



**MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon Européen
Acipenser sturio: habitats en mer et retour des
géniteurs en fleuves. Acronyme MOMIE. Tâche 1,
Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon
européen et fréquentation des aires marines protégées**

Anaïs Charbonnel, Marie-Laure Acolas

► **To cite this version:**

Anaïs Charbonnel, Marie-Laure Acolas. MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon Européen Acipenser sturio: habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves. Acronyme MOMIE. Tâche 1, Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées. [Rapport Technique] INRAE; OFB. 2022. hal-03626208

HAL Id: hal-03626208

<https://hal.inrae.fr/hal-03626208>

Submitted on 31 Mar 2022

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

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



INRAE



MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon Européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves

Acronyme : MOMIE

Tâche 1 : Identification des habitats marins utilisés par
l'esturgeon européen et fréquentation des aires
marines protégées

CONTRAT DE RECHERCHE ET DEVELOPPEMENT INRAE/OFB 2019-2022
Version finale
Anaïs Charbonnel et Marie-Laure Acolas - INRAE UR EABX (rédactrices)
Mars 2022

Financeurs : INRAE, OFB.

Partenaires : CAPENA, CNPMEM.

Responsables scientifiques et techniques du projet : Marie-Laure Acolas (INRAE) et Guillaume Paquignon (OFB).

Relecteurs : Marie-Laure Acolas (INRAE), Anaïs Charbonnel (INRAE), Amandine Eynaudi (OFB), Guillaume Paquignon (OFB), Patrick Lambert (INRAE), Marie Lecomte (CNPMEM), Lise Mas (CAPENA) et Éric Rochard (INRAE).

Citation conseillée du rapport : Charbonnel A, Acolas ML (2022) Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées, projet MOMIE MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves. Rapport final Tâche 1, contrat de recherche et développement INRAE/OFB 2019-2022. 117p.

Crédit photo de couverture : *Acipenser sturio*, Bretagne sud © Anonyme base de données STURWILD

Remerciements

Nous tenons à remercier :

- L'ensemble des citoyens (pêcheurs professionnels, amateurs, promeneurs, correspondants scientifiques, etc.) qui ont permis d'alimenter la **base de données STURWILD**;
- L'ensemble des membres du comité de pilotage listés en préambule pour les échanges constructifs;
- Lise Mas (CAPENA¹, chargée de missions Pêches)** pour les échanges dans le cadre de l'exploitation de la base de données STURWILD pour ce projet, son expertise sur les données d'observation **accidentelle** ainsi que pour la relecture du document;
- Marie Lecomte (CNPMEM², chargée de mission pêche-Espèces Amphihalines)** pour les échanges dans le cadre de l'exploitation de la base de données STURWILD pour ce projet ainsi que pour la relecture du document;
- Eric Quinton (INRAE³, ingénieur base de données)** pour sa participation au recrutement du CDD, la maintenance et les corrections de la base de données STURWILD en fonction de nos demandes, sa formation au langage SQL et son appui logistique concernant l'utilisation des serveurs de travail et le stockage des données;
- Patrick Lambert (INRAE, ingénieur en dynamique des populations)** pour sa participation au recrutement du CDD, sa participation à des réunions de travail concernant les données environnementales et la modélisation ainsi que pour la relecture du document;
- Géraldine Lassalle (INRAE, chargée de recherche en écologie quantitative)** et **Chloé Dambrine (INRAE, post-doctorante)** pour leur participation à des réunions de travail concernant les données environnementales et la modélisation;
- Anaïs Janc (INRAE, ingénieure de recherche)** pour la mise à disposition de scripts facilitant les analyses et sa participation à des réunions de travail concernant les données environnementales et la modélisation;
- Antoine Guisan (Université de Lausanne, professeur)** pour le partage de son expertise en modèles de distribution d'espèces;
- Florent Grasso (Ifremer, chercheur en dynamique sédimentaire côtière et estuarienne)**, **Jean-François Le Roux (Ifremer, ingénieur)**, **Fabrice Ardhuin (Ifremer, chercheur)**, **Céline Le Pichon (INRAE, ingénieure de recherche en hydro-écologie)** et **Elena Di Medio (Akka Technologies, ingénieure d'études)** pour leurs conseils et expertises concernant les données environnementales;
- Mélanie Odion (OFB⁴, chargée de mission géomatique et gestion des données marines)** et **Kévin Petit (INRAE, géomaticien)** pour leur appui concernant les aspects SIG;
- Sophie Elliott (Agrocampus Ouest, post-doctorante)** pour la compilation et la gestion de la base de données MigrenMer;
- Joern Geßner (IGB⁵, chercheur)** pour la mise à disposition d'observations accidentelles allemandes;
- Hilaire Drouineau (INRAE, ingénieur de recherche)** pour son expertise sur les données environnementales et son appui pour l'utilisation des serveurs de travail;
- Eric Rochard (INRAE, directeur de recherche)** pour le partage de son expertise sur l'esturgeon européen ainsi que pour la relecture du document.

¹ Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine

² Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

³ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

⁴ Office Français de la Biodiversité

⁵ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries

Préambule

Cette étude a été élaborée dans le cadre du projet MOMIE (MOuvements Migratoires de l'Esturgeon Européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves; contrat R & D INRAE/OFB 2019-2022). Il est issu d'une coopération entre INRAE, l'OFB, CAPENA⁶, et le CNPMM. Le projet MOMIE vient en appui du Plan National d'Actions (intitulé « PNA » par la suite) en faveur de la restauration de l'esturgeon européen, piloté par la DREAL Nouvelle Aquitaine. Ce PNA est entré dans une deuxième phase pour la période 2020-2029 (Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2020).

Le projet MOMIE est organisé en 5 tâches (Figure 1). Ce rapport répond à la Tâche 1 intitulée « Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées ». Des éléments sont également de l'ordre de la Tâche 3 (i.e. fiches de métadonnées associées aux productions cartographiques; Annexe 1 et Annexe 2).



Figure 1 : Présentation du contenu des différentes tâches du projet MOMIE.

Pour accompagner l'avancement du projet MOMIE, un comité de pilotage élargi a été constitué dont les membres ayant participé aux réunions sont listés ci-dessous :

- M.L. Acolas, responsable scientifique et technique du projet MOMIE pour INRAE
- G. Adam, coordinateur du PNA, DREAL Nouvelle Aquitaine
- A. Eynaudi, cheffe de l'unité écosystèmes marins-Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, OFB

⁶ CAPENA a été créé le 1^{er} janvier 2021 suite à la fusion entre le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole (CREAA) et l'Institut des Milieux Aquatiques (IMA).

- P. Lambert, co-coordonateur du projet DIADES, INRAE
- V. Lauronce, animatrice du PNA en faveur de la restauration de l'esturgeon européen, MIGADO
- L. Mas, chargée de missions Pêches, CAPENA
- G. Paquignon, responsable scientifique et technique du projet MOMIE pour l'OFB
- J. Souben puis M. Lecomte, chargée de mission pêche-Espèces Amphihalines, CNPMEM
- B. Valadou, cheffe de projet Outre-Mer et espèces amphihalines, OFB

Ce comité de pilotage élargi s'est réuni deux fois dans le cadre de cette étude (le 19/07/2019 et le 07/12/2021), afin de faire des bilans d'avancement globaux du projet et de clarifier certains points. Les premiers résultats de la Tâche 1 ont été détaillés lors du comité de pilotage élargi du 7/12/2021 avec la participation d'invités (Y. Weiller, chargé de mission pêche et conchyliculture-Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, OFB; V. Lonni, chargée de mission ARPEGI EIC-Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, OFB; A. Charbonnel, ingénieure de recherche, INRAE). Un comité restreint portant sur cette Tâche 1 s'est également réuni le 13/07/2021 (M.L. Acolas, A. Charbonnel, A. Eynaudi, G. Paquignon).

Des réunions de travail sur les aspects méthodologiques et de modélisation ont également été organisées régulièrement entre la responsable scientifique du projet et l'ingénieure en charge de la modélisation ainsi que plus largement avec des membres de l'équipe « **Fonctionnement et Restauration des Ecosystèmes Estuariens et des populations de Migrateurs Amphihalins** » (FREEMA) de l'unité « **Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux** » (EABX) d'INRAE.

Dans cette étude, nous avons à disposition uniquement des données de présence d'esturgeon européen, récoltées de manière opportuniste. Le défi de ce travail a été de prendre en compte leurs particularités, afin de s'affranchir au mieux des éventuels biais qui peuvent leur être associés. Ce rapport présente les essais méthodologiques réalisés et argumente les choix retenus d'un point de vue scientifique. Les limites de l'approche utilisée, ainsi que celles liées à l'interprétation de la carte de favorabilité d'habitat qui en découle, sont explicitées. Les nouvelles connaissances apportées sur l'habitat et la répartition en mer de l'esturgeon européen visent à être diffusées aux gestionnaires et aux partenaires du PNA.

Résumé

Titre : MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon Européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves - Acronyme : MOMIE. Tâche 1 : Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées.

Contexte général et objectifs

L'esturgeon européen *Acipenser sturio* est un migrateur amphihalien (McDowall 1997) qui utilise les parties basses des fleuves pour se reproduire (Magnin 1962) et le milieu marin pour croître et acquérir sa maturité sexuelle (Acolas et al. 2011). Depuis le milieu du 19^{ème} siècle, l'aire de répartition de l'espèce a connu un déclin dramatique. La dernière population sauvage est celle issue du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (GGD) dont l'aire de répartition marine se limite désormais à la façade atlantique, la Manche et la mer du Nord (Rochard et al. 1997). Le renforcement de cette population a été possible grâce à la mise en place d'un stock captif et à la réussite de reproductions assistées à visée de repeuplement (Williot and Chèvre 2011, Williot et al. 2011). Le monitoring de cette population soutenue est effectué en milieu naturel *via* des suivis/études scientifiques en fleuve et en estuaire (Acolas et al. 2017, Carrera-García et al. 2017, Roques et al. 2018) ou *via* des observations citoyennes. Ces observations sont rassemblées dans la base de données (BD) STURWILD (2006-2021; CAPENA⁷, CNPMEM⁸, INRAE⁹) qui a été constituée dans le cadre du Plan National d'Actions A. *sturio* (2011-2015; Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2011). Il s'agit de la seule source d'information contemporaine sur la population soutenue dans le milieu marin. En effet, bien qu'une grande partie de son cycle de vie s'accomplisse en milieu océanique, la phase marine de l'espèce et les habitats qu'elle utilise dans ce milieu sont méconnus (Letaconnoux 1961, Rochard et al. 1997).

A partir de ce jeu de données, l'objectif de cette étude a été d'améliorer les connaissances sur l'utilisation des habitats, principalement marins, de la population soutenue d'esturgeon européen. Une analyse descriptive des observations accidentelles de l'espèce (en mer, estuaire, panache estuarien, fleuve) a été réalisée puis un travail de modélisation de l'habitat favorable à l'espèce en mer a été conduit.

Méthodes utilisées

Les analyses descriptives effectuées ont concerné les nombres d'observations et d'individus observés, la répartition géographique des observations, les modalités d'observation, les mortalités observées, les saisons des observations, les profondeurs fréquentées par les individus et leur distance à l'estuaire de la Gironde. Pour les observations géolocalisées (77 % des observations), la localisation a été rapportée à des mailles de 10*10 km afin de pallier la variabilité des modalités d'observations.

Le travail de modélisation s'est concentré sur la zone marine uniquement, comprenant le Golfe de Gascogne, la Manche et certains secteurs de la mer Celtique et de la mer du Nord sur la période 2012-2021. Des pseudo-absences ont été générées pour pallier le manque de données d'absence (Barbet-Massin et al. 2012) et une approche de validation croisée a permis de pallier l'absence d'un jeu de données indépendant pour valider les prédictions des modèles (Hijmans 2012). Le jeu de données de présence/pseudo-absence ainsi obtenu a été couplé à un ensemble de facteurs environnementaux mesurés sur le fond marin (i.e. physico-chimiques, géographiques, topographiques, hydrodynamiques, types de substrat) à l'aide de modèles de distribution d'espèce (SDM) *via* la plateforme « biomod2 » (Thuiller et al. 2009). Puis une méthode statistique descendante a été employée pour sélectionner les variables les plus importantes, jusqu'à aboutir à 2 SDM contenant chacun 5 variables. Les particularités de cette approche de modélisation standard, pouvant être à l'origine de biais dans les résultats, sont les suivantes : A/ données participatives de présence non récoltées selon un échantillonnage aléatoire et avec un effort d'échantillonnage inconnu; B/ données participatives sans données d'absence; C/ validation croisée avec partitionnement aléatoire des données. Plusieurs autres approches précautionneuses ont été testées, visant à réduire les éventuels biais cités précédemment : application de filtres environnementaux et spatiaux (réduction des biais éventuels liés à A; Inman et al. 2021), utilisation de pseudo-absences issues d'autres suivis de groupe cible

⁷ Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine

⁸ Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

⁹ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

d'espèces (réduction des biais éventuels liés à B; Phillips et al. 2009) et validation-croisée par blocs (réduction des biais éventuels liés à C; Valavi et al. 2019).

Les projections des modèles ont permis de réaliser une carte consensuelle actuelle de la favorabilité des habitats marins à l'échelle des mailles de 10*10 km. A l'aide de cette carte, des indices de couverture des habitats favorables à l'esturgeon européen par les aires marines protégées (AMP) françaises ont été calculés sur l'ensemble de la zone économique exclusive (ZEE) de la France. Enfin, la favorabilité d'habitat a été modélisée pour d'hypothétiques populations d'esturgeon européen qui seraient présentes dans d'autres bassins versants choisis sur la base de populations historiquement existantes et/ou de projections favorables dans le cadre du changement climatique (i.e. Adour, Seine, Rhin; Lassalle et al. 2010).

Principaux résultats

La BD STURWILD recense 1833 individus au cours de 904 observations. Pour les secteurs situés en fleuves, estuaires, dans le panache des estuaires et en Atlantique, la majorité des individus sont observés en France (> 96 % des observations). La majorité des captures accidentelles sont des captures au filet sauf en Manche et en mer du Nord où elles proviennent principalement de chaluts. Les mortalités concernent 4 % des observations et sont essentiellement en mer. Pour les fleuves (i.e. Dordogne et Garonne), l'estuaire de la Gironde et la côte atlantique, les observations sont essentiellement effectuées au cours du printemps puis au cours de l'hiver, de l'automne et enfin de l'été. Les observations en estuaire ont majoritairement été réalisées à moins de 10 m de profondeur, et entre 20 et 30 m dans le panache de l'estuaire tout comme en Atlantique où la profondeur maximum observée s'élève à 114 m. Il n'existe pas de relation significative entre la longueur des individus en mer et la distance à l'estuaire. Cependant, les observations ont tendance à être réalisées plus loin de l'estuaire en été et en hiver.

La comparaison des différentes approches de modélisation en mer utilisées a amené au choix de l'approche standard dont la robustesse et l'intérêt sont satisfaisants au vu des critères ci-après : meilleures capacités prédictives, peu de différences avec les approches de débiaisage, conservation de l'ensemble des mailles de présence (peu nombreuses et à l'information écologique possiblement cruciale), pas de supposition par rapport au choix de sélection des pseudo-absences.

D'après les modèles testés, les variables qui contribuent le plus à expliquer la répartition de l'esturgeon européen sont la bathymétrie, les températures moyennes annuelles sur le fond marin, la salinité moyenne annuelle sur le fond; puis la vitesse moyenne annuelle du courant sur le fond, l'étendue moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond, l'amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond, et la distance à l'estuaire de la Gironde. Plus la bathymétrie, la vitesse du courant et la distance à l'estuaire de la Gironde augmentent et plus la favorabilité des habitats diminue. La favorabilité des habitats semble augmenter jusqu'à des températures entre 14-15 °C, et lorsque l'amplitude de déplacement du sédiment et l'étendue de la concentration en oxygène dissous augmentent également. Concernant la salinité, la favorabilité semble maximale autour de 25-30 UPS et chute rapidement et drastiquement à partir de 35 UPS. Les secteurs les plus favorables à l'esturgeon européen avec un fort consensus des modèles se répartissent le long de la façade atlantique française, de la baie de Seine et de la Somme et autour du delta du Rhin (Figure A). Les secteurs les moins favorables avec un fort consensus des modèles sont majoritairement localisés au large des côtes pour la France, la Belgique et les Pays-Bas tandis qu'ils se rapprochent des côtes en Espagne, au Royaume-Uni et en Irlande. Quelques secteurs se caractérisent par une forte variabilité des prédictions, comme les baies du Mont Saint Michel et de la Tamise.

46 % des mailles de la ZEE française les plus favorables à l'esturgeon européen sont recouvertes par le réseau des Parcs Naturels Marins (PNM) et des Zones Spéciales de Conservation (ZSC). Les AMP qui visent la préservation de l'espèce dans leurs documents de référence ont la totalité de leurs surfaces (hors estuaires et lagunes) couvrant de l'habitat favorable.

Les projections de favorabilité d'habitat pour d'hypothétiques populations d'esturgeon européen (i.e. autres que celle du bassin de la Gironde) montrent que la bande côtière de la façade atlantique française reste favorable pour chacune des hypothétiques populations testées, même si sa favorabilité baisse avec l'éloignement à l'embouchure du bassin de chaque population. Pour des populations qui seraient issues des bassins de la Seine et du Rhin, les bandes côtières sud de la Manche et de la mer du Nord deviennent plus favorables. Chaque population voit le secteur marin autour de l'estuaire de son bassin d'origine contenir un patch d'habitats moyennement à très favorables.

