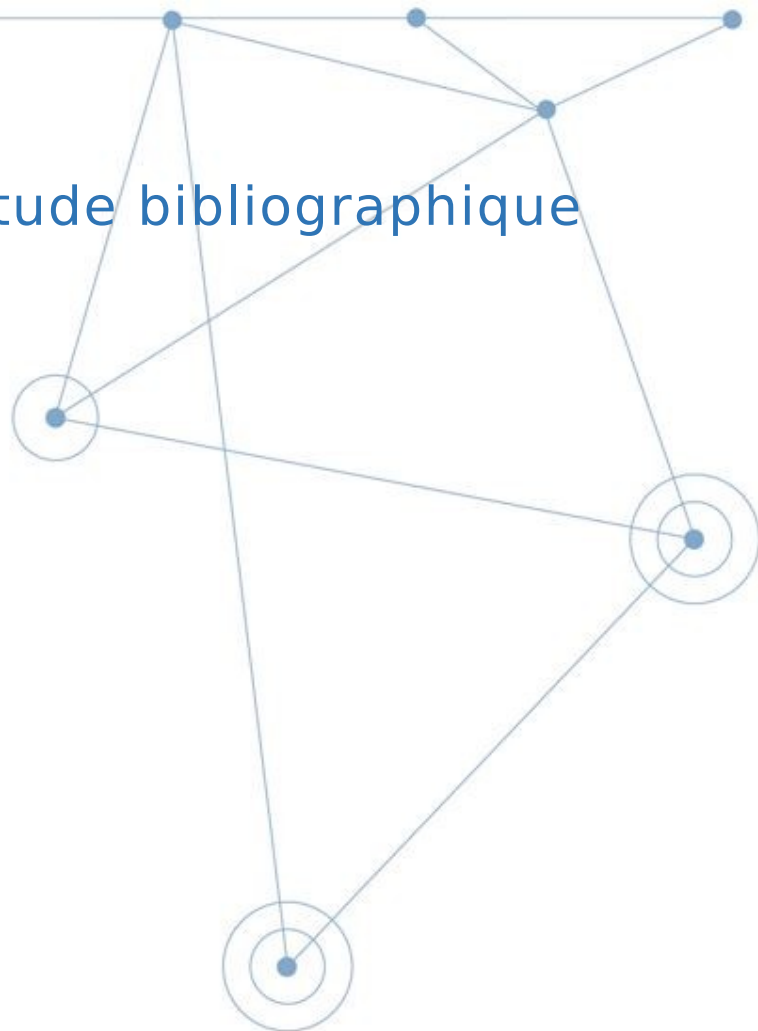


Effet des épisodes extrêmes en milieu méditerranéen stressé

Phase 1 : étude bibliographique



Fiche documentaire

Titre du rapport : Effet des épisodes extrêmes en milieu méditerranéen stressé - Phase 1 : étude bibliographique	
Référence interne R.ODE/UL/LERLR 21-22	Date de publication : 2021/05/17
Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet)	Version : 1.0.0
<input type="checkbox"/> restreinte (intranet) - date de levée d'embargo : AAA/MM/JJ	Référence de l'illustration de couverture
<input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) - date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Langue(s) : Français
Résumé/ Abstract : <p>Les prédictions sur le climat futur placent la région méditerranéenne et ses lagunes au cœur de la problématique sociale et environnementale du changement climatique. L'augmentation de la température de l'eau, l'élévation du niveau de la mer, et l'intensification des événements climatique extrêmes (tempête, précipitations, chaleur) sont identifiées aujourd'hui, par le GIEC, comme des pressions majeures sur les écosystèmes lagunaires . A travers une revue systématique puis d'une méta-analyse basées sur les articles publiés sur la période 1975-2020 et indexé dans «Web of Science », ce travail s'est focalisé sur la compréhension des effets du changement climatique et des événements climatique extrêmes sur les milieux lagunaires. La question de ces effets a été abordée de manière générale (milieux lagunaires), puis centrée sur les quatre espèces d'angiospermes marines inféodées aux lagunes méditerranéennes françaises poly-euhalines, à savoir <i>Zostera marina</i>, <i>Zostera noltei</i>, <i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Ruppia cirrhosa</i>. Seuls 62 articles traitent de la question des effets du changement climatique sur les milieux lagunaires à l'échelle mondiale. Ces articles se basent principalement sur des travaux de modélisation et d'expérimentations en laboratoire. L'observation in situ est très en retrait et aucune étude n'est basée sur de l'expérimentation in situ. D'après nos résultats, l'augmentation de la température est la pression la plus étudiée. Celle-ci favoriserait les communautés phyto-planctoniques, compartiment biotique le plus étudié à ce jour. À l'échelle des lagunes méditerranéennes, aucun article scientifique ne traite de la question de l'effet du changement climatique sur les herbiers. En élargissant la recherche à l'impact du changement climatique sur les herbiers de <i>Zostera marina</i>, <i>Zostera noltei</i> et <i>Cymodocea nodosa</i> en milieu côtier, 36, 14 et 15 articles ont pu respectivement être analysés. Aucune étude n'est en revanche</p>	

disponible pour *Ruppia cirrhosa*. Sur la base majoritairement d'expériences au laboratoire ou en mésocosme, l'augmentation de la température aurait un effet globalement négatif pour *Zostera marina* et *Zostera noltei* mais positif pour *Cymodocea nodosa*. Les vagues de chaleur induiraient un effet négatif sur les herbiers de *Zostera marina* mais l'effet de cette pression pourrait différer en fonction de l'origine de la plante. Même si la transposition de ces réponses aux herbiers des milieux lagunaires méditerranéens semble complexe, ceci pourrait ainsi induire le remplacement potentiel en milieu lagunaire méditerranéen de l'espèce *Zostera marina* par *Cymodocea nodosa* dans le futur. Sur la base de ce travail bibliographique, l'état des connaissances actuelles ne permet que difficilement de prédire quel sera l'impact du changement climatique et comment cela pourrait modifier l'état écologique des lagunes et de leurs herbiers, d'une part, et leur rôle écologique et socio-économique, d'autre part. Parmi les perspectives de ce travail, des travaux sur les signes précurseurs de basculement devront être lancés pour comprendre et interpréter la dynamique future de ces systèmes côtiers naturellement sous pression.

Future climate predictions place the Mediterranean region and its lagoons at the heart of the social and environmental discussion on climate change. The projected increase in water temperature, sea level rise, and the intensification of extreme climate events (storms, precipitations, heat waves) are identified today, by the IPCC, as major pressures on lagoon ecosystems. Through a systematic review followed by a meta-analysis based on articles published over the period 1975-2020 and indexed in "Web of Science", this work focused on understanding the effects of climate change and extreme climate events on lagoon environments. The question of these effects was first approached at a global scale (lagoon environments), then centered on the four species of marine angiosperms living in French poly-euhaline Mediterranean lagoons, namely *Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa* and *Ruppia cirrhosa*. Only 62 articles deal with the question of the effects of climate change on lagoon environments on a global scale. These articles are mainly based on modeling work and laboratory experiments. In situ observations are not common and there are no studies based on in situ experimentation. According to our results, increasing temperature is the most studied climate change pressure. This would favor phyto-plankton communities, the most studied biotic compartment to date. At the level of Mediterranean lagoons, no scientific article deals with the question of the effect of climate change on seagrass beds. By extending the research to the impact of climate change on *Zostera marina*, *Zostera noltei* and *Cymodocea nodosa* meadows in coastal environments, 36, 14 and 15 articles were respectively analyzed. However, no studies are available for *Ruppia cirrhosa*. Based mainly on laboratory and mesocosm experiments, the increase in temperature would have an overall

negative effect on *Zostera marina* and *Zostera noltei* but positive for *Cymodocea nodosa*. Heat waves would have a negative effect on *Zostera marina* meadows, but the effect of this pressure could differ depending on the origin of the plant. Although translating these responses to seagrass meadows in Mediterranean lagoon environments seems complex, this could induce the potential replacement in Mediterranean lagoon environment of the species *Zostera marina* by *Cymodocea nodosa* in the future. On the basis of this bibliographic work, the state of current knowledge makes it difficult to predict what the impact of climate change will be and how this could modify the ecological state of lagoons and their meadows, on the one hand, and their ecological and socio-economic role, on the other hand. Among the perspectives of this work, work on early warning signals of changes should be initiated to understand and to interpret the future dynamics of these naturally pressurized coastal systems.

Mots-clés/ Key words :

Lagune, Changement climatique, Épisode extreme, Meta-analyse, État de référence, Résilience, Zostera, Cymodocea

Lagoon, Climate change, Extreme events, Meta-analysis, Reference state, Resilience, Zostera, Cymodocea

Comment citer ce document :

Durreau Alice, Soissons Laura, Ouisse Vincent (2021) Effet des épisodes extrêmes en milieu méditerranéen stressé. Phase 1 : étude bibliographique et mise en place d'outils tests *in situ*. 65p + Annexes

Disponibilité des données de la recherche :

DOI : 10.13155/80623

Commanditaire du rapport :	
Nom / référence du contrat : <input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire (réf. bibliographique : XXX) <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) :	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
Durreau Alice	ODE/UL/LERLR
Soissons Laura	CNRS/MARBEC
Ouisse Vincent	ODE/UL/LERLR
Encadrement(s) :	
Destinataire : Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse	
Validé par :	

Table des matières

1 Introduction.....	8
2 État de l'art - Pré-requis.....	11
2.1 Changement climatique : de l'échelle mondiale aux lagunes méditerranéennes.....	11
2.2 Les herbiers de phanérogames marines.....	14
2.3 Théorie sur les changements d'état.....	16
2.4 Revue systématique et méta-analyse.....	18
3 Changement climatique, évènements climatiques extrêmes et conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires. .	20
3.1 Changement climatique en lagune.....	20
3.1.1 Méthodologie appliquée.....	20
3.1.2 Résultats et discussions.....	22
3.2 Changement climatique sur les herbiers de phanérogames marines....	28
3.2.1 Revue systématique.....	28
3.2.1.1 Méthodologie appliquée.....	28
3.2.1.2 Analyse des résultats de la revue systématique.....	30
3.2.2 Méta-analyse.....	44
3.2.2.1 Méthodologie appliquée.....	44
3.2.2.2 Analyse des résultats de la méta-analyse.....	45
4 Synthèse et perspectives.....	55
4.1 Impact du changement climatique sur les milieux lagunaires.....	55
4.2 Impact du changement climatique sur les herbiers des milieux lagunaires méditerranéens.....	56
4.3 Perspectives de recherche en milieu lagunaire méditerranéen.....	58
4.3.1 Hypothèses à tester.....	58
4.3.2 Méthodes scientifiques à utiliser.....	59
5 Références bibliographiques.....	60
6 Annexes.....	68
6.1 Références bibliographiques utilisées dans le cadre de la revue systématique sur les effets du changement climatique sur les lagunes.....	68
6.2 Références bibliographiques utilisées dans le cadre de la revue systématique et la méta-analyse sur les effets du changement climatique sur les herbiers.....	74

1 Introduction

Le changement climatique joue un rôle considérable dans la modification des conditions environnementales qui contrôlent la répartition et la survie des écosystèmes (Duarte, 2014). Le groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) a prédit une augmentation significative de la température de l'océan, jusqu'à 2-4°C d'ici à 2100, ainsi que des changements majeurs dans le rayonnement UV-B, les précipitations, les tempêtes et la salinité (IPCC, 2014). A l'échelle mondiale, cela se traduit par un réchauffement de la masse d'eau, une acidification des océans et l'élévation du niveau des mers. Cependant, certains de ces changements se manifestent également de façon soudaine et relativement courte lors d'évènements climatiques extrêmes (ECEs) (Easterling et al., 2000) comme par exemple les vagues de chaleur ou vagues de froid qui peuvent durer de quelques jours à quelques mois, des épisodes d'anoxie (généralement liés aux vagues de chaleur), des périodes de sécheresse et de fortes crues ou encore des tempêtes qui s'amplifient (Jentsch and Beierkuhnlein, 2008; Hobday et al., 2018).

La zone littorale est déjà naturellement soumise à de fortes fluctuations locales et saisonnières, ainsi qu'à des pressions grandissantes d'origine anthropique (Lloret et al., 2008; Halpern et al., 2008). C'est en particulier le cas des lagunes méditerranéennes qui sont soumises à de nombreuses pressions liées à leurs usages (exploitations ostréicoles, pêche, tourisme) et au développement d'activités humaines sur leurs bassins versant (de Wit, 2011; Munaron et al., 2012). Quelques études indiquent déjà que les milieux lagunaires sont particulièrement sensibles aux pressions, notamment lorsque d'autres facteurs de stress et perturbations causés par les ECEs interagissent (Lloret et al., 2008; de Wit, 2011). Cependant, l'état des connaissances actuelles ne permet pas de prédire quel sera l'impact du changement climatique et comment cela pourrait modifier l'état écologique des lagunes, d'une part, et leur rôle écologique et socio-économique, d'autre part.

Les milieux lagunaires sont des milieux d'interface entre les systèmes terrestres et marins qui sont, par définition, hautement productifs et assurent des fonctions écologiques majeures (régulation des cycles de la matière, maintien de la biodiversité...). Par cette définition, nous excluons ici les lagons tropicaux. Elles sont caractérisées par une mosaïque d'habitats interconnectés (Menu et al., 2019) qui peuvent soutenir des populations et des communautés hautement résilientes. Parmi les habitats identifiés en milieu lagunaire, ceux formés par les herbiers de phanérogames (ou angiospermes) marines jouent un rôle écologique particulièrement important par leur fonctionnement. Les herbiers marins de manière générale contribuent largement à la séquestration du carbone (Fourqurean et al., 2012; Macreadie et al., 2014), au cycle des nutriments (Hemminga et al., 1991) et interagissent avec d'autres écosystèmes clés tels que les mangroves ou les récifs coralliens dans les systèmes tropicaux (Lai et al., 2013; Gillis et al., 2015), ou d'autres espèces de macrophytes dans les systèmes tempérés (Hyndes et al., 2014; Le Fur et al., 2018). De plus, ils sont couramment

utilisés comme bio-indicateurs du bon état écologique des masses d'eau et font l'objet de nombreux suivis dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) depuis sa mise en place en Europe en 2000 (WFD, 2000/60/EC). Dans les lagunes méditerranéennes, les herbiers de phanérogames marines ainsi que leurs espèces - animales et végétales - associées font l'objet de nombreux suivis. Ces suivis permettent d'établir, en lien avec d'autres suivis de qualité de l'eau (suivis DCE, REPHY-OBS, etc.), des potentiels changements sur le fonctionnement du système et sur son état écologique/de conservation par rapport à un état de référence. Cet état de référence est lui-même souvent défini à partir de l'expertise et de plus en plus aujourd'hui par la compilation des données issues de ces réseaux de suivi sur plusieurs années. Cependant les connaissances sur les modalités de réponse et d'évolution de l'état écologique des écosystèmes en milieu lagunaire et en particulier des herbiers face au stress lié au changement climatique restent limitées. A ce jour, l'impact des ECEs, et du changement climatique de manière générale, se traduirait par des changements physiologiques et morphologiques à l'échelle d'un individu ou d'une population qui vont ensuite impacter sur sa distribution (Richardson et al., 2018) et son rôle fonctionnel et écologique (Short and Neckles, 1999; Scheffers et al., 2016).

Il existe de nombreux exemples d'études dans le monde décrivant un changement d'état pour des systèmes littoraux composés d'herbiers après un évènement climatique extrême (ECE). Quelques études en laboratoire et *in situ* ont également permis d'identifier les potentielles réponses des herbiers face au changement climatique. Néanmoins, ces études sont très souvent spécifiques à une région donnée et les modalités de réponses identifiées caractéristiques d'une espèce ou d'une population particulière. Il n'existe, à l'heure actuelle, pas de bilan complet sur le cas des lagunes méditerranéennes, pourtant fortement impactées. Dans ce rapport, nous présentons les résultats d'un bilan exhaustif de connaissances focalisé sur la **compréhension des effets du changement climatique et des ECEs sur les milieux lagunaires méditerranéens en général** avec un focus sur les quatre espèces d'angiospermes marines inféodées aux lagunes méditerranéennes françaises (*Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa* et *Ruppia cirrhosa*). Ce bilan des connaissances vise à :

- (1) Comprendre comment le changement climatique et l'intensification des ECEs peuvent affecter les caractéristiques biologiques, et le fonctionnement des écosystèmes lagunaires méditerranéens et en particulier des herbiers.
- (2) Établir, d'après l'état des connaissances, les hypothèses de changement d'état à tester afin d'anticiper une dégradation des herbiers et de leurs communautés associées.
- (3) Identifier les différentes méthodes scientifiques utilisées et leur mise en place permettant de tester par observation ou de manière expérimentale les hypothèses ainsi identifiées.

Ce bilan de connaissances est basé sur une revue systématique couplée à une méta-analyse. Ces méthodes exploitant la littérature scientifique en suivant un protocole précis, permettront de mettre en évidence, de façon exhaustive, les pressions du changement climatique étudiées, leurs impacts

sur la physiologie, morphologie et la fonctionnalité des herbiers lagunaires méditerranéens. Cette approche permet également d'identifier de façon ordonnée et méthodique les lacunes et de définir de nouveaux champs de recherche.

Pour l'application de ces méthodes, la question centrale de recherche sur l'effet du changement climatique sur les herbiers des milieux lagunaires méditerranéens est subdivisée en sous questions qui permettent de structurer la revue systématique et la méta-analyse. Ce bilan des connaissances aborde ainsi :

- dans un premier temps, des impacts du changement climatique sur les milieux lagunaires à l'échelle mondiale et méditerranéenne par une recherche systématique des pressions, sites et compartiments (biotiques ou abiotiques) étudiés et des méthodologies utilisées par les scientifiques,
- dans un second temps, des conséquences du changement climatique sur les herbiers à l'échelle des milieux lagunaires méditerranéens puis à l'échelle mondiale.

2 État de l'art - Pré-requis

2.1 Changement climatique : de l'échelle mondiale aux lagunes méditerranéennes

Le changement climatique est défini comme une « *variation de l'état du climat, qui peut être décelée par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus* » (GIEC, 2013). Ces changements résultent « *des processus internes naturels ou des forçages externes, notamment les modulations des cycles solaires, les éruptions volcaniques ou des changements anthropiques persistants dans la composition de l'atmosphère ou dans l'utilisation des terres* » (GIEC, 2013). La Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) adoptée le 9 mai 1992 à New York et signée par plus de 150 pays et par la Communauté européenne lors du Sommet Planète Terre, qui s'est tenu à Rio de Janeiro en 1992, définit de manière plus stricte les changements climatiques comme des « *changements de climat qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparable* » (Stocker et al., 2013). Ainsi, la CCNUCC établit une distinction entre les changements climatiques attribuables aux activités humaines altérant la composition de l'atmosphère et la variabilité du climat imputable à des causes naturelles.

Parmi les causes du changement climatique actuel, l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère terrestre liée aux activités humaines apparaît comme un facteur majeur. En effet, cette augmentation conduit à une modification de la capacité « naturelle » de l'atmosphère terrestre à réguler les flux d'énergie solaire, l'atmosphère terrestre augmentant la rétention de cette énergie solaire au niveau de la Terre. Ce « forçage radiatif », correspondant à l'énergie gagnée par le système terre-atmosphère, induirait de nombreux changements directs ou indirects à l'échelle mondiale.

Dès les années 1960, les scientifiques établissent un lien entre l'augmentation des émissions de GES et l'augmentation des températures et prévoient une augmentation des températures à l'échelle mondiale de l'ordre de +2,5°C avant la fin du siècle. Ces premières estimations ainsi que les conséquences probables pour la population humaine entraînent une prise de conscience de la difficulté du problème et de l'importance de sa médiatisation. Le GIEC (Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat), IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) en anglais, est ainsi créé en 1988 en vue de fournir des évaluations détaillées de l'état des connaissances scientifiques, techniques et socio-économiques sur les changements climatiques, leurs causes, leurs répercussions potentielles et les stratégies de parade. Il est structuré autour de trois groupes de travail qui étudient respectivement :

- les principes physiques du changement climatique,
- les impacts, la vulnérabilité et l'adaptation au changement climatique,
- les moyens d'atténuer (mitigation) le changement climatique.

Depuis sa création, cinq rapports ont été publiés (1990-2014)¹. Le dernier rapport définit ainsi à la fois les pressions liées au changement climatique pour chaque écosystème et prévoient quatre scénarios de trajectoire du climat définis à partir de modèles globaux appelés RCP pour « Radiative Concentration Pathway » (Stocker et al., 2013). Ces scénarios correspondent à la gamme de forçage radiatif (énergie gagnée par le système terre-atmosphère par rapport à la situation actuelle) attendue pour l'année 2100, allant d'un scénario RCP2.6 correspondant au scénario le plus optimiste (forçage de +2,6 W.m⁻²) à un scénario RCP8.53 (forçage de +8,53 W.m⁻²) moins optimiste, en passant par deux scénarios intermédiaires (RCP4.5 et RCP6). Plus cette valeur est élevée, plus le système terre-atmosphère gagne en énergie et se réchauffe (Figure 1). L'ensemble des études scientifiques actuelles sur les effets du changement climatiques sont basés sur ces scénarios.

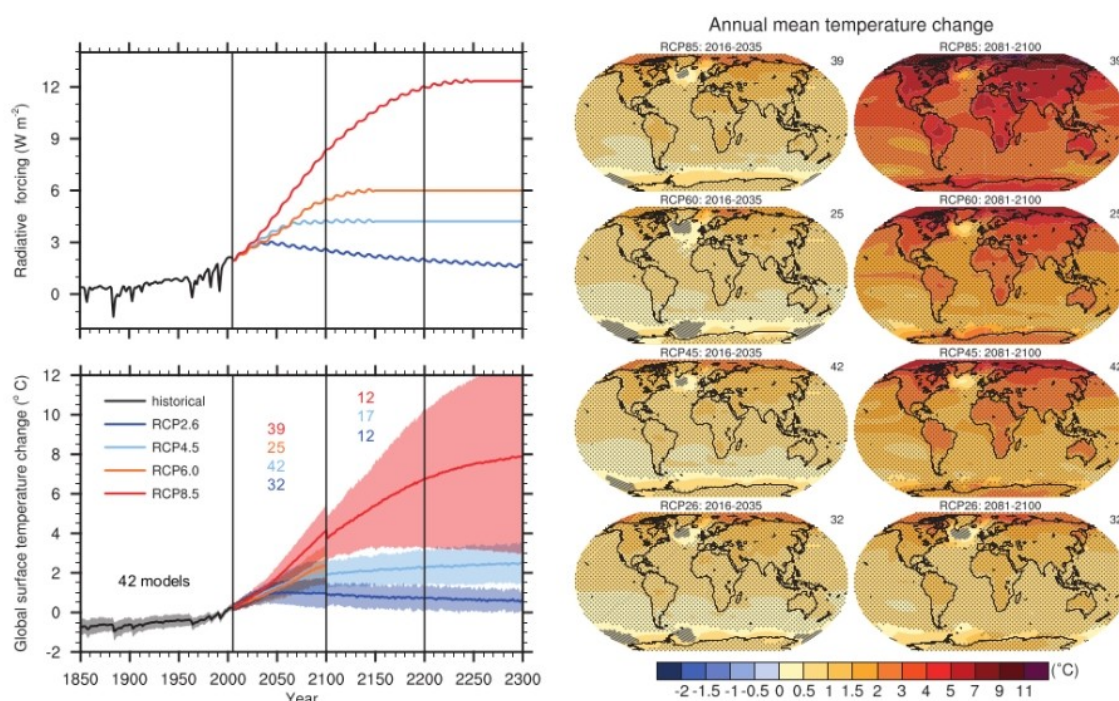


Figure 1 : (Haut gauche) Moyenne globale du forçage radiatif pour les quatre scénarios sur la période 1850-2300. (Bas gauche) Anomalie globale moyenne de la température de l'air attendue sur la période 1850-2300 (en comparaison de la période 1986-2005). (Droite) Projection spatiale de la température moyenne annuelle de l'air (comparée à la période 1986-2005) pour la période 2016-2035 (Figure issue de Stocker et al., 2013)

La prise de conscience des risques économiques, sociaux, politiques et environnementaux a également conduit à mettre en place des politiques à l'échelle mondiale visant à contrôler ce changement climatique. En 1997, 37

1 Le prochain rapport est prévu pour 2022. Ce dernier permettra, entre autres, aux pays membres d'évaluer les progrès accomplis en vue de réaliser leur objectif de contenir le réchauffement mondial en deçà de 2°C, en poursuivant l'action menée pour limiter la hausse des températures à 1,5°C.

pays ont ainsi signé un accord pour s'engager à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre lors de la première conférence pour le climat (COP). Cet accord deviendra finalement effectif en 2005 (COP11) avec l'engagement de 55 pays à réduire de 55% leurs émissions de dioxyde de carbone. Parmi les avancées majeures, les accords de Marrakech en 2001 (COP7) prévoient une aide pour les pays en développement pour lutter contre le réchauffement climatique. Enfin, les accords de Paris en 2015 (COP21), ratifiés par de nombreux pays, visent à contenir la hausse des températures en dessous des 2°C. La COP26 aura lieu à Glasgow en 2021.

Bien que le changement climatique soit un phénomène mondial, les pressions induites, l'intensité de celles-ci ainsi que la capacité d'un écosystème à y répondre nécessitent des études plus locales ou centrées sur un écosystème. En ce qui concerne les lagunes méditerranéennes françaises, une conférence organisée lors de la COP21 à Paris portait sur les zones humides méditerranéennes comprenant de nombreuses lagunes. Parmi les pressions liées au changement climatique définies par le GIEC, ces écosystèmes littoraux seraient en particulier soumis à :

- une augmentation de la température de l'eau pouvant changer la stratification et la circulation de l'eau, provoquer des blooms d'algues, une acidification de l'eau, des phénomènes d'anoxie (diminution de la concentration de dioxygène dans l'eau). Ces phénomènes sont dus à l'absorption du dioxyde de carbone émis par les activités anthropiques par l'eau (David et al., 2014 ; Nicholls et al., 2007).
- une augmentation du niveau de la mer, induite par la fonte des glaces et la dilatation de l'eau dues à l'augmentation de la température (David et al., 2014 ; Nicholls et al., 2007).
- une augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes pouvant causer des inondations, des problèmes d'érosion, une augmentation de sédiments dans les lagunes, des changements de salinité obligeant les communautés animales ou végétales à se déplacer (David et al., 2014 ; Nicholls et al., 2007).
- une augmentation de la durée et de la fréquence des vagues de chaleur définie comme étant un événement climatique extrême caractérisé par une augmentation importante de la température de l'eau sur des périodes prolongées et pouvant avoir des conséquences dramatiques sur la biodiversité, la pêche et l'aquaculture. Des habitats comme des herbiers pourraient être affectés (Oliver et al., 2019).
- une augmentation des rayons UV nocifs (David et al., 2014 ; Nicholls et al., 2007).

Les prédictions sur le climat futur placent la région méditerranéenne et ses lagunes au cœur de la problématique sociale et environnementale du changement climatique. En effet, de nombreux modèles prédisent une augmentation de la fréquence des vagues de chaleur, ainsi qu'une alternance forte entre périodes de sécheresse et périodes de crues intenses en méditerranée (Stocker et al., 2013). Ces phénomènes sont déjà visibles et affectent localement la composition des écosystèmes lagunaires,

particulièrement les herbiers. Quelques études indiquent déjà que les milieux lagunaires sont particulièrement sensibles aux pressions, notamment lorsque d'autres facteurs de stress et perturbations causés par les événements climatiques extrêmes (ECEs) interagissent (Lloret et al. 2008; de Wit 2011). Ainsi, l'augmentation de la fréquence des ECEs semble être une pression identifiée pour les lagunes méditerranéennes françaises. Certaines études prédisent une augmentation importante des vagues de chaleur dans un futur proche (Meehl and Tebaldi, 2004). Ces changements pourraient modifier les conditions environnementales ainsi que les états physiologiques et morphologiques d'un individu ou d'une population (Richardson et al., 2018). Par voie de conséquence cela impacterait la biodiversité au sens général et donc l'ensemble des espèces bio-indicatrices qui permettent aujourd'hui d'évaluer les perturbations anthropiques locales.

En 1975, le premier article publié sur le changement climatique (Source Web of Science) traite des conséquences dans l'atmosphère d'une augmentation de la température de la surface de la Terre (Cess, 1975). Depuis, le nombre d'études ne fait qu'augmenter avec plus de 5 000 articles publiés par an sur la période 1975-2011 pour atteindre aujourd'hui plus de 10 000 articles par an.

