F.A. & Thompson F.R. 2007. Poleward Shifts in Winter Ranges of North American Birds. *Ecology*, 88(7), 1803–1812.

Lavergne S., Mouquet N., Thuiller W. & Ronce O. 2010. Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 321–50.

Lavorel S., *et al.* 2008. Assessing Functional Diversity in the Field – Methodology Matters! *Functional Ecology*, 22(1), 134-147.

Leberger R., Geijzendorffer I., Gaget E., Guelmami A., Galewski T., Pereira H. & Guerra C. Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. In prep. for *Nature Climate Change*.

Legendre P. & Legendre L.F. 2012. Numerical ecology (Vol. 24). Elsevier.

Lehikoinen A., *et al.* 2013. Rapid Climate Driven Shifts in Wintering Distributions of Three Common Waterbird Species. *Global Change Biology*, 19(7), 2071–81.

Lelieveld J., Proestos Y., Hadjinicolaou P., Tanarhte M., Tyrllis E., & Zittis G. 2016. Strongly Increasing Heat Extremes in the Middle East and North Africa (MENA) in the 21st Century. *Climatic Change*, 137(1-2), 245–60.

Lenzen M.D., Kanemoto M.K., Foran B., Lobefaro L. & Geschke A. 2012. International Trade Drives Biodiversity Threats in Developing Nations. *Nature*, 486(7401), 109–12.

Lethier H. 1998. Propositions de zones humides en vue de leur désignation au titre de la convention de Ramsar. AgenceEMC2I, MNHN, MATE, Paris.

Leverington F., Lemos Costa K., Pavese H., Lisle A., & Hockings M. 2010. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685–98.

Li B., *et al.* 2018. The primate extinction crisis in China: immediate challenges and a way forward. *Biodiversity and Conservation*, 27(13), 3301-3327.

Lindström Å., Green M., Paulson G., Smith H.G. & Devictor V. 2013. Rapid Changes in Bird Community Composition at Multiple Temporal and Spatial Scales in Response to Recent Climate Change. *Ecography*, 36(3), 313–22.

Loucks C., Mascia M.B., Maxwell A., Huy K., Duong K., Chea N., Long B., Cox N. & Seng T. 2009. Wildlife Decline in Cambodia, 1953-2005: Exploring the Legacy of Armed Conflict. *Conservation Letters*, 2(2), 82–92.

Ludwig W., Dumont E., Meybeck M. & Heussner S. 2009. River Discharges of Water and Nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major Drivers for Ecosystem Changes during Past and Future Decades? *Progress in Oceanography*, 80(3), 199–217.

- Lung T., Meller L., van Teeffelen A.J.A., Thuiller W. & Cabeza M. 2014. Biodiversity Funds and Conservation Needs in the EU Under Climate Change: Climate Change, Biodiversity Funds and Needs. *Conservation Letters*, 7(4), 390–400.
- Ma Z., Li B., Zhao B., Jing K., Tang S. & Chen J. 2004. Are Artificial Wetlands Good Alternatives to Natural Wetlands for Waterbirds?—A Case Study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation*, 13(2), 333–350.
- Mace G.M. 2014. Whose Conservation? *Science*, 345(6204), 1558–60.
- Machlis G.E. & Hanson, T. 2008. Warfare ecology. *BioScience*, 58(8), 33–40.
- Maclean I.M.D., *et al.* 2008. Climate Change Causes Rapid Changes in the Distribution and Site Abundance of Birds in Winter. *Global Change Biology*, 14(11), 2489–2500.
- Magnusson A., *et al.* 2017. glmmTMB: Generalized linear mixed models using a template model builder. R package version 0.1, 3.
- Malcolm J.R., Liu C., Neilson R.P., Hansen L. & Hannah L. 2006. Global Warming and Extinctions of Endemic Species from Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 20, 538–548.
- Manikowska-Ślepówrońska B., Szydzik B. & Jakubas D. 2016. Determinants of the Presence of Conflict Bird and Mammal Species at Pond Fisheries in Western Poland. *Aquatic Ecology*, 50(1), 87–95.
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature*, 405(6783), 243–53.
- Mariotti A., *et al.* 2008. Mediterranean water cycle changes: transition to drier 21st century conditions in observations and CMIP3 simulations. *Environmental Research Letters*, 3, 044001.
- 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(5–6), 1437–56.
- Martin L.J., Blossey B. & Ellis E. 2012. Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 195–201.
- Martínez-Abraín A., Jiménez J., Gómez J.A & Oro D. 2016. Differential Waterbird Population Dynamics After Long-Term Protection: The Influence of Diet and Habitat Type. *Ardeola*, 63(1), 79–101.
- Mathevet R. & Guillemain M. 2016. Que ferons-nous des canards sauvages ? Chasse, nature et gestion adaptative. Editions Quae.
- Mathevet R. & Tamisier A. 2002. Creation of a Nature Reserve, Its Effects on Hunting Management and Waterfowl Distribution in the Camargue (Southern France). *Biodiversity and Conservation*, 11(3), 509–519.
- Mayaud N. 1938. L'avifaune de la Camargue et des grands étangs voisins de Berre et de Thau. *L'Oiseau*, 8, 284–349.
- Maxwell S.L., Fuller R.A., Brooks T.M. & Watson J.E.M. 2016. The Ravages of Guns, Nets and Bulldozers. *Nature*, 536, 143–145.