FACADE ATLANTIQUE FRANÇAISE, MANCHE-MER DU NORD
Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021

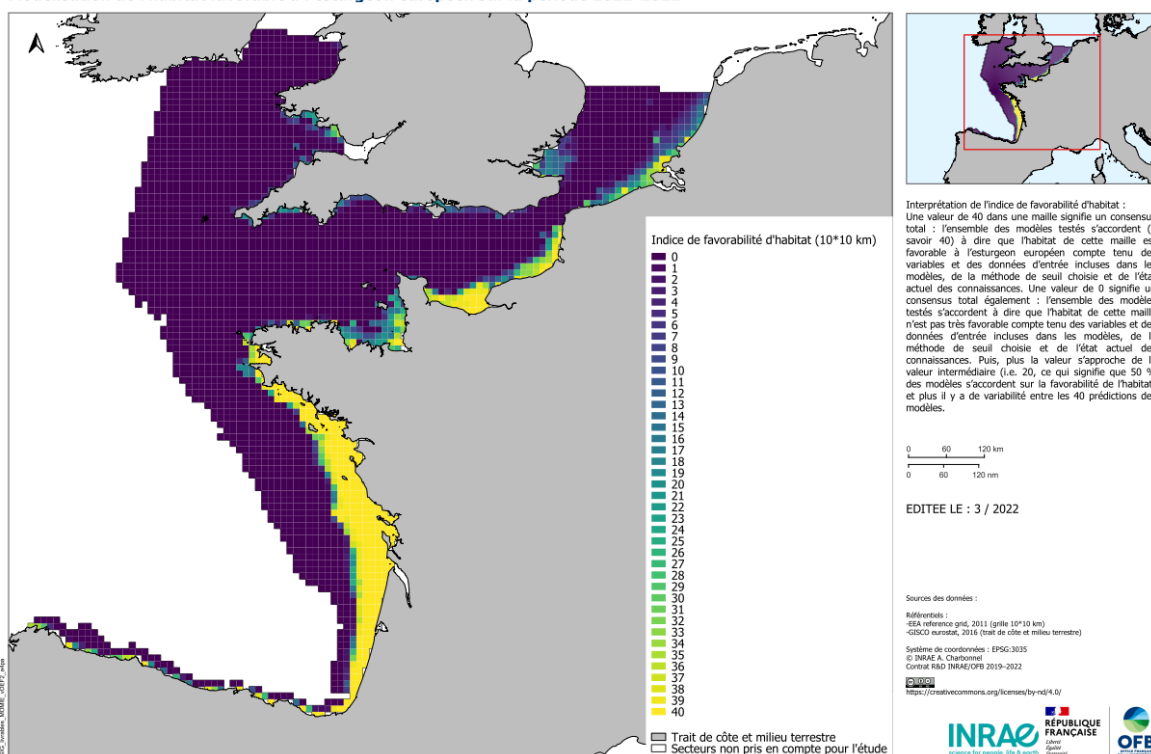


Figure A : Carte de favorabilité d'habitat consensuelle issue de la modélisation de l'habitat marin de l'esturgeon européen *A. sturio* sur la période 2012-2021.

Discussion et perspectives

Les données de présence utilisées dans cette étude sont des observations accidentelles obtenues grâce à la participation citoyenne, qui ont l'avantage de couvrir une grande étendue spatiale. Cependant, elles présentent des biais. Dans le cadre de l'analyse descriptive des données, il faut donc rester prudent sur les interprétations, considérer les données comme qualitatives et tester les hypothèses émises avec d'autres méthodes. Les résultats obtenus dans le cadre de la modélisation semblent néanmoins robustes car très similaires entre les différentes approches testées, qu'elles visent à diminuer les biais potentiels des données ou non. Il est important de garder à l'esprit qu'il existe toujours une petite part de risque de définir comme favorable un habitat alors qu'il ne l'est pas et inversement. Par ailleurs, l'information environnementale utilisée dans le cadre de cette étude représente de grandes tendances sur presque une décennie. Au vu de la taille du jeu de données, il n'a pas été possible d'étudier les patrons saisonniers d'utilisation d'habitat, mais cet aspect n'est pas à négliger dans le futur. Un élargissement de la zone d'étude au nord permettrait une estimation plus complète de la niche écologique de l'espèce (Sánchez-Fernández et al. 2011).

Les prédictions des modèles confirment une distribution potentielle de l'espèce proche du littoral et des habitats plutôt côtiers, similaires à ce qui est observé pour l'esturgeon Atlantique (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*) sur la côte Est des Etats-Unis (Breece et al. 2018). Cela rend l'esturgeon européen potentiellement vulnérable aux stress anthropiques qui s'accroissent en zones côtières (e.g. Bugnot et al. 2021). Le panache de l'estuaire de la Gironde est un secteur à enjeu pour sa préservation car il constitue un corridor migratoire et un milieu de croissance. La couverture de l'habitat favorable à l'esturgeon européen par le réseau actuel des PNM et ZSC au sein de la ZEE française semble satisfaisante (> 20 %) mais perfectible (< 60 %; Aish and Lepareur 2014). Ces résultats doivent être vus comme une première étape à large échelle pour appuyer les réflexions sur la priorisation des habitats marins pour l'espèce. Ils doivent être couplés à d'autres critères (e.g. fonctionnalité des habitats, pressions locales, réglementations) et complétés par des études complémentaires à plus fine échelle (e.g. télémétrie, ADNe).

Le travail théorique d'identification des habitats marins favorables à de nouvelles populations constitue une aide dans le cadre de la mise en place de futures projets de restauration. En termes de perspectives, il serait intéressant de considérer les prévisions des changements climatiques et d'étendre cette étude au bassin versant de l'Elbe en Allemagne où l'espèce fait également l'objet d'un programme de repeuplement.

Références bibliographiques

- Acolas ML, Le Pichon C, Rochard E (2017) Spring habitat use by stocked one year old European sturgeon *Acipenser sturio* in the freshwater-oligohaline area of the Gironde estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 196: 58–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.029>
- Acolas ML, Castelnau G, Lepage M, Rochard E (2011) Chapter 10 Biological Cycles and Migrations of *Acipenser sturio*. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 147–152. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_10
- Aish A, Lepareur F (2014) Critères et principes directeurs pour l'extension du réseau Natura 2000 au-delà de la mer territoriale pour les récifs (1170). Muséum National d'Histoire Naturelle/Service du Patrimoine Naturel : Rapport SPN 2014-14, 33p.
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327–338. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>
- Breece MW, Fox DA, Haulsee DE, Wirgin II, Oliver MJ (2018) Satellite driven distribution models of endangered Atlantic sturgeon occurrence in the mid-Atlantic Bight. *ICES Journal of Marine Science* 75: 562–571. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx187>
- Bugnot AB, Mayer-Pinto M, Airoldi L, Heery EC, Johnston EL, Critchley LP, Strain EMA, Morris RL, Loke LHL, Bishop MJ, Sheehan EV, Coleman RA, Dafforn KA (2021) Current and projected global extent of marine built structures. *Nature Sustainability* 4: 33–41. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00595-1>
- Carrera-García E, Rochard E, Acolas ML (2017) Effects of rearing practice on post-release young-of-the-year behavior: *Acipenser sturio* early life in freshwater. *Endangered Species Research* 34: 269–281. <https://doi.org/10.3354/esr00854>
- Hijmans RJ (2012) Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology* 93: 679–688. <https://doi.org/10.1890/11-0826.1>
- Inman R, Franklin J, Esque T, Nussear K (2021) Comparing sample bias correction methods for species distribution modeling using virtual species. *Ecosphere* 12: e03422. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3422>
- Lassalle G, Crouzet P, Gessner J, Rochard E (2010) Global warming impacts and conservation responses for the critically endangered European Atlantic sturgeon. *Biological Conservation* 143: 2441–2452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.008>
- Letaconnoux R (1961) Note sur la fréquence de la distribution des captures d'esturgeons (*Acipenser sturio* L.) dans le Golfe de Gascogne. *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes* 25: 253–261.
- Magnin E (1962) Recherches sur la systématique et la biologie des Acipensérédés. *Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie Appliquée* 9: 7–242.
- McDowall RM (1997) The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*: 443–462.
- Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement (2011) Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011–2015. 69p.
- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Rochard E, Lepage M, Meauzé L (1997) Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquatic Living Resources* 10: 101–109. <https://doi.org/10.1051/alr:1997011>
- Roques S, Berrebi P, Rochard E, Acolas ML (2018) Genetic monitoring for the successful re-stocking of a critically endangered diadromous fish with low diversity. *Biological Conservation* 221: 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.032>
- Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Hernández-Manrique OL (2011) Species distribution models that do not incorporate global data misrepresent potential distributions: a case study using Iberian diving beetles: Regional data misrepresent potential distributions. *Diversity and Distributions* 17: 163–171. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00716.x>
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB (2009) BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Valavi R, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Aroita G (2019) blockCV: An R package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 10: 225–232. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13107>
- Williot P, Chèvre P (2011) Chapter 32 Reproduction of the Cultured Brood Fish. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 439–448. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_32
- Williot P, Rouault T, Brun R, Pelard M, Mercier D, Jacobs L, Kirschbaum F (2011) Chapter 31 Building a Brood Stock of *Acipenser sturio* in France. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 425–438. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_31

Sommaire

Remerciements	3
Préambule	4
Résumé	6
Sommaire	10
INTRODUCTION GENERALE	12
I. Contexte	12
II. Objectifs de l'étude et structure du rapport	13
PARTIE 1 : ANALYSE PRELIMINAIRE DESCRIPTIVE DES OBSERVATIONS ACCIDENTELLES	15
I. Méthodes	15
II. Description des observations accidentelles	16
II.1. Nombres d'observations et nombres d'individus observés	16
II.2. Répartition géographique des observations	18
II.3. Modalités d'observations de l'espèce et observations d'individus morts	21
II.4. Saisonnalités des observations	23
II.5. Profondeur des observations	24
II.6. Les observations en mer : distances d'observation par rapport à l'estuaire	25
PARTIE 2 : ANALYSE DES HABITATS EN MER	27
I. Matériel et méthodes	27
I.1. Zone d'étude	27
I.1.a Etendue	27
I.1.b Résolution	28
I.1.c Nettoyage des mailles	28
I.2. Données de distribution de l'esturgeon européen	29
I.2.a Base de données STURWILD	29
I.2.b Acquisition d'autres données d'observation	29
I.2.c Particularité des données	30
I.3. Variables environnementales	30
I.3.a Variables physico-chimiques et hydrodynamiques	31
I.3.b Variables topographiques	32
I.3.c Variables géographiques	32
I.3.d Variables de substrat	32
I.3.e Echelles de calcul des variables	33
I.3.f Variables sélectionnées pour les analyses de modélisation	34
I.4. Modélisation de la distribution de l'esturgeon européen	35
I.4.a Plateforme de modélisation « biomod2 »	36
I.4.b Hypothèses sous-jacentes	36
I.4.c Données d'absence et de validation	36
I.4.d Déroulement des analyses	38
I.4.e Mesures d'évaluation des prédictions	40
I.4.f Démarche aboutissant aux deux modèles finaux	41
I.4.g Construction de la carte consensuelle de favorabilité d'habitat	42
I.4.h Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations (projections du modèle I)	43

I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels.....	43
I.4.j Comparaison des approches.....	49
I.5. Habitat favorable et aires marines protégées.....	50
II. Résultats.....	52
II.1. Description des données.....	52
II.1.a Données de distribution de l'esturgeon européen	52
II.1.b Variables environnementales.....	52
II.2. Importance relative et influence des variables environnementales	54
II.2.a Importance relative des variables.....	54
II.2.b Influence des variables.....	55
II.3. Cartes prédictives consensuelles	56
II.4. Biais potentiels : comparaison des différentes approches.....	60
II.5. Habitat favorable et aires marines protégées.....	62
II.6. Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations	64
DISCUSSION GENERALE.....	67
I. Les limites des données utilisées et de l'approche de modélisation employée.....	67
I.1. Les observations opportunistes.....	67
I.2. L'étendue temporelle des variables environnementales.....	68
I.3. L'étendue spatiale de la zone d'étude	69
II. Influence des variables	70
III. La favorabilité d'habitat modélisée : avantages, limites et interprétations.....	75
III.1. Habitat peu favorable modélisé et interprétations	76
III.2. Habitat favorable modélisé et interprétations.....	76
III.3. Habitat et utilisation par l'espèce	77
III.4. Habitat modélisé dépendant des variables incluses	77
IV. Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations.....	77
V. Conservation et aires marines protégées	79
Références bibliographiques.....	81
Annexes.....	91

INTRODUCTION GENERALE

I. Contexte

Considéré comme l'un des plus grands poissons d'Europe de l'ouest (Laporte 1853, Magnin 1962), l'esturgeon européen *Acipenser sturio* est un migrateur amphihalin (McDowall 1997). Il remonte les parties basses des fleuves entre avril et juillet pour se reproduire (Magnin 1962). Les juvéniles migrent l'hiver suivant jusque dans l'estuaire pour y séjourner plusieurs années (Rochard et al. 2001, Brosse 2003). A partir de trois ans, les individus peuvent commencer à réaliser des migrations en mer afin de croître et d'acquérir leur maturité sexuelle (Acolas et al. 2011). La remontée des fleuves pour la reproduction s'effectue à l'âge adulte, à partir de 10-12 ans pour les mâles et 14-16 ans pour les femelles (Magnin 1962, Acolas et al. 2011).

Depuis le milieu du 19^{ème} siècle, l'aire de répartition de l'espèce ainsi que l'abondance de ses populations ont connu un déclin dramatique. En effet, la distribution historique de l'esturgeon européen comprenait la plupart des estuaires et grands bassins versants européens (Lassalle et al. 2010) depuis la mer Baltique jusqu'à la mer Noire en passant par la Méditerranée (Bemis and Kynard 1997). La disparition successive des différentes populations a induit une réduction de l'aire de répartition marine de l'espèce qui se limite désormais à la façade atlantique, la Manche et la mer du Nord. Il s'agit de l'aire de répartition marine actuelle de la dernière population sauvage issue du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (intitulé « GGD » par la suite; Rochard et al. 1997).

Les différentes causes établies ou supposées de ce déclin sont la réduction des habitats disponibles (Rochard et al. 1990, Williot and Castelnaud 2011), la surpêche (i.e. surexploitation pour son caviar, sa viande, sa peau ou sa vessie natatoire; Fernández-Pasquier 1999, Brevé et al. 2022), la modification des frayères de reproduction (i.e. extraction de sédiments), les barrières à la migration ou encore la pollution (Lassalle et al. 2011a, Williot et al. 2011a). Au vu de sa longue espérance de vie et de sa maturité tardive, on peut considérer que l'esturgeon européen est particulièrement sensible au cumul de ces pressions (Williot et al. 2011a). La présence d'espèces exotiques menace également l'espèce par la compétition pour les habitats et l'alimentation, la transmission de nouveaux parasites ou maladies, et le risque de confusion entre les espèces lors de captures accidentelles (Acolas et al. 2018). Le risque potentiel d'introgression du génome de cette espèce native peut également être avancé dans certains cas (Lassalle et al. 2011b).

Face à ces constats alarmants, l'esturgeon européen est classé « en danger critique d'extinction » par l'UICN en France et au niveau mondial, et fait l'objet de plans de conservation et de restauration (Rosenthal et al. 2007). Il a le statut d'espèce protégée depuis 1982 en France où il reçoit une attention particulière : **la France détient une responsabilité à conserver sa dernière population mondiale** (Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2020). Plusieurs programmes de conservation sont menés en faveur de l'espèce en France (Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2020) et en Allemagne (Rosenthal et al. 2007, Gessner et al. 2010) depuis les années 90. Plus récemment, des projets de conservation voient le jour aux Pays-Bas et en Espagne. En France, après un premier PNA (2011-2015; Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2011, 2020), l'espèce fait l'objet d'un **deuxième PNA en sa faveur (2020-2029; Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2020)**.

Suite à la mobilisation des acteurs dans le bassin GGD (e.g. gestionnaires, pêcheurs professionnels, scientifiques), un stock d'individus captifs a pu être constitué à la station d'expérimentation de Saint-Seurin sur l'Isle (Williot et al. 2011b). Cela a rendu possible la reproduction assistée de l'espèce (Williot and Chèvre 2011), la dernière reproduction naturelle dans ce bassin étant estimée à 1994 (Lepage and Rochard 1995). En 1995, une première réussite de reproduction assistée a abouti à un premier lâcher de quelques milliers de jeunes individus en fleuves. Entre 2007 et 2015, plus de 1.7 millions= de jeunes esturgeons (i.e. larves et juvéniles) ont été lâchés régulièrement en Dordogne et en Garonne afin de soutenir cette dernière population. Ces individus issus du repeuplement font l'objet d'études et de suivis réguliers en fleuves et en estuaire afin d'étudier leur devenir, d'améliorer les connaissances sur l'espèce et d'évaluer l'efficacité du repeuplement. L'utilisation de l'habitat en estuaire (Acolas et al. 2017), la diversité génétique (Roques et al. 2018) ou encore les tactiques de déplacement (Acolas et al. 2012, Carrera-García et al. 2017) des individus relâchés font partie des études ayant été menées dans le cadre du premier PNA A. *sturio* (2011-2015). En parallèle, les acteurs amenés à interagir avec l'espèce dans le cadre de leurs activités ont été sensibilisés à l'importance de la protéger par les différents acteurs du PNA, notamment le CNPMM et CAPENA.

En milieu marin, les suivis sont plus compliqués étant donné d'une part, la complexité à mettre en place des suivis rigoureux dans ce milieu et d'autre part, la grande étendue de l'aire de répartition de l'espèce (Rochard et al. 1997, Lassalle et al. 2010). La phase marine de l'espèce et les habitats qu'elle utilise dans ce milieu sont donc méconnus (Rochard et al. 1997), comme cela est le cas pour beaucoup de poissons migrateurs. Pourtant, une grande partie de leurs cycles de vie s'accomplit en milieu océanique. La favorabilité des conditions marines est donc un déterminant majeur de leur croissance et de leur survie (Duffy and Beauchamp 2011), leur croissance en mer pouvant constituer jusqu'à 90 % de leur masse (Quinn 2005). Depuis 2010, ce sont principalement les individus issus des repeuplements du bassin GGD (France) et du bassin de l'Elbe (Allemagne, les individus provenant du stock français) qui sont observés en mer. Ces observations interrogent sur l'aire de répartition actuelle de l'espèce en mer. Le monitoring de la population en milieu marin est néanmoins principalement réalisé sur la base de déclarations volontaires d'observations accidentelles (e.g. captures involontaires par des pêcheurs professionnels ou amateurs, observations de citoyens, échouages).

II. Objectifs de l'étude et structure du rapport

L'objectif de ce travail est d'améliorer les connaissances sur l'utilisation des habitats, principalement marins, de la population soutenue d'esturgeon européen. Le seul jeu de données actuel¹⁰ disponible pour réaliser ce travail correspond à la base de données (« BD » par la suite) STURWILD (2006-2021; CAPENA, CNPMM, INRAE) constituée dans le cadre du PNA A. *sturio* qui rassemble des données participatives d'observation de l'espèce. Malgré l'existence probable de biais liés au caractère opportuniste du jeu de données d'observations accidentelles, ce dernier représente une occasion inédite d'améliorer les connaissances marines sur l'espèce. La qualité du jeu de données (i.e. données remontées sur la base du volontariat) n'ayant pas permis de quantifier l'abondance, cette étude s'est uniquement focalisée sur l'information qualitative (i.e. présence de l'espèce).