2.2 Les herbiers de phanérogames marines

Les herbiers de phanérogames marines sont constitués de plantes à graines possédant des ovules, qui, suite à une double fécondation donneront un fruit. Ils peuvent ainsi se reproduire à la fois par reproduction sexuée et par multiplication végétative (croissance clonale par élongation de leurs rhizomes). Ces plantes marines sont constituées de feuilles, de racines et d'une tige souterraine appelée rhizome. Au sein des lagunes méditerranéennes, ils contribuent aux fonctions écologiques telles que le maintien de la biodiversité, fournissant un abri à de nombreuses espèces comme certains juvéniles de poissons tels que la daurade, le bar ou le mullet. Ils constituent également un puit de carbone (Fourqurean et al., 2012), protègent les plages de l'érosion en augmentant la sédimentation des particules en suspension (Widdows et al., 2008), filtrent l'eau et fournissent une grande source de matière organique. Ils participent également à l'oxygénation de l'eau (Gazeau et al., 2005). Les herbiers marins sont ainsi qualifiés d'espèces ingénieurs de l'écosystème (Jones et al., 1994) puisqu'ils « *modulent directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour d'autres espèces en provoquant des changements d'état physique. Ce faisant, ils modifient, maintiennent ou créés des habitats* ». En tant qu'organismes sessiles et en raison de leur capacité à s'adapter à leur environnement, les angiospermes marines constituent de bons indicateurs d'état de santé d'un écosystème (Orth et al., 2006). Elles sont aujourd'hui soumises à divers programmes de surveillance et répertoriées comme éléments de qualité biologique dans les directives internationales ou nationales (Borum et al., 2004; Duarte et al., 2004; Borja et al., 2013) pour l'évaluation de l'état de santé des écosystèmes de la zone littorale (par ex. dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau - DCE). Dans les lagunes méditerranéennes, ce sont principalement les herbiers de zostères naines (*Zostera noltei* Hornemann, 1832) et marines (*Zostera marina* Linnaeus,

1753) ainsi que leurs espèces - animales et végétales - associées qui vont faire l'objet de nombreux suivis pour établir, en lien avec d'autres suivis de qualité de l'eau (suivis DCE, REPHY-OBS, etc.), des potentiels changements sur le fonctionnement du système et sur son état écologique/de conservation par rapport à un état de référence.

Parmi les phanérogames marines présentes sur les côtes françaises, seules quatre d'entre elles sont aujourd'hui décrites dans les lagunes méditerranéennes : *Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa* (Ascherson, 1870) et *Ruppia cirrhosa* (Grande, 1918).

- *Zostera marina* est présente sur les côtes européennes des eaux arctiques le long des côtes nordiques de la Norvège jusqu'aux lagunes méditerranéennes françaises. En méditerranée, elle est décrite en particulier dans les lagunes de Salses-Leucate, Bages-Sigean, Ayrolle et Thau (Tableau 1) où elle y forme des herbiers denses à quelques mètres de profondeur (Lauret et al., 2011).
- *Zostera noltei* est décrite de la Norvège jusqu'aux côtes de l'Afrique de l'Ouest. Elle est également présente dans de nombreuses lagunes méditerranéennes françaises (Tableau 1) et en mer noire. Elle forme des herbiers denses en eaux peu profondes, entre 4m de profondeur et la côte (Lauret et al., 2011).
- *Cymodocea nodosa* est une espèce d'eaux tempérées et chaudes. Elle est largement distribuée dans les eaux côtières méditerranéennes, autour des îles Canaries et au niveau de la côte Nord-Africaine. En France, elle est à ce jour décrite dans les lagunes corses (Urbino et Diana) et dans l'étang de Thau (Tableau 1). C'est une espèce considérée comme marine et pionnière car elle peut rapidement coloniser des espaces nus (Lauret et al. 2011).
- Les espèces du genre *Ruppia* sont largement distribuées dans les zones tempérées et tropicales du monde entier, ainsi que dans l'hémisphère Nord et s'étendent même au-delà du cercle polaire (Phillips et Menez, 1988). Elles sont également décrites dans de nombreuses lagunes méditerranéennes françaises (Tableau 1), pouvant former des herbiers mixtes avec *Zostera noltei*. De manière générale, les espèces du genre *Ruppia* sont présentes aussi bien dans des eaux saumâtres que dans des eaux salées continentales, dans les eaux douces ou au contraire dans des eaux hypersalines, dont la salinité dépasse trois fois celle de la mer (Phillips et Menez, 1988). Au sein des lagunes méditerranéennes, *Ruppia cirrhosa* tolère des fluctuations de salinité (Oheix et al., 2015). *Ruppia cirrhosa* peut atteindre plusieurs mètres de hauteur et possède des inflorescences ou des infrutescences caractéristiques qui sont très fourniees et dont le pédoncule est long et spiralé (Borel, 2013).

Tableau 1 : Distribution des quatre espèces de phanérogames dans les lagunes méditerranéennes françaises (modifié d'après Lauret et al., 2011)

Libellé	Code DCE	Libellé DCE	<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera noitiei</i>	<i>Cymodocea nodosa</i>	<i>Ruppia cirrhosa</i>
Canet	FRDT01	Canet				
Salses Leucate	FRDT02	Salses-Leucate				
La Palme	FRDT03	Etang de La Palme				
Bages Sigean	FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages - Sigean				
Ayrolle	FRDT05A	Complexe du Narbonnais Ayrolle				
Campagnol	FRDT05B	Complexe du Narbonnais Campagnol				
Gruissan	FRDT06A	Complexe du Narbonnais Gruissan				
Grazel	FRDT06B	Complexe du Narbonnais Grazel/Mateille				
Mateille	FRDT06B	Complexe du Narbonnais Grazel/Mateille				
Pissevache	FRDT07	Pissevache				
Vendres	FRDT08	Vendres				
Grand Bagnas	FRDT09	Grand Bagnas				
Thau	FRDT10	Etang de Thau				
Ingril Sud	FRDT11C	Etangs Palavasiens Ouest				
Ingril Nord	FRDT11C	Etangs Palavasiens Ouest				
Pierre Blanche	FRDT11C	Etangs Palavasiens Ouest				
Vic	FRDT11C	Etangs Palavasiens Ouest				
Prevost	FRDT11B	Etangs Palavasiens Est				
Arnel	FRDT11B	Etangs Palavasiens Est				
Grec	FRDT11B	Etangs Palavasiens Est				
Mejean	FRDT11B	Etangs Palavasiens Est				
Or	FRDT11A	Etang de l'Or				
Ponant	FRDT12	Etang du Ponant				
Medard	FRDT13C	Petite Camargue Medart				
La Marette	FRDT13E	Petite Camargue Marette				
Chamier	FRDT13H	Petite Camargue Scamandre- Chamier				
Crey	FRDT13H	Petite Camargue Scamandre- Chamier				
Scamandre	FRDT13H	Petite Camargue Scamandre- Chamier				
Vaccares	FRDT14A	Camargue Complexe Vaccares				
La Palissade	FRDT14C	Camargue La Palissade				
Berre Vaine	FRDT15	Etang de Berre /Grand Etang Vaine				
Bolmon	FRDT15C	Etang de Berre Bolmon				
Biguglia	FRET01	Etang de Biguglia				
Diana	FRET02	Etang de Diana				
Urbino	FRET03	Etang d'Urbino				
Palu	FRET04	Etang de Palu				

2.3 Théorie sur les changements d'état

- **État de référence** (ou état écologique de référence) : Il représente l'état initial, vrai ou estimé, du système étudié avant l'apparition de perturbations ou de stress supplémentaires pouvant l'affecter. Il est défini par ses caractéristiques spatiales (distribution), biologiques et fonctionnelles.
- **État de santé** : Ce terme est utilisé par les gestionnaires et parties-prenantes pour définir l'état socio-économique et durable d'un écosystème. Il est basé sur l'évaluation de la structure, du fonctionnement et de la résilience du système (Costanza, 1992).
- **Résilience** : Théoriquement, la résilience représente la taille du bassin d'attraction autour d'un état de référence stable, qui correspond à la perturbation maximale qu'un système peut endurer sans passer à un état dégradé (Holling 1973). Elle est définie par la capacité d'un système à rester inchangé après une variation des conditions environnementales (**résistance**) et à revenir à son état de référence après une perturbation (**récupération**).

Il a été établi que, dans certains cas, les herbiers peuvent modifier leurs traits morphologiques et physiologiques à un certain niveau de stress (Peralta et al., 2005; Cabaço et al., 2009; Soissons et al., 2018b). En tant qu'ingénieurs de l'écosystème, ils peuvent également agir directement sur l'effet d'un stress et l'atténuer pour augmenter leur résilience (Soissons, et al. 2019).

Toutefois, quand ce stress augmente et que leur capacité d'acclimatation diminue, les herbiers peuvent présenter un changement abrupt dans leur état au-delà d'une valeur seuil qui peut les faire passer à un état dit dégradé (Connell et al., 2017). En effet, il a été démontré que, en raison de leur diversité et de leur complexité, de nombreux écosystèmes benthiques de la zone littorale, y compris ceux formés par les herbiers marins, peuvent suivre la théorie des états stables. Cette théorie implique une hystérésis entre deux états stables et un risque d'effondrement rapide et abrupt d'un état stable de référence vers un état stable alternatif dit dégradé (Scheffer et al., 2001; Scheffer and Carpenter, 2003; van Nes and Scheffer, 2007, Figure 2).

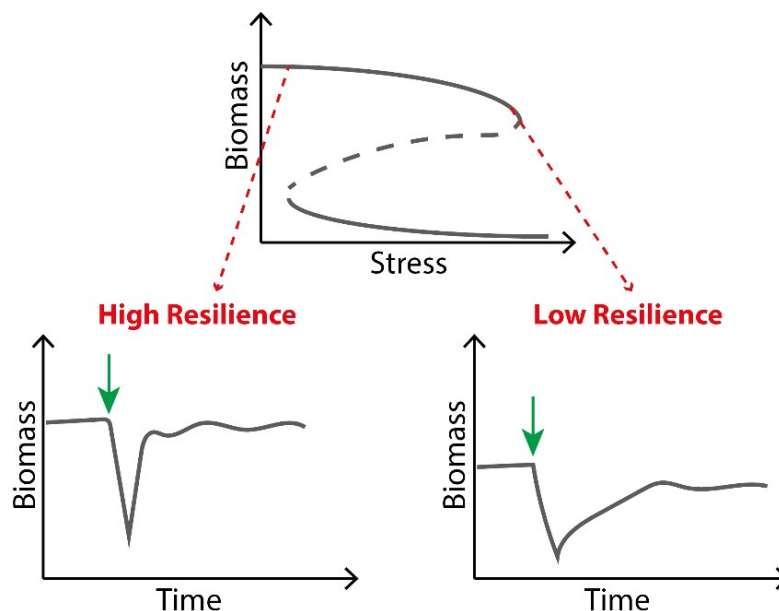


Figure 2 : Représentation des deux états stables (lignes pleines sur le graphique du haut) d'un système représenté par sa biomasse le long d'un gradient de stress. À haute résilience, si une petite perturbation se produit (flèche verte), le système récupérera rapidement sa biomasse d'origine. À faible résilience, et près d'un point de bifurcation, si une petite perturbation se produit, il faudra plus de temps au système pour récupérer pour peut-être ne pas revenir à sa biomasse d'origine, c'est le phénomène de ralentissement critique (CSD). Au point de bifurcation, le système passera à un deuxième état stable. La ligne pointillée sur la figure du haut représente l'état instable entre deux états stables (lignes pleines). Figure adaptée de van Nes and Scheffer (2007).

Les mécanismes de changement d'un état stable à l'autre sont complexes et se produisent lorsque le système atteint un point de basculement (ou un point de bifurcation). Lorsque les écosystèmes sont à un premier équilibre défini comme état stable de référence (Scheffer et al., 2001, 2009), ils peuvent s'adapter à des conditions externes variant progressivement. Mais au fil du temps, l'augmentation continue des perturbations externes réduit la résilience du système (van Nes and Scheffer, 2007, Figure 2) et, par conséquent, même une petite perturbation au-dessus du seuil critique peut faire basculer le système vers un état stable alternatif (Scheffer et al., 2001, 2009; Chisholm and Filotas, 2009) ce qui peut impliquer l'effondrement du système.

L'effet des événements climatiques extrêmes (ECEs) sur des organismes vivant en milieu stressé peut donc avoir des conséquences importantes non seulement sur l'état écologique du système, mais aussi sur sa résilience à long terme. En termes d'évaluation de l'état de santé, cela pourrait

également signifier un changement potentiel de l'état de référence du système et de son rôle écologique. Cela peut devenir critique notamment dans les zones d'interface de la zone littorale telles que les lagunes, déjà affectées par l'accroissement de leurs usages et des pressions anthropiques (Lloret et al., 2008).

2.4 Revue systématique et méta-analyse

Il existe différentes méthodes pour déterminer les impacts du changement climatique sur les herbiers lagunaires méditerranéens. Dans le cadre de ce travail, nous appliquerons deux méthodes : la revue systématique et la méta-analyse.

La **revue systématique** est une méthode scientifique qui consiste à collecter des données dans la littérature scientifique et dans la littérature grise dans le but de répondre à une question précise. Il s'agit d'une vraie méthode de recherche et contrairement à la bibliographie narrative, elle est exhaustive (Zaugg et al., 2014). Elle se décompose en 6 étapes majeures :

1. Définition de la **question**. Celle-ci doit être relativement précise et ciblée afin de délimiter les contours de la recherche menée car les connaissances disponibles dans les bases de données sont aujourd'hui presque « infinies ».
2. Choix du **système d'information**. Il s'agit ici de définir le ou les moteurs de recherche qui seront utilisés. Il en existe plusieurs, selon les domaines scientifiques abordés. Les plus courants pour la littérature scientifique sont Web of Science ou JSTOR.
3. Définition des **mots-clés**. Ils sont définis à partir de la question posée. C'est sur ces termes que la recherche sera effectuée dans le système d'information choisi. Ils sont génériques et peuvent être combinés ou additionnés. Différentes combinaisons comprenant plus ou moins de mots-clés sont testées afin d'obtenir le plus d'articles possible.
4. **Critères d'inclusion** / Critères d'exclusion. Il s'agit de critères permettant de limiter la sélection des articles qui ont été retenus à partir des seuls mots-clés car ceux-ci peuvent être utilisés dans un autre contexte ou de manière non appropriée. Ces critères se retrouvent généralement sous la forme de questions dont la réponse : « oui » signifie que l'article est conservé, et « non » que l'article est éliminé de la revue systématique.
5. **Récupération** des données. Une grille, établie à l'avance, inclut les variables qualitatives à considérer lors de la lecture des articles (date de travail, site d'étude...). Pour chacune de ces variables, une liste de modalités est définie à l'avance bien que celle-ci puisse être modifiée en cas de besoin. Ces listes permettent d'avoir une grille de recherche uniforme et d'utiliser un seul mot pour une liste de synonymes.
6. **Analyses** des données. Elle est généralement qualitative et peut être présentée sous forme de figures et tableaux permettant ensuite son interprétation. La synthèse des données peut également être

quantitative et dans ce cas, on parle de méta-analyse. (Zaugg et al., 2014).

La **méta-analyse** permet de combiner les résultats de plusieurs études sur un sujet donné et ainsi d'en augmenter la puissance statistique. Elle fait souvent suite à la revue systématique et se décompose en 3 phases majeures :

1. **Récupération** des données. Cette étape est similaire à celle décrite précédemment pour la revue systématique. Elle est basée sur un questionnaire de collecte de données quantitatives (ou numériques) plus précis que pour la revue systématique. Il s'agit de récupérer l'ensemble des données permettant d'observer, par exemple, l'effet d'un traitement sur une variable : les valeurs du groupe témoin (moyennes et écart-types) ainsi que des différents groupes ayant subi un traitement (moyennes et écart-types également) doivent être récupérées. Ces données sont issues de tableaux ou de figures et reportées directement dans un tableau pour analyse.
2. Calcul d'une **métrique commune**. Les résultats de chaque étude sont transformés en une métrique commune afin de pouvoir comparer les études entre elles (Egger et al., 1997). Celle-ci s'appelle la grandeur d'effet. Elle peut être calculée par exemple par la différence des moyennes du groupe témoin et du groupe testé divisée par l'écart-type ou erreur standard.
3. **Analyses des données**. Elles sont souvent quantitatives et présentées sous forme de graphique appelé « Forest plot ». Celui-ci montre les effets de chaque étude/pression ainsi que leur intervalle de confiance. Si les intervalles de confiance croisent la ligne verticale (abscisse 1), l'effet ou la pression n'est alors pas significative.

3 Changement climatique, évènements climatiques extrêmes et conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires

3.1 Changement climatique en lagune

Dans cette partie, la question porte sur les **impacts du changement climatique sur les milieux lagunaires à l'échelle mondiale et méditerranéenne**.

3.1.1 Méthodologie appliquée

Les recherches d'articles scientifiques pour la revue systématique se sont faites sur Web Of Science (WoS) sur la période 1975-2020. Une recherche basée sur les mots clés : "lagoon" ET ("global warming" OU "climate change") a été réalisée le 3 avril 2020. Cette combinaison de mots clés a été retenue comme la plus pertinente après une série de tests de combinaisons de mots clés. 1018 articles sont ressortis de cette recherche, soit 4% des articles répertoriés (25 450 articles) à partir du seul terme "lagoon" dans la base de donnée WoS à cette date. Parmi ces 1018 articles, nous n'avons retenu que ceux qui répondaient aux deux critères suivants : l'étude traitée dans l'article devait être réalisée en milieu lagunaire et non dans les lagons tropicaux (confusion de la recherche liée au terme anglais "lagoon") et aborder un ou plusieurs impacts directs du changement climatique dans ce milieu. Suite à l'application de ces deux critères, 62 articles ont été retenus, soit 6,1 % des résultats de la recherche initiale. **Chaque article comprend une ou plusieurs études**. Les informations décrites dans le Tableau 2 ont enfin été récupérées dans chacun de ces articles dans le cadre de cette revue systématique.

Tableau 2 : Liste des variables et modalités utilisées dans le cadre de la revue systématique sur les effets du changement climatique sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires.

Variables	Modalités
Date de réalisation (AAAA)	1985, 1997, 2000-2002, 2004, 2006-2015
Date de publication (AAAA)	2007-2020
Durée de l'étude	Inf. ou égal à 1 jour, Inf. ou égal à 1 semaine, Inf. ou égal à 1 mois, Inf. ou égal à 1 an, Sup. à 1 an
Continent (Pays)	Europe (Allemagne, Angleterre, Danemark, Espagne, France, Italie, Lituanie, Pologne, Portugal), Amérique (Brésil, États-Unis d'Amérique, Mexique), Océanie (Australie, Lord Howe Island, Nouvelle-Zélande, Palau), Asie (Chagos, Chine, Emirats)

	Arabes Unis, Inde, Japon, Maldives, Russie, Sri Lanka, Turquie, Ukraine), Afrique (Maroc, Tunisie, Kenya)
Océan / Mer (Lagune)	Océan Pacifique (Akkeshi Lake, Baja California Region, Humboldt Bay, Izembek Lagoon, Krusenstern Lagoon, Morro Bay, San Quintin Bay, San Jose Lagoon, Waituna Lagoon), Océan Atlantique (Florida Bay, Indian River Lagoon, Little Duck Key, Obidos, Ria de Aveiro, Ria Formosa, Sapelo Island), Océan Indien (Kalutara Lagoon, Maya Oya River, Negombo Lagoon), Mer Méditerranée (Akyatan Lagoon, Cabras Lagoon, Bizerte Lagoon, Faro, Ganzirri, Ingril Lagoon, Lesina, Marano Grado Lagoon, Mar Menor, Nador Lagoon, Taranto, Thau Lagoon, Varano Lagoon, Venice Lagoon), Mer Noire (Lake Bakalskoye), Manche (Fleet Lagoon), Mer Baltique (Curonian Lagoon, Puck Lagoon, Rodsand Lagoon, Szczecin Lagoon), Mer des Caraïbes (Celestun, Terminos Lagoon), Mer du Japon (Nakaumi Lagoon), Mer de Chine (Yundang Lagoon)
Pressions étudiées	Changement climatique (Température eau/air, Acidification des océans, Régime de vent, Régime de vagues / marée, Précipitations, Évènements extrêmes, Changement d'upwelling, Salinité/Évaporation, Niveau de la mer / Inondation, Apports de rivières, Ruissellement, Érosion, UV), Autres pressions en interaction (Eutrophisation, Contaminants, Bloom de macroalgues, Ouverture à la mer, Lumière)
Compartiments réponse	<p><u>1. Abiotique</u> : Colonne d'eau physique (Turbidité, Statut trophique, Temps renouvellement eau, Surface lagune, Profondeur, Niveau eau, Morphologie, Lumière, Inondation, Hydrodynamisme, Heure sèche, Couverture de glace, Colonne d'eau, Bilan hydrique), Colonne d'eau physico-chimie (Température, Salinité, Qualité de l'eau, Nutriment, Dioxygène, Contaminants, Carbone), Benthique (Sédiment), Bassin versant (Apport d'eau des rivières), Mer (connexion à la mer / Inlet, échange avec la mer)</p> <p><u>2. Biotique</u> : Organismes planctoniques (Zooplancton, Virus, Procaryote, Phytoplankton, Nanoeucaryote hétérotrophique Chlorophyll a), Organismes benthiques (Mollusques, Microphytobenthos, Macrozoobenthos, Macrophyte-Herbier, Macrophyte-Algue, Foraminifères, Crustacé), Autres organismes (Poisson, Oiseau)</p> <p><u>3. Socio-économique</u> : Pêche, Aquaculture</p>
Mode d'expérimentation	Laboratoire expérimental, Observation <i>in situ</i> , Expérimental <i>in situ</i> , Modélisation, Exploitation de données existantes (autres études ou données satellites)

3.1.2 Résultats et discussions

SITES D'ÉTUDE

Les études publiées à ce jour ont été menées principalement dans l'hémisphère Nord (1 seule étude en Nouvelle-Zélande) et la majorité des lagunes étudiées (51 %) se trouve sur les côtes atlantiques et méditerranéennes (incluant ici l'Adriatique et la mer Ionienne, Figure 3). Cette tendance s'explique par le nombre important d'études menées sur la Ria de Aveiro et la Ria Formosa sur la côte atlantique portugaise (16 études) et sur la lagune de Venise et l'étang de Thau en Méditerranée (12 études).



Figure 3 : Localisation des études réalisées dans le cadre de la revue systématique sur les effets du changement climatique, des événements climatiques extrêmes sur le fonctionnement des écosystèmes lagunaires.

DYNAMIQUE TEMPORELLE DE LA RECHERCHE

Bien que la problématique ne soit pas récente, la question des effets du changement climatique est donc relativement peu abordée dans les milieux lagunaires. Aucune étude intégrant nos critères n'a été publiée avant 2007 soit plus de 15 ans après la publication du premier rapport du GIEC en 1990. Le nombre de publication sur les impacts du changement climatique au sein de ces écosystèmes a néanmoins augmenté au cours de ces dix dernières années (Figure 4). Cette tendance positive est liée à l'augmentation de l'effort de recherche et de publication sur ce sujet. Ceci peut en partie s'expliquer par le temps nécessaire à la réalisation d'études sur les effets du changement climatique, qui dépasse 1 mois dans 58 % des cas. Par exemple, la première étude focalisée sur les effets du changement climatique sur les lagunes a débuté en 1997 mais elle n'a été publiée qu'en 2020. Cette étude est basée sur des observations de terrain des blooms phytoplanctoniques en réponse aux épisodes extrêmes de précipitations pendant 21 ans.

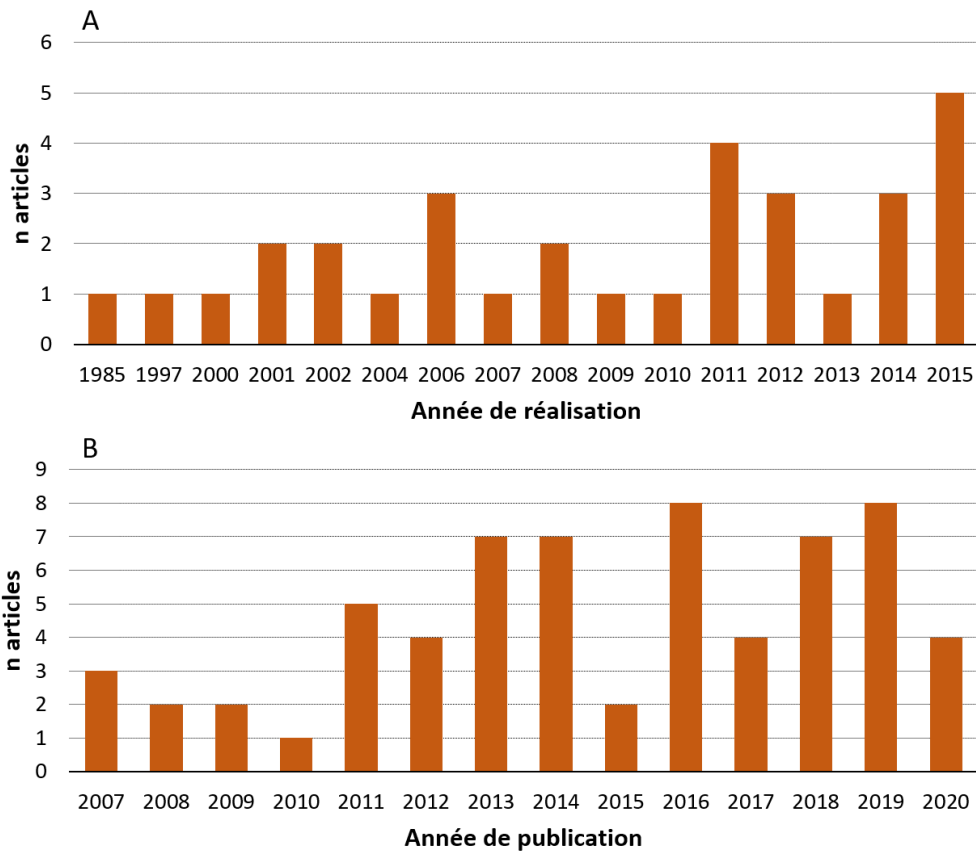


Figure 4 : Année (A) de réalisation et (B) de publication des travaux sur les effets du changement climatique sur les lagunes côtières

MODE D'EXPÉRIMENTATION

De manière générale, l'étude des processus impliqués dans la réponse des milieux lagunaires au changement climatique est basée principalement sur la modélisation (48 % des études) et l'expérimentation au laboratoire (27 % des études, Figure 5).

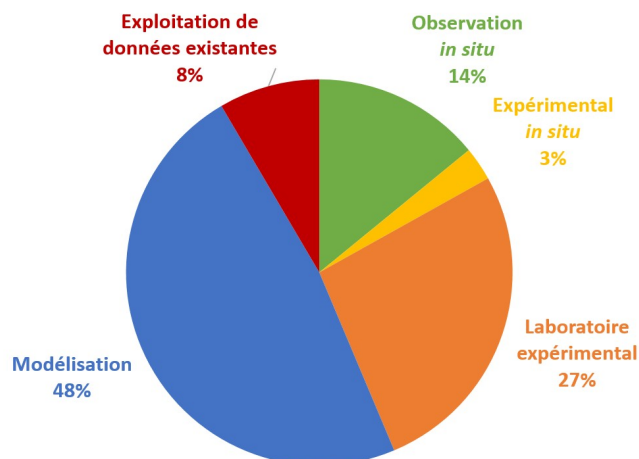


Figure 5 : Modes d'expérimentation (pourcentage d'études) utilisés dans le cadre des études sur les effets du changement climatique sur les lagunes côtières.

La modélisation est souvent restreinte aux variables abiotiques car la modélisation des variables biotiques nécessite une connaissance des processus complexes entrant en jeu dans la dynamique des organismes (croissance, interactions abiotiques et biotiques...). L'expérimentation, qu'elle soit *in situ* ou au laboratoire permet de fixer des facteurs à tester et ainsi de répondre sur l'influence d'un ou deux facteurs, rarement plus, sur la ou les variables réponses. Ces approches sont souvent bien analysées mais elles ne peuvent rarement être maintenues sur plusieurs mois. L'exploitation des données existantes apparaît également pertinente (8 % des études) mais l'utilisation de données acquises dans un autre contexte reste parfois difficile.

PRESSIONS ÉTUDIÉES

Parmi les pressions liées au changement climatique citées dans la partie 2.1, toutes ont été testées au sein des milieux lagunaires à l'échelle mondiale. Les pressions sont étudiées individuellement (61 %), ou en interaction (39%, Figure 6). Ceci est le cas notamment pour les articles de modélisation. L'augmentation de température (18 articles soit 23 %), du niveau de la mer (9 articles, soit 11 %) et de la fréquence les évènements extrêmes (10 articles, soit 13 %) sont les pressions les plus étudiées. Les effets croisés ou combinés de pressions liées au changement climatique, comme par exemple l'augmentation de la température et l'acidification de l'eau de mer, apparaît dans 14 % des cas (11 articles). Enfin, quelques articles croisent les pressions associées au changement climatique avec d'autres pressions (4 articles) ou en interaction avec plusieurs pressions (16 articles).