Mazaris A.D., Papanikolaou A.D., Barbet-Massin M., Kallimanis A.S., Jiguet F., Schmeller D.S. & Pantis J.D. 2013. Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey. *PLoS ONE*, 8(3): e59640.

Mediterranean Wetlands: Outlook. 2012. First Mediterranean Wetlands Observatory report - Technical report - 2012.

McCarthy D.P., *et al.* 2012. Financial Costs of Meeting Global Biodiversity Conservation Targets: Current Spending and Unmet Needs. *Science*, 338(6109), 946–49.

McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.

Merilä J. & Hendry A.P. 2014. Climate Change, Adaptation, and Phenotypic Plasticity: The Problem and the Evidence. *Evolutionary Applications*, 7(1), 1–14.

Merode E.de, Smith K.H., Homewood K., Pettifor R., Rowcliffe M. & Cowlishaw. 2007. The Impact of Armed Conflict on Protected-Area Efficacy in Central Africa. *Biology Letters*, 3(3), 299–301.

Mihoub J-B, Henle K., Titeux N., Brotons L., Brummitt N.A. & Schmeller D.S. 2017. Setting Temporal Baselines for Biodiversity: The Limits of Available Monitoring Data for Capturing the Full Impact of Anthropogenic Pressures. *Scientific Reports*, 7, 41591.

Miloslavich P., *et al.* 2018. Essential ocean variables for global sustained observations of biodiversity and ecosystem changes. *Global Change Biology*, 24, 2416–2433.

Mittermeier R.A., Turner W.R., Larsen F.W., Brooks T.M. & Gascon C. 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. in Biodiversity Hotspots, eds. F. E. Zachos and J. C. Habel (Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg), 3–22.

MNHN CESCO. 2015. <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>.

Mobaied S. 2016. La nature dans les zones de conflits armés. Le cas de la Syrie. *Le courrier de la Nature*, 299, 42-45.

Møller A. P., Fiedler W. & Berthold P. 2010. Effects of climate change on birds. Oxford University Press.

Møller A.P. & Laursen K. 2015. Reversible effects of fertilizer use on population trends of waterbirds in Europe. *Biological Conservation*, 184, 389-395.

Monastersky R. 2014. Life-a Status Report. *Nature*, 516(7530), 158.

Morice C.P., Kennedy J.J., Rayner N.A. & Jones P.D. 2012. Quantifying uncertainties in global and regional temperature change using an ensemble of observational estimates: The HadCRUT4 data set. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D8).

Morita K. & Yamamoto S. 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology*, 16(5), 1318-1323.

Musilová Z, Musil P., Zouhar J. & Adam M. 2017. Changes in Habitat Suitability Influence Non-Breeding Distribution of Waterbirds in Central Europe. *Ibis*, 160(3), 582-596.

- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Nakagawa S. & Schielzeth H. 2013. A General and Simple Method for Obtaining R^2 from Generalized Linear Mixed-Effects Models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 133–42.
- Nathan R., Getz W.M, Revilla E., Holyoak M., Kadmon R., Saltz D. & Peter E.S. 2008. A Movement Ecology Paradigm for Unifying Organismal Movement Research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), 19052–19059.
- 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.
- Newbold T., *et al.* 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45–50.
- Newton I. 2008. The migration ecology of birds. Academic Press, London, United Kingdom.
- Newton I. 2017. *Farming and Birds (Collins New Naturalist Library, Book 135)* (Vol. 135). HarperCollins UK.
- Nourani E., Kaboli M. & Collen B. 2015. An Assessment of Threats to Anatidae in Iran. *Bird Conservation International*, 25(2), 242–57.
- Norris K. 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters*, 1(1), 2–11.
- Oertli B., Biggs J., Céréghino R., Grillas P., Joly P. & Lachavanne J.B. 2005. Conservation and Monitoring of Pond Biodiversity: Introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), 535–40.
- Olden J.D., LeRoy Poff N., Douglas M.R., Douglas M.E., & Fausch K.D. 2004. Ecological and Evolutionary Consequences of Biotic Homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 18–24.
- Oliver T.H. & Morecroft M.D. 2014. Interactions between Climate Change and Land Use Change on? Biodiversity: Attribution Problems, Risks, and Opportunities: Interactions between Climate Change and Land Use Change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5(3), 317–35.
- Oksanen J., *et al.* 2013. Package “vegan.” Community Ecol. Package Version, 2.
- Opdam P. & Wascher D. 2004. Climate Change Meets Habitat Fragmentation: Linking Landscape and Biogeographical Scale Levels in Research and Conservation. *Biological Conservation*, 117(3), 285–97.
- Orlikowska E.H., Roberge J-M., Blicharska M. & Mikusiski G. 2016. Gaps in ecological research on the world’s largest internationally coordinated network of protected areas: A review of Natura 2000. *Biological Conservation*, 200, 216–227.
- Owen M. & Black J.M. 1990. Waterfowl ecology. New York, NY: Blackie and Son Ltd.
- Pandey S. 1993. Changes in Waterbird Diversity Due to the Construction of Pong Dam Reservoir, Himachal Pradesh, India. *Biological Conservation*, 66(2), 125–130.

Pannekoek J. & van Strien A. 1996. TRIM:(trends & Indices for Monitoring Data). Statistics Netherlands.

Parmesan C., *et al.* 2013. Beyond Climate Change Attribution in Conservation and Ecological Research. *Ecology Letters*, 16, 58–71.

Parmesan C., Root T.L. & Willig M.R. 2000. Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(3), 443–450.

Parmesan C. & Yohe G. 2003. A Globally Coherent Fingerprint of Climate Change Impacts across Natural Systems. *Nature*, 421, 37–42.

Pavón-Jordán D., *et al.* 2015. Climate-Driven Changes in Winter Abundance of a Migratory Waterbird in Relation to EU Protected Areas. *Diversity and Distributions*, 21(5), 571–82.

Pauly D. 1995. Anecdotes and the Shifting Baseline Syndrome of Fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430.

Paxian A., Hertig E., Seubert S., Vogt G., Jacobeit J. & Paeth H. 2015. Present-Day and Future Mediterranean Precipitation Extremes Assessed by Different Statistical Approaches. *Climate Dynamics*, 44(3–4), 845–60.

Peach M.A., Cohen J.B., Frair J.L., Zuckerberg B., Sullivan P., Porter W.F. & Lang C. 2018. The Value of Protected Areas to Avian Persistence across 20 Years of Climate and Land-Use Change. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/cobi.13205

Pearce-Higgins J.W. & Green R.E. 2014. Birds and climate change: impacts and conservation responses. Cambridge University Press, pp. 171–198.

Pekel J-F., Cottam A., Gorelick N. & Belward A.S. 2016. High-Resolution Mapping of Global Surface Water and Its Long-Term Changes. *Nature*, 540(7633), 418–22.

Pereira H.M., *et al.* 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330(6010), 1496–1501.

Pereira H.M., *et al.* 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339(6117), 277–78.

Perennou C., Beltrame C., Guelmami A., Tomas Vives P. & Caessteker P. 2012. Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. *Ecologia Mediterranea*, 38(2), 53–66.

Perennou C., Guelmami A. & Gaget E. 2016. Les milieux humides remarquables, des espaces naturels menacés. Quelle occupation du sol au sein des sites Ramsar de France métropolitaine ? Rétrospective 1975- 2005. Rapport Tour du Valat/ Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes/ Observatoire National des Milieux Humides/ MEDDE, 53 p.