Ce rapport est divisé en deux parties. La première partie (PARTIE 1) correspond à l'analyse descriptive des observations accidentelles de l'espèce, la seconde (PARTIE 2) à la modélisation de l'habitat favorable à l'espèce en mer.

¹⁰ Il existe des observations plus anciennes issues de la population sauvage (Letaconnoux 1961, Rochard et al. 1997, Lepage and Rochard 2011). Cependant notre étude s'est focalisée sur les observations plus récentes de la population soutenue.

Dans la PARTIE 1, les données issues de la BD STURWILD sont décrites ainsi que les biais liés aux types de données qu'elle contient. L'analyse descriptive concerne les nombres d'observations et d'individus observés, la répartition géographique des observations, les modalités d'observation, les mortalités observées, les saisons des observations, les profondeurs fréquentées par les individus et leur distance à l'estuaire de la Gironde. Une partie de ce jeu de données a été utilisée dans le cadre de la PARTIE 2 (i.e. les données récoltées en mer uniquement).

Dans la PARTIE 2, les observations opportunistes d'esturgeon européen ont été couplées à un ensemble de facteurs environnementaux (i.e. physico-chimiques, géographiques, topographiques, hydrodynamiques, types de substrat) à l'aide de modèles de distribution d'espèce (appelé « SDM » par la suite). Cette partie s'est concentrée uniquement sur le milieu marin. En effet, les particularités des milieux estuariens (i.e. fortes dynamiques et variabilités spatio-temporelles) et les formats des données (i.e. résolution spatiale grossière, grande étendue temporelle de calcul des variables, biais potentiels des données de présence) n'ont pas permis de faire des projections fiables en estuaires avec la méthodologie retenue pour l'étude. Les estuaires n'ont donc pas été considérés. Suite à la présentation de la zone d'étude et des variables environnementales, la démarche employée pour modéliser l'habitat de l'esturgeon européen sera décrite. Les différentes approches utilisées afin de prendre en compte les éventuels biais liés aux données de distribution seront également présentées. Puis, une carte consensuelle issue des modélisations présentant un indice de favorabilité des habitats sera construite. En complément, les projections des modèles pour visualiser la favorabilité d'habitat d'hypothétiques populations d'esturgeon européen dans d'autres bassins versants (e.g. recolonisation naturelle, réintroduction) seront exposées. Enfin, cette partie s'achèvera par un volet plus appliqué visant à calculer des indices de couverture des habitats utilisés par l'espèce au sein des aires marines protégées (intitulé « AMP » par la suite) françaises.

Pour terminer, une discussion générale reviendra sur les résultats obtenus dans les deux parties.

PARTIE 1 : ANALYSE PRELIMINAIRE DESCRIPTIVE DES OBSERVATIONS ACCIDENTELLES

I. Méthodes

Les données d'occurrence utilisées pour ce projet peuvent être considérées comme participatives. Elles correspondent à des observations pouvant être faites par des pêcheurs professionnels, des pêcheurs amateurs mais aussi par tout citoyen qui croise un esturgeon européen dans son activité (e.g. échouage). Elles sont déclarées sur la base du volontariat à trois organismes (CNPMM, CAPENA, INRAE). Elles sont rassemblées dans une base anonymisée nommée STURWILD, gérée par INRAE, dans le cadre du PNA en faveur de la restauration de l'esturgeon européen (PNA A. *Sturio* 2011-2015 et 2020-2029; Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2011, 2020). Ces 3 organismes interagissent par le biais d'une interface de déclarations pour échanger les informations concernant les captures (e.g. localisation de la capture, date, caractéristiques du poisson) via une application web dédiée. Ces informations sont recueillies à la fois sur les côtes françaises mais aussi sur les côtes des pays voisins (e.g. Espagne, Angleterre, Belgique) et pour ce dernier cas, souvent transmises par des scientifiques ou repérées via la presse.

Telles quelles, il s'agit de données qualitatives composées **uniquement de données de présence**. Elles représentent donc un mélange du comportement de l'espèce et de celui des observateurs. Les principaux biais possibles sont listés ci-après :

- l'absence d'observation dans un habitat n'indique **pas systématiquement** que l'espèce est absente;
- les individus non marqués peuvent être recapturés plusieurs fois sans distinction possible;
- la variabilité des observations peut être liée à la saisonnalité des activités des observateurs;
- les déclarations sont basées sur le volontariat donc seulement représentatives d'un échantillon d'observateurs.

L'espèce étant rare, il s'agit cependant de données précieuses pour **améliorer les connaissances** sur l'écologie de l'espèce et poser des hypothèses à tester.

Les localisations des données de présence analysées ici sur la période 2006-2021 ont été mises en forme selon une grille de 10*10 km (EEA reference grid) afin de pallier les variabilités des méthodes d'observation (i.e. incertitude des localisations variable au sein du jeu de données) et d'assurer l'anonymat des observateurs. Les métadonnées associées au shape fourni sont indiquées en Annexe 1.

Les analyses ci-après sont descriptives, il conviendra de garder à l'esprit les biais évoqués ci-dessus et de regarder les proportions relatives en tenant compte des effectifs qui peuvent parfois être faibles afin de pondérer les hypothèses.

II. Description des observations accidentelles

II.1. Nombres d'observations et nombres d'individus observés

Au cours de la période 2006-2021, 1833 individus ont été recensés au cours de 904 observations dans les pays suivants : Angleterre, Belgique, Danemark, Espagne, France, Norvège et Pays-Bas. Parmi ces observations, 77 % ont été géolocalisées (Figure 2) correspondant à 70 % des individus observés (soit 1275 individus; Figure 3). Les observations en France correspondent à 96 % de ces observations soit 98 % des individus recensés (1796 individus), les proportions des observations géolocalisées en France étant similaires à celles de l'ensemble de la zone observée (76 % des observations; Figure 4). Une observation correspond ici à une déclaration, celle-ci pouvant soit concerner un événement d'observation avec un ou plusieurs individu(s) observé(s) lors du même événement (environ 94 % des déclarations), soit plusieurs événements d'observation au cours d'une période donnée; la déclaration ne précisant pas le nombre d'événements (environ 6 % des déclarations). 95 % des déclarations sont issues de captures par la pêche professionnelle et déclarées directement par les pêcheurs ou par des correspondants (e.g. représentants de la profession, scientifiques, citoyens suite à une lecture d'article de presse).

Les observations dans les pays frontaliers restent rares (Figure 4) mais elles sont informatives sur les distances que peuvent parcourir les individus. L'essentiel des observations concerne la France. Le taux d'observations géolocalisées (plus ou moins précisément) était relativement élevé jusqu'en 2018 : entre 40 et 100 % selon les années. Cependant, celui-ci a chuté entre 8 et 26 % ces trois dernières années. Cette diminution récente du taux d'observations géolocalisées peut s'expliquer par une modification du comportement de déclaration des pêcheurs, ou des représentants des pêcheurs déclarants, au cours de l'année 2019 juste avant que le projet MOMIE ne commence. En effet, suite à une réunion concernant le site Natura 2000 de Carcans-Hourtin, des propositions de mesures de gestion basées sur des observations de poissons plats et des observations d'esturgeon européen ont été annoncées à la profession, ce qui a entraîné une réaction des pêcheurs. Les professionnels se sont accordés pour ne plus fournir la géolocalisation des déclarations de captures accidentelles aux membres du PNA. Les propositions de mesures de gestion ont également conduit à une certaine réduction des déclarations de captures, les professionnels craignant que ces dernières ne se retournent contre eux. Depuis 2019, ceci a impacté la qualité et la quantité des déclarations faites dans le cadre du PNA *A. sturio*, et donc la quantité de données disponibles pour le présent travail.

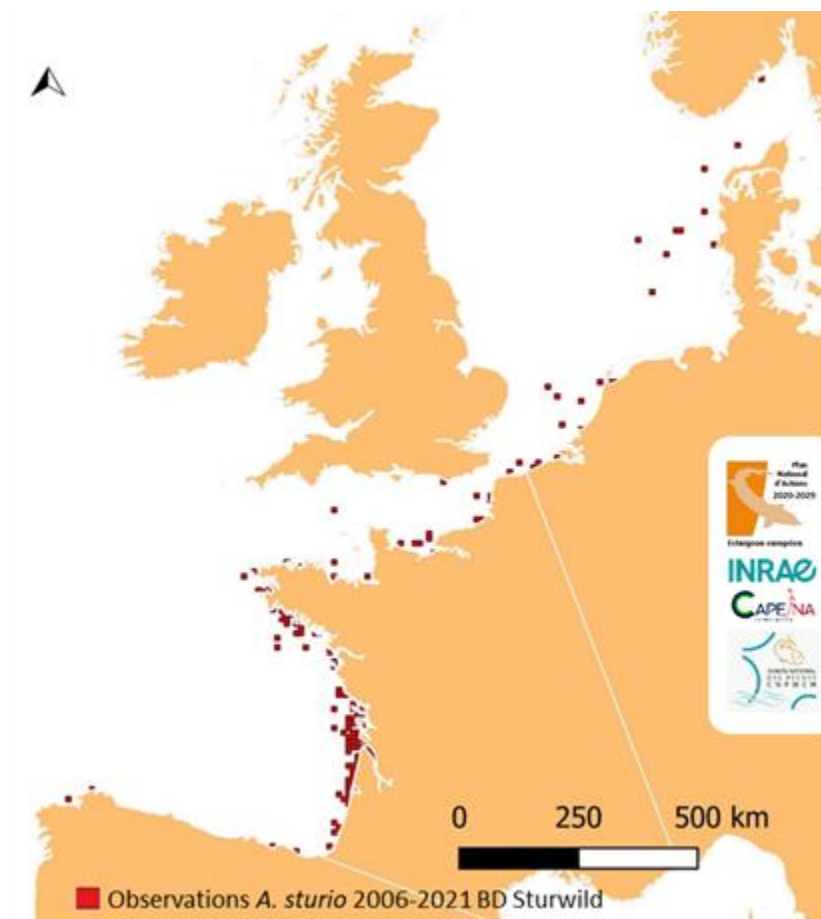


Figure 2 : Observations géolocalisées d'esturgeons européens (*Acipenser sturio*) sur la période 2006-2021 (BD STURWILD extraction du 15/02/2022). Les mailles représentées correspondent à des carrés de 10*10 km de côté (EEA reference grid).

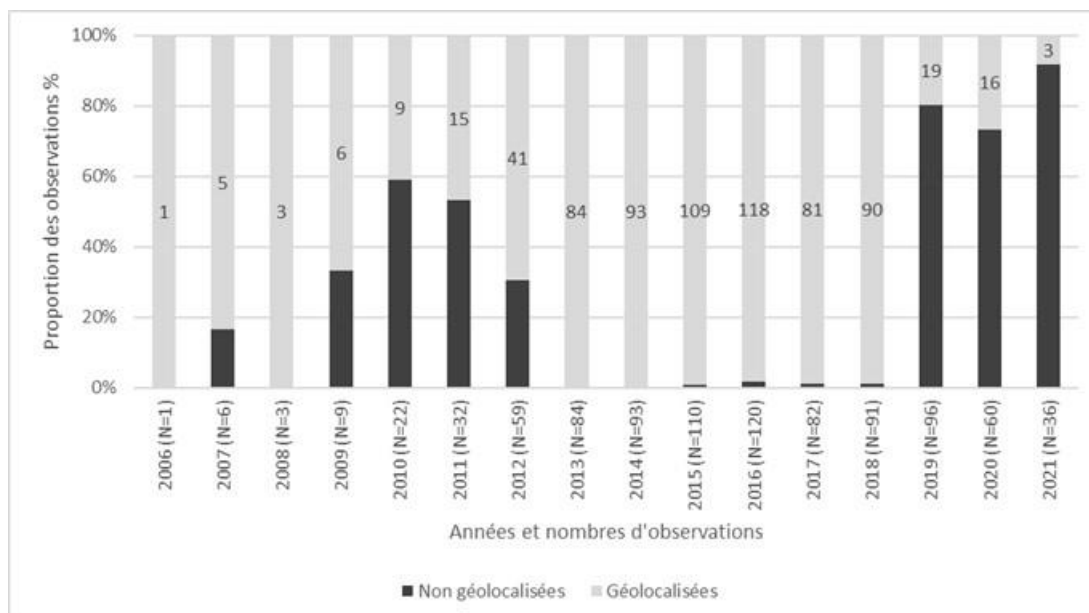


Figure 3 : Représentation des proportions des observations géolocalisées (en gris) ou non (en noir) en fonction des années (BD STURWILD extraction du 15/02/2022). Le total du nombre d'observations est indiqué avec l'année (N=) en abscisse et le nombre d'observations géolocalisées est indiqué sur le bar plot correspondant.

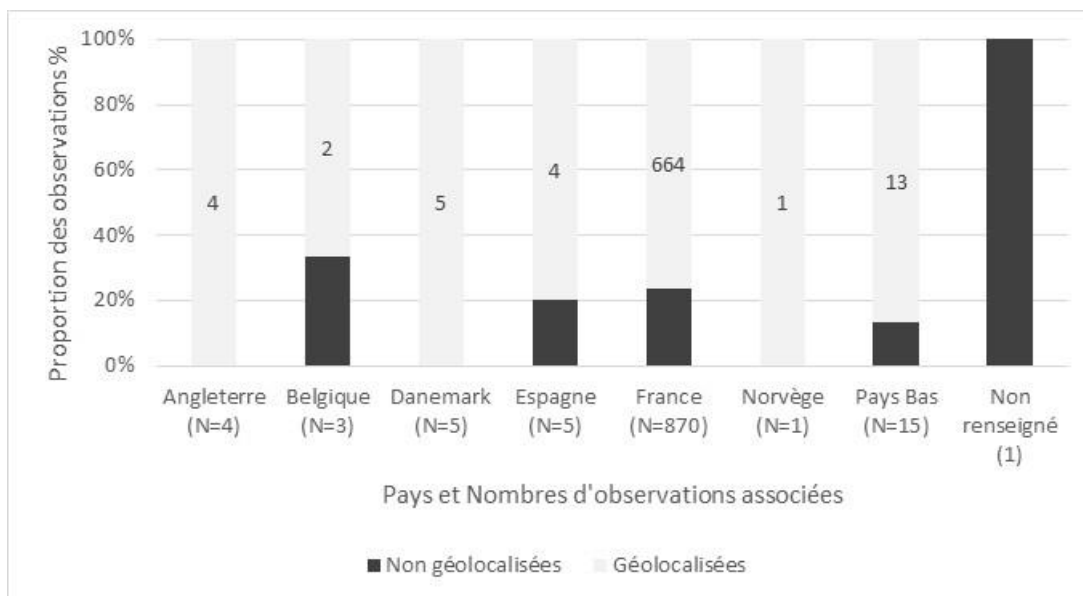


Figure 4 : Représentation des proportions des observations géolocalisées ou non en fonction des pays (BD STURWILD extraction du 15/02/2022). Le pays et le nombre d'observations associées (N=) sont indiqués en abscisse et le nombre d'observations géolocalisées est indiqué sur le bar plot correspondant.

II.2. Répartition géographique des observations

Dans la BD STURWILD, les secteurs suivants ont été identifiés : Fleuve (eau douce), Estuaire (eau saumâtre) et milieu marin : Panache estuaire, Atlantique (hors panache estuaire), Manche (limite Atlantique/Manche : la ligne joignant l'île vierge 48°38'21"N 4°34'21"O dans le Finistère et le Cap Lizard 49°57'32"N 5°12'23"O en Cornouailles) et mer du Nord (limite Manche/mer du Nord : la ligne joignant le phare de Walde 50°59'31"N 1°54'56"E (nord de Calais) et Leathercote Point 51°09'23"N 1°23'41"E (nord de Douvres en Angleterre)). Le panache de l'estuaire de la Gironde tel que défini dans le PNA pour la BD STURWILD correspond à un secteur situé à l'aval de la ligne reliant Royan et Le Verdon-sur-mer (limite du domaine maritime) et s'étendant vers l'ouest jusqu'à la limite de la Zone Spéciale de Conservation (ZSC) « Panache de la Gironde et plateau rocheux de Cordouan » et dépassant celle-ci au nord d'environ 8 km (Figure 5).

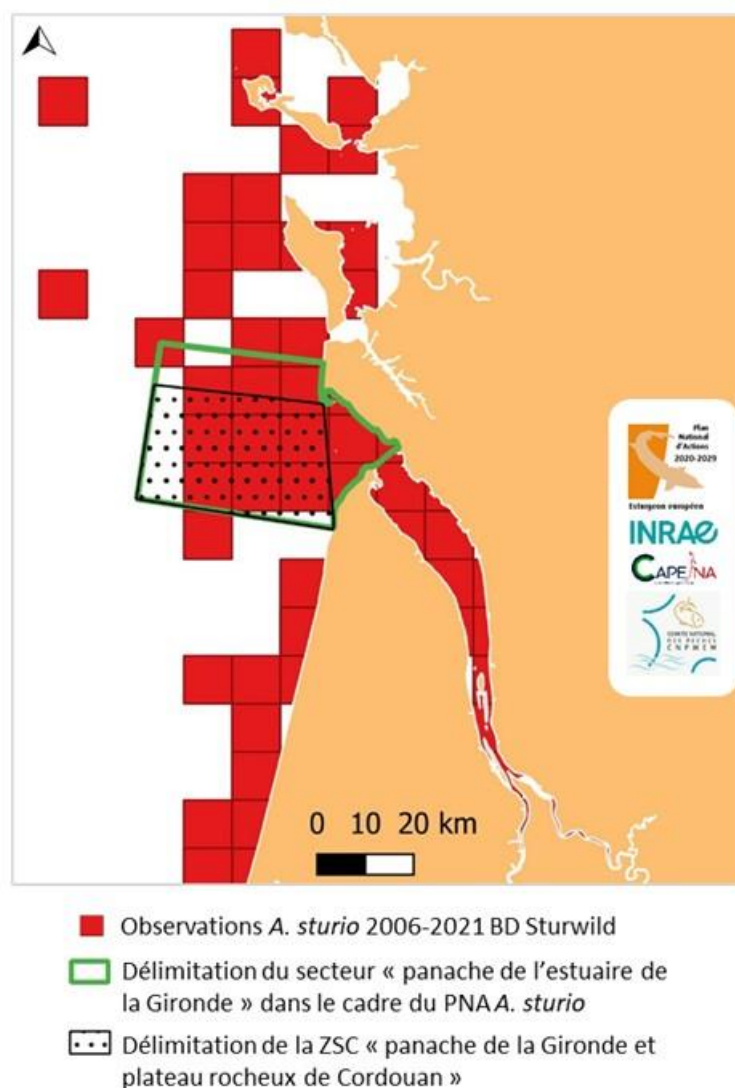


Figure 5 : Délimitation du secteur correspondant au panache de l'estuaire de la Gironde dans le cadre du PNAA *sturio* et de la ZSC « Panache de la Gironde et plateau rocheux de Cordouan ». Les observations d'*A. sturio* géolocalisées durant la période 2006-2021 sont également représentées (BD STURWILD extraction du 15/02/2022) à la résolution des mailles de 10*10 km (EEA reference grid).