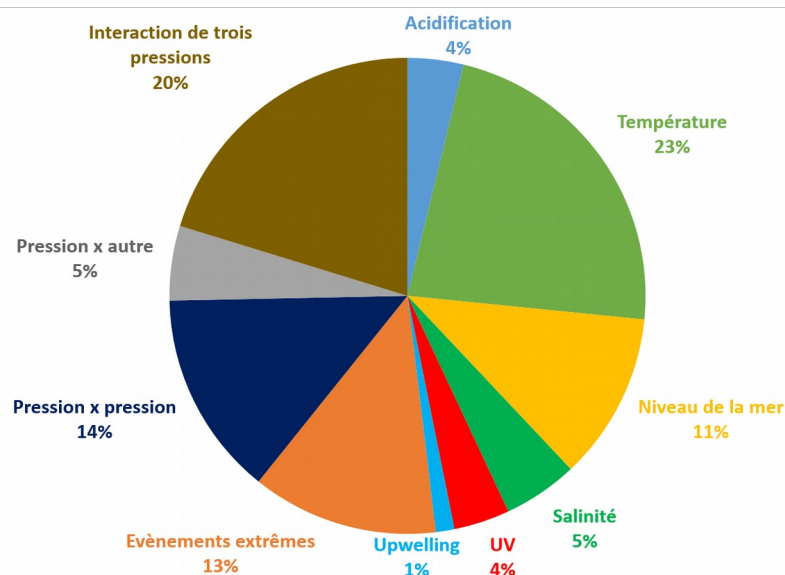


Figure 6 : Pressions étudiées (pourcentage d'étude) dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les lagunes côtières. Les termes « Pression x pression », « Pression x autre » et « Interaction de trois pressions » correspondent respectivement au croisement de deux pressions induites par le changement climatique, au croisement d'une pression induite par le changement climatique et d'une pression induite par d'autres phénomènes et enfin au croisement de trois pressions.

VARIABLES RÉPONSE

Les travaux scientifiques se sont autant focalisés sur la réponse des modalités biotiques (48%) que abiotiques (51%, Figure 7A). En ce qui concerne la réponse des variables biologiques, le phytoplancton est à ce jour le compartiment biologique le plus étudié à l'échelle mondiale (variables mesurée 20 fois dans la totalité des articles, Figure 7B). Les effets du changement climatique sur des variables décrivant la réponse des organismes benthiques sont étudiés 25 fois dans la totalité des articles. Les macrophytes/herbiers apparaissent dans 6 articles au sein des lagunes mais aucune étude n'est réalisée dans les milieux lagunaires méditerranéen.

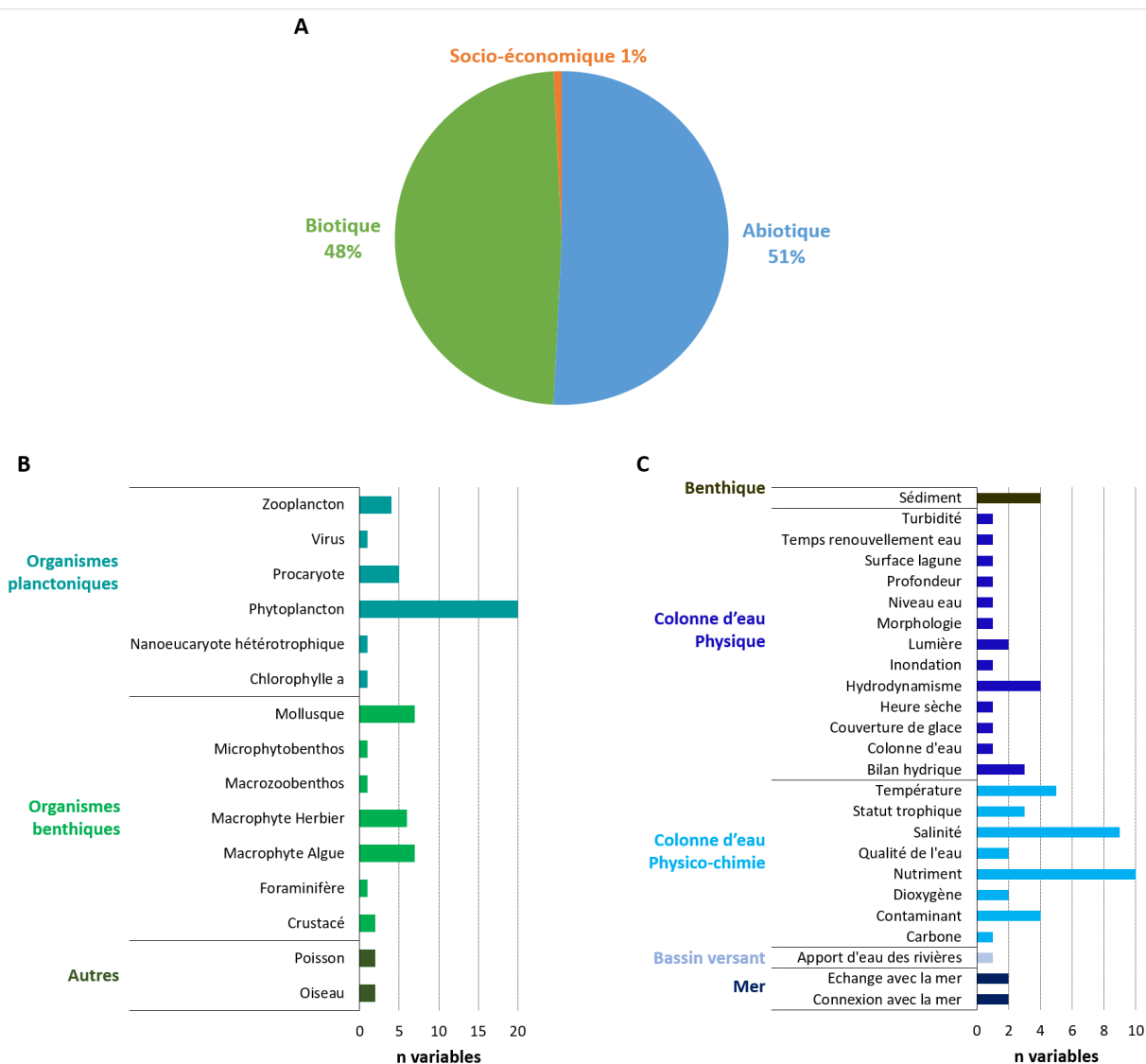


Figure 7 : (A) Répartition (pourcentage d'étude) des variables-type étudiées, détails du nombre et de la nature des variables (B) biotiques et (C) abiotiques portant sur les réponses des lagunes côtières aux effets du changement climatique.

Que ce soit à l'échelle mondiale ou à l'échelle des lagunes méditerranéennes, les paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau (salinité, concentration en nutriments, contaminants et température) ont été le plus étudiées pour le

compartiment abiotique (Figure 7C). Les propriétés physique liées à la masse d'eau apparaissent également dans les variables suivis dans ces travaux (hydrodynamisme, bilan hydrique) ainsi que les échange avec la mer.

La composante socio-économique est quant à elle peu étudiée (1 %, Figure 7A), seul un article traite de la pêche et de l'aquaculture dans les milieux lagunaires méditerranéens.

CAS DES LAGUNES MÉDITERRANÉENNES

Seules 14 lagunes différentes ont fait l'objet d'études sur le changement climatique. Les lagunes de Venise (8 articles), de Thau (5 articles) et de Mar Menor (4 articles) représentent à elles seules 55 % (17 articles) des études en Méditerranée. Comme à l'échelle mondiale, la modélisation apparaît comme la principale approche utilisée (48 % des études en Méditerranée). Cependant, les expérimentations au laboratoire sont également très utilisées (44 %). L'observation *in situ* est très en retrait avec une seule étude dans les lagunes méditerranéennes. Aucune étude n'est basée sur de l'expérimentation *in situ*.

L'augmentation de température (53 % des études) est la pression la plus étudiée dans les lagunes méditerranéennes. Le ruissellement liée à l'augmentation de la fréquence des tempêtes (17 %) ainsi que les UV (12 %) et les vagues de chaleur (12 %) ont fait l'objet de d'études au sein des lagunes méditerranéennes, sans pour autant avoir pu être répétées dans le temps ou dans d'autres milieux lagunaires. La température et le rayonnement UV (2 études) ainsi que la température et les précipitations (2 études) sont les seules interactions étudiées dans plus d'une étude.

Concernant les variables abiotiques, elles restent les plus étudiées (nutriments, température et salinité). Le phytoplancton, le zooplancton et les mollusques ont fait l'objet de la majorité des études publiées à ce jour sur les variables biotiques.

A RETENIR

- A l'échelle mondiale comme à l'échelle méditerranéenne, la modélisation et les expérimentations au laboratoire apparaissent comme les principales approches utilisées. L'observation in situ est très en retrait et aucune étude n'est basée sur de l'expérimentation in situ.
- Augmentation de la **température** est la pression **la plus étudiée** en milieu lagunaire dans le monde ainsi qu'en méditerranée.
- La montée du **niveau de la mer** (uniquement à l'échelle mondiale) et les **événements extrêmes** (vagues de chaleur, tempêtes, sécheresse et précipitations) apparaissent également parmi les **pressions les plus étudiées**.
- Le phytoplancton est le compartiment biotique le plus étudié, les macrophytes/herbiers apparaissent dans seulement 6 articles.
- L'augmentation de la température favoriserait les communautés phyto-planctoniques.
- Les épisodes extrêmes de précipitations changent le niveau de l'eau, la salinité, le pH, et la concentration de nutriments de la lagune, pouvant induire des changements des communautés

3.2 Changement climatique sur les herbiers de phanérogames marines

Dans cette partie, la question porte sur les **impacts du changement climatique sur les herbiers à l'échelle méditerranéenne et mondiale**

3.2.1 Revue systématique

3.2.1.1 Méthodologie appliquée

Les recherches d'articles scientifiques pour la revue systématique et méta-analyse sur les impacts du changement climatique sur les herbiers des milieux lagunaires méditerranéens se sont faites sur Web Of Science (WoS) sur la période 1975-2020. En premier lieu, une recherche basée sur les mots clés : ("seagrass" OU "eelgrass" OU "Zostera marina" OU "Zostera noltei" OU "Zostera noltii" OU "Ruppia cirrhosa" OU "Ruppia" OU "Cymodocea nodosa") ET ("global warming" OU "climate change") ET ("mediterranean lagoon") a été réalisée le 14 avril 2020. Seulement 8 articles sont ressortis de cette recherche. Parmi ces 8 articles, aucun n'a été retenu suite à l'application des deux critères suivants : l'étude traitée dans l'article devait être faite en milieu lagunaire méditerranéen, aborder un ou plusieurs impacts directs du changement climatique sur les espèces d'herbiers recherchées. Par conséquent une seconde recherche permettant d'élargir la problématique et de regarder les études sur les effets du changement climatique sur ces herbiers ailleurs qu'en lagune méditerranéenne a été réalisée. Cette seconde recherche par mots clés a été réalisée le 14 avril 2020 sur WoS, séparément pour chaque espèce d'herbier, en utilisant les mots clés décrits dans le tableau Y. Pour chaque herbier, un nombre différent d'articles sont ressortis de la recherche avant et après application des critères (Tableau 3). Pour être retenus, les articles devaient respectés les trois critères suivants : l'article devait être focalisé sur l'espèce d'herbier recherchée, les pressions du changement climatique étudiées devaient être clairement définies, l'étude devait traiter des impacts directs du changement climatique sur les herbiers.

Tableau 3 : Résultats de la recherche sur Web of Science pour chaque herbier

Herbier	Nb articles (nom espèce)	Mots clés recherchés dans WoS	Nb articles (espèce + mots clés)	N articles (retenus après critères)
<i>Zostera marina</i>	3674	<i>Zostera marina</i> ET (global warming OU climate change)	247	36
<i>Zostera noltei</i>	567	(<i>Zostera noltii</i> OU <i>Zostera noltei</i>) ET (global warming OR climate change)	44	14
<i>Ruppia cirrhosa</i>	110	<i>Ruppia cirrhosa</i> ET (global warming OU climate change)	3	0
<i>Cymodocea nodosa</i>	759	<i>Cymodocea nodosa</i> ET (global warming OU climate change)	46	15

Les informations décrites dans le Tableau 4 ont enfin été récupérées dans chacun des articles retenus dans le cadre de cette revue systématique et méta-analyse.

Tableau 4 : Liste des variables et modalités utilisées dans le cadre de la revue systématique.

Variables	Modalités
Date de réalisation de l'étude (JJ/MM/AAAA)	2000, 2002, 2004, 2005, 2007-2016
Date de publication de l'étude (JJ/MM/AAAA)	2007-2020
Durée de l'étude	Inf. ou égal à 1 jour, Inf. ou égal à 1 semaine, Inf. ou égal à 1 mois, Inf. ou égal à 1 an, Sup. à 1 an
Continent (Pays)	Europe (Portugal, Italie, Espagne, Grèce, Pays-Bas, Danemark, Allemagne, Estonie, Suède), Amérique (Canada, États-Unis d'Amérique, Mexique), Asie (Chine, Corée du Sud)
Océan / Mer (Lagune)	Océan Pacifique (Bahia San Quintin, Baie de Bodega, Baie de Humbolt, Baie de Morro, Baie de Padilla, Baie de Waquoit, Baie de Willapa, Claybank, Elkorn Slough), Océan Atlantique (Back Sound, Baie de Cadix, Baie de Chesapeake, Baie de Shinnecock, Baie de Yakina, Baie d'Oka, Beach Haven, Caldeira de Troia, Estuaire de Montego Estuaire de Sado, Glousecter point, Goodwin Island, Great Bay, Kapisillit, Kobbefjord, Praia de Faro, Ria Formosa Ria de Aveiro), Mer Méditerranée (Baie d'Alfacs, Baie de Levante, Baie de Paleochori, Blanes, Cala Milor, Delta de l'Ebre, Gabicce Mare, Golfe d'Evoikos, Isla Grosa, Mallorca, Murcia, Ramalhete), Mer Baltique (Baie de Koiguste, Ebeltof, Eckernförde, Fakelstein, Maasholm, Oresund, Schlei, Stande), Mer du Nord (Baie de Arhus, Baie de Jade, Doverodde, Gullmar Fjord, Iseforden, Oosterschelde, Kattegat, Roskilde Fjord), Mer de Chine (Baie de Koje, Quingdao, Seal Band), Mer de Béring (Izembek Lagoon)
Pressions étudiées	Changement climatique (Température, Vagues de chaleur, Acidification, Salinité, Niveau de la mer, Anoxie, Tempêtes, Upwelling, Autres pressions en interaction (Eutrophisation, Contaminant, Lumière, Macroenthos)
Variables réponse	Biomasse (Biomasse totale, Biomasse aérienne, Biomasse souterraine, Ratio aérien/souterrain), Croissance/Évolution (Croissance des feuilles, Nombre de nouvelles feuilles, Nombre de pied, Changement de densité, Perte de feuille, Taux de croissance relatif, Taux d'élongation des feuilles,

	<p>Taux d'apparition des nœuds, Croissance des rhizomes, Mortalité, Nécrose), Espèces et communautés associées (Abondance-Densité-Richesse-Evenness macrofaune, Consommation dioxygène macrofaune, Déplacement macrofaune, Consommation herbivore, Marqueur de stress, macrofaune, Croissance poisson, Couverture-Biomasse-Réserve macroalgue, Charge en épiphyte, Charge en pathogène, Balance démographique population), Traits morphologiques (Hauteur des pieds, Longueur des pieds, Nombre-Epaisseur-Longueur-Largeur-Surface-LAI des feuilles, , Nombre feuille, Feuille avec lésion, Nécrose, Longueur des internœuds), Traits fonctionnels (Production feuille, Productivité des pieds, Productivité aérienne, Production totale brute, Production primaire, Photosynthèse [F0, FmFv/Fm, ETR], Irradiance [Alpha, Ik, Ic, optimum], Flux de carbone organique, Respiration, Production détritit, Facteur transfert trophique), Traits biomécaniques (Point de force cassante des ligules, Taux de fibre), Traits physiologiques (Pigments [Chlorophylle a, Chlorophylle b, Pheophytine a, Pheophytine b, Auroxanthine, Antheroxanthine, Violanxanthine, Beta carotène, Lutéine, Zeanwanthine, Total caroténoïde, Carotène/Chlorophylle], Teneur [Azote, Carbone, Phosphore, Souffre, Rapport C/N, Sucrose, Amidon, Phénol, Acides gras, Tannins condensés], Assimilation [Carbone, Phosphate, Ammonium, Potassium, Nitrate], pO2 méristématique, Etat d'époxidation, Orientation des microtubules, Taille des mitochondries), Recouvrement/Densité (Couverture/Surface, Densité des pieds, Position), Génétique</p>
Mode d'expérimentation	Laboratoire expérimental, Observation <i>in situ</i> , Expérimental <i>in situ</i> , Modélisation, Exploitation de données existantes (autres études ou données satellites)

3.2.1.2 Analyse des résultats de la revue systématique

Parmi toutes les études publiées, 786 concernent les herbiers marins mais **aucune de ces études ne traite des herbiers en milieu lagunaire méditerranéen**. Afin de cerner les conséquences du changement climatique sur les espèces d'herbier présentes dans les lagunes méditerranéennes (*Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Ruppia Cirrhosa* et *Cymodocea nodosa*), la recherche a ainsi été élargie à l'ensemble des études sur ces espèces à l'échelle mondiale. En effet, leur distribution n'est pas limitée aux lagunes et la nouvelle recherche a donc porté sur ces espèces dans d'autres milieux lagunaires, côtiers ou estuariens de par le monde. Les effets du changement climatique sur les espèces d'herbiers sont ainsi évalués à partir de 36 articles pour *Zostera marina* (14,6 %), 14 articles pour *Zostera noltei* (31,8 %) et 15 articles pour *Cymodocea nodosa* (32,6 %) à l'échelle mondiale. Pour chacune

de ces espèces, **les articles sélectionnés contiennent une ou plusieurs études**. Aucun article traitant de *Ruppia cirrhosa* n'a été retenu dans notre recherche (voir méthodologie appliquée).

SITES D'ÉTUDE

Z. marina : Parmi les 36 articles sélectionnés, 44 sites d'étude différents ont été identifiés (Figure 8). La majorité des expérimentations a lieu aux Etats-Unis (44% des lieux d'étude), au Danemark (19%), suivi de l'Italie, l'Allemagne et le Groenland (7%). Les autres pays comprennent la Suède (6%), la Chine (2%), l'Estonie (2%), le Canada (2%), le Mexique (2%), la Corée du Sud (2%). Les herbiers étudiés se retrouvent majoritairement dans l'océan Atlantique (26 %), la mer Baltique (21 %) et l'océan Pacifique (19 %). Les herbiers de Méditerranée sont étudiés dans quatre articles (7%), mais aucun de ces site d'étude n'est une lagune méditerranéenne

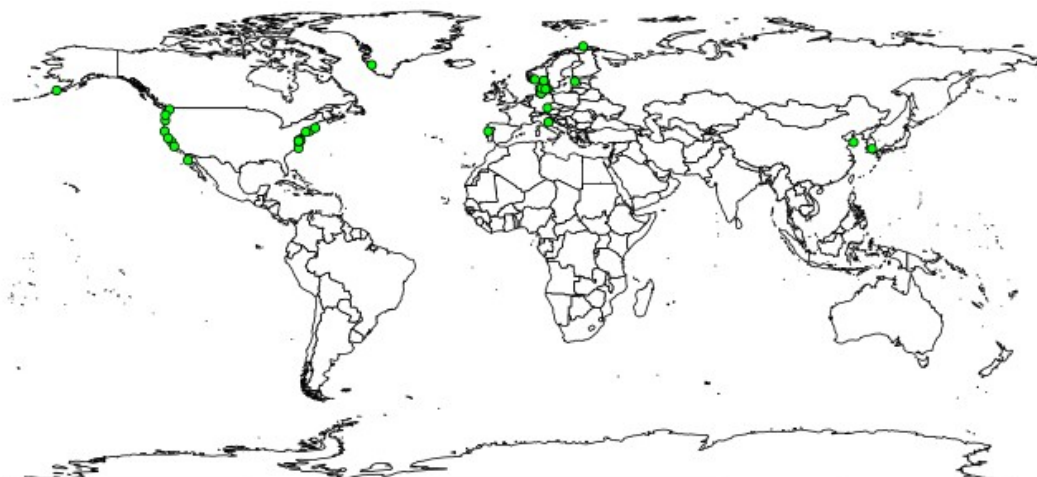


Figure 8 : Localisation des études publiées sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina* dans le cadre de la revue systématique.

Z. noltei : Les expérimentations ont eu lieu sur 12 sites différents (Figure 9), majoritairement situés au Portugal (70%). Les sites les plus étudiés sont l'estuaire de Mondego (29 %), et la lagune Atlantique Ria Formosa (21 %). Des lagunes sont étudiées comme la Ria Formosa ou la Ria de Aveiro, mais aucune n'est une lagune méditerranéenne.



Figure 9 : Localisation des études publiées sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera noltei* dans le cadre de la revue systématique.

C. nodosa : Les herbiers de 12 sites différents ont été étudiés (Figure 10). La baie de Cadix (27 %), Ebro delta (20 %), Isla Grosa (13 %) et Levante Bay (13 %) sont les sites les plus étudiés. A l'exception de Levante Bay qui se trouve en Italie, les trois autres sites se situent en Espagne. Un seul article étudie *Cymodocea nodosa* en lagune mais celle-ci se situe dans l'Océan Atlantique (Ria Formosa).

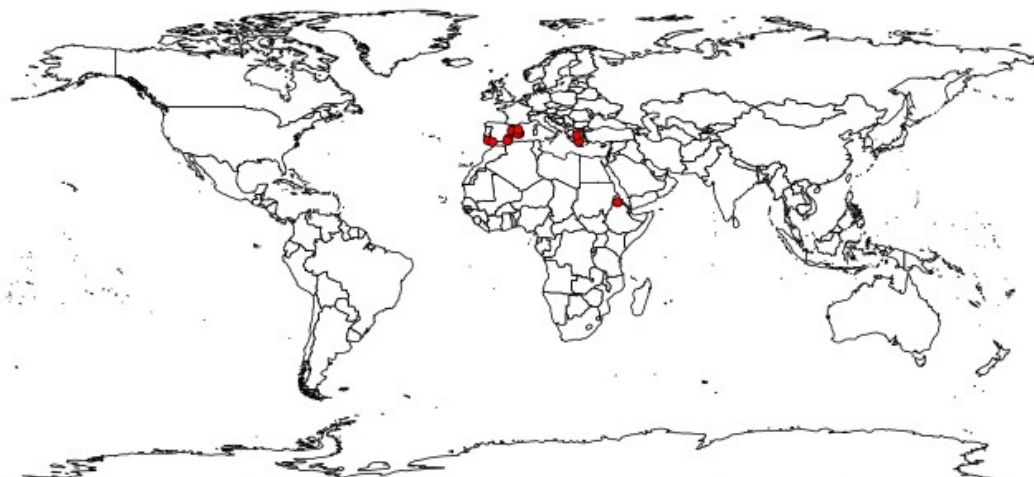


Figure 10 : Localisation des études publiées sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Cymodocea nodosa* dans le cadre de la revue systématique.

DYNAMIQUE TEMPORELLE DE LA RECHERCHE

Z. marina : La première expérimentation sur *Z. marina* a été menée en 2000 (Figure 11A), et la première publication est parue en 2007 (Figure 11B). L'intérêt porté aux impacts du changement climatique sur cette espèce est récent. 2015 est l'année au cours de laquelle le plus grand nombre d'études a été réalisé (6 études, Figure 11A). C'est par contre en 2018 que le plus grand nombre d'études sur cette espèce ont été publiées (8 au total, Figure 11B). La majorité des études (23 études) portant sur *Z. marina* a été menée sur des durées allant de 1 semaine à plusieurs mois (Figure 12). Seules 4 études ont été menées sur plus d'une année.

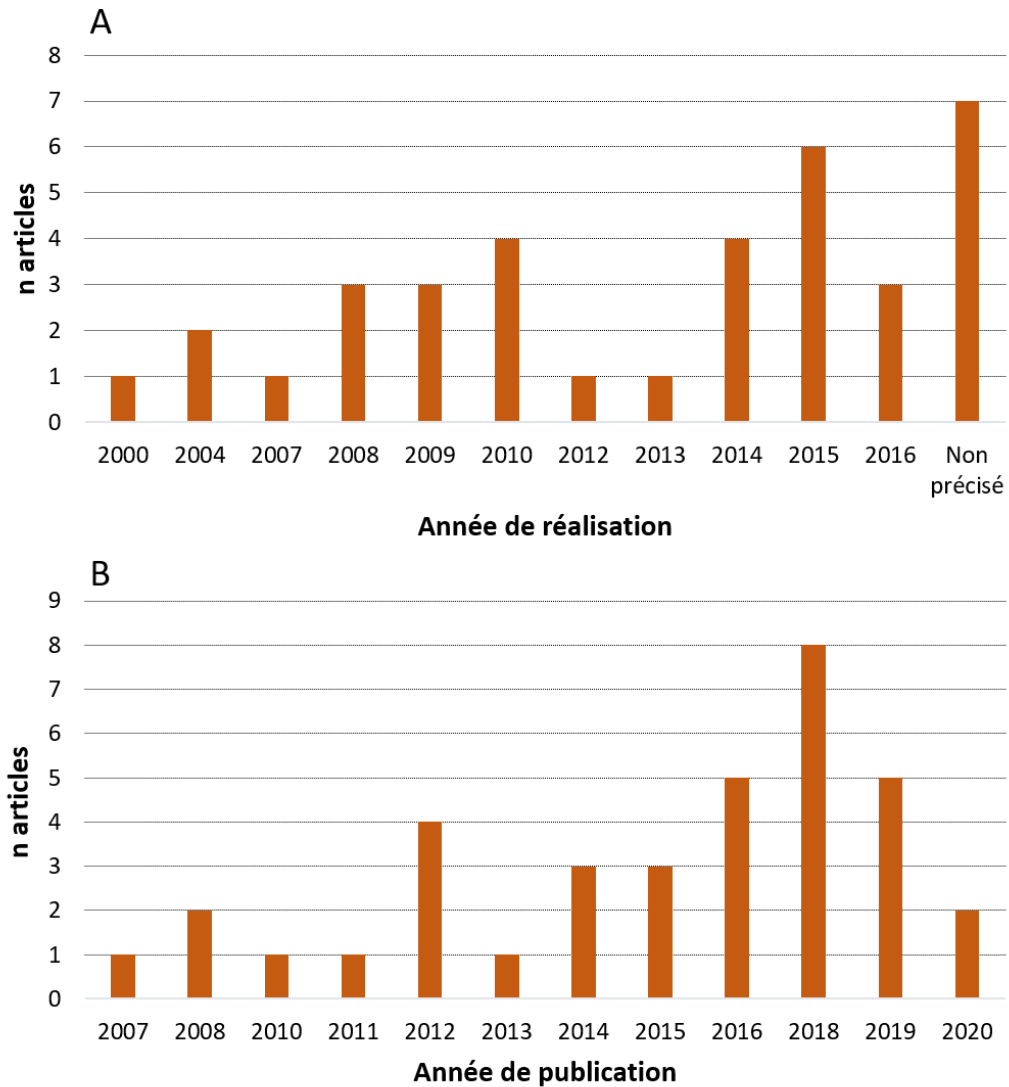


Figure 11 : Année (A) de réalisation et (B) de publication des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina*.

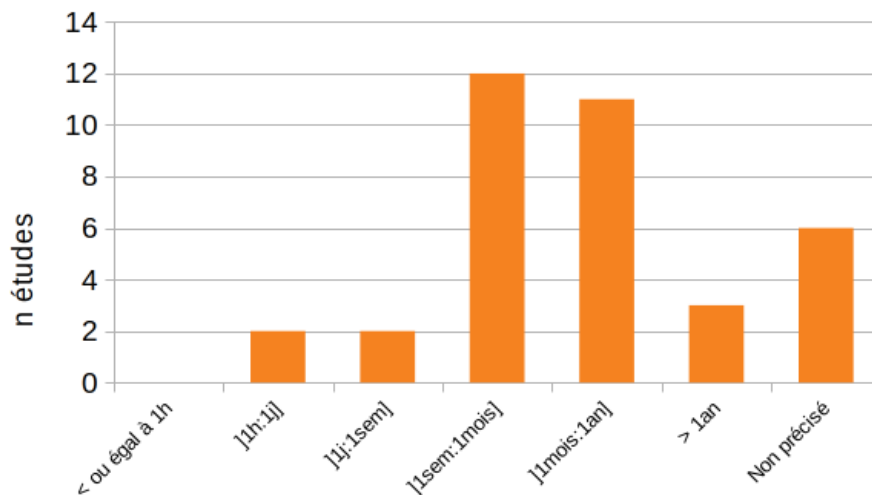


Figure 12 : Nombre d'étude selon la durée d'expérimentation ou de suivi dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina*.