Perennou C., Guelmami A., Paganini M., Philipson P., Poulin B., Strauch A., Truckenbrodt J., Tottrup C. & Geijzendorffer I.R. 2018. Mapping Mediterranean wetlands with remote-sensing: a good-looking map is not always a good map. *Advances in Ecological Research on Biomonitoring*, 58, 243–277.

Pernollet C.A., Simpson D., Gauthier-Clerc M. & Guillemain M. 2015. Rice and Duck, a Good Combination? Identifying the Incentives and Triggers for Joint Rice Farming and Wild Duck Conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 214, 118–32.

- Pettorelli N. *et al.* 2016. Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables: challenges and future directions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2, 122–131.
- Phalan B., Onial M., Balmford A. & Green R.E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333(6047), 1289-1291.
- 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), 1246752–1246752.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S. & Sarkar D. 2014. R Core Team (2014) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-117. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Plan Bleu. 2005. L'Eau. Méditerranée, les perspectives du Plan Bleu sur l'Environnement et le Développement, 71-107.
- PNUE/ PAM. 2012. Etat de l'environnement marin et côtier de la Méditerranée, PNUE/PAM - Convention de Barcelone, Athènes.
- Poisot T., Bever J.D., Nemri A., Thrall P.H. & Hochberg M.E. 2011. A Conceptual Framework for the Evolution of Ecological Specialisation: Evolution of Ecological Specialisation. *Ecology Letters*, 14(9), 841–51.
- Potvin D.A., Välimäki K. & Lehikoinen A. 2016. Differences in Shifts of Wintering and Breeding Ranges Lead to Changing Migration Distances in European Birds. *Journal of Avian Biology*, 47(5), 619–28.
- Pouzols F.M., *et al.* 2014. Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. *Nature*, 516(7531), 383.
- Princé K. & Zuckerberg B. 2015. Climate Change in Our Backyards: The Reshuffling of North America's Winter Bird Communities. *Global Change Biology*, 21(2), 572–85.
- R Development Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- R Development Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- 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(9), 637.
- Ramírez F., Rodríguez C., Seoane J., Figuerola J. & Bustamante J. 2018. How Will Climate Change Affect Endangered Mediterranean Waterbirds? *PLOS ONE*, 13(2), e0192702.
- Ramo C., *et al.* 2015. Latitudinal-Related Variation in Wintering Population Trends of Greylag Geese (*Anser Anser*) along the Atlantic Flyway: A Response to Climate Change? *PLOS ONE*, 10(10), e0140181.
- Ramsar. 2018. Projet de résolution sur l'amélioration de l'efficacité des structures et des processus de la Convention. COP13.Doc.18.2

Regos A., D'Amen M., Titeux N., Herrando S., Guisan A. & Brotons L. 2016. Predicting the Future Effectiveness of Protected Areas for Bird Conservation in Mediterranean Ecosystems under Climate Change and Novel Fire Regime Scenarios. *Diversity and Distributions*, 22(1), 83–96.

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.

Ripple William J., *et al.* 2017. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *BioScience*, 67(12), 1026–28.

Robb G.N., McDonald R.A., Chamberlain D.E. & Bearhop S. 2008. Food for Thought: Supplementary Feeding as a Driver of Ecological Change in Avian Populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 476–84.

Rodrigues, A.S.L., *et al.* 2004. Effectiveness of the Global Protected Area Network in Representing Species Diversity. *Nature*, 428(6983), 640–43.

Rodrigues A.S.L., Pilgrim J., Lamoreux J., Hoffmann M. & Brooks T. 2006. The Value of the IUCN Red List for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2), 71–76.

Sanderson F.J., *et al.* 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), 172–80.

Santamaria L., *et al.* 2006. A new laboratory for science and wetland restoration. In Doñana, Water and Biosphere. ; Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Medio Ambiente: Madrid, España, 313–315.

Santangeli A. & Lehikoinen A. 2017. Are Winter and Breeding Bird Communities Able to Track Rapid Climate Change? Lessons from the High North. *Diversity and Distributions*, 23(3), 308–16.