La répartition des individus capturés dans les différents secteurs est représentée sur la Figure 6 pour l'Europe et sur la Figure 7 pour la France. La majorité des individus sont observés en France pour les secteurs Fleuve, Estuaire, Panache estuaire et Atlantique (> 96 % des observations). Les secteurs Fleuve sont la Dordogne et la Garonne tandis que les secteurs Estuaire et Panache estuaire correspondent à ceux de la Gironde. Pour la Manche et la mer du Nord, respectivement 85 % et moins de 10 % des individus ont été observés sur la côte française.

Les individus capturés avant 2008 correspondent essentiellement à des individus sauvages, les observations sont peu nombreuses et ont lieu principalement en mer; un géniteur ayant été capturé en fleuve (Dordogne) en 2007 et transféré dans le stock captif. En 2008 et 2009 les individus observés en fleuve correspondent à des juvéniles issus des repeuplements de 2007 et 2008. En 2009 un grand spécimen sauvage (170 cm) est observé en Manche. En 2010 et 2011 l'essentiel des déclarations sont localisées dans l'estuaire de la Gironde avec deux individus issus du repeuplement observés dans les pertuis charentais en 2010 (60 et 70 cm; ce dernier étant échoué). Un individu a été observé au Danemark en 2010, il provenait des repeuplements effectués dans l'Elbe en Allemagne. En 2011, un premier individu est déclaré loin de la Gironde, en Bretagne (83 cm mais débarqué en criée et mort avant d'avoir pu être relâché). A partir de 2012 de nombreuses déclarations sont recensées dans le panache de l'estuaire et la proportion des observations entre l'estuaire, le panache et les autres secteurs marins oscille selon les années.

L'oscillation peut être expliquée sur la base de ce qui est connu sur le cycle de vie de l'espèce, c'est à dire que les individus les plus âgés quittent l'estuaire pour **aller grossir en mer, une fraction de la population pouvant également faire des allers-retours** entre l'estuaire et la mer pour des questions d'alimentation, et les plus jeunes restent en estuaire pour quelques années. On notera également que la dernière reproduction assistée date de 2014. Donc, au fil du temps, en l'absence de repeuplement ou de reproduction naturelle, la présence des juvéniles en estuaire va diminuer au profit d'une présence accrue en mer. La variation des proportions pourrait également être expliquée en fonction des activités des observateurs dans les différents secteurs. Par exemple, selon les années les sites de pêche peuvent changer en fonction des conditions hydrauliques et météorologiques, influant par-là les déclarations de captures. De plus, les mêmes individus peuvent également être recapturés plusieurs fois, notamment en estuaire, ce qui peut biaiser les effectifs recensés. On notera en avril-mai des années 2020 et 2021, la capture de quelques grands individus en fleuve (Dordogne, individus > 140 cm), il est possible que les mêmes individus aient été capturés plusieurs fois d'affilée fin avril début mai.

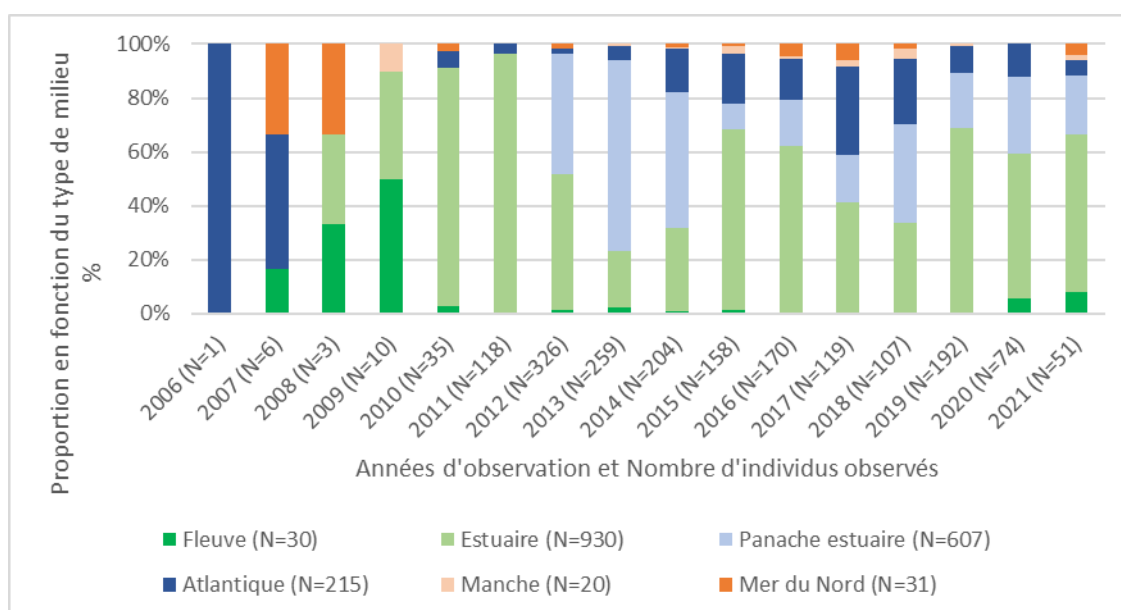


Figure 6 : Evolution du nombre d'individus observés en Europe par année et par secteurs, représenté en proportions relatives. Le nombre d'individu est indiqué par année et par secteur (N=; BD STURWILD extraction du 15/02/2022).

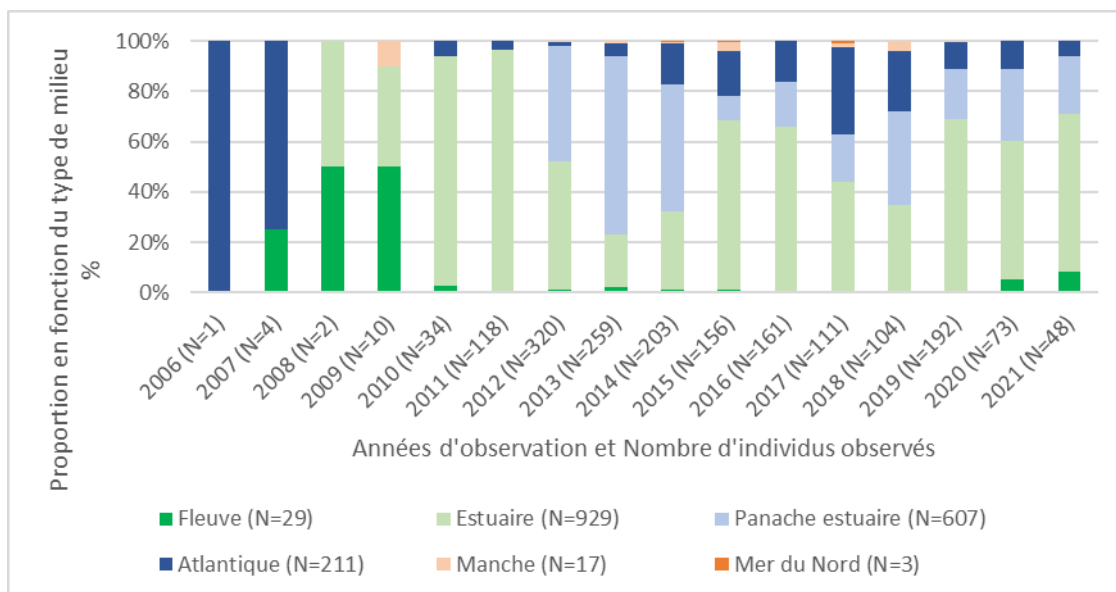


Figure 7 : Evolution du nombre d'individus observés en France par année et par secteurs, représenté en proportions relatives. Le nombre d'individu est indiqué par année et par secteur (N=; Données STURWILD extraction du 15/02/2022).

II.3. Modalités d'observations de l'espèce et observations d'individus morts

A titre indicatif, les types d'engins principaux dans lesquels des esturgeons européens ont été capturés accidentellement sont illustrés par secteurs sur la Figure 8. Le patron des proportions relatives par secteurs, représenté sur la Figure 8 pour l'Europe, est identique pour la France sauf en mer du Nord où il s'agit de captures au filet pour la côte française (N=3), les captures au chalut étant observées dans les pays plus au nord pour ce secteur.

Dans la catégorie chalut, il s'agit essentiellement de chalut de fond (70 % des observations de la catégorie chalut). Les observations au chalut sont faites en mer, la seule déclaration au chalut dans l'estuaire correspond à un échantillonnage scientifique Ifremer réalisé dans l'estuaire de la Gironde, l'engin chalut n'y étant autorisé que pour les pêches scientifiques.

Dans la catégorie filet, en estuaire il s'agit essentiellement de filet maillant dérivant et en mer de filet trémail fixe. On notera en fleuve 1 évènement de capture au haveneau en Garonne (dans le cadre d'une pêche scientifique) et 1 à la nasse en Dordogne; dans l'estuaire de la Gironde, 1 évènement de capture au haveneau, 1 dans les filtres de la centrale du Blayais et 2 avec un tamis pibalour. Au carrelet ont été recensés 1 évènement en estuaire et 1 en fleuve. 5 échouages ont été observés, 1 en fleuve aux Pays-Bas (*A. sturio* lâchés dans le cadre d'une étude scientifique (Brevé et al. 2014b)), 1 dans le panache de l'estuaire de la Gironde et 3 sur la côte atlantique.

4 observations correspondent à des individus « trouvés », c'est-à-dire flottant près de la surface, affaiblis ou morts, 2 dans l'estuaire de la Gironde, 1 dans le panache, 1 en Atlantique.

Pour 7 observations, les modalités n'ont pas été renseignées.

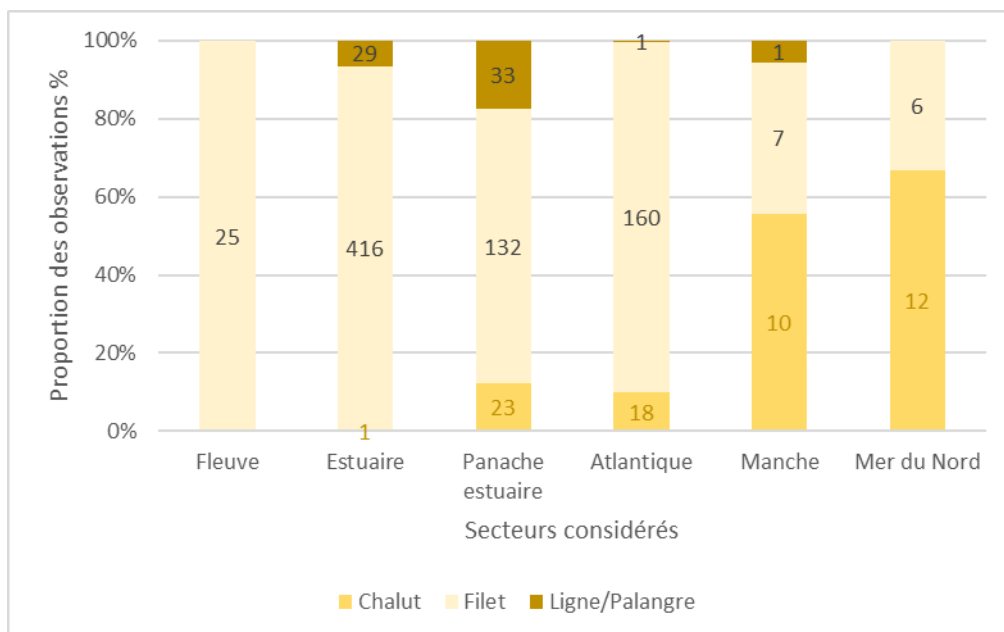


Figure 8 : Proportion des observations déclarées en fonction du type d'engin de capture et du secteur considéré. Le nombre d'observations est indiqué par type d'engin sur le bar plot (BD STURWILD extraction du 15/02/2022).

Les déclarations étant basées sur le volontariat, ces informations concernant les engins de pêche sont uniquement qualitatives, elles ne peuvent pas être interprétées de manière quantitative. De plus, il s'agit des trois types d'engins principaux, plusieurs autres modalités d'observations ont été recensées, celles-ci représentant moins de 1 % des observations (e.g. haveneau, nasse, filtre de la centrale du Blayais, tamis pibalour, carrelet, échouage). Au cours de la période 2006-2021, 36 individus issus des observations correspondent à des mortalités (observées directement ou suite à l'observation, sans distinction systématique possible au sein des déclarations), soit 2 % des individus observés, ce qui correspond à 4 % des observations (dont 3.3 % issus des captures accidentelles, le reste correspondant à des individus trouvés morts en surface ou échoués). Les mortalités sont observées essentiellement en mer (83 % des individus considérés morts) et en France (72 % des individus considérés morts; Figure 9). Si on met en regard le nombre d'observations correspondant à des individus morts et le nombre d'observations par pays, les proportions varient en fonction des pays : il s'agit de 50 % des observations en Angleterre, 60 % des observations en Espagne, 3 % des observations en France, 27 % des observations aux Pays-Bas et la seule déclaration faite en Norvège. Si on regarde par modalité d'observation la proportion de mortalité observée par ordre décroissant : il s'agit de 100 % des individus « trouvés » (N=2), de 80 % des individus échoués (N=4), de 33 % des individus capturés au chalut électrique à crevettes (N=2, Pays-Bas), de 27 % des individus issus des modalités « non renseignées » (N=3), de 7.7 % des individus capturés au chalut (N=6) et de 1.2 % des individus capturés au filet (N=19). Les effectifs sont faibles, il faut garder à l'esprit que ce sont des informations relatives et qualitatives. Elles peuvent par exemple orienter les efforts de sensibilisation et des études complémentaires vers certains secteurs, certains pays et certaines modalités de capture.

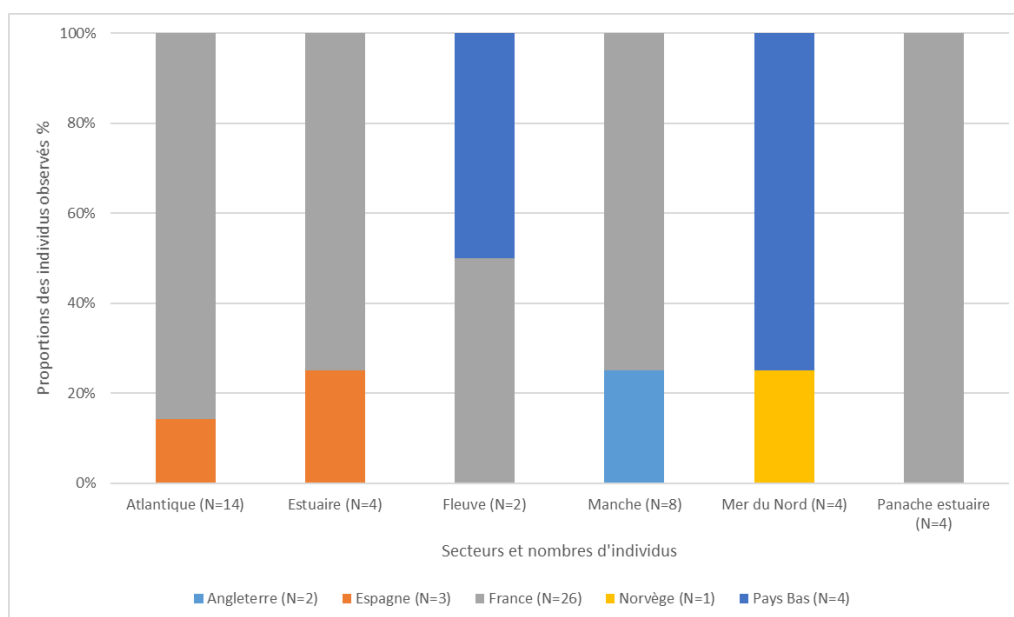


Figure 9 : Proportions des individus observés morts en fonction des secteurs et par pays (BD STURWILD extraction 15/02/2022). Les effectifs sont indiqués entre parenthèse (N=).

II.4. Saisonnalités des observations

Ci-après, les saisons ont été définies de la façon suivante : l'hiver comprend les mois de janvier février mars; le printemps les mois d'avril mai juin, l'été les mois de juillet août septembre, l'automne les mois d'octobre novembre décembre.

Le patron des observations en fonction des saisons sur les côtes françaises est similaire à celui à l'échelle européenne **sauf pour la mer du Nord (Figure 10; Figure 11)**. Pour les fleuves, estuaire et la côte atlantique, les observations sont essentiellement effectuées au cours du printemps puis au cours de l'hiver, de l'automne et enfin de l'été. Pour le panache de l'estuaire, le patron d'observation saisonnier est un peu différent des autres secteurs avec des observations principalement au printemps puis en automne, en hiver et enfin en été. Cependant si on regarde la proportion d'individus capturés plutôt que les observations, cette tendance est modifiée pour ce secteur où il y aurait plus d'individus observés en hiver (40 %) puis en automne (30 %), au printemps (23 %) et enfin en été (7 %). Il existe également une variabilité interannuelle essentiellement pour les observations dans les fleuves, le panache, la Manche et la mer du Nord, les tendances représentant un mélange entre le comportement des observateurs et celui des poissons, ce dernier pouvant évoluer avec l'âge des individus et l'évolution de leurs préférences écologiques.

Pour les fleuves (essentiellement la Dordogne, 1 observation dans le Rhin suite à des lâchers expérimentaux, et 1 en Garonne), au printemps il s'agit essentiellement de juvéniles, correspondant aux individus lâchés dans la Dordogne entre 2008 et 2015, et de géniteurs potentiels (longueur totale >140 cm) en 2007 et depuis 2020. En hiver (mars), été et automne, il s'agit également de juvéniles issus du repeuplement en cours de dévalaison entre 2009 et 2015 en Dordogne et en Garonne.

Dans l'estuaire (essentiellement la Gironde, 1 observation dans l'estuaire de la Nervion en Espagne à l'automne 2015), la tendance d'observation saisonnière reste homogène quelle que soit l'année. On peut raisonnablement penser que cette tendance reflète les observations déclarées par les pêcheurs dans l'estuaire dont l'activité au filet maillant dérivant est plutôt printanière plutôt que le comportement des poissons.