Z. noltei : La première expérimentation portant sur les conséquences du changement climatique sur *Zostera noltei* a été menée en 2002 (Figure 13A). Très peu d'articles s'intéressent à cette espèce, en comparaison de *Zostera marina* (14 contre 36 articles retenus respectivement pour *Z. noltei* et *Z. marina*). Entre une et trois études sont réalisées par an entre 2002 et 2015, avec cependant des années sans qu'aucune étude ne soit menée (Figure 13A). C'est en 2008 que la première étude est publiée (Figure 13B). De la même façon il n'y a pas de publication tous les ans. La recherche sur cette espèce dans le contexte du changement climatique reste très récente et encore très peu développée.

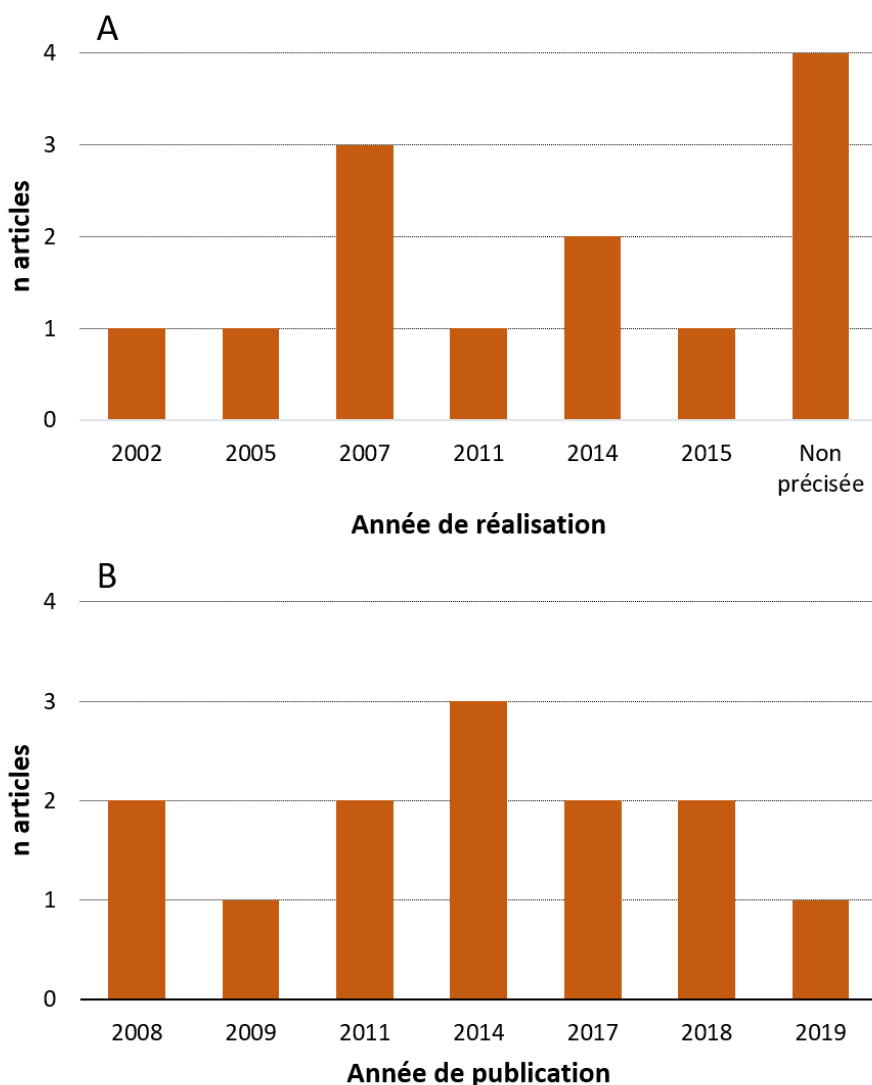


Figure 13 : Année (A) de réalisation et (B) de publication des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera noltei*.

Toutes les études portant sur les effets du changement climatique sur *Z. noltei* ont été menées sur des durées supérieures à 1 semaine avec une répartition relativement homogène du nombre d'étude entre les trois classes les (1 semaine à 1 mois, 1 mois à 1 an et supérieur à 1 an, Figure 14).

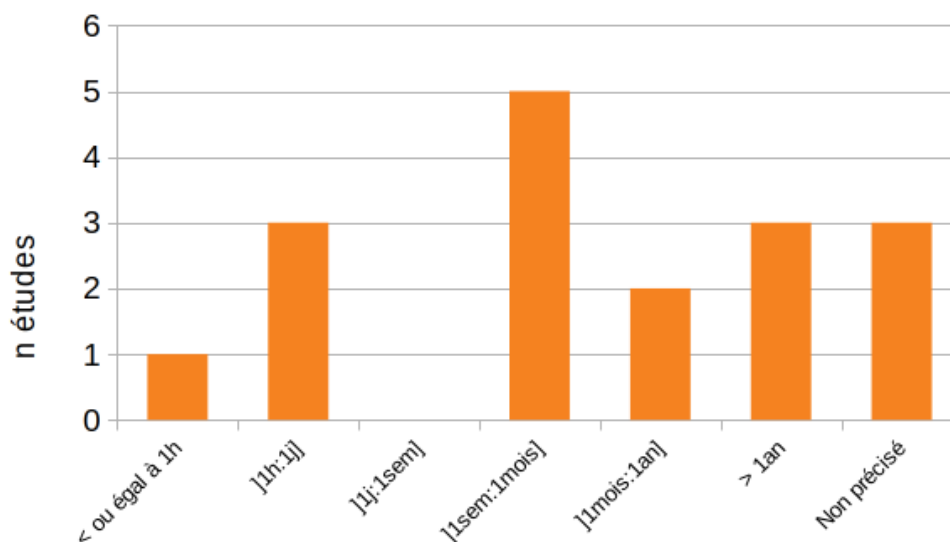


Figure 14 : Nombre d'étude selon la durée d'expérimentation ou de suivi dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera noltei*.

C. nodosa : La première étude a été menée en 2009 (Figure 15A), soit 7 ans plus tard que *Z. noltei* et 9 ans plus tard que *Z. marina*. A part en 2011, une ou deux études par an ont été menées. Les premières publications sont parues en 2012 avec une augmentation progressive depuis 2015 (Figure 15B). La recherche sur les impacts du changement climatique sur les herbiers de *C. nodosa* demeure très récente et limitée. Exceptée une étude pour laquelle il n'y a pas d'information sur la durée d'expérimentation, toutes les autres études (20 études) portant sur *C. nodosa* ont été menées sur des durées allant de quelques heures à plusieurs mois (Figure 16).

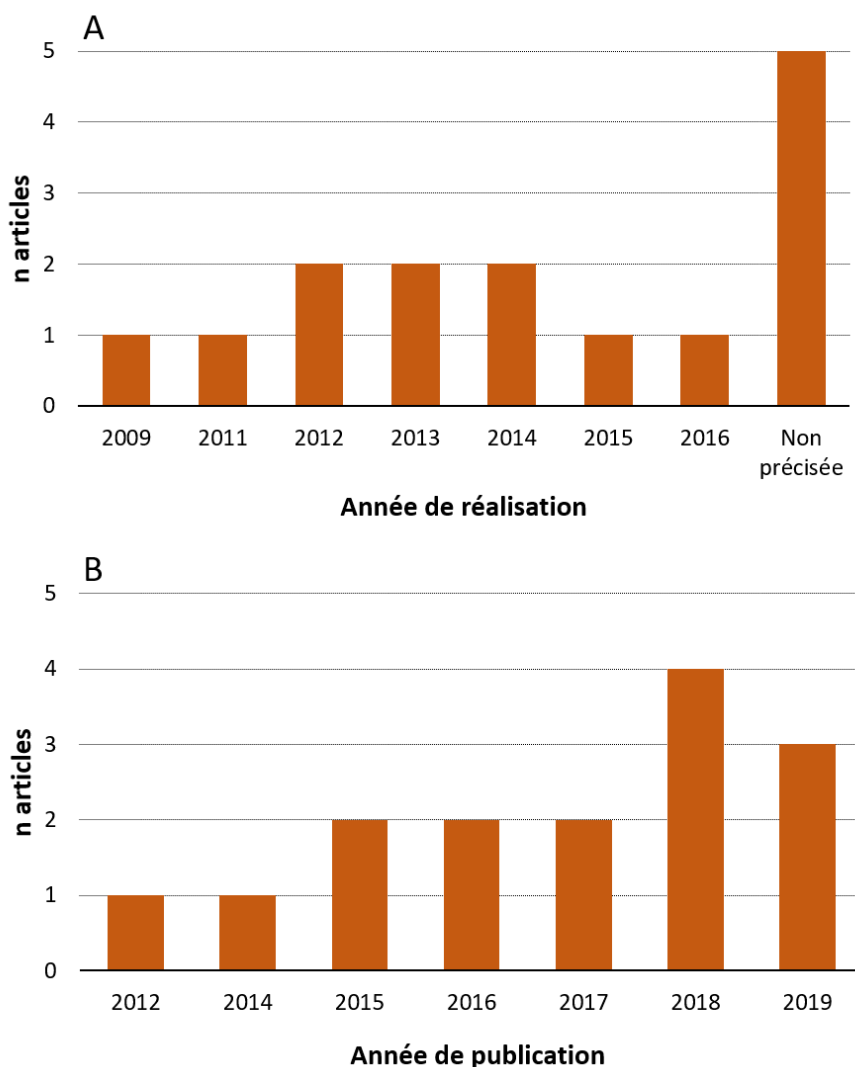


Figure 15 : Année (A) de réalisation et (B) de publication des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Cymodocea nodosa*.

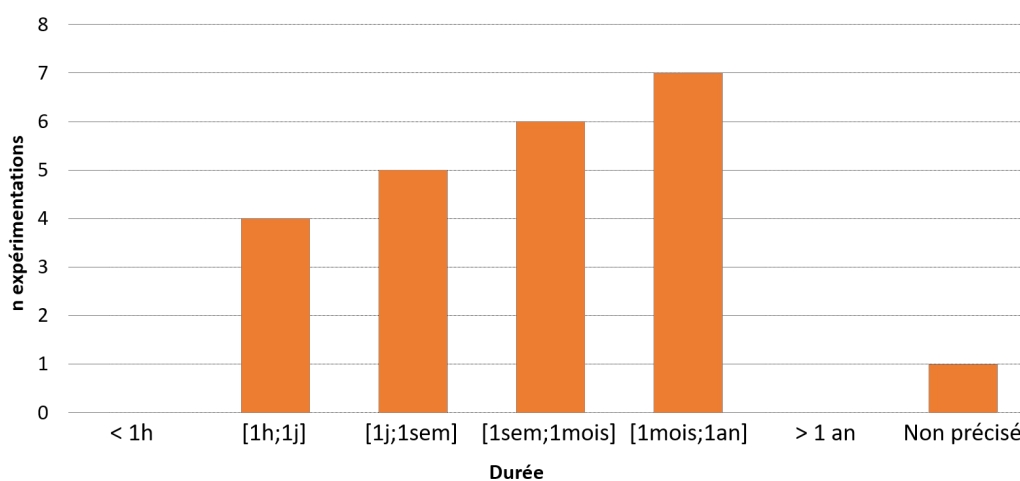


Figure 16 : Nombre d'étude selon la durée d'expérimentation ou de suivi dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Cymodocea nodosa*.

MODE D'EXPÉRIMENTATION

Z. marina : Les types d'expérimentation les plus utilisés sont les expériences *ex situ* en mésocosme (82% des expérimentations, Figure 17). 9% des expérimentations sont des observations *in situ* réalisées à l'aide de quadrats ou de transects, 6% sont des études basées sur la modélisation et 3% sont des incubations en laboratoire. L'utilisation de la modélisation pour étudier les herbiers *Zostera marina* est moindre comparée aux études des lagunes dans le contexte du changement climatique.

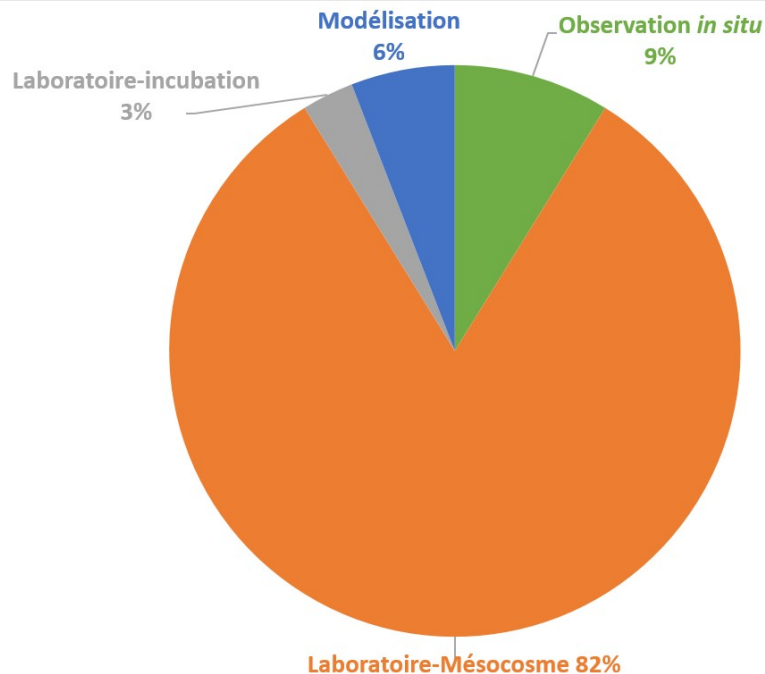


Figure 17 : Modes d'expérimentation (pourcentage d'études) utilisés dans le cadre des études sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina*.

Z. noltei : La majorité des expérimentations a lieu en laboratoire avec des mésocosmes (53%, Figure 18). En comparaison avec les résultats obtenus pour les herbiers de *Zostera marina*, une plus large proportions d'études sont basées sur la modélisation (20%), les observations (20%) et les expérimentations *in situ* (7%).

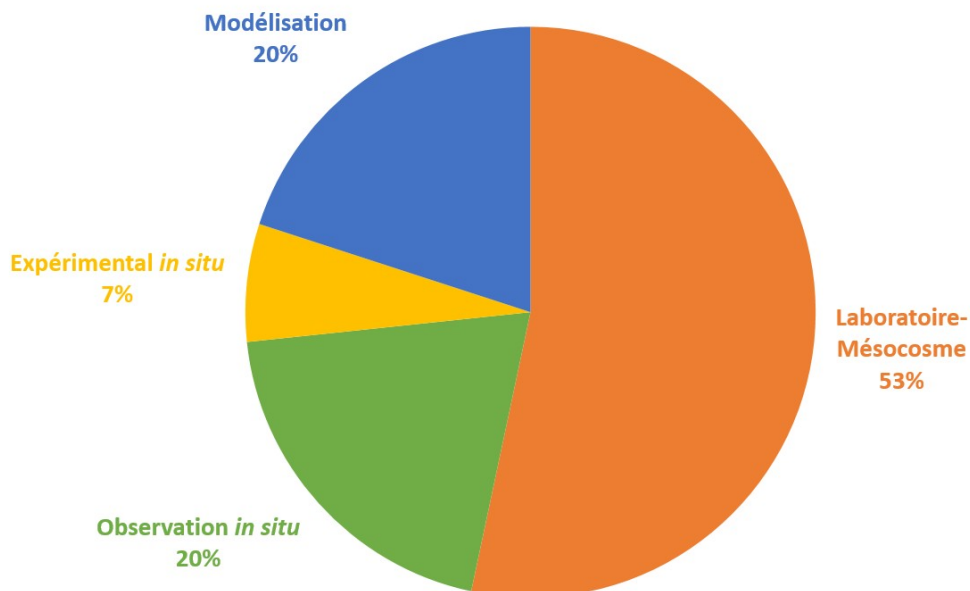


Figure 18 : Modes d'expérimentation (pourcentage d'études) utilisés dans le cadre des études sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera noltei*.

C. nodosa : La plus grande partie des études sont basées sur une approche au laboratoire (75 %, Figure 19) avec en particulier l'utilisation de mésocosmes (9 études sur 12 réalisées au laboratoire). Les observations et les expérimentations *in situ* représentent respectivement 13 % et 12 % des travaux menés sur cette espèce. Aucune étude issue de notre recherche n'utilise la modélisation pour cette espèce.

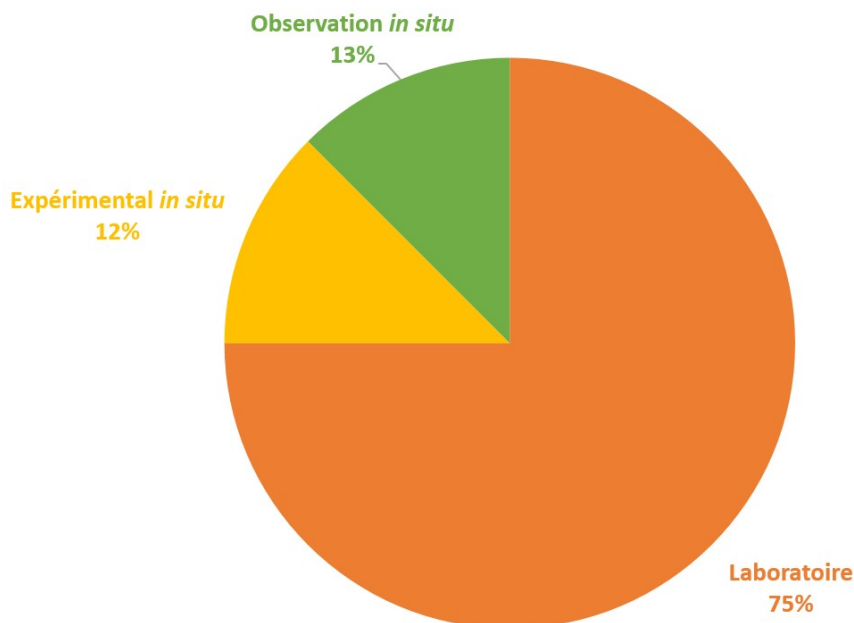


Figure 19 : Modes d'expérimentation (pourcentage d'études) utilisés dans le cadre des études sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Cymodocea nodosa*.

PRESSIONS ÉTUDIÉES

Z. marina : Trente pressions différentes sont étudiées dont 22 interactions. La température (21%), les vagues de chaleur (15%) et l'acidification (13%) sont les pressions les plus étudiées individuellement (Figure 20). Les interactions entre les pressions liées au changement climatique (14%) et entre une pression liée au changement climatique et une pression d'une autre origine (17%) sont également bien représentées. Pour cette dernière catégorie, l'interaction température-eutrophisation est la plus étudiée, elle représente 7% des études à elle seule. Les conséquences de la montée du niveau de la mer et les changements de salinité font chacune l'objet de deux expérimentations (3% chacune). Les tempêtes et les upwellings, qui sont des événements extrêmes ainsi que les phénomènes d'anoxie ne sont étudiés qu'une seule fois.

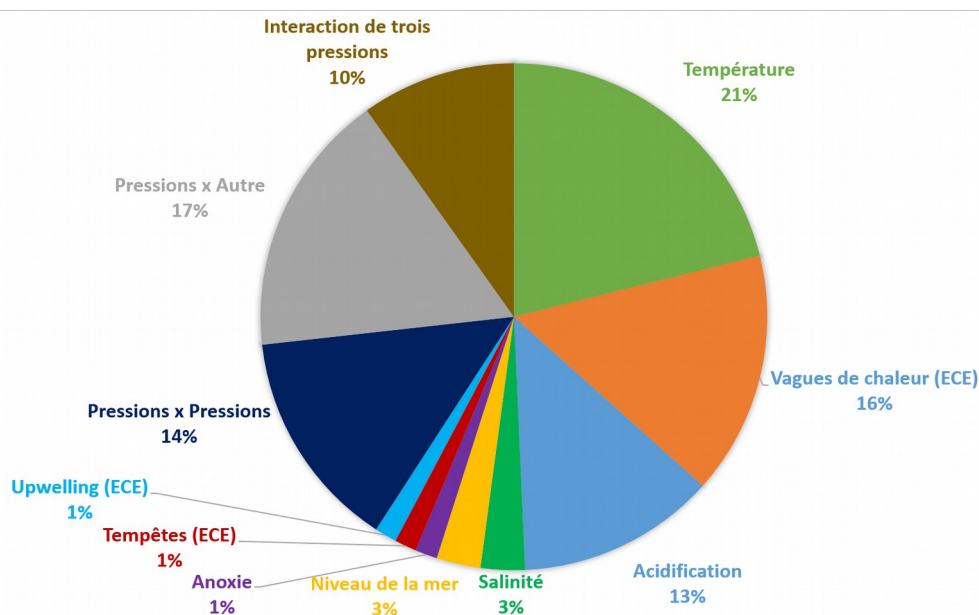


Figure 20 : Pressions étudiées (pourcentage d'étude) dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina*. Les termes « Pressions x Pressions », « Pressions x Autre » et « Interaction de trois pressions » correspondent respectivement au croisement de deux pressions induites par le changement climatique, au croisement d'une pression induite par le changement climatique et d'une pression induite par d'autres phénomènes et enfin au croisement de trois pressions.

Z. noltei : Onze pressions différentes sont dénombrées dont six interactions. L'acidification (24% des pressions étudiées), les vagues de chaleur (20%), l'augmentation de la température (12%), sont les pressions les plus étudiées (Figure 21). Les interactions les plus représentées sont l'acidification et la contamination aux métaux lourds (8%) ainsi que les épisodes extrêmes de type précipitation/sécheresse associés à l'eutrophisation (8%). La montée du niveau de la mer est également étudiée à hauteur de 8%.

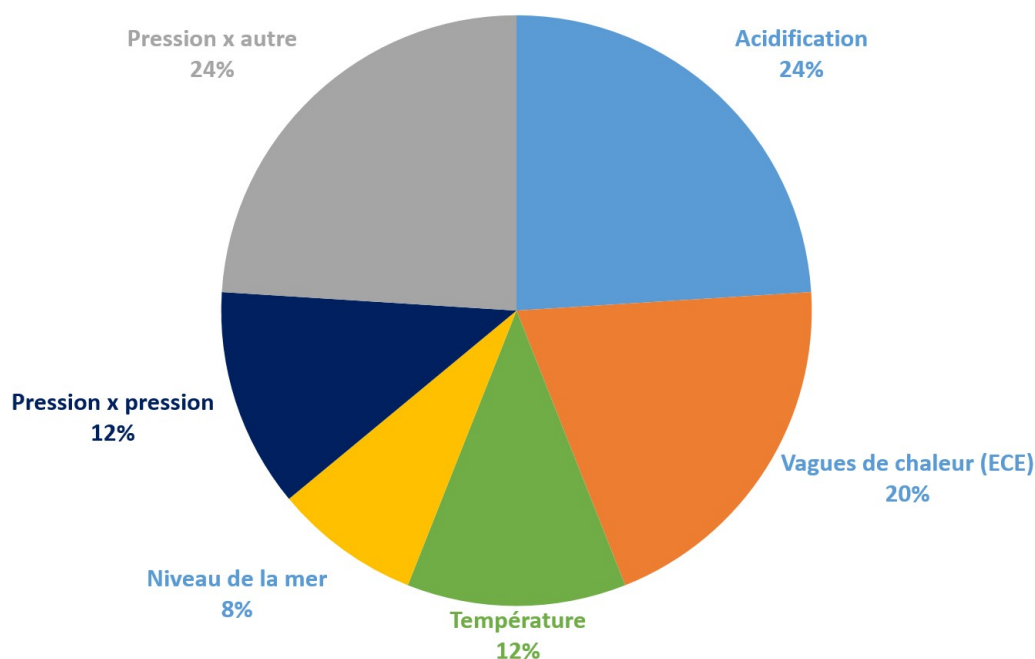


Figure 21 : Pressions étudiées (pourcentage d'étude) dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Zostera noltei*. Les termes « Pressions x Pressions », « Pressions x Autre » et « Interaction de trois pressions » correspondent respectivement au croisement de deux pressions induites par le changement climatique, au croisement d'une pression induite par le changement climatique et d'une pression induite par d'autres phénomènes et enfin au croisement de trois pressions.

C. nodosa : Parmi les 15 articles retenus pour cette espèce, huit pressions différentes sont étudiées dont cinq interactions. Il y a moins de pressions différentes étudiées que *Zostera noltei* pour un nombre d'article légèrement supérieur. La température (31%), l'acidification (23%) et les vagues de chaleur (11%) sont également les pressions les plus étudiées (Figure 22). Les interactions sont ensuite étudiées comme l'interaction de la température et de l'eutrophisation (8%), celle de l'acidification et de l'eutrophisation (8%), celle de la température, de l'acidification et de l'eutrophisation (8%), l'interaction acidification et température (7%) et enfin l'interaction qui regarde les effets combinés de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'action des herbivores (4%).

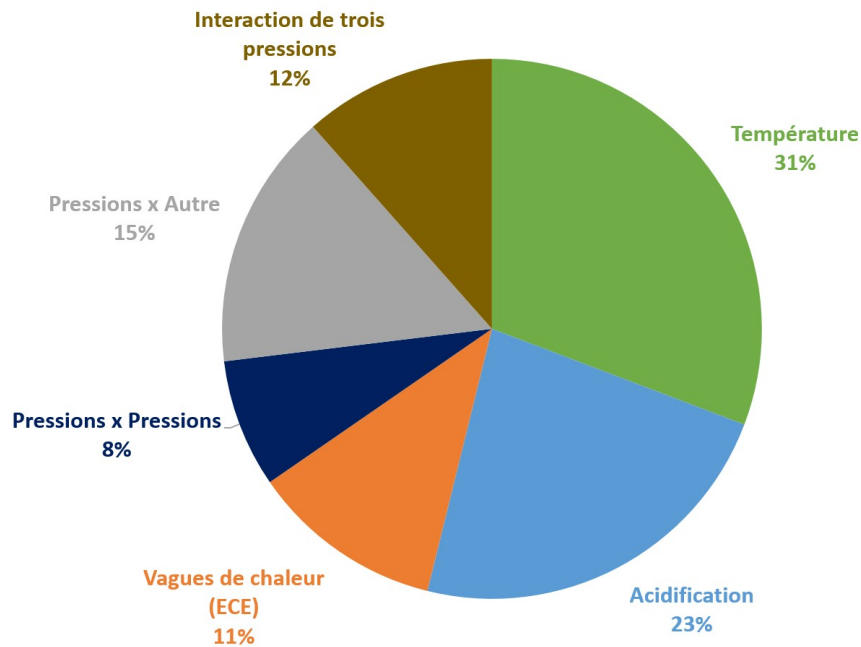


Figure 22 : Pressions étudiées (pourcentage d'étude) dans le cadre des travaux sur les effets du changement climatique sur les herbiers de *Cymodocea nodosa*. Les termes « Pressions x Pressions », « Pressions x Autre » et « Interaction de trois pressions » correspondent respectivement au croisement de deux pressions induites par le changement climatique, au croisement d'une pression induite par le changement climatique et d'une pression induite par d'autres phénomènes et enfin au croisement de trois pressions.

VARIABLES DE RÉPONSE

Z. marina : Les variables physiologiques sont les plus étudiées pour cette espèce (20 variables, Figure 23). Les variables de « Biomasse », « Croissance/ Evolution » et « Traits fonctionnels » sont étudiés respectivement 12, 11 et 9 fois dans les 36 articles. Seules deux études regardent l'expression des gènes en cas de stress provoqué par le changement climatique. Les variables de la catégorie « Recouvrement/Densité » (3 variables) sont également très peu étudiées malgré leur relative simplicité à acquérir.

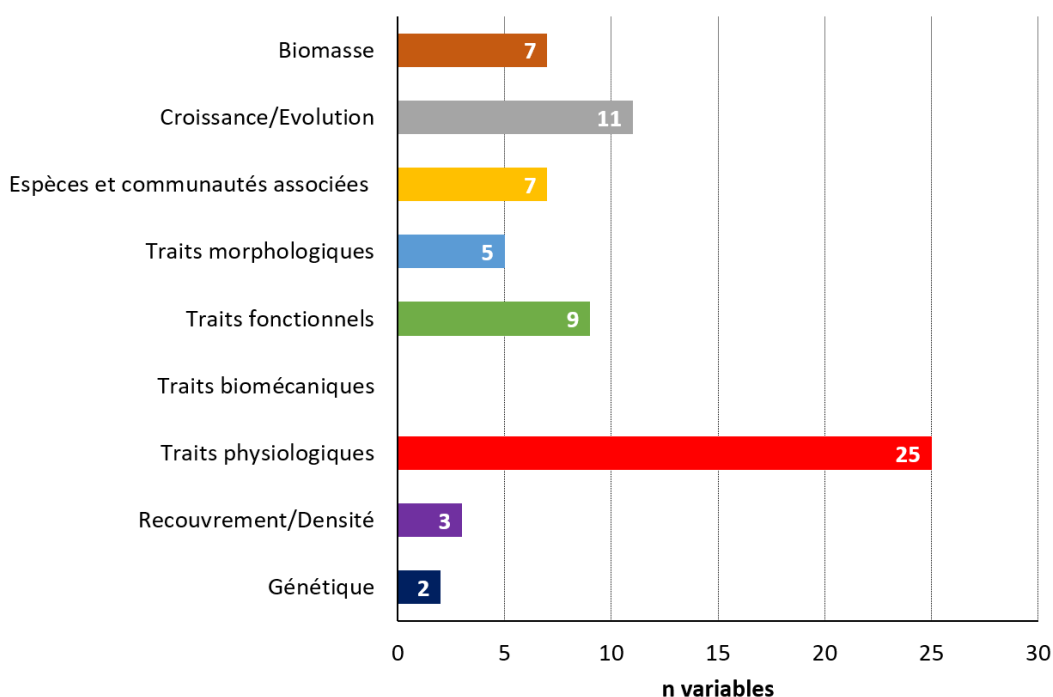


Figure 23 : Nombre de variables portant sur les réponses des herbiers de *Zostera marina* aux effets du changement climatique.