Saura S., Bastin L., Battistella L., Mandrici A. & Dubois G. 2017. Protected Areas in the World's Ecoregions: How Well Connected Are They? *Ecological Indicators*, 76, 144–58.

Sauter A., Korner-Nievergelt F. & Jenni L. 2010. Evidence of Climate Change Effects on Within-Winter Movements of European Mallards *Anas platyrhynchos*. *Ibis*, 152(3), 600–609.

Sayoud M.S., *et al.* 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.

Scheffers B.R., *et al.* 2016. The Broad Footprint of Climate Change from Genes to Biomes to People. *Science*, 354(6313), aaf7671–aaf7671.

Schmeller D.S., *et al.* 2015. Towards a global terrestrial species monitoring program. *Journal for Nature Conservation*, 25, 51–57.

Schröter D., *et al.* 2005. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science*. doi:10.1126/science.1115233

Schuerch M., *et al.* 2018. Future Response of Global Coastal Wetlands to Sea-Level Rise. *Nature*, 561(7722), 231–34.

Schummer M.L., Kaminski R.M., Raedeke A.H. & Graber D.A. 2010. Weather-Related Indices of Autumn–Winter Dabbling Duck Abundance in Middle North America. *Journal of Wildlife Management*, 74(1), 94–101.

Selimi S. & Zaganjori X. 2016. Environment protection in the legal system of Albania: The current situation in Albania on combating environmental crimes and the new reform directions. *Academicus International Scientific Journal*, 14, 28-41.

Shochat E., Warren P., Faeth S., McIntyre N. & Hope D. 2006. From Patterns to Emerging Processes in Mechanistic Urban Ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 186–91.

Sirami C., Caplat P., Popy S., Clamens A., Arlettaz R., Jiguet F., Brotons L. & Martin J-L. 2016. Impacts of Global Change on Species Distributions: Obstacles and Solutions to Integrate Climate and Land Use: Land-Use and Climate Change Integration. *Global Ecology and Biogeography*, 26(4), 385-394.

Slatyer R.A., Hirst M. & Sexton J.P. 2013. Niche Breadth Predicts Geographical Range Size: A General Ecological Pattern. *Ecology Letters*, 16(8), 1104–14.

Smart S.M, Thompson K., Marrs R.H., Le Duc M.G., Maskell L.C. & Firbank L.G. 2006. Biotic Homogenization and Changes in Species Diversity across Human-Modified Ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1601), 2659–65.

Smith R.J., Muir R.D.J., Walpole M.J., Balmford A. & Leader-Williams N. 2003. Governance and the Loss of Biodiversity. *Nature*, 426(6962), 67–70.

Soulé M.E. 1985. What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727-734.

Soulé M.E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland, MA.

Sundström A. 2015. Covenants with Broken Swords: Corruption and Law Enforcement in Governance of the Commons. *Global Environmental Change*, 31, 253–62.

Sutherland W.J., Pullin A.S., Dolman P.M. & Knight T.M. 2004. The Need for Evidence-Based Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6), 305–8.

Stuart-Smith R.D., Edgar G.J., Barrett N.S., Kininmonth S.J. & Bates, A.E. 2015. Thermal biases and vulnerability to warming in the world's marine fauna. *Nature*, 528(7580), 88-92.

Tamisier A. & Grillas P. 1994. A Review of Habitat Changes in the Camargue: An Assessment of the Effects of the Loss of Biological Diversity on the Wintering Waterfowl Community. *Biological Conservation*, 70(1), 39–47.

van Teeffelen A., Meller L., van Minnen J., Vermaat J. & Cabeza M. 2015. How climate proof is the European Union's biodiversity policy? *Regional Environmental Change*, 15, 997–1010.

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.

Tilman D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), 5995-6000.

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), 2505–15.

Titeux N., Henle K., Mihoub J-B., Regos A., Geijzendorffer I.R., Cramer W., Verburg P.H. & Brotons L. 2016. Global Scenarios for Biodiversity Need to Better Integrate Climate and Land Use Change. *Diversity and Distributions*, 23(11), 1231–1234.

Thioulouse J., Simier M. & Chessel D. 2004. Simultaneous Analysis of a Sequence of Paired Ecological Tables. *Ecology*, 85, 272–283.

Thomas C.D. & Lennon J.J. 1999. Birds extend their ranges northwards. *Nature*, 399(6733), 213.