Dans le panache estuarien (essentiellement le panache de l'estuaire de la Gironde, 1 observation dans le panache de la Loire au printemps 2012 et 1 dans le panache de la Seine au printemps 2015), la variabilité interannuelle des observations saisonnières est importante. De la même façon, le nombre d'observations a varié dans le temps avec

des observations nombreuses entre 2012 et 2014 (plus de 100 par année) puis peu d'observations (moins de 40 par année) après 2015. Entre 2012 et 2014 les observations étaient principalement faites en hiver (janvier) ou à l'automne (novembre et décembre) puis, les années suivantes, principalement au printemps en alternance avec l'été et l'automne. L'interprétation est délicate, entre l'écologie de l'espèce qui évolue avec la structure en âge de la population et les pratiques des observateurs.

En Atlantique, la tendance est relativement homogène en fonction des années.

En Manche et en mer du Nord, la variabilité interannuelle est importante mais il y a peu d'observations. Pour la côte française de la mer du Nord, les observations ont été réalisées en hiver et au printemps mais cela ne concerne que 3 observations.

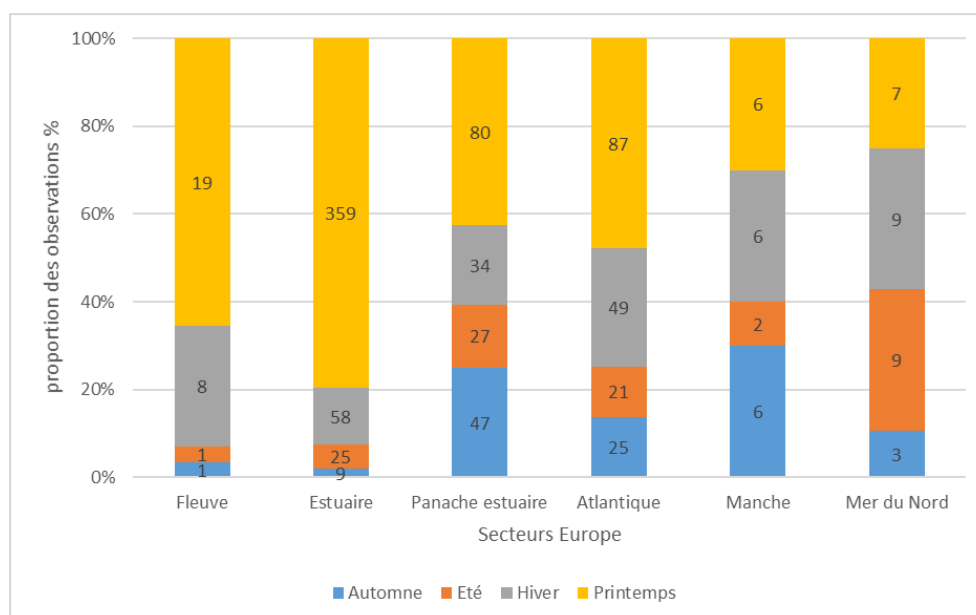


Figure 10 : Proportion des observations par secteurs en fonction des saisons en Europe (BD STURWILD extraction 15/02/2022).

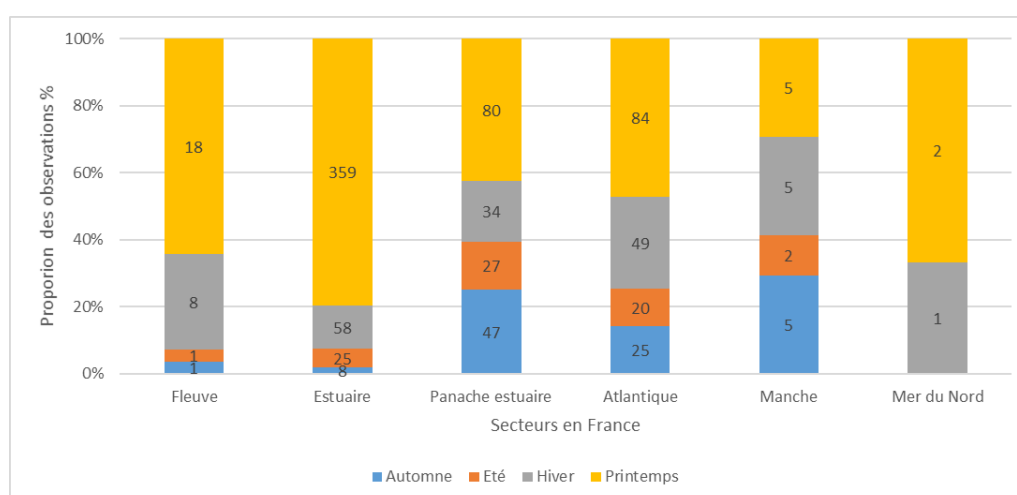


Figure 11 : Proportion des observations par secteurs en fonction des saisons en France (BD STURWILD extraction 15/02/2022).

II.5. Profondeur des observations

Pour environ 22 % des observations, les profondeurs ont été renseignées (précisément ou dans une gamme de profondeur), ce taux de renseignement étant variable selon les milieux (46 % pour l'Atlantique, 16 % pour l'estuaire,

25 % pour le panache de l'estuaire, 8 % pour la Manche, 4 % pour la mer du Nord et moins de 1 % pour les fleuves; Figure 12).

Les observations les plus profondes en fonction des secteurs correspondent à 114 m en Atlantique, 85 m en mer du Nord, 70 m en Manche, 35 m dans le panache des estuaires et 25 m dans l'estuaire de la Gironde. Les observations en estuaire ont majoritairement été réalisées à moins de 10 m, dans le panache entre 20 et 30 m tout comme en Atlantique. Il y a trop peu d'observations en Manche et en mer du Nord pour proposer une gamme majoritaire.

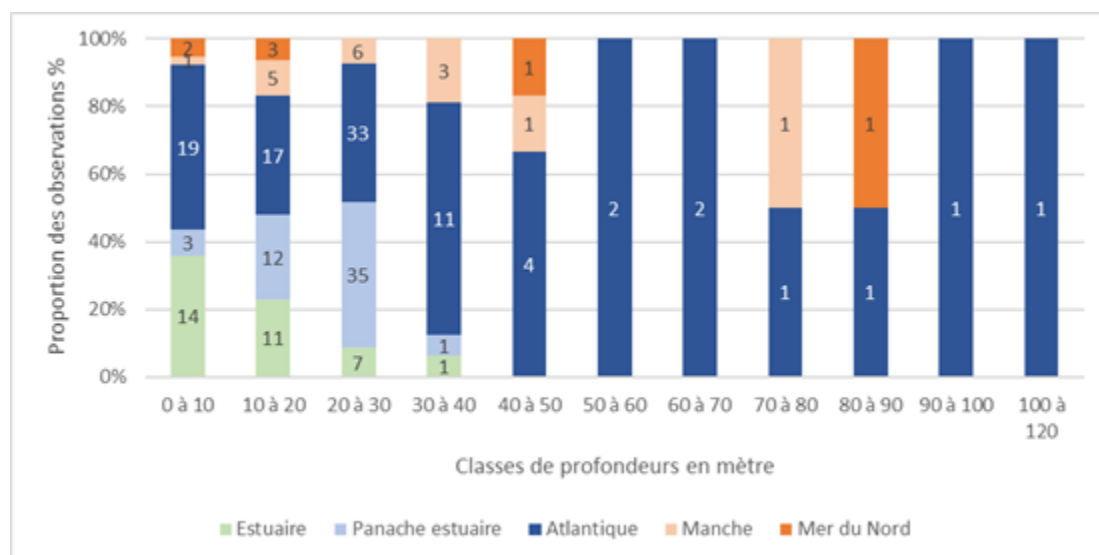


Figure 12 : Proportion des observations par classes de profondeurs en fonction des secteurs (extraction BD STURWILD 15/02/22, 200 observations tous secteurs confondus).

II.6. Les observations en mer : distances d'observation par rapport à l'estuaire

Pour les individus capturés en milieu marin (i.e. du panache de l'estuaire jusqu'à la mer du Nord), les distances entre l'embouchure de l'estuaire (le milieu de la ligne entre la pointe de la Coubre et la plage de Soulac; coordonnées WGS84 -1.1777/45.5831) et leur localisation en mer ont été calculées. A l'aide du logiciel R, la distance la plus courte à l'estuaire de la Gironde a été calculée pour chaque maille de 10*10 km en excluant les milieux marins avec une profondeur supérieure à 150 m (considérés comme inutilisés par l'espèce; Letaconnoux 1961, Rochard et al. 1997, Lepage and Rochard 2011) et les milieux terrestres. Ce même calcul a été utilisé dans la PARTIE 2 « I.3.c Variables géographiques » pour le calcul de la distance aux estuaires de la Gironde, de la Seine, du Rhin et de l'Adour.

Il n'existe pas de relation significative entre la longueur des individus en mer et la distance à l'estuaire (régression linéaire, p-value = 0.27). Cependant, il semble que la distance à l'estuaire varie en fonction de la saison (test statistique de Kruskal Wallis, p-value < 0.01), les observations ayant tendance à être réalisées plus loin de l'estuaire en été et en hiver, à une distance moyenne de 339 et 279 km, respectivement (c.a.d. entre juillet et septembre et entre janvier et mars), qu'en automne et au printemps où la distance moyenne est de 157 et 188 km, respectivement (Figure 13). D'un point de vue de l'écologie de l'espèce, il serait intéressant de vérifier cette tendance. Si les individus sont plus près de l'estuaire à l'automne et au printemps, leur présence peut éventuellement être associée à des allers-retours entre le milieu marin et l'estuaire plus fréquents à ces saisons.

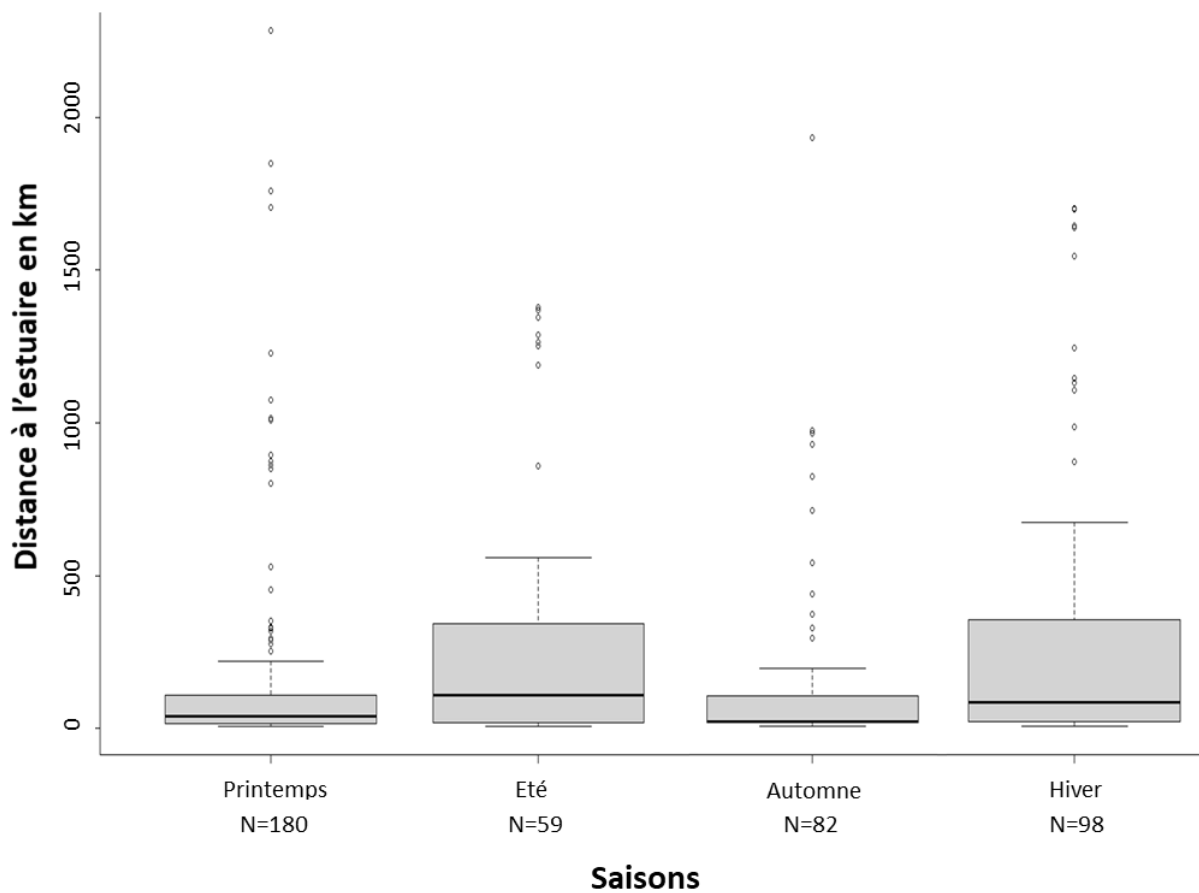


Figure 13 : Diagramme en boîte des observations en mer en fonction de la distance à l'estuaire (BD STURWILD extraction 15/02/2022). La boîte grisée correspond à l'intervalle interquartile (premier et troisième quartiles), la barre horizontale noire représentant la médiane. Les extrémités des lignes pointillées représentent les valeurs minimales et maximales, les atypiques étant représentées par des ronds. Les effectifs par saison sont indiqués en abscisse (N=).

PARTIE 2 : ANALYSE DES HABITATS EN MER

I. Matériel et méthodes

I.1. Zone d'étude

La zone étudiée est uniquement marine, elle est située dans les eaux tempérées de l'Atlantique Nord-Est et comprend le Golfe de Gascogne, la Manche et quelques parties de la mer Celtique et de la mer du Nord (Figure 14).

Le Golfe de Gascogne constitue une baie ouverte sur l'océan qui couvre la côte nord espagnole jusqu'à la pointe occidentale nord de la Bretagne. Il s'étend depuis la côte jusqu'à 250 m de profondeur au niveau du plateau continental et 5 000 m dans la plaine abyssale. Il est caractérisé par une circulation océanique relativement faible, des courants marins allant en direction des pôles, variables selon les saisons, et agrémentés de courants résiduels alimentés par les gradients de vents, de marées et de densité d'eau (Koutsikopoulos and Le Cann 1996). Le Golfe de Gascogne est composé de régimes hydrologiques et climatiques complexes avec des dynamiques spatiales et temporelles fortes. Les principaux ruissèlements d'eau douce ont lieu au niveau des estuaires de la Gironde et de la Loire où se forment des panaches fluviaux (Koutsikopoulos and Le Cann 1996).

La zone maritime Manche-mer du Nord s'étend sur le plateau continental, de la pointe de la Bretagne à la Belgique sous forme d'un couloir étroit et peu profond de 500 km entre les côtes françaises et anglaises. La circulation des masses d'eau est conditionnée par les marées, les vents et la densité de l'eau (Hardisty 1990). Les températures marines sont influencées par la dérive nord-atlantique et les intrusions d'eau plus chaude du Gulf Stream. Les ruissèlements importants d'eau douce des fleuves côtiers réduisent la salinité et augmentent la productivité primaire dans la Manche et la mer du Nord (McClellan et al. 2014). La Manche est alimentée en eaux douces par les fleuves français (e.g. la Somme, la Seine) et anglais (i.e. les fleuves Exe, Test et Tamar). Quant à la mer du Nord, les principaux apports d'eau douce proviennent des fleuves néerlandais (e.g. le Rhin), allemands (e.g. l'Elbe) et britanniques (la Tamise). Les dynamiques saisonnières influencent l'océanographie physique et biologique de la Manche (Southward et al. 2005), ce qui régule la disponibilité en nourriture primaire.

La mer Celtique débute au niveau de la pointe de la Bretagne et s'étire entre la côte ouest de l'Angleterre et le sud de l'Irlande. Elle est alimentée en eau douce par le Barrow, en Irlande.

I.1.a Etendue

La zone d'étude **retenue** s'étend depuis l'estuaire d'Ortigueira en Espagne jusqu'au canal de la mer du Nord aux Pays-Bas et à l'estuaire de Mawddach au Royaume-Uni (Figure 14). Cette étendue a été conditionnée par celle de certaines variables environnementales utilisées (voir la PARTIE 2 « I.3.a Variables physico-chimiques et hydrodynamiques ») et par la biologie de l'espèce.

Pour ce second point, étant donné l'absence de données d'absence dans le jeu de données de répartition de l'esturgeon européen utilisé pour cette étude, des pseudo-absences ont été utilisées à la place (voir la PARTIE 2 « I.2

Données de distribution de l'esturgeon européen »). Celles-ci étant généralement sélectionnées au sein de la zone d'étude, le choix de l'étendue de cette dernière est important car il peut affecter les performances des modèles (Barbet-Massin et al. 2012, Guisan et al. 2017). Une zone d'étude trop grande par rapport aux observations de l'espèce augmente le nombre de localités non favorables ou inutilisées, ce qui a pour conséquence de surestimer l'écart des différences de conditions environnementales modélisées entre les secteurs occupés et ceux inoccupés (Acevedo et al. 2012). Il est donc nécessaire de contraindre l'étendue spatiale sur une base réaliste d'accessibilité pour l'espèce. Un découpage de la zone a donc été fait afin de ne garder que les secteurs dont la profondeur est inférieure ou égale à 150 m (Figure 14). En effet, d'après les informations de la base de données STURWILD et la littérature, toutes les observations d'esturgeon européen recensées à ce jour ont été réalisées à des profondeurs inférieures à 150 m (Letaconnoux 1961, Rochard et al. 1997, Lepage and Rochard 2011).

1.1.b Résolution

La zone d'étude a été découpée en 3095 mailles de 10*10 km en utilisant la grille de référence standardisée de l'Agence européenne pour l'environnement¹¹. Ce choix de résolution considère le niveau de précision des localisations des observations accidentelles qui peut aller jusqu'à 10 km d'incertitude en mer, à dire d'experts (voir la PARTIE 2 « 1.2.a Base de données STURWILD »). Lorsqu'au moins une observation accidentelle se trouvait dans une maille, cette dernière était considérée comme une maille de présence.

1.1.c Nettoyage des mailles

Etant donné la taille limitée du jeu de mailles avec des présences pour cette étude, la perte d'une maille de présence n'est pas sans risque car elle peut amener à la perte d'une information écologique cruciale (Sillero et al. 2021). Le nettoyage des mailles a donc été le plus parcimonieux possible. Il s'est avéré que certaines mailles, côtières ou en bordure de zone, contenaient peu d'information environnementale à cause d'une superposition insuffisante avec les couches SIG environnementales utilisées pour le calcul des variables. Afin de s'assurer que l'information environnementale utilisée pour le calcul des variables environnementales était suffisante, certaines mailles ont donc été éliminées.