Z. noltei : Les variables en lien avec les traits fonctionnels de *Zostera noltei* sont les plus étudiées (20 variables au total sur 14 articles). Comme pour les herbiers de *Zostera marina*, la catégorie « Traits physiologiques » est également bien étudiée, elle regroupe 11 variables (Figure 24). Tout comme *Zostera marina*, aucune étude ne considère les traits biomécaniques de plantes. Seulement une étude considère les « Espèces et communautés associées » (1 variable) aux herbiers de *Z. noltei*.

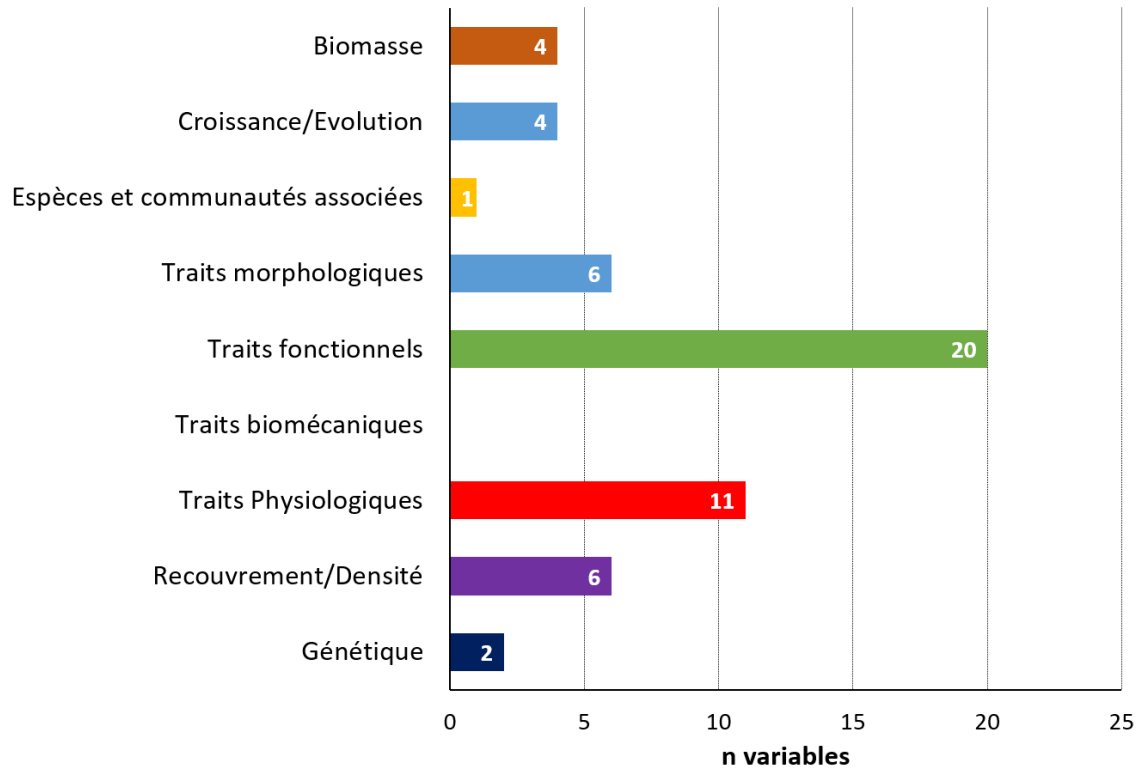


Figure 24 : Nombre de variables portant sur les réponses des herbiers de *Zostera noltei* aux effets du changement climatique.

C. nodosa : Il y a 77 variables différentes étudiées, soit 3 fois plus que pour *Zostera noltei* et 1.4 fois plus que pour *Zostera marina*. Cela signifie qu'un nombre plus important de variables est mesuré ou observé pour une même étude. La plupart de ces variables sont physiologiques (45), fonctionnelles (31), et morphologiques (20, Figure 25). Les traits biomécaniques sont observés pour cette espèce au moyen de 2 variables. En revanche, aucune étude ne considère la génétique.

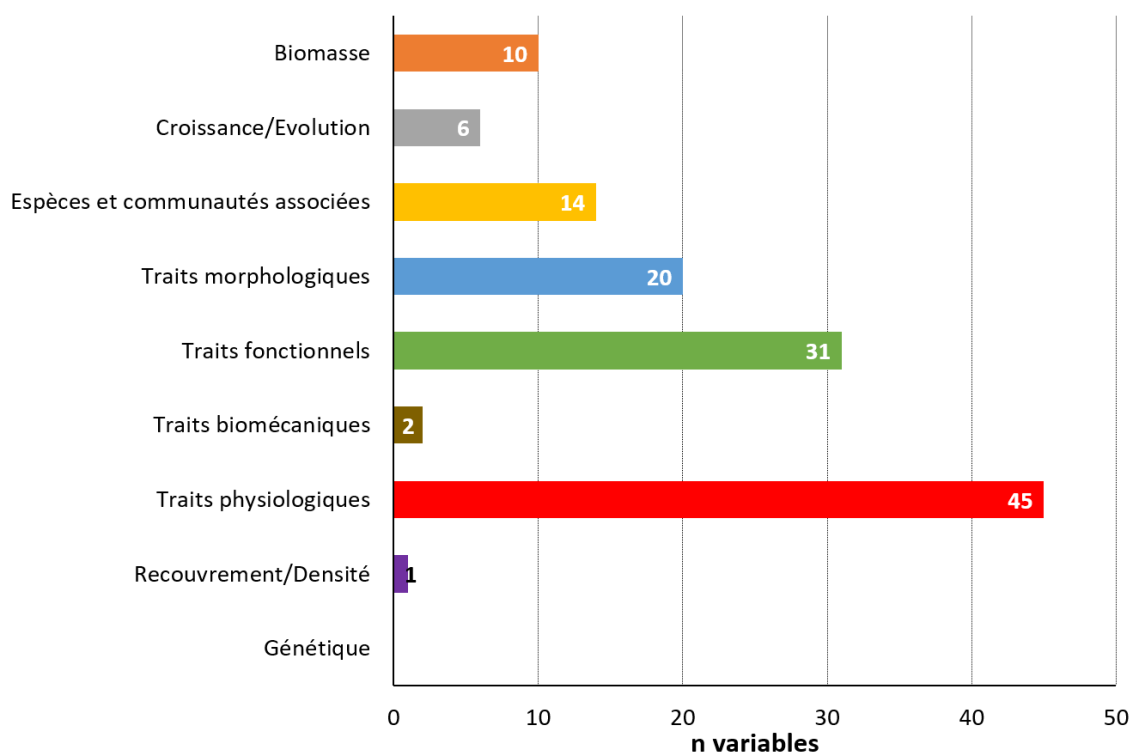


Figure 25 : Nombre de variables portant sur les réponses des herbiers de *Cymodocea nodosa* aux effets du changement climatique.

3.2.2 Méta-analyse

3.2.2.1 Méthodologie appliquée

Les articles sélectionnés pour la revue systématique sur les impacts du changement climatique sur les herbiers marins à l'échelle mondiale ne peuvent pas tous être insérés dans la méta-analyse. Les articles conservés pour la méta-analyse contiennent des données quantifiables et exploitables permettant de calculer une métrique commune. Les études sans indication du nombre de répliques de l'expérience ou du nombre d'individus utilisés pour l'expérience sont conservées. En revanche, les articles étudiant l'expression des gènes ne sont pas inclus (données difficiles à quantifier et exploiter).

En complément des informations collectées pour la revue systématique, les valeurs quantitatives issues de chacun des articles retenus sont ainsi reportées dans la grille de récupération des données. Ces valeurs sont les moyennes des groupes contrôles et des groupes testés accompagnées de leurs écarts-types, elles sont extraites des graphiques et tableaux des articles pour chaque combinaison de variables et pressions grâce à l'utilisation du logiciel ImageJ (Schneider et al., 2012). Ce dernier permet de fixer l'échelle des graphiques, qui étaient le plus souvent des histogrammes, qui contiennent les données recherchées et ainsi de récupérer les valeurs exactes des moyennes et écarts-types. Ces données quantitatives permettent de calculer la grandeur d'effet, appelée le *d* de Cohen, métrique commune à toutes les études qui permet de les comparer entre elles. Grâce à cette

métrique, il est possible de connaître l'effet des pressions. Ainsi, un ***d de Cohen* négatif indique que la variable du groupe pression a augmentée par rapport à celle du groupe contrôle**. A l'inverse, un ***d de Cohen* positif indique que la variable du groupe pression a diminué par rapport à celle du groupe contrôle**. Si le *d de Cohen* est proche de 0,2, l'effet est considéré comme petit, tandis que s'il est proche de 0,5, l'effet est considéré comme modéré. Enfin, s'il est proche de 0,8, il est alors considéré comme fort. Pour notre analyse, une grandeur d'effet individuelle pour chaque variable, pression et herbier a été calculée. Pour chaque catégorie de variable, c'est le *d de Cohen* moyen avec son écart-type moyen par catégorie de variable qui a été utilisé pour l'interprétation des effets de chaque pression indépendamment pour chaque espèce d'herbier.

A partir de ces résultats, le *d de Cohen* moyen et son écart-type sont calculés pour chaque catégorie de variable en fonction de chacune des pressions selon l'équation suivante :

$$d = \frac{mC - mP}{\sqrt{\frac{VarC + VarP}{2}}}$$

ou *mC* et *mP* correspondent respectivement aux moyennes du groupe « contrôle » et du groupe qui subit la « pression » et *VarC* et *VarP* aux variances des groupes « contrôle » et « pression ».

En ce qui concerne les pressions, l'analyse est basée sur la liste des pressions étudiées précédemment. Néanmoins, pour faciliter l'interprétation des résultats, les pressions relatives aux événements extrêmes comme les tempêtes, les remontées d'eau (upwelling) et la salinité ont été regroupées au sein de la catégorie « événements extrêmes autres ». Ces pressions ont en commun des différences de salinité occasionnées au sein de la colonne d'eau.

3.2.2.2 Analyse des résultats de la méta-analyse

IMPACT DES PRESSIONS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE ET DE LEUR INTERACTION SUR LES HERBIERS

Les résultats de la méta-analyse présentés pour chacun des herbiers permettent de mesurer l'ampleur des effets des pressions sur les différentes variables. Les pressions, leurs effets (grandeur d'effet mesurée par une métrique commune le *d de Cohen*) et leurs impacts constatés sur les herbiers sont présentées par ordre d'importance : de la pression la plus étudiée à celle la moins étudiée.

Pour cette méta-analyse, 26 articles, 5 articles et 15 articles ont été considérés pour respectivement *Zostera marina*, *Zostera noltei* et *Cymodocea nodosa*.

Herbiers de *Zostera marina*

L'augmentation des températures a un effet négatif sur l'ensemble des variables étudiées (valeur du *d de Cohen* positif, Figure 26A). Cet effet est fort pour les traits fonctionnels (7,55), le recouvrement/densité (4,35), les traits

morphologiques de la plante (3,51), la biomasse (1,33) et les traits physiologiques (1,36). L'effet de la température sur les variables de croissance et d'évolution est modéré (0,49) et faible sur les espèces et communautés associées (0,12). L'augmentation de la température entraîne une diminution de la production des feuilles (Hammer et al., 2018) et de la plante (Moreno-Marín et al., 2018). La photosynthèse est très légèrement augmentée (-0.07) mais les pertes respiratoires sont en contrepartie augmentées (Moreno-Marín et al., 2018). D'après l'étude de Richardson et al. (2018), la densité de *Zostera marina* diminue si la température augmente, alors que la densité de *Ruppia maritima*, à l'inverse, augmente. Cela suggère un remplacement d'espèce dominante face au changement climatique. La densité de certaines espèces associées à ces herbiers est également impactée, comme celle du crustacé *Gammarus* (Eklöf et al., 2012). D'un point de vue morphologique, lorsque la température augmente, le nombre de feuille diminue (Hammer et al., 2018) ainsi que la biomasse de la plante (Brodeur et al., 2015 ; Moreno-Marín et al., 2018 ; Blake and Duffy, 2012). En revanche, l'étude Kaldy (2016) montre une augmentation de la croissance de *Zostera marina*. D'un point de vue physiologique, l'augmentation des température entraîne une augmentation de la concentration en chlorophylle *a* dans les feuilles (Blake and Duffy, 2012), une diminution de la concentration de sucrose dans le rhizome ou dans les feuilles (Moreno-Marín et al., 2018), et une baisse de l'investissement en carbone pour la croissance (Moreno-Marín et al., 2018). La température peut également entraîner une diminution de la concentration en dioxygène de l'eau et ainsi causer un stress anoxique contribuant à la diminution de la croissance des rhizomes et des feuilles, une dégradation des tissus et une invasion de sulfides dans les racines (Hammer et al., 2018).

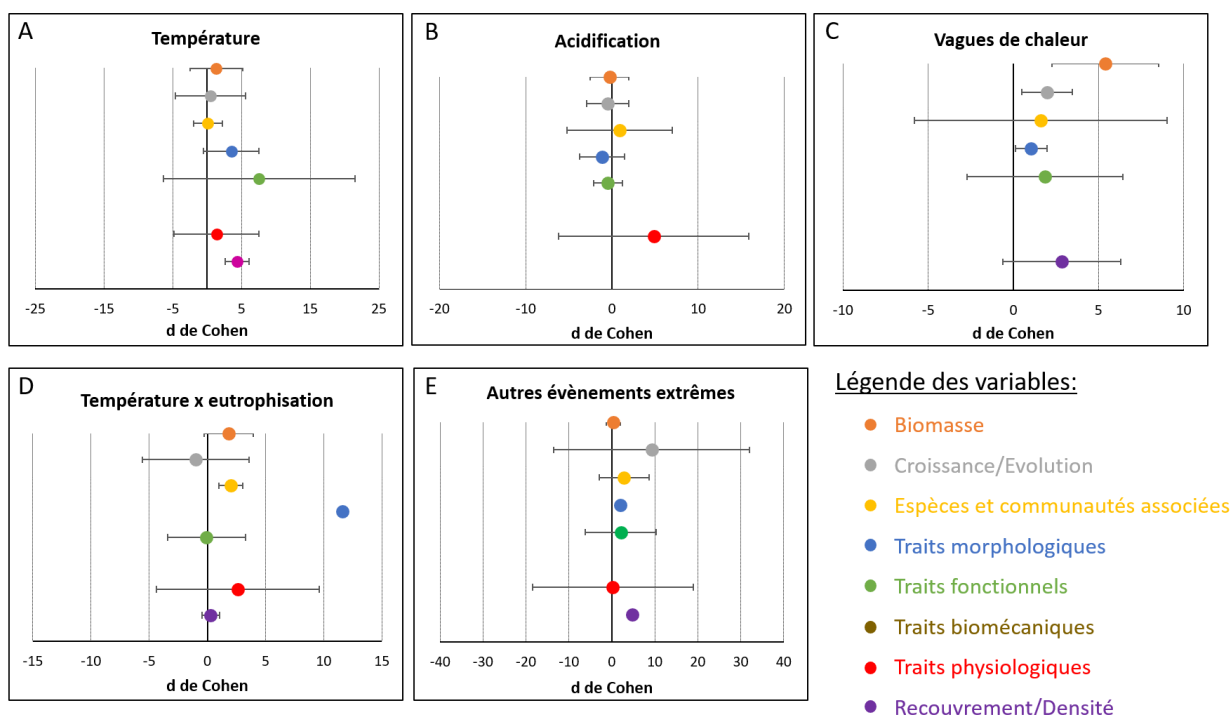


Figure 26 : Effets de la température, de l'acidification, des vagues de chaleur, de l'interaction de la température et de l'eutrophisation et d'autres évènements extrêmes sur les herbiers de *Zostera marina*. Le détail des catégories des variables « réponse » est donné dans le Tableau 4 avec par exemple

« Biomasse » (totale, aérienne...), « Croissance/Évolution » (feuille, nombre de pied...), « Espèces et communautés associées » (richesse spécifique de la macrofaune, macroalgues associées...), « Traits morphologiques » (longueur de feuille, nombre de feuille...), « Traits fonctionnels » (production primaire, activité photosynthétique...), « Traits biomécaniques » (taux de fibre, point de force cassante...), « Traits physiologiques » (teneur en azote, pigments...), « Recouvrement/Densité » (couverture, densité de pied...)

Pour les herbiers de *Zostera marina*, les effets de l'**acidification** sur les variables physiologiques, ne sont étudiés que par un seul article dans le cadre de notre recherche mais l'impact demeure fort (4,85, Figure 26B). Cette étude montre une très forte diminution de la teneur en carbone dans les rhizomes lorsque le milieu dans lequel évolue la plante est acidifié (Young et al., 2018). La morphologie de la plante se retrouve en revanche stimulée (-1,14) par l'acidification. En effet, l'acidification change également la morphologie de la plante, une augmentation de la longueur de premier internoeud est observée (Palacios and Zimmerman, 2007), mais l'effet est moins important que sur les variables physiologiques. L'acidification a également un effet significatif sur la communauté associée à l'herbier (0,91), mais cet effet, quoique significatif, est plus modéré. Les densités des espèces peuvent se retrouver plus ou moins augmentées. Par exemple, la biomasse des espèces *Rissoa sp.* et *Littorina sp.* se trouve diminuée par une baisse de pH (Eklöf et al., 2012). L'acidification va avoir un effet plus modéré sur les traits fonctionnels (-0,47), de croissance et d'évolution (-0,47) et de biomasse (-0,26). L'acidification stimule la photosynthèse (Sanz-Martín et al., 2019), et la production. Cependant, une augmentation de la production souterraine peut causer des dommages à long terme car il y a une augmentation du carbone organique dans les sédiments qui peut favoriser la toxicité des sulfures (Young et al., 2018). En revanche, les transferts de matière sont diminués (Pajusalu et al., 2016). La biomasse de la plante est légèrement augmentée (Eklöf et al., 2012; Palacios and Zimmerman, 2007) ainsi que l'élongation des feuilles (Groner et al., 2018). La croissance de *Zostera marina* diminue (Perry et al., 2019).

Les évènements extrêmes de type vagues de chaleur (Figure 26C) vont entraîner une diminution forte de la plupart des variables comme celles de la biomasse (5,40, Kim et al., 2020) de la densité (2,83) (Kim et al., 2020 ; Ehlers et al., 2008). La croissance, et le nombre de feuille diminuent également (1,98) (Bergmann et al., 2010; Perry et al., 2019 ; Saha et al., 2020). Une diminution globale sur la croissance et l'évolution (1,98), sur les traits fonctionnels (1,86), la morphologie de la plante (1,04) est également rapportée. La productivité aérienne est diminuée (Kim et al., 2020) la production des pieds quant à elle est d'abord augmentée mais les effets à long terme montrent qu'elle aussi diminue (Reynolds et al., 2016). La photosynthèse et son efficacité augmente (Perry et al., 2019; Saha et al., 2020). Il y a une diminution de la hauteur et longueur des pieds (Saha et al., 2020 ; Kim et al., 2020). Les vagues de chaleur impactent également significativement les espèces associées à l'herbier (1,61), il est constaté une baisse de la phagocytose chez certains crustacés (Perry et al., 2019), de la même façon que ce qui est observé pour les autres épisodes extrêmes.

L'interaction la plus étudiée est celle de la **température avec l'eutrophisation**. Cette dernière est représentée par 4 études sur les 17 qui considèrent des interactions. L'effet sur les traits morphologiques est très fort avec un *d de Cohen* égal à 11,61 (Figure 26C). Les effets sur la biomasse

(3,92), la communauté (1,73), les propriétés physiologiques (2,36), la croissance et l'évolution (-1,00) sont plus faibles mais restent significatifs. L'interaction de la température avec l'eutrophisation diminue la biomasse de la plante, (Eklöf et al., 2012 ; Blake and Duffy, 2012 ; Moreno-Marín et al., 2018). Elle engendre également une diminution de la croissance (Kaldy, 2016), et de la mortalité (Moreno-Marín et al., 2018). La biomasse des macroalgues est elle aussi diminuée tout comme celle des invertébrés contrairement à celle des microphytes qui est augmentée (Blake and Duffy, 2012). Il y a une diminution du carbone disponible et une baisse du carbone investi dans la croissance (Moreno-Marín et al., 2018). L'effet sur les traits fonctionnels (-0,08). Une diminution de la production des feuilles, de la production totale (Moreno-Marín et al., 2018) et de la photosynthèse est également observée (Moreno-Marín et al., 2018 ; Villazan et al., 2015). En parallèle, le taux de respiration est augmenté (Becca-Carretero et al., 2018).

Les autres évènements extrêmes regroupant les tempêtes, les remontées d'eau (upwelling) et les changements de salinité, ont un effet négatif très important sur les variables de croissance (9,26, Figure 26E), sur la densité et le recouvrement (4,74). La densité de *Zostera marina* va diminuer sous les faits de ces évènements extrêmes. Leur impact engendre une diminution de la densité (Kim et al., 2020) et une augmentation de la mortalité de *Zostera marina* (Villazan et al., 2015). L'étude de Villazan et al. (2015) regarde les conséquences de changements de salinité et celle de Kim et al., 2020 s'intéresse aux upwellings. L'effet de ces pressions la morphologie de la plante (2,04) et sur les traits fonctionnels (2,08) est négatif. Le nombre de feuille est diminué ainsi que leur taux d'élongation (Villazan et al., 2015). Il y a également une baisse de la hauteur et de la longueur des pieds (Kim et al., 2020). En effet, la production diminue de façon importante, et cette tendance est confirmée par deux études (Kim et al., 2020; Villazan et al., 2015). En revanche, il y a une augmentation de taux de photosynthèse et de son efficacité (Perry et al. 2019 ; Villazan et al. 2015). L'effet de ces évènements extrêmes sur les espèces associées et la communauté est très largement négatif (2,83). Sur les crustacés *Palaemon sp.*, il est constaté enfin une baisse du processus de phagocytose lors d'un évènement extrême de type tempête (Perry et al., 2019).

Herbiers de *Zostera noltei*

L'acidification des masses d'eau a un effet fort sur les communautés et espèces associées aux herbiers de *Z. noltei* (-10,86, Figure 24A). L'acidification entraîne une diminution de la pression des herbivores (Martínez-Crego et al., 2014) accompagnée d'une augmentation de la charge épiphytique (Martínez-Crego et al., 2014). La grandeur d'effet des traits fonctionnels est également importante (-3,18). En effet, la présence d'épiphytes sur les feuilles peut réduire la disponibilité de la lumière pour *Zostera noltei* (Martínez-Crego et al., 2014). Cela engendre une diminution de la photosynthèse (de los Santos et al., 2019) ainsi que de l'irradiance de compensation, de l'ETR (electron transport rate), du rapport Fv/Fm (maximum PSII quantum yield) (Repolho, 2017). Une augmentation de la production de la communauté (Mishra et al., 2018 ; Egea et al., 2018) et de la production de

détritus (Martínez-Crego et al., 2014) est également constatée. Les effets sur la biomasse (-0,45), la croissance et l'évolution sont positifs (-0,52) mais plus modérés. L'acidification implique une augmentation de la biomasse (de Los Santos et al., 2019) comme pour *Zostera marina* et une augmentation du nombre de feuilles (Martínez-Crego et al., 2014). Cependant, bien qu'une baisse de pH puisse avoir un effet global positif sur la croissance et l'évolution de *Zostera noltei*, cet herbier peut malgré tout connaître une baisse de recrutement de pied, effet qui peut être contourné dans un milieu riche en nutriments (Martínez-Crego et al., 2014). Les effets sur la densité (0,07), les propriétés physiologiques des tissus (0,07) et sur la morphologie de la plante sont faibles (0,12). Une baisse de la longueur des feuilles, de leur surface, la longueur des rhizomes est possible (de Los Santos et al., 2019; Martínez-Crego et al., 2014). Certaines études rapportent aussi un changement de la concentration en pigments avec par exemple une diminution de la chlorophylle *a* et *b* (Repolho 2017). Il y a une augmentation de ses réserves en carbohydrates, de la concentration aérienne en sucrose et de la concentration souterraine d'amidon (Egea et al., 2018). Ces deux dernières sont influencées également par la vitesse du courant, l'augmentation est d'autant plus forte que la vitesse du courant est faible (Egea et al., 2018).

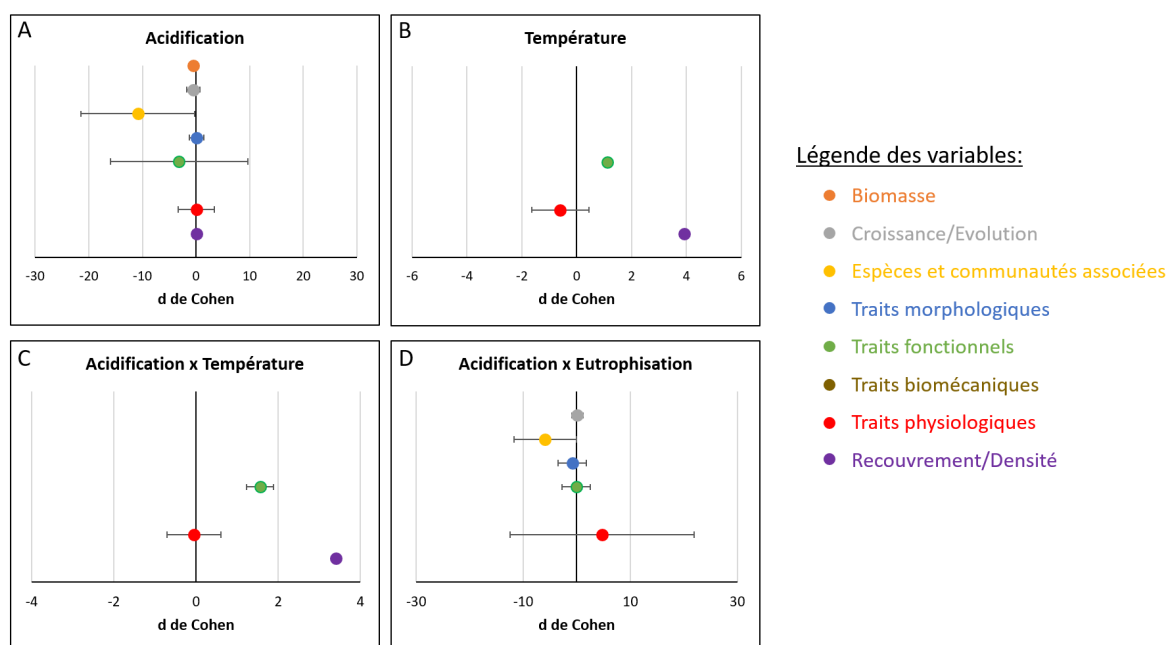


Figure 24 : Effets de l'acidification, de la température, de l'interaction de l'acidification et de la température et de l'interaction de l'acidification et de l'eutrophisation sur les herbiers de *Zostera noltei*. Le détail des catégories des variables « réponse » est donné dans le Tableau 4 avec par exemple « Biomasse » (totale, aérienne...), « Croissance/Évolution » (feuille, nombre de pied...), « Espèces et communautés associées » (richesse spécifique de la macrofaune, macroalgues associées...), « Traits morphologiques » (longueur de feuille, nombre de feuille...), « Traits fonctionnels » (production primaire, activité photosynthétique...), « Traits biomécaniques » (taux de fibre, point de force cassante...), « Traits physiologiques » (teneur en azote, pigments...), « Recouvrement/Densité » (couverture, densité de pied...)

L'augmentation des températures va entraîner une diminution importante de la densité de *Zostera noltei* (3,93, Figure 24B). Cette pression entraîne une diminution globale des traits fonctionnels (1,13), comme par exemple une diminution de l'ETR et du rapport de Fv/Fm (Repolho, 2017). Les effets sur les propriétés physiologiques des tissus sont plus faibles (-0,60). Un

changement des pigments est notifié, avec une diminution de la chlorophylle *a* et *b* et une augmentation de la concentration d'autres pigments comme la lutéine ou la bêta carotène (Repolho, 2017). La bêta carotène est un anti-oxydant. Son augmentation indique que la plante connaît un stress cellulaire (Repolho, 2017). Selon l'étude de Repolho, 2017, les effets de la température sont cependant plus importants que ceux de l'acidification.