Thomas C.D., *et al.* 2004. Extinction Risk from Climate Change. *Nature*, 427(6970), 145–148.

Thomas C.D. *et al.* 2012. Protected areas facilitate species' range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 14063–14068.

Thomas C.D. & Gillingham P.K. 2015. The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115, 718–730.

Tourenq C., Bennetts R.E., Sadoul N., Mesleard F., Kayser Y. & Hafner H. 2000. Long-term population and colony patterns of four species of tree-nesting herons in the Camargue, South France. *Waterbirds*, 23(2), 236–245.

Travis J.M.J. 2003. Climate Change and Habitat Destruction: A Deadly Anthropogenic Cocktail. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1514), 467–73.

Trouwborst A. 2009. International Nature Conservation Law and the Adaptation of Biodiversity to Climate Change: A Mismatch? *Journal of Environmental Law*, 21(3), 419–42.

Trouwborst A. 2011. Conserving European Biodiversity in a Changing Climate: The Bern Convention, the European Union Birds and Habitats Directives and the Adaptation of Nature to Climate Change. *Review of European Community & International Environmental Law*, 20(1), 62–77.

Trouwborst A. 2012. Transboundary Wildlife Conservation in A Changing Climate: Adaptation of the Bonn Convention on Migratory Species and Its Daughter Instruments to Climate Change. *Diversity*, 4(3), 258–300.

Turak E., *et al.* 2017. Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity. *Biological Conservation*, 213, 272–279.

UNEP-WCMC, IUCN. 2016. Protected planet report 2016. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge UK and Gland, Switzerland.

United Nations. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development, Document A/RES/70/1. United Nations Available at: sustainabledevelopment.un.org.

Urban M.C., Tewksbury J.J. & Sheldon K.S. 2012. On a Collision Course: Competition and Dispersal Differences Create No-Analogue Communities and Cause Extinctions during Climate Change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1735), 2072–80.

Vickery J.A., Ewing S.R., Smith K.W., Pain D.J., Bairlein F., Škorpilová J. & Gregory R.D. 2014. The Decline of Afro-Palaearctic Migrants and an Assessment of Potential Causes. *Ibis*, 156(1), 1–22.

- Victor J.P. 2015. L'Algérie dans l'impasse. Dessous des Cartes. Arte France.
- Vié J.C., Hilton-Taylor C., Stuart S.N., IUCN--The World Conservation Union, & IUCN Species Survival Commission eds. 2009. Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland : Barcelona, Spain: IUCN ; Lynx Edicions.
- Vinebrooke D.R.L., Cottingham K., Norberg J., Scheffer M., Dodson S.I., Maberly S.C. & Sommer U. 2004. Impacts of Multiple Stressors on Biodiversity and Ecosystem Functioning: The Role of Species Co-Tolerance. *Oikos*, 104(3), 451–57.
- Virkkala R. & Lehikoinen A. 2014. Patterns of climate-induced density shifts of species: Poleward shifts faster in northern boreal birds than in southern birds. *Global Change Biology*, 20(10), 2995-3003.
- Virkkala R. & Rajasärkkä A. 2007. Uneven regional distribution of protected areas in Finland: Consequences for boreal forest bird populations. *Biological Conservation*, 134, 361-371.
- Vittecoq M., *et al.* 2016. Antimicrobial Resistance in Wildlife. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 519–29.
- Ward M.P., Semel B. & Herkert J.R. 2010. Identifying the Ecological Causes of Long-Term Declines of Wetland-Dependent Birds in an Urbanizing Landscape. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3287–3300.
- West-Eberhard M.J. 2003. Developmental plasticity and evolution. *Oxford University Press*.
- Wetlands International. 2018. Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area, The Netherlands.
- Wiersma P. & Piersma T. 1994. Effects of Microhabitat, Flocking, Climate and Migratory Goal on Energy Expenditure in the Annual Cycle of Red Knots. *The Condor*, 96(2), 257–79.
- Wood S.N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 73(1), 3-36.
- Zedler J.B. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 65–72.
- Zurell D., Graham C.H., Gallien L., Thuiller W. & Zimmermann, N.E. 2018. Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature Climate Change*, doi: 10.1038/s41558-018-0312-9.
- Zuur A.F., Leno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for biology and health. Springer, New York, NY.