Les mailles côtières dont la surface en mer était inférieure à 10 % ont été supprimées. De la même manière, les mailles dont la couverture par les couches SIG environnementales était inférieure à 30 % ou à 0.5 pixels (pour celles au format raster) ont été exclues. Au sein de ces mailles supprimées, 10 mailles de présence situées au niveau de côtes très découpées avec des données environnementales partielles ont été repérées. Elles ont été conservées et, pour les variables où l'information environnementale était insuffisante, la moyenne avec les valeurs des mailles adjacentes a été calculée et leur a été attribuée. Enfin, une vérification visuelle a été réalisée afin d'enlever les mailles situées en estuaires. Comme évoqué dans l'introduction, les choix méthodologiques de l'étude ne sont pas adaptés à une application en estuaire.

La référentiel utilisé pour définir le trait de côte est celui fourni par Eurostat (Eurostat 2021)¹² à l'échelle 1 :1 Million.

¹¹ www.eea.europa.eu. L'utilisation de cette grille de référence est recommandée afin d'optimiser la gestion de l'information spatiale. Si nécessaire, il sera possible par la suite de faire des compilations ou des comparaisons avec d'autres projets qui utiliseraient ce référentiel.

¹² <https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/administrative-units-statistical-units/>

I.2. Données de distribution de l'esturgeon européen

I.2.a Base de données STURWILD

La description des données contenues dans la base de données STURWILD est présentée dans la PARTIE 1 de ce rapport.

Les données STURWILD ont été filtrées afin de ne garder que celles adéquates pour les SDM. Ainsi, ont été exclues les données correspondant aux espèces autres que *Acipenser sturio*, les données de type « échouage », les données sans coordonnées géographiques, antérieures à 2012 (i.e. afin de correspondre à l'étendue temporelle de certaines variables environnementales, voir PARTIE 2 « I.3.a Variables physico-chimiques et hydrodynamiques »), ainsi que les données situées à l'extérieur de la zone d'étude et en estuaires ou fleuves puisque les modèles sont utilisés pour identifier les habitats favorables de l'espèce en milieu marin. Au final, 311 observations accidentelles ont été retenues (Figure 14A&B).

Le dernier export de la base de données STURWILD afin de créer le jeu de données de présence utilisé pour les analyses date du 2 juillet 2021.

Ces données de présence présentent la particularité de provenir de déclarations volontaires suite à des observations accidentelles faites par différents engins de pêche, les deux principaux étant par ordre d'importance, le filet trémail fixe et le chalut de fond (Figure 8). Il en résulte un degré d'imprécision dans leurs localisations, l'ordre de grandeur de cette imprécision pouvant aller jusqu'à 10 km, comme évoqué précédemment.

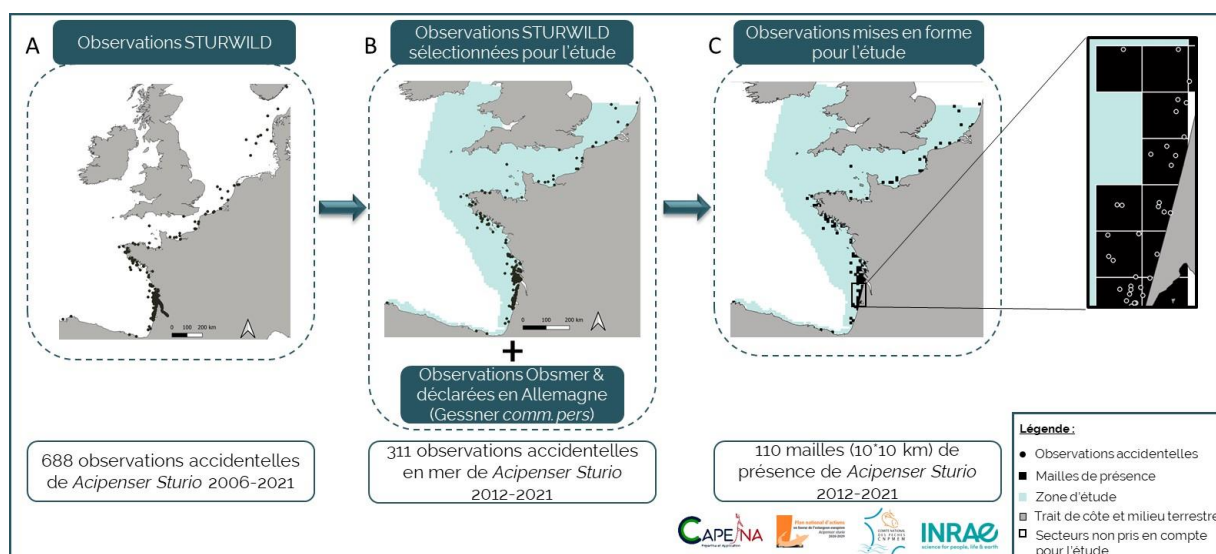


Figure 14 : Illustration de la démarche de mise en forme des observations accidentelles d'esturgeon européen afin de les utiliser dans les modèles de distribution d'espèces (bases de données STURWILD (N=107 mailles), Obsmer (N=2) & Gessner comm. pers. (N=1)). L'étendue de la zone d'étude, en bleu clair, correspond aux secteurs marins dont la profondeur est inférieure ou égale à 150 m.

I.2.b Acquisition d'autres données d'observation

Afin de compléter la base de données STURWILD et d'augmenter le nombre d'observations d'esturgeon européen pour les analyses, quelques observations provenant d'autres bases de données ont été ajoutées. Plus précisément,

deux mailles du programme Obsmer¹³ (Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture - DPMA, Ifremer) et une maille issue de captures accidentelles en mer déclarées en Allemagne (Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries - IGB) ont été ajoutées (Gessner, *comm. pers.*). Ainsi, après application de la grille de résolution 10*10 km, 110 mailles de présence ont été obtenues. Quand au moins une observation accidentelle tombait dans une maille alors cette maille devenait une maille de présence (Figure 14C). Nous avons obtenu l'accord d'utilisation des informations Obsmer pour ce travail par la DPMA et l'Ifremer (Système d'Informations Halieutiques - SIH) en mai 2021¹⁴.

1.2.c Particularité des données

Ces données participatives n'ont pas été récoltées selon un échantillonnage aléatoire comme cela est recommandé pour les analyses d'habitat (Guisan et al. 2017). Cela signifie qu'il n'est pas possible de savoir si les données d'observation sont indépendantes entre elles, ni si toutes les combinaisons environnementales où l'espèce est présente ont été prospectées (Phillips et al. 2009). De plus, il est probable que l'effort d'échantillonnage ne soit pas uniforme à travers la zone d'étude, ne permettant pas que les conditions environnementales disponibles aient été échantillonnées proportionnellement à leur disponibilité relative (Hastie and Fithian 2013). Si ces prérequis ne sont pas respectés ou ne sont pas correctement pris en compte dans les analyses, il peut en résulter des biais dans les résultats : la distribution modélisée correspond alors à un mélange entre la répartition de l'espèce et la répartition de l'effort d'échantillonnage (Sillero et al. 2021). L'effort d'échantillonnage n'étant pas connu dans le cadre de cette étude, il est par exemple possible que certaines zones où l'espèce est présente n'aient pas été prospectées. De par leur caractère opportuniste, il est également possible que des observations accidentelles n'aient pas été déclarées. Il en résulte une absence de données dans cette zone qui peut être faussement considérée comme une zone non favorable à l'espèce par les modèles. Des approches de filtres ont été utilisées afin de prendre en compte au mieux ces possibles biais et sont détaillées dans la PARTIE 2 « 1.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels ».

Ce jeu de données correspond à des données de présence uniquement. Aussi, des pseudo-absences ont été générées pour pallier ce problème. Enfin, ne disposant pas d'un jeu de données indépendant pour évaluer les qualités prédictives des modèles, une approche dite de validation croisée a été utilisée (voir la PARTIE 2 « 1.4.c Données d'absence et de validation »).

1.3. Variables environnementales

Etant donné le peu de connaissances sur l'écologie marine de l'esturgeon européen, le choix a été fait de calculer une grande diversité de variables dans un premier temps. Celles-ci ont été choisies à partir des bases de données disponibles et de ce qui est couramment utilisé dans la littérature portant sur les SDM appliqués en milieu marin. La recherche bibliographique a été portée en priorité sur les études marines portant sur d'autres espèces de poissons diadromes et/ou du genre *Acipenser*, sur les études récentes et celles réalisées dans les eaux tempérées de l'Atlantique Nord-Est.

¹³ Il s'agit d'observations de captures faites à bord de navires de pêche par des observateurs (<https://sih.ifremer.fr>).

¹⁴ Les résultats et conclusions de cette étude n'engagent que leurs auteurs.

Le calcul des variables environnementales a été réalisé à l'aide des logiciels R (R Core Team, 2020) et QGIS (version 3.10.14). Les parties ci-dessous développent pour chaque catégorie de données environnementales, les différentes variables qui ont été calculées.

1.3.a Variables physico-chimiques et hydrodynamiques

Choix de la source de données

Pour les variables physico-chimiques et hydrodynamiques, deux sources de données se sont avérées intéressantes : les modèles issus du projet MARC¹⁵ sur la zone Manche Gascogne (i.e. les modèles MARS 2D, MARS 3D, ECO-MARS 3D, MARC WW3) et ceux du E.U. Copernicus Marine Service Information¹⁶ (i.e. les modèles intitulés Atlantic-European North West Shelf-Ocean Biogeochemistry Reanalysis (Mercator Ocean International 2020a) et Atlantic-European North West Shelf-Ocean Physics Reanalysis (Mercator Ocean International 2020b)). Un travail a donc été mené afin de comparer les modèles entre eux pour choisir la source la plus appropriée, en se basant sur la variable « température moyenne sur le fond marin » en 2006. Les éléments ayant été comparés sont les suivants (Annexe 3) : les étendues spatiales et temporelles des modèles, leurs résolutions côtières, l'épaisseur de la couche 3D correspondant au fond marin, la cohérence entre les valeurs de température sur l'ensemble de la zone d'étude et au niveau des mailles de présence. Les résultats de ces comparaisons montrent : 1/ de plus grandes étendues spatiales et temporelles disponibles pour les modèles Copernicus (Annexe 3A&D); 2/ une information plus précise et complète au niveau des zones côtières pour les modèles MARC; 3/ une température modélisée sur le fond marin similaire entre les 2 sources de données sur l'ensemble de la zone d'étude (Annexe 3C). Ces résultats ainsi que des échanges avec les collègues de l'équipe FREEMA d'EABX nous ont amenées à choisir les modèles du projet MARC. En effet, la majorité des observations accidentelles d'esturgeon européen étant localisée à proximité des côtes (i.e. 95 % sont situées à des profondeurs inférieures à 50 m; Figure 12), la précision de l'information environnementale côtière a été privilégiée. Ce choix a néanmoins conditionné l'étendue spatiale de la zone d'étude et l'étendue temporelle des observations d'esturgeon européen retenues pour les analyses (i.e. 2012-2021). En conséquence, 14 observations accidentelles (= 14 mailles de présence) ont été exclues car situées en dehors de la zone d'étude et 9 observations accidentelles (= 7 mailles de présence) ont été exclues car antérieures à 2012.

Calcul des variables physico-chimiques et hydrodynamiques

Les variables physico-chimiques et hydrodynamiques issues du projet MARC sont des variables temporellement et spatialement dynamiques, disponibles à une résolution temporelle horaire, des résolutions spatiales de 2.5*2.5 à 4*4 km selon les modèles, et pour différentes profondeurs de la colonne d'eau. C'est l'information au niveau du fond marin qui a été utilisée afin d'être cohérent avec l'écologie des espèces d'Acipensériformes qui sont principalement benthiques (Bemis et al. 1997). De plus, les fichiers journaliers à l'heure de midi (i.e. données brutes) ont été utilisés sur la période 2012-2020 afin de réduire les temps d'export des données et de calcul des variables. Les variables calculées initialement sont les suivantes : « concentration en oxygène dissous », « concentration en chlorophylle-a », « extinction lumineuse », « concentration en particules solides inorganiques en suspension », « température », « salinité », « vitesse méridionale du courant » (i.e. sur l'axe nord-sud), « vitesse zonale du courant » (i.e. sur l'axe est-ouest), « vitesse du courant » (méridionale et zonale non distinctes), « amplitude zonale de déplacement du sédiment », « amplitude méridionale de déplacement du sédiment », « amplitude de déplacement du sédiment » (méridionale et zonale non distinctes). A partir de ces variables, différents paramètres ont été calculés sur la période

¹⁵ Modélisation et Analyse pour la Recherche Côtière. <https://marc.ifremer.fr>

¹⁶ <https://resources.marine.copernicus.eu/products>

2012-2020, à partir de l'information journalière (i.e. données brutes) et mensuelle (i.e. moyennes mensuelles des données brutes) sur la base de ce qui est communément fait dans la littérature (Bradie and Leung 2017) : la moyenne, l'étendue moyenne, le minimum moyen, le maximum moyen et la variabilité moyenne.

Les très fortes corrélations généralement obtenues entre les différents paramètres calculés pour une même variable ont abouti à ne retenir qu'un à deux paramètre(s) par variable, sur la base de ce qui semblait le plus pertinent par rapport à l'écologie de l'esturgeon européen. Les variables « amplitude zonale de déplacement du sédiment sur le fond marin », « amplitude méridionale de déplacement du sédiment sur le fond », « vitesse méridionale du courant sur le fond marin », « vitesse zonale du courant sur le fond marin », « particules solides inorganiques en suspension sur le fond marin » ont été écartées dès cette première étape car jugées redondantes avec d'autres qui étaient retenues.

1.3.b Variables topographiques

La couche SIG bathymétrique utilisée pour le calcul des variables topographiques a été téléchargée sur le portail EMODnet¹⁷ à une résolution de 90*90 m. A partir de cette couche, la profondeur et la pente (outil « Pente ») moyennes ont été calculées sous QGIS, ainsi que la rugosité du fond marin (outil « Rugosité ») qui représente le degré d'irrégularité de la surface. Il est calculé en récupérant la plus grande différence inter-cellules d'un pixel central et de ses cellules environnantes. L'index de Position Topographique (TPI; Outil « Index de Position Topographique ») a aussi été estimé et représente la différence entre un pixel central et la moyenne de ses cellules environnantes. Enfin, la courbure de la pente a été calculée sous R avec la fonction « curvature » du package « spatialEco ». Ces variables ont été choisies car il a été montré que l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*) appréciait les fonds marins aux structures topographiques complexes (Huff et al. 2011).

1.3.c Variables géographiques

Concernant les variables géographiques, la latitude du centre des mailles a été récupérée, ainsi que la distance à la côte la plus proche et la distance à l'estuaire de la Gironde. Cette dernière variable a été obtenue en calculant, pour chaque maille, la distance la plus courte à l'estuaire de la Gironde en excluant les milieux marins avec une profondeur supérieure à 150 m (considérés comme inutilisés par l'espèce) et les milieux terrestres. Pour réaliser leur cycle de vie, les individus reviennent pour la plupart dans leur fleuve de naissance pour se reproduire et ce, à plusieurs reprises (i.e. espèce itéropare; Acolas et al. 2011). De plus, il a été évoqué une particularité dans le système GGD, avec une fraction de la population parmi les juvéniles qui semble effectuer des allers-retours entre l'estuaire et la mer à certaines saisons (i.e. « mouvée de la Saint Jean »; Castelnaud et al. 1991). L'hypothèse a donc été émise que leur répartition marine pouvait être conditionnée par la distance à cet estuaire.

1.3.d Variables de substrat

L'esturgeon européen est une espèce adaptée pour se nourrir sur le fond de diverses proies benthiques, dont des polychètes et des crustacés, d'après des études réalisées en milieu estuarien (Brosse et al. 2000, Acolas et al. 2017).

¹⁷ <https://portal.emodnet-bathymetry.eu/>

La prise en compte de variables influençant la présence de ses proies s'est donc avérée nécessaire. Pour cela, le type de substrat présent sur le fond marin a été considéré comme un proxy des proies présentes (McBreen et al. 2008).

Les variables de substrat ont été générées à partir la carte européenne à large échelle EMODnet représentant les sédiments du fond marin¹⁸. Cette couche présente l'avantage d'avoir déjà 5 regroupements cohérents et simplifiés de types de substrat en fonction de la classification de Folk (Folk 1954; Figure 15). Les sédiments grossiers et mixtes ont cependant été regroupés ensemble pour cette étude afin d'augmenter la surface de cette nouvelle classe sur la zone d'étude. Cela a donc abouti à 4 classes de substrat utilisées : 1/ vaseux à sable vaseux, 2/ sableux, 3/ sédiments grossiers et mixtes, 4/ structures et blocs rocheux.

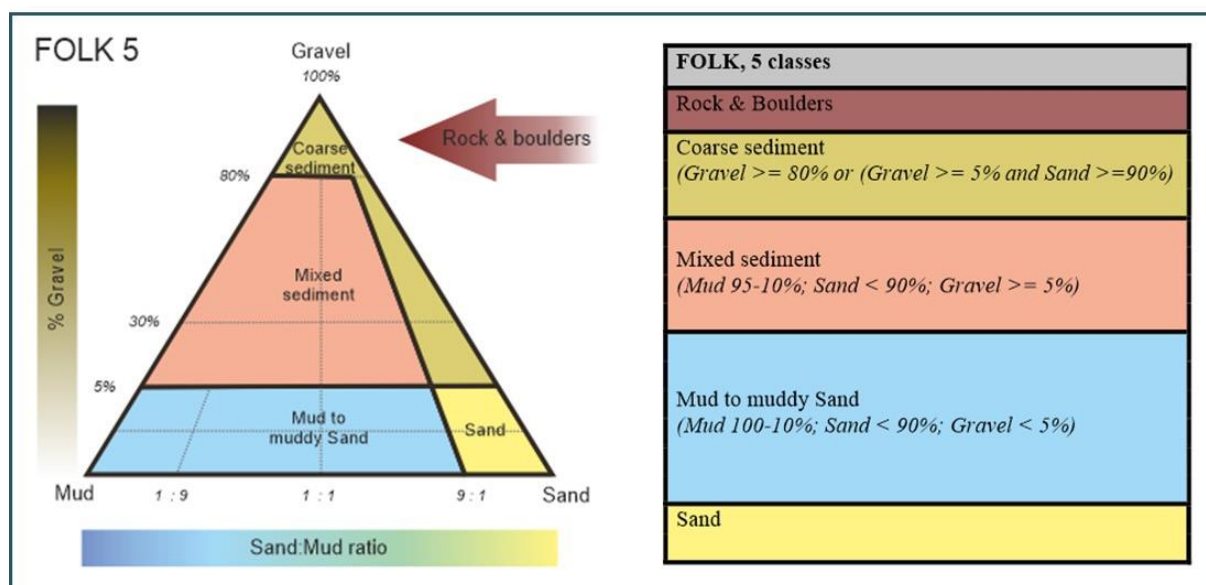


Figure 15 : Présentation de la méthode de classification Folk 5 des sédiments utilisée par EMODnet. Source : <https://www.emodnet-geology.eu/data-products/seabed-substrates/>.