Pour **l'interaction acidification-température**, les deux variables de traits fonctionnels étudiées, l'ETR et le rapport Fv/Fm, sont diminuées (Figure 24C). La photosynthèse se retrouve affectée par l'interaction de ces deux pressions (-0,06, Repolho, 2017). Les propriétés physiologiques (1,56) ainsi que le recouvrement de l'herbier (3,40) sont plus fortement impactés. Le recouvrement de l'herbier, en particulier, diminue fortement lorsque les deux pressions interagissent.

Dans le cas de **l'interaction de l'acidification avec l'eutrophisation**, cinq catégories de variables sont représentées. Les variables des catégories espèces associées, communauté (5,93) et des propriétés physiologiques des tissus répondent fortement à cette interaction (4,74, Figure 24D). L'interaction de ces deux pressions engendre une forte augmentation de la concentration d'azote et une diminution de la concentration en composés phénoliques dans les feuilles, ainsi qu'une diminution du rapport C:N plus marquée dans les feuilles que dans les rhizomes (Egea et al., 2018). Toutes ces caractéristiques correspondent à une augmentation de la qualité nutritionnelle des feuilles. Les composés phénoliques sont aussi impliqués dans la protection des pathogènes, dans la protection des rayons ultra-violet B, dans le contrôle du stress oxydatif et dans la régénération du mur cellulaire (Egea et al., 2018). Cet effet est d'autant plus marqué si le milieu est déjà préalablement riche en nutriment. De plus, une forte augmentation de la charge épiphytique peut être observée (Martínez-Crego et al., 2014). Bien qu'avec un effet plus faible, les variables morphologiques subissent aussi un effet considéré comme important (-0,88), qui se traduit par exemple par une augmentation de la taille du rhizome, et une diminution de la surface des feuilles et de leur nombre (Martínez-Crego et al., 2014). Il est également constaté une baisse importante du recrutement de pieds (Martínez-Crego et al., 2014). Les effets sur les traits fonctionnels (-0,59) ainsi que sur la croissance et l'évolution de l'herbier sont faibles (2,06). Martínez-Crego et al. rapportent, dans leur étude, une diminution de la respiration de la communauté et une augmentation de la production de détritiques (Martínez-Crego et al. 2014).

Herbiers de *Cymodocea nodosa*

L'augmentation de la température a tout d'abord un impact plutôt positif sur certaines variables de cette espèce, même si son effet est faible (Figure 25A). Cela est notamment le cas sur les espèces associées et la communauté (-2,73), sur les variables morphologiques (-1,31), la biomasse (-1,03), les traits fonctionnels (-0,93) et enfin sur les variables de croissance et d'évolution (-0,90). Plusieurs études décrivent une augmentation de la taille des rhizomes, de la croissance des pieds, de la croissance de la population et

de la photosynthèse (Olsen et al., 2012 ; Ontoria et al., 2019 ;Marín-Guirao et al., 2016). Cependant, une augmentation de la surface nécrotique des feuilles (Ontoria et al., 2019), une désorientation des microtubules (Koutalianou et al., 2016) sont également reportés. Par ailleurs, si la température est trop importante, les effets positifs cités précédemment peuvent être inversés (Ontoria et al., 2019). En effet l'augmentation de la température exerce une forte pression sur les propriétés physiologiques des tissus (-5,76), ainsi que sur leurs propriétés mécaniques (-5,66). La température entraîne une diminution de la résistance des feuilles, pouvant occasionner une augmentation de la consommation de *Cymodocea nodosa* par les herbivores (Jimenez-Ramos et al., 2017).

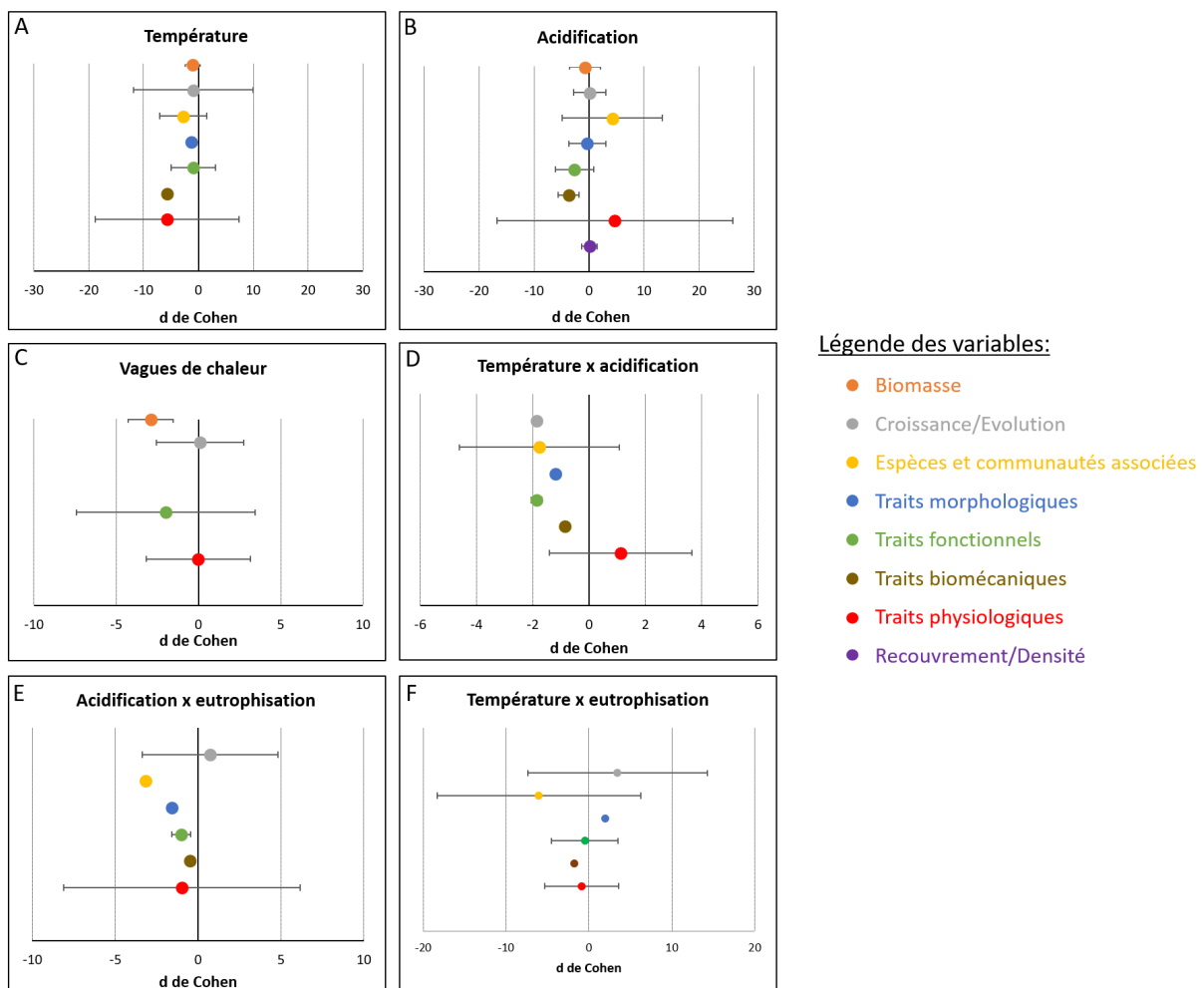


Figure 25 : Effets de la température, de l'acidification, des vagues de chaleur, de l'interaction de la température et de l'acidification et de l'interaction de l'acidification et de l'eutrophication sur les herbiers de *Cymodocea nodosa*. Le détail des catégories des variables « réponse » est donné dans le Tableau 4 avec par exemple « Biomasse » (totale, aérienne...), « Croissance/Evolution » (feuille, nombre de pied...), « Espèces et communautés associées » (richesse spécifique de la macrofaune, macroalgues associées...), « Traits morphologiques » (longueur de feuille, nombre de feuille...), « Traits fonctionnels » (production primaire, activité photosynthétique...), « Traits biomécaniques » (taux de fibre, point de force cassante...), « Traits physiologiques » (teneur en azote, pigments...), « Recouvrement/Densité » (couverture, densité de pied...)

L'**acidification** permet de stimuler la photosynthèse et la production de la communauté associée à un herbier de *Cymodocea nodosa* (Apostolaki et al., 2014). En effet, les résultats présentés ici mettent en évidence que son effet

est négatif et fort sur les variables physiologiques (4,70), sur les espèces associées à l'herbier et la communauté (4,23), les propriétés mécaniques des feuilles (-3,71), les traits fonctionnels (-2,64, Figure 25B). Il en résulterait une augmentation de l'azote et une diminution du phosphore et du carbone dans les feuilles et dans les rhizomes (Tomas et al., 2015). De manière générale, l'effet de l'acidification sur les traits physiologiques est négatif (4,42). Il y aurait donc une baisse des éléments avec en particulier une diminution des réserves, le sucrose et l'amidon dans les rhizomes (Egea et al., 2018). L'acidification va aussi entraîner une diminution de la consommation de *Cymodocea nodosa* par les oursins (Tomas et al., 2015 ; Tutar et al., 2017). Elle va permettre une réduction de la charge épiphytique qui peut augmenter la disponibilité de la lumière pour l'herbier (Apostolaki et al., 2014). Les effets sur la biomasse (-0,68), sur la morphologie de la plante (-0,33), sur la densité (0,07) et sur les variables de croissance et d'évolution (0,10) sont plus faibles. Dans certaines études, l'acidification du milieu pourrait entraîner une augmentation de la biomasse mais Vizzini et al. (2019) ont mis en évidence une diminution de la biomasse des plantes selon l'endroit où se situe l'herbier. L'acidification semble plutôt entraîner une baisse du nombre de feuilles et de leur croissance (Tomas et al., 2015) mais augmenter leur teneur en fibre (Tutar et al., 2017). La longueur et la largeur des feuilles se trouvent diminuées (Vizzini et al., 2019a ; de Los Santos et al., 2017).

Les vagues de chaleur ont un effet fort sur la biomasse (-2,90, Figure 25C). Les effets sur la croissance, l'évolution (0,10) et les propriétés physiologiques des tissus (-0,02) sont plus faibles. Marin-Guirao et al., (2018) montrent que les effets d'une vague de chaleur peuvent différer en fonction de l'origine de la plante. En effet, la croissance des feuilles de *Cymodocea nodosa* issue d'un environnement chaud sera fortement augmentée par les vagues de chaleur. A l'inverse l'apparition d'une vague de chaleur va réduire la croissance des feuilles de *Cymodocea nodosa* inféodée aux environnements plus froids (Marin-Guirao et al., 2018). En revanche, les deux types de plantes voient leur nombre de pieds se réduire lors d'une vague de chaleur. Cet effet est d'autant plus fort pour les plantes de milieu froid (Marin-Guirao et al., 2018). La photosynthèse augmente au cours d'une vague de chaleur (-1,99). L'effet est plus marqué pour les plantes des milieux chauds (Marin-Guirao et al., 2018). Pour les plantes des milieux froids, c'est en revanche la respiration qui augmente (Marin-Guirao et al., 2018). A ce jour, aucune étude n'étudie l'effet des vagues de chaleur sur les populations ou sur la morphologie de la plante.

L'interaction de la température avec l'acidification a fait l'objet de deux études. Le *d* de Cohen des variables de croissance, évolution (-1,86), des espèces associées et de la communauté (-1,77), des traits morphologiques (-1,19), des traits fonctionnels (-1,86), des traits biomécaniques (-0,85) sont inférieurs à zéro et sont proches de 0,8 (Figure 25D). Ces effets doivent donc être considérés comme forts. Il y a une diminution de la perte de feuilles (Ontoria et al., 2019) et de l'épaisseur des feuilles (étude 20). En revanche, il y a une augmentation des fibres dans les feuilles de *Cymodocea nodosa* pouvant entraîner une diminution de leur palatabilité et donc de leur consommation par des oursins (Jiménez-Ramos et al., 2017). Seules les variables physiologiques ont un *d* de Cohen supérieur à zéro (1,12), ces variables se retrouvent donc fortement diminuer sous l'effet de cette

interaction (d de cohen > 0.8). Il y a en particulier une diminution de la concentration de sucrose, d'amidon et des composés phénoliques (Jiménez-Ramos et al., 2017; Ontoria et al., 2019).

L'interaction entre l'acidification et l'eutrophisation est l'une des plus étudiées pour cette espèce. Son effet est particulièrement fort et positif sur les communautés et espèces associées (-3,17), la morphologie de la plante (-1,57) et les traits fonctionnels (-1,03, Figure 25E). Les oursins consomment de façon plus importante *Cymodocea nodosa* (Tomas et al., 2015; Tutar et al., 2017). Une augmentation de la production a également été observée (Egea et al., 2018). Les effets de cet interaction sont modérés sur les traits physiologiques (-0,99), les traits biomécaniques de la feuille (-0,49) et significatifs. Cette interaction entraîne une augmentation de l'épaisseur des feuilles (Tutar et al., 2017). Les teneurs en carbone, phosphore et en azote dans les feuilles, ainsi que d'amidon dans les rhizomes (Tomas et al., 2015) augmentent.

L'interaction de la température avec l'eutrophisation a un effet négatif important sur les variables de croissance et évolution (3,45) et sur les traits morphologiques de la plante (1,98, Figure 25F). Cela se traduit par une augmentation de la perte des feuilles (Egea et al., 2018), une diminution de la croissance des rhizomes (Ontoria et al., 2019), une diminution de l'épaisseur de la feuille et une augmentation de la surface nécrotique des feuilles (Tutar et al., 2017). Cette interaction a un effet fort et positif sur les espèces associées et la communauté (-6,02). Tutar et al., (2017) ont observé une augmentation de la consommation par des oursins. L'interaction agit également sur les traits biomécaniques de la feuille (-1,79) ainsi que sur les traits fonctionnels (-0,48) et sur les traits physiologiques des tissus (-0,88). L'augmentation des température mêlée à un phénomène d'eutrophisation entraîne une diminution du rapport Fv/Fm, une augmentation de la teneur en soufre et d'azote de la plante (Ontoria et al., 2019). Il y aurait enfin une augmentation de la quantité d'amidon dans les partie souterraine mais une diminution au niveau des parties aériennes. La tendance inverse est constatée pour la teneur en sucrose (Egea et al., 2018).

Herbiers de *Ruppia cirrhosa*

Aucun article traitant des herbiers de *Ruppia cirrhosa* n'a été retenu dans le cadre de notre recherche.

A RETENIR

- **Aucune étude** ne porte sur l'effet du changement climatique sur les herbiers au sein des lagunes méditerranéennes.
- L'augmentation des températures, l'acidification et les évènements climatiques extrêmes sont les plus étudiées.
- L'augmentation de la température va avoir un **effet globalement négatif pour *Zostera marina* et *Zostera noltei*** mais **positif pour *Cymodocea nodosa***.
- Les vagues de chaleur induiraient un **effet négatif sur les herbiers de *Zostera marina***.
- Les effets d'une vague de chaleur peuvent **différer en fonction de l'origine de la plante. Transposition complexe des réponses directement aux herbiers des milieux lagunaires méditerranéens**
- Remplacement potentiel de l'espèce *Zostera marina* par *Cymodocea nodosa*
- D'autres types d'évènements extrêmes (tempêtes, ruissellement...) n'ont été **étudiés que pour l'herbier *Zostera marina***. Les effets restent majoritairement **négatifs**.

4 Synthèse et perspectives

Les revues systématiques et méta-analyses sont des méthodes efficaces pour rendre compte de l'état des connaissances de la recherche sur un sujet précis. Notre recherche de la littérature scientifique a pu démontrer que l'état des connaissances sur l'impact du changement climatique en milieu lagunaire méditerranéen était limité (35% d'articles issus de la recherche systématique traitent des lagunes méditerranéennes), bien qu'existant. En outre, aucun article issu de notre recherche ne traitait des herbiers de phanérogames marines en milieu lagunaire méditerranéen. Les prédictions sur le climat futur placent la région méditerranéenne et ses lagunes au cœur de la problématique sociale et environnementale du changement climatique. En effet, de nombreux modèles prédisent une augmentation de la fréquence des vagues de chaleur, ainsi qu'une alternance forte entre périodes de sécheresse et périodes de crues intenses en méditerranée (Stocker et al., 2013). Ces phénomènes sont déjà visibles et affectent localement la composition des écosystèmes lagunaires. Parmi les études identifiées lors de la revue systématique, certaines indiquent déjà que les milieux lagunaires sont particulièrement sensibles aux pressions, notamment lorsque d'autres facteurs de stress et perturbations causés par les ECEs interagissent (Lloret et al. 2008; de Wit 2011). Cependant, l'état des connaissances actuelles ne permet que difficilement de prédire quel sera l'impact du changement climatique et comment cela pourrait modifier l'état écologique des lagunes et de leurs herbiers, d'une part, et leur rôle écologique et socio-économique, d'autre part.

4.1 Impact du changement climatique sur les milieux lagunaires

La revue systématique a permis d'identifier les principales pressions en lien avec le changement climatique étudiées ainsi que leur impact sur les milieux lagunaires. En lien avec les principales pressions identifiées sur les lagunes côtières, l'augmentation de la température est la pression la plus étudiée en milieu lagunaire dans le monde ainsi qu'en méditerranée. La montée du niveau de la mer (uniquement à l'échelle mondiale) et les événements extrêmes (vagues de chaleur, tempêtes, sécheresse et précipitations) apparaissent également parmi les pressions les plus étudiées.

L'augmentation de la température favoriserait les communautés phyto-planctoniques (Brito et al., 2012) en favorisant les cellules de petites tailles et augmentant leur concentration (Pulina et al., 2020). Les épisodes extrêmes de précipitations changent le niveau de l'eau, la salinité, le pH, et la concentration de nutriments de la lagune, pouvant induire des changements des communautés de procaryotes (Wang et al. 2020). La montée du niveau de la mer représente un risque majeur de submersion pour la lagune de Venise ou certaines lagunes marocaines (Brito et al., 2012). Cette montée du niveau de la mer, comme l'augmentation des précipitations et du ruissellement, peut également induire indirectement une limitation de la lumière au niveau du compartiment benthique. Ceci a pour conséquence de favoriser le développement phyto-planctonique au détriment des

communautés benthiques autotrophes (Brito et al., 2012). La montée du niveau de la mer pourraient enfin entraîner des variations de salinité dans la lagune (Jakimavičius et al., 2018) induisant également des changements drastiques des communautés benthiques et planctoniques. En terme d'interaction, les résultats de cette étude met en évidence que les effets combinés de l'acidification de l'eau et l'augmentation de la température pourraient changer la dynamique des sédiments. La combinaison de ces pressions augmenterait la production primaire au niveau du compartiment benthique et en particulier des mangroves et des herbiers d'angiospermes marins.

4.2 Impact du changement climatique sur les herbiers des milieux lagunaires méditerranéens

La revue systématique sur les effets du changement climatique met en évidence l'absence de travaux sur les quatre espèces de phanérogames marines présentes dans les lagunes méditerranéennes. À l'échelle mondiale, trois espèces (*Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa*) ont néanmoins fait l'objet d'études dans la zone côtière, permettant ainsi d'identifier de potentiels impacts sur ces espèces. Ainsi, 36, 14 et 15 articles ont été respectivement pris en compte pour *Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa* dans ce travail. Les effets du changement climatique sur *Ruppia cirrhosa* reste en revanche non documenté à ce jour.

Parmi les différentes pressions identifiées, l'augmentation des températures, l'acidification et les événements climatiques extrêmes sont les plus étudiées. Pour les trois espèces, ces pressions ont parfois été étudiées en interaction avec une de ces pressions ou en interaction avec d'autres pressions telles que l'eutrophisation. Les résultats mettent en évidence des effets contrastés selon les espèces (Tableau 5). Toutes les variables disponibles ne sont pas communes aux trois herbiers mais l'ensemble des variables étudiées montre que la température va avoir un effet globalement négatif (perte du nombre de feuille, augmentation surface nécrosée, désorientation des microtubules...) pour *Zostera marina* et *Zostera noltei*. L'augmentation de température induirait une diminution de la densité des herbiers. Dans le cas de *Zostera marina*, elle pourrait être remplacée par une autre espèce d'herbier (*Ruppia cirrhosa* ou *Cymodocea nodosa*). En revanche, cet effet serait opposé pour *Cymodocea nodosa*. Cette conclusion semble liée à la distribution naturelle de ces espèces et en particulier pour *Zostera marina*, espèce septentrionale plutôt inféodée aux eaux froides. Sa distribution est d'ailleurs déjà largement limitée actuellement au sein des lagunes méditerranéennes (Tableau 1). *Cymodocea nodosa* est quant à elle bien développée dans les lagunes corses, naturellement plus chaudes que les lagunes du littoral du Languedoc-Roussillon.

Les conséquences des vagues de chaleur n'ont été étudiées à ce jour que pour les herbiers de *Zostera marina* et *Cymodocea nodosa* (Tableau 5). De manière générale, ces vagues de chaleur induiraient, comme pour la température, un effet négatif sur les herbiers de *Zostera marina* que ce soit pour les variables intrinsèques de la plantes que les espèces associées. Concernant *Cymodocea nodosa*, les effets des vagues de chaleur sont moins

clairs et peuvent dépendre de l'origine de l'étude et donc des conditions environnementales initiales. D'autres types d'évènements extrêmes (tempêtes, ruissellement...) n'ont été étudiés que pour l'herbier *Zostera marina*. Les effets restent majoritairement négatifs.

Tableau 5 : Synthèse des effets de la température, des vagues de chaleur et de l'acidification sur les herbiers de *Zostera marina*, *Zostera noltei* et *Cymodocea nodosa*.

Pressions	Variables	<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera noltei</i>	<i>Cymodocea nodosa</i>
Température	<i>Biomasse</i>	-		+
	<i>Croissance/Évo</i>	-		+
	<i>Com. Associés</i>	0		+
	<i>Morphologie</i>	-		+
	<i>Fonctionnel</i>	-	-	+
	<i>Biomécanique</i>			-
	<i>Physiologie</i>	-	+	+
	<i>Recouvrement</i>	-	-	
Vagues de chaleur	<i>Biomasse</i>	-		+
	<i>Croissance/Évo</i>	- (- brout. et lum.)		0
	<i>Com. Associés</i>	-		
	<i>Morphologie</i>	-		
	<i>Fonctionnel</i>	-		+
	<i>Biomécanique</i>			
	<i>Physiologie</i>			+/-
	<i>Recouvrement</i>	-		
Acidification	<i>Biomasse</i>	+	0	+/-
	<i>Croissance/Évo</i>	+	0	0
	<i>Com. Associés</i>	- (- brout. et lum.)		- (- brout. et lum.)
	<i>Morphologie</i>	+	0	+
	<i>Fonctionnel</i>	+	+	+
	<i>Biomécanique</i>			+
	<i>Physiologie</i>	-	0	-
	<i>Recouvrement</i>		0	0

Les effets de l'acidification sur les herbiers sont documentés pour les trois espèces (Tableau 5). Cette pression induirait globalement des effets positifs quelque soit l'espèce (augmentation de la biomasse, de la photosynthèse par

exemple). Concernant la physiologie des plantes et leur recouvrement, les effets seraient quant à eux faibles voir négatifs avec parfois une diminution de la longueur et largeur des feuilles qui peut être compensée par une augmentation de la densité et de la production.

Parmi les effets combinés étudiés, l'interaction « Température-Eutrophisation » aurait un effet négatif pour les herbiers *Zostera marina* et *Cymodocea nodosa*. Cela induirait une perte de feuilles, une augmentation de la surface nécrotique, de la mortalité et de la consommation par des herbivores et enfin une baisse de la croissance, de l'épaisseur des feuilles. Les effets de l'interaction « Acidification-Eutrophisation » conduirait également un effet négatif avec en particulier une diminution des composés phénoliques, une augmentation de la charge épiphytique. L'interaction « Température-Acidification » (étudiée uniquement pour l'herbier *Zostera noltei*) entraînerait une diminution de la photosynthèse. Cette interaction est également étudiée pour *Zostera marina* (données non représentées dans ce rapport) et montrerait une augmentation de la biomasse mais une diminution de la dominance de *Zostera marina* au profit d'autres espèces.

4.3 Perspectives de recherche en milieu lagunaire méditerranéen

4.3.1 Hypothèses à tester

Bien que des connaissances importantes aient été acquises sur l'effet du changement climatique sur les herbiers de *Zostera marina*, de *Zostera noltei* et de *Cymodocea nodosa* à travers le monde, **il n'est pas possible de transposer toutes ces réponses directement aux herbiers des milieux lagunaires méditerranéens**. En effet, les pressions induites, l'intensité de celles-ci ainsi que la capacité d'un écosystème à y répondre nécessitent des études plus locales et donc centrées sur les écosystèmes lagunaires.

Parmi les pressions, la question des effets des Évènements Climatiques Extrêmes telles que **l'augmentation de la fréquence des vagues de chaleur** semble être un des axes majeurs de recherche à mener dans le contexte des lagunes méditerranéennes françaises.

La question du changement d'état dans les lagunes méditerranéennes apparaît comme prioritaire. Les mécanismes mis en jeu sont complexes et se produisent lorsque le système atteint un point de basculement. Les études futures pourront s'intéresser aux **signes précurseurs de ce basculement** (théorie du Early Warming Signal) ou le système devient moins stable et plus variable spatialement et temporellement. A ce jour, encore peu d'études existent sur les écosystèmes côtiers et lagunaires et en particulier sur les herbiers (Soissons et al., 2016, 2018, 2019). Il est donc difficile de prédire leur évolution et surtout d'être capable de prévenir un changement vers un état indésirable des écosystèmes marins.

La question du **devenir des espèces de référence** dans le contexte de changement climatique apparaît comme indispensable à poursuivre. L'effet de l'augmentation de température et de la fréquence des vagues de chaleur pourraient en effet conduire à une régression voir une disparition des herbiers de *Zostera marina*. Ce changement pourrait donc induire une **modification**

de l'état de référence et donc de l'évaluation de l'état écologique des lagunes. Cette espèce, plutôt inféodée aux milieux tempérés froids, pourrait être remplacée par d'autres espèces méditerranéennes telle que *Cymodocea nodosa*, espèce non qualifiée d'espèce de référence dans le cadre de la DCE. La compétition entre ces deux espèces dans un contexte de changement climatique est une hypothèse qui devra être étudiée dans le futur.

4.3.2 Méthodes scientifiques à utiliser

Le bilan des connaissances actuelles met en évidence l'utilisation préférentielle des expérimentations *ex situ* (mésocosmes) pour étudier les effets du changement climatique sur les herbiers de phanérogames marines. Cette approche permet en particulier de contrôler les conditions environnementales et ainsi de conclure sur les effets des pressions testées à partir d'expériences relativement courtes de l'ordre de quelques semaines. Cette approche peut conduire à des conclusions biaisées en raison de la non prise en compte des conditions environnementales naturelles. Bien que relativement robustes, les conclusions peuvent ainsi différer légèrement entre ces expérimentations *ex situ* et des expérimentations *in situ* (Pajusalu et al., 2016). La modélisation semble être également adaptée à l'étude des effets du changement climatique sur les herbiers. Cette approche permet d'aborder l'effet des pressions à différentes échelles temporelles et spatiales mais nécessite une paramétrisation pertinente basée souvent sur de l'expérimentation.

En terme de perspectives, il semble important de **coupler plusieurs approches** pour étudier les effets de changements climatiques sur les herbiers des lagunes méditerranéennes :

⇒ **Observatoire à long terme** : Bien que cette approche n'apparaît pas dans la revue systémique (série de donnée encore récente), elle permet d'identifier les tendances et dynamiques des systèmes dans le milieu naturel. Cette approche permet en particulier de prendre en compte les interactions avec l'ensemble des pressions qui s'exerce sur le milieu.

⇒ **Expérimentations *in situ* et *ex situ*** : Cette approche *ex situ* est couramment utilisée. Elle est critiquable (cf paragraphe précédant) mais permet d'isoler l'effet d'une à deux pressions. La transposition de cette méthode au milieu naturel (expérimentation *in situ*) pourrait permettre d'inclure dans la réponse du système sa résilience et sa résistance face aux pressions. Cette approche est quantitative, répétable et relativement rapide mais la prise en compte de nombreuses pressions et de leurs interactions nécessite un plan d'expérience complexe qui représente un frein au développement à grande échelle de cette approche pour étudier les effets du changement climatique sur les herbiers des lagunes méditerranéennes.

⇒ **Modélisation** : Sur la base des connaissances actuelles, la modélisation de la réponse des herbiers face au changement climatique reste une méthode intégrative permettant de tester différents scénarios. Cette approche est complémentaire aux deux approches citées précédemment. Sa mise en place est peu coûteuse mais nécessite une bonne connaissance du lien entre les pressions et les différentes variables réponses.

5 Références bibliographiques

- Apostolaki, E. T., S. Vizzini, I. E. Hendriks, and Y. S. Olsen. 2014. Seagrass ecosystem response to long-term high CO₂ in a mediterranean volcanic vent. *Mar. Environ. Res.* 99: 9–15. doi:10.1016/j.marenvres.2014.05.008
- Beca-Carretero, P., B. Olesen, N. Marbà, and D. Krause-Jensen. 2018. Response to experimental warming in northern eelgrass populations: comparison across a range of temperature adaptations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 589: 59-72. <https://doi.org/10.3354/meps12439>.
- Benedetti-Cecchi, L., L. Tamburello, E. Maggi, and F. Bulleri. 2015. Experimental perturbations modify the performance of early warning indicators of regime shift. *Curr. Biol.* 25: 1867–1872. doi:10.1016/j.cub.2015.05.035
- Bergmann, N., G. Winters, G. Rauch, C. Eizaguirre, J. Gu, P. Nelle, B. Fricke, and T. B. H. Reusch. 2010. Population-specificity of heat stress gene induction in northern and southern eelgrass *Zostera marina* populations under simulated global warming. *Mol. Ecol.* 19 (14): 2870-83. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04731.x>.
- Blake, R. E., and J. E. Duffy. 2012. Changes in biodiversity and environmental stressors influence community structure of an experimental eelgrass *Zostera marina* system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 470: 41–54. doi:10.3354/meps10006
- Borel, N. 2013. Site des Salins d'Hyères Nouvel état des lieux de la végétation aquatique, 22pp + Annexes.
- Borja, A., M. Elliott, J. H. Andersen, and others. 2013. Good environmental status of marine ecosystems: what is it and how do we know when we have attained it? *Mar. Pollut. Bull.* 76: 16–27. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.08.042
- Borum, J., C. M. Duarte, D. Krause-Jensen, and T. M. Greve. 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. 88p.
- Brito, A. C., A. Newton, P. Tett, and T. F. Fernandes. 2012. How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.* 112: 98-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.002>.
- Brodeur, M. C., M. F. Piehler, and F. J. Fodrie. 2015. Consumers mitigate heat stress and nutrient enrichment effects on eelgrass *Zostera marina* communities at its southern range limit. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 525: 53–64. doi:10.3354/meps11186
- Cabaço, S., R. Machás, and R. Santos. 2009. Individual and population plasticity of the seagrass *Zostera noltii* along a vertical intertidal gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82: 301–308. doi:10.1016/j.ecss.2009.01.020
- Cess, R. D. 1975. Global Climate Change: An Investigation of atmospheric feedback mechanisms. *Tellus* 27 (3): 193-98. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1975.tb01672.x>.

Chisholm, R. A., and E. Filotas. 2009. Critical slowing down as an indicator of transitions in two-species models. *J. Theor. Biol.* 257: 142–9. doi:10.1016/j.jtbi.2008.11.008

Connell, S. D., M. Fernandes, O. W. Burnell, and others. 2017. Testing for thresholds of ecosystem collapse in seagrass meadows? *Conserv. Biol.* 1–12. doi:10.1111/cobi.12951

Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health, p. 239–256. *In* Ecosystem health: New goals for environmental management.

David, P.P, I.J. Losada, J-P. Gattuso, J. Hinkel, A. Khattabi, K.L. McInnes, Y.Saito, and A. Sallenger. 2014. Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of The Intergovernmental Panel on Climate Change. 49.

Dakos, V., S. R. Carpenter, E. H. van Nes, and M. Scheffer. 2015. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370: 1–10. doi:10.1098/rstb.2013.0263

de los Santos, C. B., J. A. Godbold, and M. Solan. 2017. Short-term growth and biomechanical responses of the temperate seagrass *Cymodocea nodosa* to CO₂ enrichment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 572: 91–102. doi:10.3354/meps12153

de los Santos, C. B., F. Arenas, T. Neuparth, and M. M. Santos. 2019. Interaction of short-term copper pollution and ocean acidification in seagrass ecosystems: toxicity, bioconcentration and dietary transfer. *Mar. Pollut. Bull.* 142 : 155-163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.034>

de Wit, R. 2011. Biodiversity of coastal lagoon ecosystems and their vulnerability to global change, p. 29–40. *In* O. Grillo and G. Venore [eds.], Ecosystems biodiversity. InTech OPen Access Publisher.

Duarte, C. M. 2014. Global change and the future ocean : a grand challenge for marine sciences. *Front. Mar. Sci.* 1. doi:10.3389/fmars.2014.00063

Duarte, C. M., E. Alvarez, A. Grau, and D. Krause-Jensen. 2004. Which monitoring strategy should be chosen?, p. 41–44. *In* J. Borum, C.M. Duarte, D. Krause-Jensen, and T.M. Greve [eds.], European seagrasses: An introduction to monitoring and management.

Easterling, D. R., G. A. Meehl, C. Parmesan, S. A. Changnon, T. R. Karl, and L. O. Mearns. 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* (80-.). 289: 2068–2074. doi:10.1126/science.289.5487.2068

Egea, L. G., R. Jiménez-Ramos, I. Hernández, T. J. Bouma, and F. G. Brun. 2018. Effects of ocean acidification and hydrodynamic conditions on carbon metabolism and dissolved organic carbon (DOC) fluxes in seagrass populations. *Plos One* 13 (2): e0192402. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192402>.

Egger M., D. S. George, and N. P. Andrew. 1997. Meta-analysis Principles and procedures. *BMJ.* 315 (7121): 1533–1537. doi: [10.1136/bmj.315.7121.1533](https://doi.org/10.1136/bmj.315.7121.1533)

Ehlers, A., B. Worm, and T. B. H. Reusch. 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 355: 1-7. <https://doi.org/10.3354/meps07369>.

Eklöf, J. S., C. Alsterberg, J. N. Havenhand, K. Sundbäck, H. L. Wood, and L. Gamfeldt. 2012. Experimental climate change weakens the insurance effect of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15 (8): 864-72. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01810.x>.

Fourqurean, J. W., C. M. Duarte, H. Kennedy, and others. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nat. Geosci.* 5: 505-509. doi:10.1038/ngeo1477

Gazeau, F., C. M. Duarte, J.-P. Gattuso, C. Barrón, N. Navarro, S. Ruiz, Y. T. Prairie, and others. 2005. Whole-system metabolism and CO₂: fluxes in a mediterranean bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean). *Biogeosci.* 2 (1): 43-60. <https://doi.org/10.5194/bg-2-43-2005>.

GIEC, 2013: Glossaire [Planton, S. (coord.)]. In: Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P.M. Midgley (dir. publ.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY, États-Unis d'Amérique

Gillis, L. G., T. J. Bouma, C. Cathalot, A. D. Ziegler, and P. M. Herman. 2015. Particulate matter in mangrove forests and seagrass beds as a nitrogen source in tropical coastal ecosystems. 47: 286-291. doi:10.1111/btp.12220

Groner, M. L., C. A. Burge, R. Cox, N. D. Rivlin, M. Turner, K. L. Van Alstyne, S. Wyllie-Echeverria, J. Bucci, P. Staudigel, and C. S. Friedman. 2018. Oysters and eelgrass: potential partners in a high pPCO₂ ocean. 99(8): 1802-1814. <https://doi.org/10.1002/ecy.2393>

Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, and others. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* (80-). 319: 948-52. doi:10.1126/science.1149345

Hammer, K. J., J. Borum, H. Hasler-Sheetal, E. C. Shields, K. Sand-Jensen, and K. A. Moore. 2018. High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 604: 121-132. doi:10.3354/meps12740

Hemminga, M. a., P. G. Harrison, and F. Van Lent. 1991. The balance of nutrient losses and gains in seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71: 85-96. doi:10.3354/meps071085

Hobday, A. J., E. C. J. Oliver, A. Sen Gupta, and others. 2018. Categorizing and naming marine heatwaves. *Oceanography* 31(2): 162-173. doi:<https://doi.org/10.5670/oceanog.2018.205>

Hyndes, G. A., I. Nagelkerken, R. J. Mcleod, R. M. Connolly, P. S. Lavery, and M. A. Vanderklift. 2014. Mechanisms and ecological role of carbon transfer within coastal seascapes. *Biol. Rev.* 89: 232-254. doi:10.1111/brv.12055

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Jakimavičius, D., J. Kriaučiūnienė, and D. Šarauskienė. 2018. Impact of climate change on the curonian lagoon water balance components, salinity and water temperature in the 21st century. *Oceanologia* 60 (3): 378-89. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2018.02.003>.

Jentsch, A., and C. Beierkuhnlein. 2008. Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. *C. R. Geosci.* 340: 621-628. doi:10.1016/j.crte.2008.07.002

Jiménez-Ramos, R., L. G. Egea, M. J. Ortega, I. Hernández, J. J. Vergara, and F. G. Brun. 2017. Global and local disturbances interact to modify seagrass palatability. *Plos One* 12: 1-18. doi:10.1371/journal.pone.0183256

Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69: 373-386.

Kaldy, J. E. 2016. Effect of temperature and nutrient manipulations on eelgrass *Zostera marina* L. from the Pacific northwest, USA. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 453 : 108-115. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.12.020>

Kim, M., L. Z. Quin, S. H. Kim, H. J. Song, Y. K. Kim, and K. S. Lee. 2020. Influence of water temperature anomalies on the growth of *Zostera marina* plants held under high and low irradiance levels. *Estuar. Coast.* 43 : 463-476. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00578-2>

Koutalianou, M., S. Orfanidis, and C. Katsaros. 2016. Effects of high temperature on the ultrastructure and microtubule organization of interphase and dividing cells of the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Protoplasma* 253 (2): 299-310. <https://doi.org/10.1007/s00709-015-0809-2>.

Lai, S., L. G. Gillis, C. Mueller, T. J. Bouma, J. R. Guest, K. S. Last, A. D. Ziegler, and P. A. Todd. 2013. First experimental evidence of corals feeding on seagrass matter. *Coral Reefs* 32: 1061-1064. doi:10.1007/s00338-013-1062-9

Le Fur I., R. de Wit, M. Plus, J. Oheix, M. Simier, and V. Ouisse. 2018. Submerged benthic macrophytes in Mediterranean lagoons: distribution patterns in relation to water chemistry and depth . *Hydrobiologia* , 808(1), 175-200. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3421-y>

Lloret, J., A. Marín, and L. Marín-Guirao. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78: 403-412. doi:10.1016/j.ecss.2008.01.003

Marín-Guirao, L., J. M. Ruiz, E. Dattolo, R. Garcia-Munoz, and G. Procaccini. 2016. Physiological and molecular evidence of differential short-term heat tolerance in mediterranean seagrasses. *Scien. Rep.* 6 (1): 28615. <https://doi.org/10.1038/srep28615>.

Martínez-Crego, B., I. Olivé, and R. Santos. 2014. CO₂ and Nutrient-Driven Changes across Multiple Levels of Organization in *Zostera noltii* Ecosystems.

Biogeosciences, 11: 7237-7249. <https://doi.org/10.5194/bg-11-7237-2014>, 2014.

Macreadie, P. I., M. E. Baird, S. M. Trevathan-Tackett, A. W. D. Larkum, and P. J. Ralph. 2014. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows - A critical assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 83: 430-439. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.07.038

Meehl, G. A., and C. Tebaldi. 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science*. 305 (5686) : 994-997. 10.1126/science.1098704

Menu, M., S. Vaz, T. Bajjouk, V. Derolez, A. Fiandrino, A. Giraud, P. Grillas, and V. Ouisse. 2019. Rapport final du projet CHAMILA (Cartographie des habitats en milieu lagunaire méditerranéen). Ifremer. <https://doi.org/10.13155/70545>.

Moreno-Marín, F., F. G. Brun, and M. F. Pedersen. 2018. Additive response to multiple environmental stressors in the seagrass *Zostera marina* L.. *Limn. and Oceano*. 63 (4): 1528-44. <https://doi.org/10.1002/lno.10789>.

Munaron, D., N. Tapie, H. Budzinski, B. Andral, and J.-L. Gonzales. 2012. Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in mediterranean coastal waters: results from a pilot survey using passive samplers. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **114**: 82-92.

Nicholls, R. J., P. P. Wong, V. Burkett, J. Codignotto, J. Hay, C. D. Woodroffe, P. Abuodha, and others. 2007. Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. 43.

Oheix, J., V. Ouisse, D. Munaron, I. Le Fur, and V. Derolez. 2015. Etude de *Ruppia cirrhosa* dans la lagune de Canet-St-Nazaire. RST.ODE/UL/LER/LR/15-29. Ifremer. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00280/39091/>

Olsen, Y. S., M. Sánchez-Camacho, N. Marbà, and C. M. Duarte. 2012. Mediterranean seagrass growth and demography responses to experimental warming. *Estuar. Coast.* 35 (5): 1205-13. <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9521-z>.

Ontoria, Y., E. Gonzalez-Guedes, N. Sanmarti, J. Bernardeau-Esteller, J. M. Ruiz, J. Romero, and M. Perez. 2019. Interactive effects of global warming and eutrophication on a fast-growing Mediterranean seagrass. *Mar. Env. Res.* 145 : 27-38

Oliver, E. C. J., M. T. Burrows, M. G. Donat, A. Sen Gupta, L. V. Alexander, S. E. Perkins-Kirkpatrick, J. A. Benthuisen, and others. 2019. Projected marine heatwaves in the 21st Century and the potential for ecological impact. *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00734>

Orth, R. J., T. J. B. Carruthers, W. C. Dennison, and others. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56: 987-996. doi:10.1641/0006-3568(2006)56

Pajusalu, L., G. Martin, A. Põllumäe, and T. Paalme. 2016. The Influence of CO₂ enrichment on net photosynthesis of seagrass *Zostera marina* in a brackish

water environment ». Front. Mar. Sci. 3.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00239>.

Palacios, S. I., and R. C. Zimmerman. 2007. Response of eelgrass *Zostera marina* to CO₂ enrichment: possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. Mar. Ecol. Prog. Ser. 344: 1-13.
<https://doi.org/10.3354/meps07084>.

Peralta, G., F. G. Brun, I. Hernández, J. Vergara, and J. Perezllorens. 2005. Morphometric variations as acclimation mechanisms in beds. Estuar. Coast. Shelf Sci. 64: 347-356. doi:10.1016/j.ecss.2005.02.027

Perry, D., T. Staveley, D. Deyanova, S. Baden, S. Dupont, B. Hernroth, H. Wood, M. Bjork, and M. Gullstrom. 2019. Global environmental changes negatively impact temperate seagrass ecosystems. Ecosphere. 10 (12).
<https://doi.org/10.1002/ecs2.2986>

Phillips, R. C., Menez, E. G., 1988. Seagrasses. Smith. Cont. Mar Sci. 34, 1-91.

Pulina, S., S. Suikkanen, B. M. Padedda, A. Brutemark, L. M. Grubisic, C. T. Satta, T. Caddeo, P. Farina, and A. Lugliè. 2020. Responses of a mediterranean coastal lagoon plankton community to experimental warming. Mar. Biol. 167. 22. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3640-z>.

Repolho, T. 2017. Seagrass ecophysiological performance under ocean warming and acidification. Sci. Rep. 7, 41443.
<https://doi.org/10.1038/srep41443>

Reynolds, L. K., K. Dubois, J. M. Abbott, S. L. Williams, and J. J. Stachowicz. 2016. Response of a habitat-forming marine plant to a simulated warming event is delayed, genotype specific, and varies with phenology. Plos One. 11 (6): e0154532. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154532>.

Richardson, J. P., J. S. Lefcheck, and R. J. Orth. 2018. Warming temperatures alter the relative abundance and distribution of two co-occurring foundational seagrasses in Chesapeake bay, USA. Mar. Ecol. Prog. Ser. 599: 65-74. <https://doi.org/10.3354/meps12620>.

Saha, M., F. R. Barboza, P. J. Somerfield, B. Al-Janabi, M. Beck, J. Brakel, M. Ito, and others. 2020. Response of foundation macrophytes to near-natural simulated marine heatwaves. Glob. Chang. Biol. 26 (2): 417-430.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14801>.

Sanz-Martín, M., I. E. Hendriks, J. Carstensen, N. Marbà, D. Krause-Jensen, M. K. Sejr, and C. M. Duarte. 2019. Continuous photoperiod of the arctic summer stimulates the photosynthetic response of some marine macrophytes. Aquat. Bot. 158: 103126. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.005>.

Scheffer, M., J. Bascompte, W. a Brock, and others. 2009. Early-warning signals for critical transitions. Nature 461: 53-9. doi:10.1038/nature08227

Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke, and B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413: 591-6. doi:10.1038/35098000

Scheffer, M., and S. R. Carpenter. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18: 648-656. doi:10.1016/j.tree.2003.09.002

Scheffers, B. R., L. De Meester, T. C. L. Bridge, and others. 2016. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* (80-). 354. doi:10.1126/science.aaf7671

Schneider, C.A., W. S. Rasband, and K. W. Eliceiri. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods* 9, 671-675, 2012.

Short, F. T., and H. A. Neckles. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquat. Bot.* 63: 169-196. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(98)00117-X

Soissons, L. M., M. M. van Katwijk, B. Li, Q. Han, T. Ysebaert, P. M. J. Herman, and T. J. Bouma. 2019. Ecosystem engineering creates a new path to resilience in plants with contrasting growth strategies. *Oecologia* 191: 1015-1024. doi:10.1007/s00442-019-04544-4

Soissons, L. M., M. M. van Katwijk, G. Peralta, and others. 2018. Seasonal and latitudinal variation in seagrass mechanical traits across Europe: The influence of local nutrient status and morphometric plasticity. *Limnol. Oceanogr.* 63: 37-46. doi:10.1002/lno.10611

Soissons, L. M., B. Li, Q. Han, M. M. Van Katwijk, T. Ysebaert, P. M. J. Herman, and T. J. Bouma. 2016. Understanding seagrass resilience in temperate systems: The importance of timing of the disturbance. *Ecol. Indic.* 66: 190-198. doi:10.1016/j.ecolind.2016.01.030

Stocker, T. F., D. Qin, G-K. Plattner, L. V. Alexander, S. K. Allen, N. L. Bindoff, F-M. Bréon, J. A. Church, U. Cubasch, S. Emori, P. Forster, P. Friedlingstein, N. Gillett, J. M. Gregory, D. L. Hartmann, E. Jansen, B. Kirtman, R. Knutti, K. Krishna Kumar, P. Lemke, J. Marotzke, V. Masson-Delmotte, G. A. Meehl, I. I. Mokhov, S. Piao, V. Ramaswamy, D. Randall, M. Rhein, M. Rojas, C. Sabine, D. Shindell, L. D. Talley, D. G. Vaughan and S-P. Xie, 2013: Technical Summary. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T. F., D. Qin, G-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Tomas, F., B. Martinez-Crego, G. Hernan, and R. Santos. 2015. Responses of seagrass to anthropogenic and natural disturbances do not equally translate to its consumers. *Glob. Chang. Biol.* 21 (11): 4021-4030. doi: 10.1111/gcb.13024

van Nes, E. H., and M. Scheffer. 2007. Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift. *Am. Nat.* 169: 738-47. doi:10.1086/516845

Tutar, O., L. Marin-Guirao, J. M. Ruiz, and G. Procaccini. 2017. Global and local disturbances interact to modify seagrass palatability. *Plos One.* 12 (8) : e0183256. doi: 10.1371/journal.pone.0183256

Villazan, B. , T. Salo, F. G. Brun, J. J. Vergara, and M. F. Pedersen. 2015. High ammonium availability amplifies the adverse effect of low salinity on eelgrass *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 536 : 146-162. [10.3354/meps11435](https://doi.org/10.3354/meps11435)

Vizzini, S., E. T. Apostolaki, E. Ricevuto, P. Polymenakou, and A. Mazzola. 2019. Plant and sediment properties in seagrass meadows from two mediterranean CO₂ vents: implications for carbon storage capacity of acidified Oceans. Mar. Env. Res. 146: 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.03.001>.

Wang, H., X. Yang, Q. Chen, J-Q. Su, S. I. Mulla, A. Rashid, A. Hu, and C-P. Yu. 2020. Response of prokaryotic communities to extreme precipitation events in an urban coastal lagoon: a case study of Yundang Lagoon, China. Sci. Tot. Env. 706: 135937. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135937>.

Widdows, J., N. D. Pope, M. D. Brinsley, H. Asmus, and R. Asmus. 2008. Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. Mar. Ecol. Prog. Ser. 358: 125-136. doi:10.3354/meps07338

Young, C. S., B. J. Peterson, and C. J. Gobler. 2018. The Bloom-forming macroalgae, *Ulva*, outcompetes the seagrass, *Zostera marina*, under high CO₂ conditions. *Estuar. Coast.* 41 (8): 2340-55. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0437-0>.

Zaugg V., V. Savoldelli, B. Sabatier, and others. 2014. Améliorer les pratiques et l'organisation des soins : méthodologie des revues systématiques. Santé publique. 26 : 655-667.

6 Annexes

6.1 Références bibliographiques utilisées dans le cadre de la revue systématique sur les effets du changement climatique sur les lagunes

Abadie, E., A. Muguet, T. Berteaux, N. Chomérat, P. Hess, E. R. D'Orbcastel, E. Masseret, and M. Laabir. 2016. Toxin and growth responses of the neurotoxic dinoflagellate *Vulcanodinium rugosum* to varying temperature and salinity. *Toxins (Basel)*. 8. doi:10.3390/toxins8050136

Aquino-Cruz, A., and Y. B. Okolodkov. 2016. Impact of increasing water temperature on growth, photosynthetic efficiency, nutrient consumption, and potential toxicity of *Amphidinium cf. carterae* and *Coolia monotis* (Dinoflagellata). *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 51: 565-580. doi:10.4067/S0718-19572016000300008

Arroyo, A., S. Niam, and J. Z. Hidalgo. 2011. Vulnerability to climate change of marine and coastal fisheries in México. *Atmosfera* 24: 103-123.

Aveytua-Alcazar, L., D. Melaku Canu, V. F. Camacho-Ibar, and C. Solidoro. 2020. Changes in upwelling regimes in a Mediterranean-type lagoon: A model application. *Ecol. Modell.* 418: 108908. doi:10.1016/j.ecolmodel.2019.108908

Bartolini, F., A. Barausse, H. O. Pörtner, and F. Giomi. 2013. Climate change reduces offspring fitness in littoral spawners: A study integrating organismic response and long-term time-series. *Glob. Chang. Biol.* 19: 373-386. doi:10.1111/gcb.12050

Béjaoui-Omri, A., B. Béjaoui, A. Harzallah, N. Aloui-Béjaoui, M. El Bour, and L. Aleya. 2014. Dynamic energy budget model: a monitoring tool for growth and reproduction performance of *Mytilus galloprovincialis* in Bizerte Lagoon (Southwestern Mediterranean Sea). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21: 13081-13094. doi:10.1007/s11356-014-3265-1

Belando, M. D., P. M. Martínez, and M. Aboal. 2019. Interactive effects of warming and eutrophication on population dynamics and stalk production of epiphytic diatoms in transitional waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 229: 106413. doi:10.1016/j.ecss.2019.106413

Bełdowska, M., A. Jedruch, A. Zgrundo, M. Ziółkowska, B. Graca, and K. Gebka. 2016. The influence of cold season warming on the mercury pool in coastal benthic organisms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 171: 99-105. doi:10.1016/j.ecss.2016.01.033

Bełdowska, M., and J. Kobos. 2016. Mercury concentration in phytoplankton in response to warming of an autumn - Winter season. *Environ. Pollut.* 215: 38-47. doi:10.1016/j.envpol.2016.05.002

Bellafiore, D., M. Ghezzi, D. Tagliapietra, and G. Umgiesser. 2014. Climate change and artificial barrier effects on the Venice Lagoon: Inundation

dynamics of salt marshes and implications for halophytes distribution. *Ocean Coast. Manag.* 100: 101–115. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.08.002

Bouvy, M., Y. Bettarel, C. Bouvier, and others. 2011. Trophic interactions between viruses, bacteria and nanoflagellates under various nutrient conditions and simulated climate change. *Environ. Microbiol.* 13: 1842–1857. doi:10.1111/j.1462-2920.2011.02498.x

Brito, A. C., A. Newton, P. Tett, and T. F. Fernandes. 2012. How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112: 98–104. doi:10.1016/j.ecss.2011.09.002

Bruneau, N., A. B. Fortunato, G. Dodet, P. Freire, A. Oliveira, and X. Bertin. 2011. Future evolution of a tidal inlet due to changes in wave climate, Sea level and lagoon morphology (Óbidos lagoon, Portugal). *Cont. Shelf Res.* 31: 1915–1930. doi:10.1016/j.csr.2011.09.001

Canu, D. M., C. Solidoro, G. Cossarini, and F. Giorgi. 2010. Effect of global change on bivalve rearing activity and the need for adaptive management. *Clim. Res.* 42: 13–26. doi:10.3354/cr00859

Canu, D., and G. Rosati. 2017. Long-term scenarios of mercury budgeting and exports for a Mediterranean hot spot (Marano-Grado Lagoon, Adriatic Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198: 518–528. doi:10.1016/j.ecss.2016.12.005

Coppola, F., B. Henriques, A. M. V. M. Soares, E. Figueira, E. Pereira, and R. Freitas. 2018. Influence of temperature rise on the recovery capacity of *Mytilus galloprovincialis* exposed to mercury pollution. *Ecol. Indic.* 93: 1060–1069. doi:10.1016/j.ecolind.2018.05.077

Cossarini, G., S. Libralato, S. Salon, X. Gao, F. Giorgi, and C. Solidoro. 2008. Downscaling experiment for the Venice lagoon. II. Effects of changes in precipitation on biogeochemical properties. *Clim. Res.* 38: 43–59. doi:10.3354/cr00758

Costa, S., A. Picado, N. Vaz, C. Coelho, L. Portela, and J. M. Dias. 2018. Climate Change Effects on Suspended Sediment Dynamics in a Coastal Lagoon: Ria de Aveiro (Portugal). *J. Coast. Res.* 85: 521–525. doi:10.2112/SI85-105.1

Dainys, J., E. Jakubavičiūtė, H. Gorfine, and others. 2019. Predicted climate change effects on European perch (*Perca fluviatilis* L.) - A case study from the Curonian Lagoon, south-eastern Baltic. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 221: 83–89. doi:10.1016/j.ecss.2019.03.020

Dalla Valle, M., E. Codato, and A. Marcomini. 2007. Climate change influence on POPs distribution and fate: A case study. *Chemosphere* 67: 1287–1295. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.12.028

De Pascalis, F., A. Pérez-Ruzafa, J. Gilabert, C. Marcos, and G. Umgiesser. 2012. Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 114: 118–129. doi:10.1016/j.ecss.2011.12.002

Deininger, A., C. L. Faithfull, K. Lange, T. Bayer, F. Vidussi, and A. Liess. 2016. Simulated terrestrial runoff triggered a phytoplankton succession and changed seston stoichiometry in coastal lagoon mesocosms. *Mar. Environ. Res.* 119: 40–50. doi:10.1016/j.marenvres.2016.05.001

Domingues, R. B., C. C. Guerra, A. B. Barbosa, V. Brotas, and H. M. Galvão. 2014. Effects of ultraviolet radiation and CO₂ increase on winter phytoplankton assemblages in a temperate coastal lagoon. *J. Plankton Res.* 36: 672–684. doi:10.1093/plankt/fbt135

Domingues, R. B., C. C. Guerra, H. M. Galvão, V. Brotas, and A. B. Barbosa. 2017. Short-term interactive effects of ultraviolet radiation, carbon dioxide and nutrient enrichment on phytoplankton in a shallow coastal lagoon. *Aquat. Ecol.* 51: 91–105. doi:10.1007/s10452-016-9601-4

Duong, T. M., R. Ranasinghe, M. Thatcher, and others. 2018. Assessing climate change impacts on the stability of small tidal inlets: Part 2 - Data rich environments. *Mar. Geol.* 395: 65–81. doi:10.1016/j.margeo.2017.09.007

Ferrarin, C., M. Bajo, D. Bellafiore, A. Cucco, F. De Pascalis, M. Ghezzi, and G. Umgiesser. 2014. Toward homogenization of Mediterranean lagoons and their loss of hydrodiversity. *Geophys. Res. Lett.* 41: 5935–5941. doi:10.1002/2014GL060843

Fichez, R., C. Linares, S. Chifflet, and others. 2019. Spatiotemporal variability in Terminos Lagoon (Mexico) waters during the 2009–2010 drought reveals upcoming trophic status shift in response to climate change. *Reg. Environ. Chang.* 19: 1787–1799. doi:10.1007/s10113-019-01519-2

Forsberg, P. L., U. Lumborg, T. J. Andersen, A. Kroon, and V. B. Ernstsen. 2019. The relative impact of future storminess versus offshore dredging on suspended sediment concentration in a shallow coastal embayment: Rødsand lagoon, western Baltic Sea. *Ocean Dyn.* 69: 475–487. doi:10.1007/s10236-019-01254-6

Fouilland, E., B. Mostajir, J. P. Torréton, and others. 2013. Microbial carbon and nitrogen production under experimental conditions combining warming with increased ultraviolet-B radiation in Mediterranean coastal waters. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 439: 47–53. doi:10.1016/j.jembe.2012.10.014

Fujinawa, K., T. Iba, Y. Fujihara, and T. Watanabe. 2009. Modeling interaction of fluid and salt in an aquifer/lagoon system. *Ground Water* 47: 35–48. doi:10.1111/j.1745-6584.2008.00482.x

Ghezzi, M., M. Pellizzato, F. De Pascalis, S. Silvestri, and G. Umgiesser. 2018. Natural resources and climate change: A study of the potential impact on Manila clam in the Venice lagoon. *Sci. Total Environ.* 645: 419–430. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.060

Haynes, T. B., M. Tibbles, K. Rodriguez, B. H. Perrault, and M. D. Robards. 2017. Successful breeding of Caspian Terns *Hydroprogne caspia* in the Arctic —part of the new normal? *Mar. Ornithol.* 45: 143–148.