Initialement, le calcul du pourcentage de chacune des classes au sein des mailles de 10*10 km a été effectué. Cependant, les distributions des variables obtenues étant bimodales (forte dominance de 0 et de 100), elles n'étaient pas très adaptées pour les SDM. De nouveaux paramètres ont alors été calculés pour chaque classe de substrat : la distance au patch de substrat le plus proche. Une valeur de 0 signifie la présence de la classe de substrat dans la maille, puis plus la valeur augmente plus la maille est éloignée de cette classe de substrat.

Etant donné la grande étendue de la zone d'étude, la faible précision des localisations des observations accidentelles et la nécessité d'avoir des variables avec une représentation et une variabilité suffisantes sur la zone d'étude, il n'a pas été possible d'étudier plus finement l'influence du substrat sur la répartition de l'esturgeon européen.

1.3.e Echelles de calcul des variables

D'après la littérature, la répartition spatiale des espèces fortement mobiles, comme l'esturgeon européen, peut être davantage liée à des paramètres d'habitat calculés à l'échelle du paysage qu'à proximité immédiate (Kendall et al. 2011). Ainsi, deux échelles spatiales ont été testées pour le calcul de certaines variables environnementales (Annexe

¹⁸ <https://www.emodnet-seabedhabitats.eu>

4). La première, appelée « échelle locale », a consisté à calculer les paramètres des variables au sein même des mailles. Par exemple, pour la température moyenne, tous les pixels de température moyenne contenus dans une maille de 10*10 km ont été moyennés. La deuxième, appelée « échelle du paysage », a calculé les paramètres des variables au sein d'une fenêtre mouvante de 50 km de côté (cela correspond à $5*5 = 25$ mailles). Par exemple, pour la température moyenne, tous les pixels de température moyenne au sein des 25 mailles contenues dans la fenêtre mouvante ont été moyennés, et la valeur obtenue a été ramenée à la maille centrale d'intérêt. Une matrice de corrélation a ensuite été réalisée sur l'ensemble des variables calculées aux deux échelles spatiales (Annexe 5).

1.3.f Variables sélectionnées pour les analyses de modélisation

Bien que certaines variables calculées aient été écartées dès les étapes de calcul présentées précédemment, le nombre de variables obtenu s'est avéré être encore beaucoup trop important pour pouvoir toutes les utiliser dans les SDM (Annexe 4). Ainsi, plusieurs méthodes ont été mises en œuvre afin de faire une nouvelle sélection la plus pertinente possible. Elles sont listées ci-dessous :

- Corrélation¹⁹ des variables avec les mailles de présence : les variables non corrélées significativement aux mailles de présence ont été exclues, comme recommandé par Sillero et al. (2021).
- Matrices de corrélation : les variables calculées à l'échelle du paysage ont été écartées car elles étaient très fortement corrélées à celles calculées localement, ce qui ne présentait aucune utilité de les garder. Ceci traduisant une certaine homogénéité des variables dans les 50 km autour des mailles, ce sont les variables locales (i.e. 10*10 km) qui ont été conservées dans les analyses. Parmi celles-ci, les variables retenues avaient un coefficient de corrélation de Pearson inférieur à $|0.58|$ afin d'éviter qu'elles ne soient trop corrélées entre elles.
- Calcul du facteur d'inflation de la variance (VIF; Akinwande et al. 2015) : cet indicateur représente la corrélation d'une variable avec toutes les autres; les variables retenues avaient un VIF inférieur à 6.52 afin d'éviter également qu'elles ne soient trop corrélées entre elles (Sillero et al. 2021). La présence de variables fortement corrélées dans un même modèle peut avoir des effets négatifs sur les résultats (e.g. biais dans l'estimation des coefficients ou de l'importance des variables; Júnior and Nóbrega 2018).
- Distribution : les variables avec des distributions unimodales et une variabilité suffisante sur la zone d'étude ont été privilégiées, comme cela est recommandé pour l'utilisation des SDM.
- Regard d'expert : les variables semblant les plus pertinentes écologiquement ont été privilégiées, sur la base des connaissances actuelles sur l'espèce.

Ainsi, 12 variables ont été sélectionnées pour une utilisation dans les SDM. Elles sont présentées dans le Tableau 1. L'Annexe 4 récapitule également les différentes variables environnementales présélectionnées, regroupées par catégorie, puis celles qui ont été finalement retenues pour la modélisation.

¹⁹ Corrélation point-bisériale

Tableau 1 : Description des 12 variables retenues pour être utilisées dans les modèles de distribution d'espèces et hypothèses émises quant à leur influence sur la répartition de l'esturgeon européen.

Catégories	Descriptions / Codes	Unités	Modèles	Hypothèses biologiques/écologiques et relations attendues	Source
Variables physico-chimiques	Température moyenne annuelle sur le fond marin (2012-2020) / TEMP_MEAN_10km	°C	Modèles I & II	Forte influence car a des effets physiologiques directs, d'autant plus sur les poissons anadromes (Boisneau et al. 2008, Lynch et al. 2015). Identification de gammes de température moyenne utilisées.	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Etendue intermensuelle moyenne de l'oxygène dissous sur le fond marin (2012-2020) / OXY_RANGE_10km	mg/L ⁻¹	Modèles I & II	De fortes variabilités peuvent être représentatives de zones proches des embouchures de grands fleuves, ayant des arrivées épisodiques de matières en suspension et nutriments (Peña et al. 2010). Tolérance attendue pour de fortes variabilités.	ECOMARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Salinité moyenne annuelle sur le fond marin (2012-2020) / SAL_MEAN_10km	UPS	Modèle II	Forte influence car a des effets physiologiques directs, d'autant plus sur les poissons anadromes (Boisneau et al. 2008, Lynch et al. 2015). Identification de gammes de salinité moyenne utilisées ou association pour de faibles valeurs représentatives des zones côtières sous influence des apports d'eau douce.	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Extinction lumineuse moyenne annuelle sur le fond marin (2012-2020) / LIGHT_MEAN_10km	m ⁻¹	Modèle II	Relation positive car proxy des masses d'eau à forte productivité (Breece et al. 2018) : la quantité de nutriments augmente et donc les abondances d'invertébrés (Kotta et al. 2016).	ECOMARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
Variables hydrodynamiques	Amplitude moyenne annuelle de déplacement sur le fond marin (proxy de l'exposition aux vagues; 2012-2020) / DISP_MEAN_10km	m	Modèles I & II	Relation négative car perturbe l'habitat et affecte la reproduction des invertébrés marins (McCarthy et al. 2003), ses proies potentielles.	WW3-NORGAS-2MIN (https://marc.ifremer.fr/)
	Vitesse moyenne annuelle du courant sur le fond marin (2012-2020) / VEL_MEAN_10km	m/s ⁻¹	Modèles I & II	Relation positive car peut procurer un avantage énergétique pour parcourir de longues distances de migration (Huff et al. 2012, Kelly and Klimley, 2012).	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
Variables de substrat	Distance au substrat vaseux à sable vaseux / distMUD_SAND_10km	km	Modèles I & II	Relation négative (= association positive) comme observé en estuaire (Acolas et al. 2017). Indicateur de disponibilité en ressources alimentaires (McBreen et al. 2008).	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Distance au substrat sableux / distSAND_10km	km	Modèles I & II	Relation négative (= association positive) comme observé en estuaire (Acolas et al. 2017). Indicateur de disponibilité en ressources alimentaires (McBreen et al. 2008).	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Distance au substrat grossier et mixte / distMIX_COARSE_10km	km	Modèles I & II	Relation positive (= association négative) comme observé en estuaire (Acolas et al. 2017). Indicateur de disponibilité en ressources alimentaires (McBreen et al. 2008).	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Distance au substrat rocheux / distROCK_10km	km	Modèles I & II	Relation positive (= association négative) car les proies potentielles de type polychètes sont plutôt associées aux substrats meubles (Vega 2016). De plus, la forme de la bouche de l'espèce est plutôt adaptée pour rechercher la nourriture dans les sédiments meubles (Williot et al. 2011). Indicateur de disponibilité en ressources alimentaires (McBreen et al., 2008).	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
Variable topographique	Bathymétrie / BATHY_10km	m	Modèle I	Forte influence car connue pour influencer fortement la distribution des espèces marines (Bradie and Leung, 2017). Relation négative en accord avec les études précédentes sur l'espèce ou d'autres poissons anadromes (Rochard et al. 1997, Huff et al. 2012). Peut aussi refléter le biais d'échantillonnage (milieux côtiers plus pêchés; Robinson et al. 2011).	EMODnet Bathymetry (http://www.emodnet-bathymetry.eu/)
Variable géographique	Distance à l'estuaire de la Gironde / distMOUTH	km	Modèle I	Relation négative, car le coût énergétique de la migration augmente avec la distance au fleuve de naissance pour les espèces anadromes (Jonsson and Jonsson 2006).	Calculé avec le package "raster" dans R (Hijmans 2020)

I.4. Modélisation de la distribution de l'esturgeon européen

Dans les parties ci-dessous est présentée l'approche standard qui a été employée dans le cadre de cette étude. Cependant, les données d'entrée présentant quelques limites (i.e. secteurs possiblement sur-échantillonnés, pas de

jeu de données indépendant pour valider les prédictions des modèles, pas de données d'absence), d'autres approches ont été testées pour tenter de réduire ces biais potentiels et sont présentées dans la PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels ».

I.4.a Plateforme de modélisation « biomod2 »

Afin de conduire les analyses de modélisation, la plateforme de modélisation « biomod2 » a été utilisée (Thuiller et al. 2009). « Biomod2 » permet de réaliser des approches d'ensemble consensuelles en donnant la possibilité de modéliser la répartition des espèces à partir de 10 algorithmes statistiques présentant différentes particularités. Ils peuvent être classés en 4 catégories : les méthodes de régression, les méthodes d'apprentissage, les méthodes de classification et les méthodes d'enveloppe. La philosophie de « biomod2 » est qu'il n'existe pas un algorithme de modélisation meilleur qu'un autre, chacun présentant des avantages et des inconvénients qui lui sont propres. Utiliser plusieurs algorithmes permet d'aboutir à un consensus général qu'un seul algorithme ne permet pas. Il a été démontré que les capacités prédictives d'une approche d'ensemble consensuelle peuvent être optimisées, ce qui peut augmenter la fiabilité des résultats (Araújo and New 2007).

I.4.b Hypothèses sous-jacentes

Les SDM requièrent 4 hypothèses importantes qui sont présentées ci-dessous :

1/ L'espèce est en équilibre avec l'environnement, c'est à dire que tous les habitats favorables sont occupés par l'espèce (Sillero et al. 2021). En réalité, cela est rarement le cas puisque la capacité de l'espèce à occuper ses habitats est entre autre limitée par ses capacités de dispersion et des contraintes biogéographiques (i.e. héritage des répartitions passées des espèces). Pour s'approcher de cette hypothèse, la zone d'étude doit éviter d'inclure des secteurs que l'espèce ne peut pas atteindre (Anderson and Raza 2010), d'où l'intérêt d'avoir exclus les secteurs supérieurs à 150 m de profondeur dans cette étude.

2/ Les biais dans le processus de modélisation sont minimes (Fithian et al. 2015). Les données de suivis ne sont pas biaisées et les variables importantes ne sont pas manquantes. Plusieurs approches ont ainsi été testées pour réduire les éventuels biais (voir la PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels »).

3/ Toutes les variables incluses dans les modèles sont liées à l'occurrence de l'espèce (Sillero et al. 2021).

4/ La niche écologique de l'espèce est conservée à travers l'espace et le temps : les relations entre l'espèce et les variables environnementales sont considérées constantes sur l'ensemble de la zone d'étude (Sillero et al. 2021). Ces deux derniers points semblent respectés dans cette étude.

I.4.c Données d'absence et de validation

Données d'absence

Les SDM utilisés dans le cadre de cette étude sont des algorithmes qui prédisent une probabilité de présence. Ils nécessitent donc comme données d'entrée des présences et des absences (Elith and Leathwick 2009). En utilisant des données d'absence, qui correspondent aux endroits où l'espèce n'est pas observée, les SDM font la distinction entre les conditions environnementales des habitats occupés et celles des habitats inoccupés, en estimant la probabilité que l'espèce occupe chaque endroit (Sillero et al. 2021). Les données de présence/absence sont

particulièrement utiles pour analyser la distribution observée d'une espèce et comprendre pourquoi elle est présente à certains endroits et non à d'autres (Sillero et al. 2021).

Cependant, les données d'absence ne sont pas toujours disponibles, notamment pour les données issues de suivis participatifs ou de collections de musées (Elith et al. 2006). Une alternative existante consiste à utiliser les suivis de groupes ou taxon similaires à l'espèce cible avec des méthodes de suivis similaires qui auraient été en mesure de détecter l'espèce cible si elle avait été présente (Phillips et al. 2009). Une absence de l'espèce cible dans ces suivis est alors considérée comme une pseudo-absence (i.e. un substitut à une observation réelle d'absence), ce qui permet d'obtenir un jeu de données de présence/pseudo-absence.

Une autre approche très largement répandue consiste à générer des pseudo-absences de manière artificielle. La stratégie par défaut pour générer les pseudo-absences, qui est la plus communément utilisée, est de les générer aléatoirement et en grand nombre sur l'ensemble de la zone d'étude (Barbet-Massin et al. 2012). Ces pseudo-absences représentent ainsi l'environnement disponible sur la zone d'étude (Guisan et al. 2017). Dans ce cas, les modèles comparent les conditions environnementales disponibles dans la zone d'étude avec les conditions utilisées par l'espèce (i.e. au niveau des présences; Phillips et al. 2006). Toutes les localités dans la zone d'étude où l'espèce n'est pas observée sont considérées comme des conditions disponibles mais non utilisées. En théorie, cette approche fait la distinction entre les habitats favorables et non favorables (Sillero et al. 2021). Elle n'estime pas la probabilité de présence de l'espèce à un endroit donné mais un indice de favorabilité d'habitat (i.e. la qualité de l'habitat pour la survie et la persistance de l'espèce; Sillero 2011). Cependant, un habitat favorable n'implique pas systématiquement la présence de l'espèce, tout comme un habitat non favorable n'implique pas systématiquement l'absence de l'espèce (Sillero et al. 2021). Les données de présence/pseudo-absence (générées aléatoirement et en grand nombre) vont plutôt identifier les habitats favorables à une espèce, c'est-à-dire les localités qui rencontrent les exigences environnementales de l'espèce dans la zone étudiée (Sillero et al. 2021).

En résumé, les approches de présence/absence vont plutôt s'approcher de la distribution observée de l'espèce tandis que les données de présence/pseudo-absence vont plutôt tendre vers des distributions prédites plus larges s'approchant de la niche réalisée potentielle (i.e. incluant les secteurs favorables à l'espèce mais où elle n'est pas forcément présente; Sillero et al. 2021). Dans le cadre de cette étude, c'est le deuxième cas de figure qui s'applique.

Dans le cadre de cette étude, afin de pallier le manque de données d'absence, 2000 mailles de pseudo-absences ont été générées de manière aléatoire sur l'ensemble de la zone d'étude pour l'approche standard développée dans cette partie. La prévalence²⁰ a été fixée à 0.5, ce qui donne autant de poids aux données de présence (i.e. 110 mailles) qu'aux pseudo-absences (i.e. 2000 mailles) malgré leur nombre différent. Quand les modèles estiment des favorabilités d'habitat (i.e. données de présence/pseudo-absence utilisées), le seuil de 0.5 sépare les secteurs favorables des non favorables sans prendre en compte la prévalence réelle de l'espèce (Jiménez-Valverde and Lobo 2006). Dans la cadre de cette étude, cette dernière n'est pas connue.

Une autre approche a aussi été testée en générant les pseudo-absences à partir d'autres suivis de poissons amphihalins (intitulée approche « PA_groupe_cible »; voir la PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels »).

²⁰ Proportion de présences dans le jeu de données (i.e. nombre de présences divisé par le nombre de sites total).

Données de validation

Idéalement, il est recommandé d'évaluer un modèle avec un jeu de données qui n'a pas servi à la calibration afin de garantir son indépendance par rapport aux données de calibration (Sillero et al. 2021). Lorsque cela n'est pas possible car un tel jeu indépendant n'existe pas, une méthode dite de validation croisée est couramment utilisée (Hijmans 2012). Elle consiste à partitionner aléatoirement les données afin d'utiliser un certain pourcentage d'entre elles pour calibrer le modèle, et le pourcentage restant pour évaluer ses capacités prédictives. Cette approche a été utilisée dans le cadre de cette étude pour l'approche standard en faisant 20 itérations (i.e. 20 répétitions du partitionnement aléatoire). Cependant, cette approche pouvant être à l'origine de biais, une approche alternative (la validation croisée par blocs) a été testée et est présentée dans la PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels » (intitulée approche « VC_par_blocs »).

I.4.d Déroulement des analyses

Le déroulement des analyses en utilisant « biomod2 » pour l'approche standard a été le suivant : 1/ génération des jeux de pseudo-absence aléatoires; 2/ création des divisions aléatoires des jeux de données de présence/pseudo-absence pour la calibration (80 % des données) et la validation (20 % des données) des prédictions des modèles (Figure 16A); 3/ calibration des modèles avec les jeux de données de calibration en respectant la prévalence de 0.5 (Figure 16B); 4/ évaluation des modèles avec les jeux de données de validation et conservation des bons modèles uniquement (Figure 16D); 5/ génération des courbes de réponse des variables; 6/ estimation de la contribution des variables à expliquer la répartition de l'espèce; 7/ prédictions de la favorabilité d'habitat sur la zone d'étude (Figure 16E).