Idzelyte, R., I. E. Kozlov, and G. Umgiesser. 2019. Remote sensing of ice phenology and dynamics of Europe's largest coastal lagoon (the Curonian Lagoon). *Remote Sens.* 11. doi:10.3390/rs11172059

Imaz-Lamadrid, M. A., J. Wurl, and E. Ramos-Velázquez. 2019. Future of coastal lagoons in arid zones under climate change and anthropogenic pressure. A case study from San Jose Lagoon, Mexico. *Resources* 8. doi:10.3390/resources8010057

Jakimavičius, D., and J. Kriaučiūnienė. 2013. The climate change impact on the water balance of the curonian lagoon. *Water Resour.* 40: 120–132.

Jakimavičius, D., J. Kriaučiūnienė, and D. Šarauskienė. 2018. Impact of climate change on the Curonian Lagoon water balance components, salinity and water temperature in the 21st century. *Oceanologia* 60: 378–389. doi:10.1016/j.oceano.2018.02.003

Jones, H. F. E., D. Özkundakci, C. G. McBride, C. A. Pilditch, M. G. Allan, and D. P. Hamilton. 2018. Modelling interactive effects of multiple disturbances on a coastal lake ecosystem: Implications for management. *J. Environ. Manage.* 207: 444–455. doi:10.1016/j.jenvman.2017.11.063

Koch, M. S., S. A. Schopmeyer, C. Kyhn-Hansen, C. J. Madden, and J. S. Peters. 2007. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. *Aquat. Bot.* 86: 14–24. doi:10.1016/j.aquabot.2006.08.003

Liess, A., C. Faithfull, B. Reichstein, and others. 2015. Terrestrial runoff may reduce microbenthic net community productivity by increasing turbidity: a Mediterranean coastal lagoon mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 753: 205–218. doi:10.1007/s10750-015-2207-3

Liess, A., O. Rowe, S. N. Francoeur, and others. 2016. Terrestrial runoff boosts phytoplankton in a Mediterranean coastal lagoon, but these effects do not propagate to higher trophic levels. *Hydrobiologia* 766: 275–291. doi:10.1007/s10750-015-2461-4

Lloret, J., A. Marín, and L. Marín-Guirao. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78: 403–412. doi:10.1016/j.ecss.2008.01.003

Lopes, C. L., P. A. Silva, A. Rocha, and J. M. Dias. 2011. Sensitivity analysis of Ria de Aveiro hydro-morphodynamics to the sea level rise integration period. *J. Coast. Res.* 230–234.

Lopes, C. L., A. Azevedo, and J. M. Dias. 2013. Flooding assessment under sea level rise scenarios: Ria de Aveiro case study. *J. Coast. Res.* 65: 766–771. doi:10.2112/si65-130.1

Lopes, C. L., and J. M. Dias. 2014. Influence of mean sea level rise on tidal dynamics of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *J. Coast. Res.* SI70: 574–579. doi:10.2112/SI70-097.1

Lopes, C. L., P. A. Silva, J. M. Dias, A. Rocha, A. Picado, S. Plecha, and A. B. Fortunato. 2011. Local sea level change scenarios for the end of the 21st

century and potential physical impacts in the lower ria de aveiro (Portugal). *Cont. Shelf Res.* 31: 1515–1526. doi:10.1016/j.csr.2011.06.015

Lopes, J. F., C. L. Lopes, and J. M. Dias. 2019. Climate change impact in the ria de aveiro lagoon ecosystem: A case study,.

Massa, S. I., S. Arnaud-Haond, G. A. Pearson, and E. A. Serrão. 2009. Temperature tolerance and survival of intertidal populations of the seagrass *Zostera noltii* (Hornemann) in Southern Europe (Ria Formosa, Portugal). *Hydrobiologia* 619: 195–201. doi:10.1007/s10750-008-9609-4

Mishra, A. K., J. Silva, and R. Santos. 2018. Short term CO₂ enrichment increases carbon sequestration of air-exposed intertidal communities of a coastal lagoon. *Front. Mar. Sci.* 4: 1–11. doi:10.3389/fmars.2017.00439

Miyamoto, Y., T. Nakano, K. Yamada, K. Hatakeyama, and M. Hamaguchi. 2019. Combined Effects of Drift Macroalgal Bloom and Warming on Occurrence and Intensity of Diel-Cycling Hypoxia in a Eutrophic Coastal Lagoon. *Estuaries and Coasts* 42: 494–503. doi:10.1007/s12237-018-0484-6

Mota, C. F., A. H. Engelen, E. A. Serrao, M. A. G. Coelho, N. Marbà, D. Krause-Jensen, and G. A. Pearson. 2018. Differentiation in fitness-related traits in response to elevated temperatures between leading and trailing edge populations of marine macrophytes. *PLoS One* 13: 1–17. doi:10.1371/journal.pone.0203666

Phlips, E. J., S. Badylak, N. G. Nelson, and K. E. Havens. 2020. Hurricanes, El Niño and harmful algal blooms in two sub-tropical Florida estuaries: Direct and indirect impacts. *Sci. Rep.* 10: 1–12. doi:10.1038/s41598-020-58771-4

Pranovi, F., A. Caccin, P. Franzoi, S. Malavasi, M. Zucchetta, and P. Torricelli. 2013. Vulnerability of artisanal fisheries to climate change in the Venice Lagoon. *J. Fish Biol.* 83: 847–864. doi:10.1111/jfb.12124

Pulina, S., A. Brutemark, S. Suikkanen, and others. 2016. Effects of warming on a Mediterranean phytoplankton community. *Web Ecol.* 16: 89–92. doi:10.5194/we-16-89-2016

Pulina, S., S. Suikkanen, B. M. Padedda, and others. 2020. Responses of a Mediterranean coastal lagoon plankton community to experimental warming. *Mar. Biol.* 167: 1–14. doi:10.1007/s00227-019-3640-z

Range, P., D. Piló, R. Ben-Hamadou, M. A. Chícharo, D. Matias, S. Joaquim, A. P. Oliveira, and L. Chícharo. 2012. Seawater acidification by CO₂ in a coastal lagoon environment: Effects on life history traits of juvenile mussels *Mytilus galloprovincialis*. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 424–425: 89–98. doi:10.1016/j.jembe.2012.05.010

Rodrigues, M., A. Oliveira, H. Queiroga, V. Brotas, and A. Fortunato. 2015. Modelling the effects of climate change in estuarine ecosystems with coupled hydrodynamic and biogeochemical models. *Dev. Environ. Model.* 27: 271–288.

Schernewski, G., B. Schippmann, and T. Walczykiewicz. 2014. Coastal bathing water quality and climate change - A new information and simulation system

for new challenges. *Ocean Coast. Manag.* 101: 53-60. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.01.004

Serpa, D., M. Falcão, P. Duarte, L. C. Da Fonseca, and C. Vale. 2007. Evaluation of ammonium and phosphate release from intertidal and subtidal sediments of a shallow coastal lagoon (Ria Formosa - Portugal): A modelling approach. *Biogeochemistry* 82: 291-304. doi:10.1007/s10533-007-9076-4

Shadrin, N. V., and E. V. Anufriieva. 2013. Climate change impact on the marine lakes and their crustaceans: The case of marine hypersaline lake Bakalskoye (Ukraine). *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 13: 603-611. doi:10.4194/1303-2712-v13_4_05

Shaughnessy, F. J., W. Gilkerson, J. M. Black, D. H. Ward, and M. Petrie. 2012. Predicted eelgrass response to sea level rise and its availability to foraging Black Brant in Pacific coast estuaries. *Ecol. Appl.* 22: 1743-1761. doi:10.1890/11-1083.1

Torres-Mota, R., P. Salles-Afonso-De-Almeida, and J. López-González. 2014. Effects of increased sea levels from climate change on the celestún estuary morphology. *Tecnol. y Ciencias del Agua* 5: 5-19.

Vargas, C. I. C., N. Vaz, and J. M. Dias. 2017. An evaluation of climate change effects in estuarine salinity patterns: Application to Ria de Aveiro shallow water system. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 189: 33-45. doi:10.1016/j.ecss.2017.03.001

Wang, H., X. Yang, Q. Chen, J. Q. Su, S. I. Mulla, A. Rashid, A. Hu, and C. P. Yu. 2020. Response of prokaryotic communities to extreme precipitation events in an urban coastal lagoon: A case study of Yundang lagoon, China. *Sci. Total Environ.* 706: 135937. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135937

Weinmann, A. E., and S. T. Goldstein. 2016. Changing structure of benthic foraminiferal communities: implications from experimentally grown assemblages from coastal Georgia and Florida, USA. *Mar. Ecol.* 37: 891-906. doi:10.1111/maec.12368

Yoon, S., H. Abe, and M. J. Kishi. 2013. Responses of Manila clam growth and its food sources to global warming in a subarctic lagoon in Japan. *Prog. Oceanogr.* 119: 48-58. doi:10.1016/j.pocean.2013.06.005

6.2 Références bibliographiques utilisées dans le cadre de la revue systématique et la méta-analyse sur les effets du changement climatique sur les herbiers

Articles issus de la revue systématique sur *Zostera marina* :

Références complètes	Meta-analyse
Beca-Carretero, P., B. Olesen, N. Marbà, and D. Krause-Jensen. 2018. Response to experimental warming in northern eelgrass populations: Comparison across a range of temperature adaptations. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 589: 59–72. doi:10.3354/meps12439	x
Bergmann, N., G. Winters, G. Rauch, C. Eizaguirre, J. Gu, P. Nelle, B. Fricke, and T. B. H. Reusch. 2010. Population-specificity of heat stress gene induction in northern and southern eelgrass <i>Zostera marina</i> populations under simulated global warming. <i>Mol. Ecol.</i> 19: 2870–2883. doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04731.x	x
Blake, R. E., and J. E. Duffy. 2012. Changes in biodiversity and environmental stressors influence community structure of an experimental eelgrass <i>Zostera marina</i> system. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 470: 41–54. doi:10.3354/meps10006	x
Blake, R. E., and J. E. Duffy. 2016. Influence of environmental stressors and grazer immigration on ecosystem properties of an experimental eelgrass community. <i>J. Exp. Mar. Bio. Ecol.</i> 480: 45–53. doi:10.1016/j.jembe.2016.03.007	x
Brakel, J., S. Jakobsson-Thor, A.-C. Bockelmann, and T. B. H. Reusch. 2019. Modulation of the Eelgrass – <i>Labyrinthula zosterae</i> Interaction Under Predicted Ocean Warming, Salinity Change and Light Limitation. <i>Front. Mar. Sci.</i> 6: 1–13. doi:10.3389/fmars.2019.00268	x
Brodeur, M. C., M. F. Piehler, and F. J. Fodrie. 2015. Consumers mitigate heat stress and nutrient enrichment effects on eelgrass <i>Zostera marina</i> communities at its southern range limit. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 525: 53–64. doi:10.3354/meps11186	x
Carr, J. A., P. D’Odorico, K. J. McGlathery, and P. I. Wiberg. 2012. Modeling the effects of climate change on eelgrass stability and resilience: future scenarios and leading indicators of collapse. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 448: 289–301. doi:10.3354/meps09556	
Ehlers, A., B. Worm, and T. B. H. Reusch. 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass <i>Zostera marina</i> for its resilience to global warming. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 355: 1–7. doi:10.3354/meps07369	x
Eklöf, J. S., C. Alsterberg, J. N. Havenhand, K. Sundbäck, H. L. Wood, and L. Gamfeldt. 2012. Experimental climate change weakens the insurance effect of biodiversity. <i>Ecol. Lett.</i> 15: 864–872. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01810.x	x
Eklöf, J. S., J. N. Havenhand, C. Alsterberg, and L. Gamfeldt. 2015. Community-level effects of rapid experimental warming and consumer loss outweigh effects of rapid ocean acidification. <i>Oikos</i> 124: 1040–1049. doi:10.1111/oik.01544	x
Franssen, S. U., J. Gu, G. Winters, and others. 2014. Genome-wide transcriptomic responses of the seagrasses <i>Zostera marina</i> and <i>Nanozostera noltii</i> under a simulated heatwave confirm functional types. <i>Mar. Genomics</i> 15: 65–73. doi:10.1016/j.margen.2014.03.004	

Groner, M. L., C. A. Burge, R. Cox, and others. 2018. Oysters and eelgrass: potential partners in a high pCO ₂ ocean. <i>Ecology</i> 99: 1802-1814. doi:10.1002/ecy.2393	x
Hammer, K. J., J. Borum, H. Hasler-Sheetal, E. C. Shields, K. Sand-Jensen, and K. A. Moore. 2018. High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass <i>Zostera marina</i> . <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 604: 121-132.	x
Hughes, B. B., S. C. Lummis, S. C. Anderson, and K. J. Kroeker. 2018. Unexpected resilience of a seagrass system exposed to global stressors. <i>Glob. Chang. Biol.</i> 24: 224-234. doi:10.1111/gcb.13854	
Jueterbock, A., S. U. Franssen, N. Bergmann, J. Gu, J. A. Coyer, T. B. H. Reusch, E. Bornberg-Bauer, and J. L. Olsen. 2016. Phylogeographic differentiation versus transcriptomic adaptation to warm temperatures in <i>Zostera marina</i> , a globally important seagrass. <i>Mol. Ecol.</i> 25: 5396-5411. doi:10.1111/mec.13829	
Kaldy, J. E. 2014. Effect of temperature and nutrient manipulations on eelgrass <i>Zostera marina</i> L. from the Pacific Northwest, USA. <i>J. Exp. Mar. Bio. Ecol.</i> 453: 108-115. doi:10.1016/j.jembe.2013.12.020	x
Kim, M., L. Z. Qin, S. H. Kim, H. J. Song, Y. K. Kim, and K. S. Lee. 2020. Influence of Water Temperature Anomalies on the Growth of <i>Zostera marina</i> Plants Held Under High and Low Irradiance Levels. <i>Estuaries and Coasts</i> 43: 463-476. doi:10.1007/s12237-019-00578-2	x
Liu, J., X. Tang, Y. Wang, Y. Zang, and B. Zhou. 2016. A <i>Zostera marina</i> manganese superoxide dismutase gene involved in the responses to temperature stress. <i>Gene</i> 575: 718-724. doi:10.1016/j.gene.2015.09.050	
Moore, K. A., E. C. Shields, and D. B. Parrish. 2014. Impacts of Varying Estuarine Temperature and Light Conditions on <i>Zostera marina</i> (Eelgrass) and its Interactions With <i>Ruppia maritima</i> (Widgeongrass). <i>Estuaries and Coasts</i> 37: 20-30. doi:10.1007/s12237-013-9667-3	x
Moreno-Marín, F., F. G. Brun, and M. F. Pedersen. 2018. Additive response to multiple environmental stressors in the seagrass <i>Zostera marina</i> L. <i>Limnol. Oceanogr.</i> 63: 1528-1544. doi:10.1002/lno.10789	x
Mota, C. F., A. H. Engelen, E. A. Serrao, M. A. G. Coelho, N. Marbà, D. Krause-Jensen, and G. A. Pearson. 2018. Differentiation in fitness-related traits in response to elevated temperatures between leading and trailing edge populations of marine macrophytes. <i>PLoS One</i> 13: 1-17. doi:10.1371/journal.pone.0203666	
Pajusalu, L., G. Martin, A. Põllumäe, and T. Paalme. 2016. The influence of CO ₂ enrichment on net photosynthesis of seagrass <i>zostera marina</i> in a brackish water environment. <i>Front. Mar. Sci.</i> 3: 1-10. doi:10.3389/fmars.2016.00239	x
Palacios, S. L., and R. C. Zimmerman. 2007. Response of eelgrass <i>Zostera marina</i> to CO ₂ enrichment: Possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 344: 1-13. doi:10.3354/meps07084	x
Richardson, P. J., J. S. Lefcheck, and R. J. Orth. 2018. Warming temperatures alter the relative abundance and distribution of two co-occurring foundational seagrasses in Chesapeake Bay, USA. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 599: 65-74. doi:10.3354/meps12620	x
Perry, D., T. Staveley, D. Deyanova, and others. 2019. Global	x

environmental changes negatively impact temperate seagrass ecosystems. <i>Ecosphere</i> 10. doi:10.1002/ecs2.2986	
Raun, A. L., and J. Borum. 2013. Combined impact of water column oxygen and temperature on internal oxygen status and growth of <i>Zostera marina</i> seedlings and adult shoots. <i>J. Exp. Mar. Bio. Ecol.</i> 441: 16–22. doi:10.1016/j.jembe.2013.01.014	x
Reusch, T. B. H., A. S. Veron, C. Preuss, and others. 2008. Comparative analysis of expressed sequence tag (EST) libraries in the seagrass <i>Zostera marina</i> subjected to temperature stress. <i>Mar. Biotechnol.</i> 10: 297–309. doi:10.1007/s10126-007-9065-6	
Reynolds, L. K., K. DuBois, J. M. Abbott, S. L. Williams, and J. J. Stachowicz. 2016. Response of a habitat-forming marine plant to a simulated warming event is delayed, genotype specific, and varies with phenology. <i>PLoS One</i> 11: 1–16. doi:10.1371/journal.pone.0154532	x
Saha, M., F. R. Barboza, P. J. Somerfield, and others. 2020. Response of foundation macrophytes to near-natural simulated marine heatwaves. <i>Glob. Chang. Biol.</i> 26: 417–430. doi:10.1111/gcb.14801	x
Sanz-Martín, M., I. E. Hendriks, J. Carstensen, N. Marbà, D. Krause-Jensen, M. K. Sejr, and C. M. Duarte. 2019. Continuous photoperiod of the Arctic summer stimulates the photosynthetic response of some marine macrophytes. <i>Aquat. Bot.</i> 158: 103126. doi:10.1016/j.aquabot.2019.06.005	x
Shaughnessy, F. J., W. Gilkerson, J. M. Black, D. H. Ward, and M. Petrie. 2012. Predicted eelgrass response to sea level rise and its availability to foraging Black Brant in Pacific coast estuaries. <i>Ecol. Appl.</i> 22: 1743–1761. doi:10.1890/11-1083.1	
Shields, E. C., D. Parrish, and K. Moore. 2019. Short-Term Temperature Stress Results in Seagrass Community Shift in a Temperate Estuary. <i>Estuaries and Coasts</i> 42: 755–764. doi:10.1007/s12237-019-00517-1	
Villazán, B., T. Salo, F. G. Brun, J. J. Vergara, and M. F. Pedersen. 2015. High ammonium availability amplifies the adverse effect of low salinity on eelgrass <i>Zostera marina</i> . <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 536: 149–162. doi:10.3354/meps11435	x
Wilson, K., and H. K. Lotze. 2019. Climate change projections reveal range shifts of eelgrass <i>Zostera marina</i> in the Northwest Atlantic. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 620: 47–62.	x
Winters, G., P. Nelle, B. Fricke, G. Rauch, and T. B. H. Reusch. 2011. Effects of a simulated heat wave on photophysiology and gene expression of high- and low-latitude populations of <i>Zostera marina</i> . <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 435: 83–95. doi:10.3354/meps09213	
Young, C. S., B. J. Peterson, and C. J. Gobler. 2018. The Bloom-Forming Macroalgae, <i>Ulva</i> , Outcompetes the Seagrass, <i>Zostera marina</i> , Under High CO ₂ Conditions. <i>Estuaries and Coasts</i> 41: 2340–2355. doi:10.1007/s12237-018-0437-0	x

Articles issus de la revue systématique sur *Zostera noltei* :

Références complètes	Meta-analyse
Cardoso, P. G., D. Raffaelli, A. I. Lillebø, T. Verdelhos, and M. A. Pardal. 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. <i>Estuar. Coast. Shelf Sci.</i> 76: 553-565. doi:10.1016/j.ecss.2007.07.026	
Cardoso, P. G., D. Raffaelli, and M. A. Pardal. 2008. The impact of extreme weather events on the seagrass <i>Zostera noltii</i> and related <i>Hydrobia ulvae</i> population. <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 56: 483-492. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.11.006	
Couto, T., I. Martins, B. Duarte, I. Caçador, and J. C. Marques. 2014. Modelling the effects of global temperature increase on the growth of salt marsh plants. <i>Appl. Ecol. Environ. Res.</i> 12: 753-764. doi:10.15666/aeer/1203_753764	
de los Santos, C. B., F. Arenas, T. Neuparth, and M. M. Santos. 2019. Interaction of short-term copper pollution and ocean acidification in seagrass ecosystems: Toxicity, bioconcentration and dietary transfer. <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 142: 155-163. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.034	x
Dolbeth, M., P. G. Cardoso, T. F. Grilo, M. D. Bordalo, D. Raffaelli, and M. A. Pardal. 2011. Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. <i>Estuar. Coast. Shelf Sci.</i> 92: 10-18. doi:10.1016/j.ecss.2010.12.006	
Egea, L. G., R. Jiménez-Ramos, I. Hernández, T. J. Bouma, and F. G. Brun. 2018. Effects of ocean acidification and hydrodynamic conditions on carbon metabolism and dissolved organic carbon (DOC) fluxes in seagrass populations. <i>PLoS One</i> 13: 1-20. doi:10.1371/journal.pone.0192402	x
Franssen, S. U., J. Gu, G. Winters, and others. 2014. Genome-wide transcriptomic responses of the seagrasses <i>Zostera marina</i> and <i>Nanozostera noltii</i> under a simulated heatwave confirm functional types. <i>Mar. Genomics</i> 15: 65-73. doi:10.1016/j.margen.2014.03.004	
Martínez-Crego, B., I. Olivé, and R. Santos. 2014. CO ₂ and nutrient-driven changes across multiple levels of organization in <i>Zostera noltii</i> ecosystems. <i>Biogeosciences</i> 11: 7237-7249. doi:10.5194/bg-11-7237-2014	x
Massa, S. I., S. Arnaud-Haond, G. A. Pearson, and E. A. Serrão. 2009. Temperature tolerance and survival of intertidal populations of the seagrass <i>Zostera noltii</i> (Hornemann) in Southern Europe (Ria Formosa, Portugal). <i>Hydrobiologia</i> 619: 195-201. doi:10.1007/s10750-008-9609-4	
Massa, S. I., G. A. Pearson, T. Aires, M. Kube, J. L. Olsen, R. Reinhardt, E. A. Serrão, and S. Arnaud-Haond. 2011. Expressed sequence tags from heat-shocked seagrass <i>Zostera noltii</i> (Hornemann) from its southern distribution range. <i>Mar. Genomics</i> 4: 181-188. doi:10.1016/j.margen.2011.04.003	
Mishra, A. K., J. Silva, and R. Santos. 2018. Short term CO ₂ enrichment increases carbon sequestration of air-exposed intertidal communities of a coastal lagoon. <i>Front. Mar. Sci.</i> 4: 1-11. doi:10.3389/fmars.2017.00439	x
Repolho, T., B. Duarte, G. Dionísio, and others. 2017. Seagrass	x

ecophysiological performance under ocean warming and acidification. <i>Sci. Rep.</i> 7: 1-12. doi:10.1038/srep41443	
Singer, A., G. Millat, J. Staneva, and I. Kröncke. 2017. Modelling benthic macrofauna and seagrass distribution patterns in a North Sea tidal basin in response to 2050 climatic and environmental scenarios. <i>Estuar. Coast. Shelf Sci.</i> 188: 99-108. doi:10.1016/j.ecss.2017.02.003	
Valle, M., G. Chust, A. del Campo, M. S. Wisz, S. M. Olsen, J. M. Garmendia, and Á. Borja. 2014. Projecting future distribution of the seagrass <i>Zostera noltii</i> under global warming and sea level rise. <i>Biol. Conserv.</i> 170: 74-85. doi:10.1016/j.biocon.2013.12.017	

Articles issus de la revue systématique sur *Cymodocea nodosa* :

Références complètes	Meta-analyse
Apostolaki, E. T., S. Vizzini, I. E. Hendriks, and Y. S. Olsen. 2014. Seagrass ecosystem response to long-term high CO ₂ in a Mediterranean volcanic vent. <i>Mar. Environ. Res.</i> 99: 9-15. doi:10.1016/j.marenvres.2014.05.008	x
Beca-Carretero, P., F. Guihéneuf, L. Marín-Guirao, J. Bernardeau-Esteller, R. García-Muñoz, D. B. Stengel, and J. M. Ruiz. 2018. Effects of an experimental heat wave on fatty acid composition in two Mediterranean seagrass species. <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 134: 27-37. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.057	x
de los Santos, C. B., J. A. Godbold, and M. Solan. 2017. Short-term growth and biomechanical responses of the temperate seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> to CO ₂ enrichment. <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 572: 91-102. doi:10.3354/meps12153	x
Egea, L. G., R. Jiménez-Ramos, J. J. Vergara, I. Hernández, and F. G. Brun. 2018. Interactive effect of temperature, acidification and ammonium enrichment on the seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> . <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 134: 14-26. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.02.029	x
Egea, L. G., R. Jiménez-Ramos, I. Hernández, and F. G. Brun. 2019. Effect of In Situ short-term temperature increase on carbon metabolism and dissolved organic carbon (DOC) fluxes in a community dominated by the seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> . <i>PLoS One</i> 14: e0210386. doi:10.1371/journal.pone.0210386	x
Jiménez-Ramos, R., L. G. Egea, M. J. Ortega, I. Hernández, J. J. Vergara, and F. G. Brun. 2017. Global and local disturbances interact to modify seagrass palatability. <i>PLoS One</i> 12: 1-18. doi:10.1371/journal.pone.0183256	x
Koutalianou, M., S. Orfanidis, and C. Katsaros. 2016. Effects of high temperature on the ultrastructure and microtubule organization of interphase and dividing cells of the seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> . <i>Protoplasma</i> 253: 299-310. doi:10.1007/s00709-015-0809-2	x
Marín-Guirao, L., J. Bernardeau-Esteller, R. García-Muñoz, and others. 2018. Carbon economy of Mediterranean seagrasses in response to thermal stress. <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 135: 617-629. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.07.050	x
Marín-Guirao, L., J. M. Ruiz, E. Dattolo, R. Garcia-Munoz, and G. Procaccini. 2016. Physiological and molecular evidence of differential short-Term heat tolerance in Mediterranean seagrasses. <i>Sci. Rep.</i> 6: 1-13. doi:10.1038/srep28615	x
Olsen, Y. S., and C. M. Duarte. 2015. Combined effect of warming and infection by <i>Labyrinthula</i> sp. on the Mediterranean seagrass <i>Cymodocea nodosa</i> . <i>Mar. Ecol. Prog. Ser.</i> 532: 101-109. doi:10.3354/meps11343	x
Olsen, Y. S., M. Sánchez-Camacho, N. Marbà, and C. M. Duarte. 2012. Mediterranean Seagrass Growth and Demography Responses to Experimental Warming. <i>Estuaries and Coasts</i> 35: 1205-1213. doi:10.1007/s12237-012-9521-z	x
Ontoria, Y., E. Gonzalez-Guedes, N. Sanmartí, J. Bernardeau-Esteller, J. M. Ruiz, J. Romero, and M. Pérez. 2019. Interactive effects of global warming and eutrophication on a fast-growing Mediterranean seagrass. <i>Mar. Environ. Res.</i> 145: 27-38.	x

doi:10.1016/j.marenvres.2019.02.002	
Pagès, J. F., T. M. Smith, F. Tomas, and others. 2018. Contrasting effects of ocean warming on different components of plant-herbivore interactions. <i>Mar. Pollut. Bull.</i> 134: 55-65. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.10.036	x
Tomas, F., B. Martínez-Crego, G. Hernán, and R. Santos. 2015. Responses of seagrass to anthropogenic and natural disturbances do not equally translate to its consumers. <i>Glob. Chang. Biol.</i> 21: 4021-4030. doi:10.1111/gcb.13024	x
Vizzini, S., E. T. Apostolaki, E. Ricevuto, P. Polymenakou, and A. Mazzola. 2019. Plant and sediment properties in seagrass meadows from two Mediterranean CO2 vents: Implications for carbon storage capacity of acidified oceans. <i>Mar. Environ. Res.</i> 146: 101-108. doi:10.1016/j.marenvres.2019.03.001	x