Sept algorithmes ont été utilisés pour les analyses : le modèle linéaire généralisé (GLM), le modèle additif généralisé (GAM), la régression multivariée par spline adaptative (MARS), l'analyse discriminante flexible (FDA), Maxent, les forêts d'arbres décisionnels (RF), et le modèle boosté généralisé (GBM). Les algorithmes non retenus l'ont été sur la base de leurs capacités prédictives régulièrement insatisfaisantes et/ou de leurs courbes de réponse aux allures douteuses (e.g. multimodales) qu'il n'a pas été possible d'améliorer en modifiant les paramètres par défaut. Les paramètres par défaut de « biomod2 » ont été conservés sauf pour les algorithmes GAM et MARS, ce qui a permis d'obtenir des courbes de réponse écologiquement plus cohérentes et d'améliorer leurs capacités prédictives. L'Annexe 6 détaille les paramètres utilisés pour chacun des algorithmes.

Dans « biomod2 », la courbe de réponse pour une variable donnée est construite en fixant les autres variables à leur moyenne, et seule la variable cible varie le long de son étendue. Les variations observées et la courbe obtenue montrent la sensibilité du modèle à cette variable spécifique (Guisan et al. 2017). Pour calculer la contribution d'une variable, un coefficient de corrélation de Pearson est calculé entre les prédictions des modèles avec la variable d'intérêt et les prédictions quand cette variable est permutée aléatoirement. La contribution de la variable au modèle est estimée en soustrayant le coefficient de corrélation obtenu à la valeur 1. Ainsi, une valeur de 0 signifie que la variable n'est pas importante dans l'estimation des prédictions et une valeur de 1 signifie que la variable est très importante (Thuiller et al. 2009).

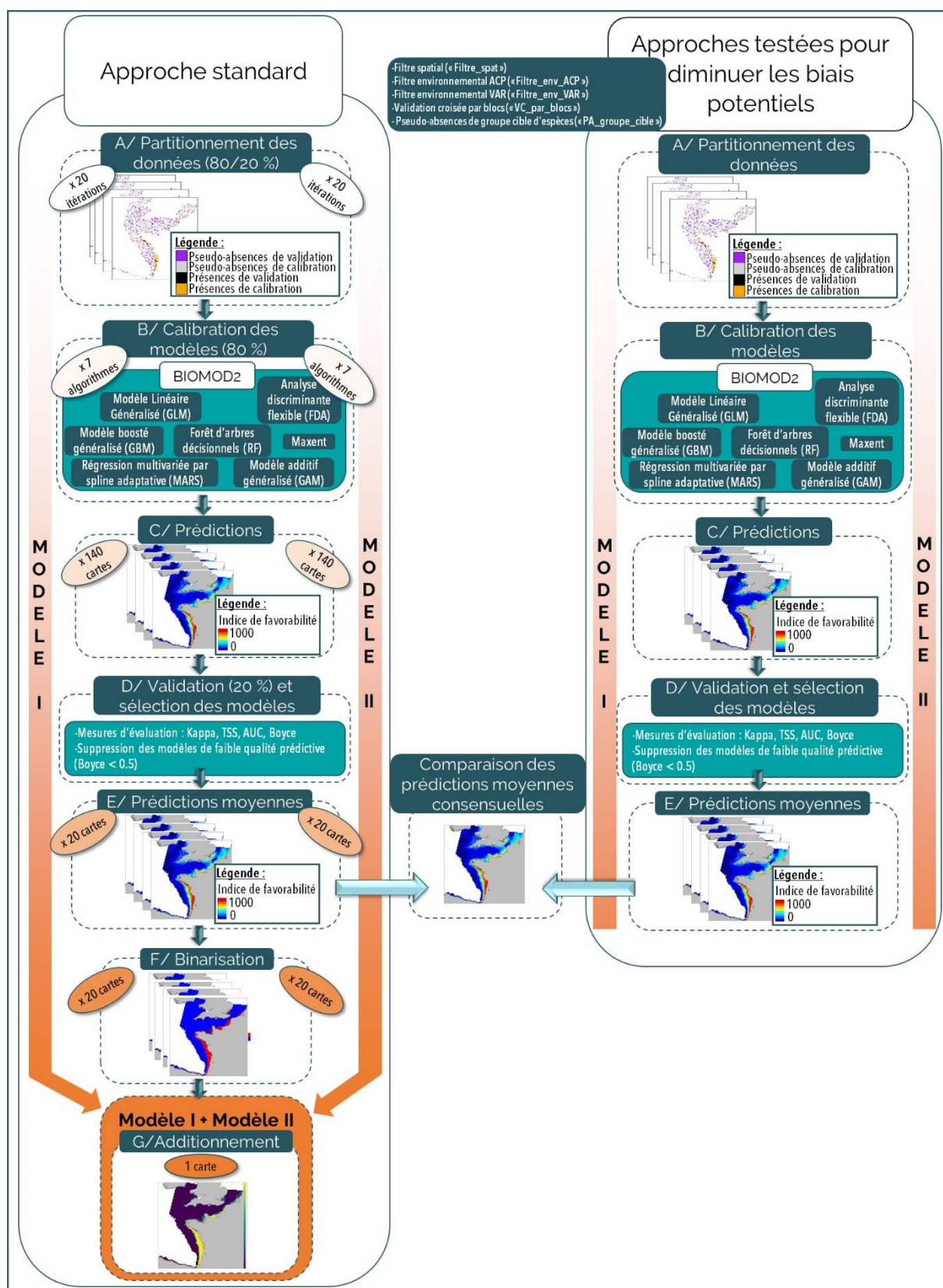


Figure 16 : Schéma présentant les différentes étapes des analyses de modélisation.

1.4.e Mesures d'évaluation des prédictions

Le principe de ces mesures consiste à évaluer la justesse des prédictions des modèles en analysant les relations entre les données d'observation (présence/absence ou présence/pseudo-absence) du jeu de validation et les prédictions (indice de favorabilité d'habitat).

Indice de Boyce

La mesure qui a été utilisée pour sélectionner les modèles à garder dans les analyses et évaluer la qualité des prédictions est l'indice de Boyce (Hirzel et al. 2006). Cet indice présente l'avantage de ne nécessiter que des données de présence (i.e. pas besoin de données d'absence). Il consiste à partitionner l'étendue des valeurs de favorabilité d'habitat (i.e. 0 à 1000) en classes. Pour chaque classe de favorabilité d'habitat, deux fréquences sont calculées : **la fréquence prédite et la fréquence attendue. La fréquence prédite utilise les 20 % de mailles de présence conservées** pour l'évaluation du modèle. Pour une classe donnée, cette fréquence est le ratio entre le nombre de mailles de présence d'évaluation dans la classe et le nombre total de mailles de présence d'évaluation. La fréquence attendue **calcule** le ratio entre le nombre de mailles de la zone d'étude appartenant à la classe donnée et le nombre total de mailles de la zone d'étude. Ensuite, le ratio des fréquences prédites et attendues est calculé pour chaque classe de favorabilité d'habitat, et le **coefficient de corrélation de Spearman est calculé entre le ratio des fréquences prédites et attendues et la favorabilité d'habitat des classes**. Ce coefficient de corrélation est appelé indice continu de Boyce et varie entre -1 et 1. Pour un bon modèle, le ratio des fréquences prédites et attendues doit augmenter lorsque la favorabilité d'habitat (définie par les classes ici) augmente (Hirzel et al. 2006). Une valeur positive signifie que les prédictions sont en concordance avec la distribution des mailles de présence, une valeur proche de 0 signifie que le modèle n'est pas plus discriminant qu'un modèle aléatoire et une valeur négative signifie un modèle incorrect.

Mesures alternatives

Trois autres mesures alternatives qui se basent sur la sensibilité (i.e. % de mailles de présence bien prédites), la spécificité (i.e. % de mailles d'absence bien prédites), la précision globale (i.e. la sensibilité et la spécificité), les erreurs d'omission (i.e. % de mailles de présence mal prédites) et de commission (% de mailles d'absence mal prédites) ont été calculées pour compléter l'évaluation des qualités prédictives des modèles. L'intérêt d'utiliser différentes métriques est qu'elles présentent des particularités, avantages, limites, hypothèses et sensibilités différentes (Lobo et al. 2008, Leroy et al. 2018).

Le Kappa donne une valeur comprise entre -1 et 1, où 1 correspond à des prédictions parfaites, et des valeurs égales ou inférieures à 0 correspondent à des prédictions identiques au hasard. Le true skill statistic (intitulé « TSS » par la suite) varie entre 0 (prédictions non différentes du hasard) et 1 (prédictions parfaites; Allouche et al. 2006). Les prédictions sont considérées correctes à partir d'une valeur Kappa ou TSS égale à 0.4. L'Area Under the ROC Curve (intitulé « AUC » par la suite) est une approche qui construit une courbe mettant en relation la sensibilité et l'erreur de commission. A partir de cette courbe est calculée la valeur d'AUC qui varie de 0.5 (prédictions non différentes du hasard) et 1 (prédictions parfaites; Lobo et al. 2008). Les prédictions sont estimées correctes pour une valeur d'AUC supérieure ou égale à 0.7. Les pseudo-absences ont remplacé les absences pour le calcul de ces mesures.

1.4.f Démarche aboutissant aux deux modèles finaux

Comme évoqué dans la PARTIE 2 « 1.3.f Variables sélectionnées pour les analyses de modélisation », 12 variables ont été sélectionnées pour le processus de modélisation. Parmi ces 12 variables, il s'est avéré que 2 paires de variables à l'influence supposée importante sur la répartition de l'esturgeon européen ne pouvaient pas se retrouver ensemble dans un même modèle : il s'agit de la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie », et de la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse ». En effet, bien que non corrélées, ces paires de variables présentent des relations non linéaires fortes (Annexe 7) qui peuvent impacter les résultats des analyses quant à leur importance à expliquer la répartition de l'espèce. Le peu de connaissances sur l'écologie marine de l'espèce ne permettant pas de choisir une paire plus qu'une autre, le choix a été fait de réaliser deux modèles différents : le premier contenant les 12 variables sauf la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse » (Modèle I), le deuxième contenant aussi les 12 variables sauf la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie » (Modèle II). Ainsi, en contenant la variable « distance à l'estuaire de la Gironde », le modèle I prend en compte à la fois des variables considérant la favorabilité d'habitat mais aussi son accessibilité²¹. Également, le nombre de variables à inclure dans un modèle est limité et contraint par la taille du jeu de données d'observations : moins il y a d'observations, moins le modèle peut contenir de variables (Sillero et al. 2021). Une démarche descendante de sélection des variables avec « biomod2 » a donc été employée afin d'aboutir à 5 variables dans chacun des modèles finaux, ce qui permet de respecter le nombre maximal de variables conseillé compte tenu de la taille du jeu de données utilisé (Sillero et al. 2021).

Pour cela, l'approche de modélisation présentée précédemment a été utilisée pour les modèles I et II avec leurs 10 variables respectives, puis la variable estimée la moins importante par l'approche d'ensemble consensuelle a été enlevée. Le processus de modélisation a ensuite été réalisé avec les 9 variables restantes, et ainsi de suite jusqu'à obtenir deux modèles finaux à 5 variables (Figure 17).

²¹ Pour ce modèle qui se focalise sur la population issue du système GGD en considérant son accessibilité, les observations accidentelles d'esturgeon européen pour lesquelles l'origine des poissons était connue et pour lesquelles il s'est avéré que les individus ne provenaient pas du système GGD ont été supprimées. Ainsi, 107 mailles de présence ont été utilisées pour le modèle I contre 110 pour le modèle II.

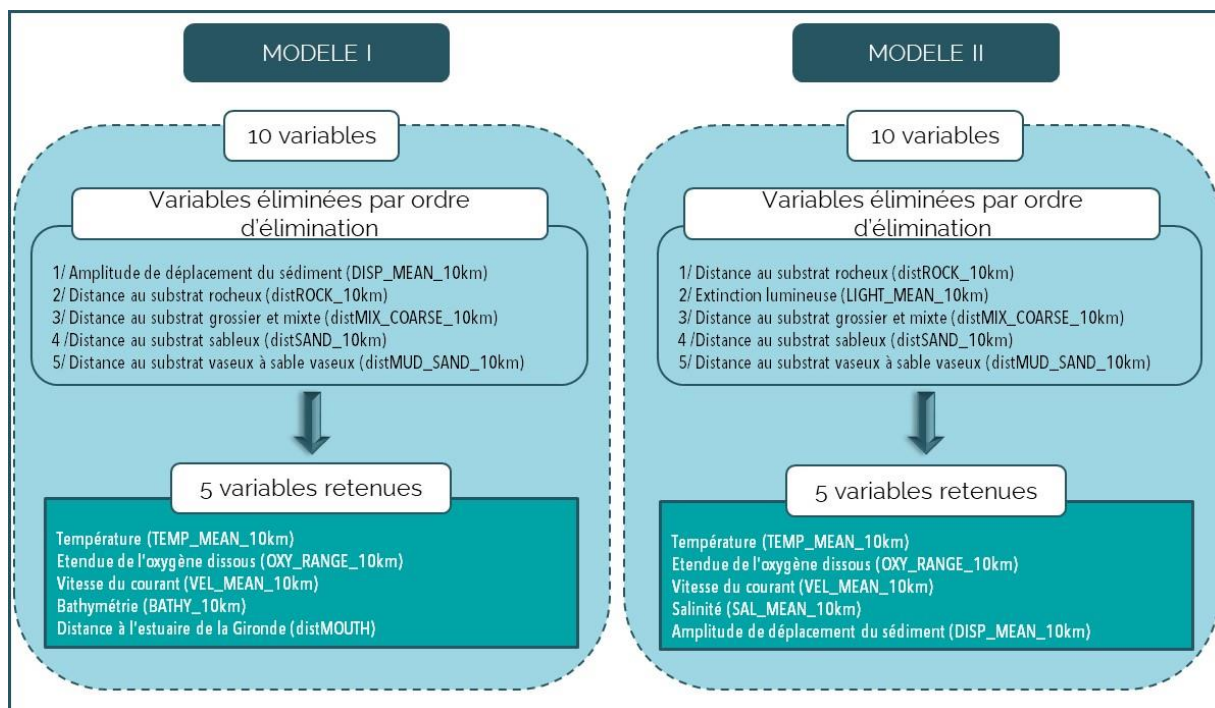


Figure 17 : Présentation des variables éliminées au fur et à mesure de la démarche descendante de sélection des variables et des 5 variables retenues pour les modèles finaux I et II.

1.4.g Construction de la carte consensuelle de favorabilité d'habitat

En appliquant l'approche d'ensemble consensuelle aux 2 modèles finaux à 5 variables, le processus de modélisation aboutit à 20 cartes prédictives moyennes pour chacun des modèles (Figure 16E). Il y a en effet une carte prédictive moyenne pour chacune des 20 itérations de la validation croisée, où la prédiction moyenne représente la moyenne des prédictions individuelles des 7 algorithmes. Afin de combiner les prédictions moyennes des 2 modèles finaux en prenant en compte la variabilité des prédictions entre les itérations (i.e. variabilité liée au partitionnement aléatoire des jeux de données de présence/pseudo-absence pour la calibration et la validation), ces 40 cartes (i.e. 20 cartes moyennes*2 modèles) ont été binarisées (Figure 16F). Pour binariser les prédictions, le choix d'un seuil est nécessaire. L'approche utilisée est celle qui maximise la valeur de TSS, autrement dit qui maximise les présences et les pseudo-absences bien prédites (i.e. les présences qui tombent dans les mailles de valeur 1 et les pseudo-absences qui tombent dans les mailles de valeur 0 sur la carte binaire). Le TSS a la particularité d'être peu affecté par le fait que les absences soient en réalité des pseudo-absences (Liu et al. 2013), ce qui est le cas ici. Ensuite, ces 40 cartes binaires (i.e. valeurs de 0/1) ont été additionnées pour obtenir une carte consensuelle de favorabilité d'habitat (Figure 16G). Cette carte finale ainsi obtenue présente des valeurs allant de 0 à 40. Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : tous les modèles s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans le modèle et de la méthode de seuil choisie. Une valeur de 0 signifie un consensus total également : tous les modèles s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est peu favorable. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur du milieu (i.e. 20) et plus il y a de variabilité (i.e. moins il y a de consensus) entre les 40 prédictions des modèles. Une valeur de 20 signifie que 50 % des modèles prédisent un habitat favorable.

1.4.h Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations (projections du modèle I)

Comme observé sur la Figure 17, le modèle I contient la variable « distance à l'estuaire de la Gironde » parmi les 5 variables retenues. L'hypothèse d'un lien entre la distance à l'estuaire d'origine et la répartition en mer semble donc se confirmer.

La question s'est alors posée de quelle serait la favorabilité d'habitat de la zone d'étude pour d'hypothétiques populations d'esturgeon européen originaires d'autres bassins versants. Cette question peut notamment se poser pour les bassins versants de la Seine, du Rhin et de l'Adour pour lesquels les prévisions sous l'effet du changement climatique estiment qu'ils seraient théoriquement favorables au retour de l'espèce (Rochard et al. 2009, Lassalle et al. 2010). Il s'agit d'une approche théorique visant à tester la pertinence de scénarios de restauration dans ces bassins versants et à anticiper l'identification des habitats marins favorables à de nouvelles populations. La validité de cette approche repose néanmoins sur l'hypothèse que la totalité de la niche écologique de l'esturgeon européen a été captée par la modélisation et que celle-ci reste constante entre les populations (Sillero et al. 2021). Il importe aussi de garder à l'esprit que les changements climatiques n'ont pas été considérés.

Techniquement, afin de répondre à cette question, le modèle I calibré avec les 5 variables (dont la variable « distance à l'estuaire de la Gironde ») a été projeté en remplaçant la variable « distance à l'estuaire de la Gironde » par la variable « distance à l'estuaire de la Seine ». La carte obtenue suite à cette projection représente la favorabilité d'habitat en mer pour une population qui serait présente dans le bassin versant de la Seine. La même démarche a été employée pour les bassins versants de l'Adour et du Rhin. Les différentes cartes prédictives marines obtenues pour chaque population théorique ont ensuite été compilées en faisant la moyenne d'une part, et en prenant la valeur maximale d'autre part. Cela permet d'avoir une vision globale de la favorabilité des habitats marins sur la zone d'étude dans le cas où il y aurait des populations dans les 4 bassins versants cités précédemment.

1.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels

Afin de visualiser les effets des différentes approches visant à diminuer les biais sur les résultats, les prédictions obtenues avec l'approche standard présentée précédemment ont été comparées avec celles obtenues par les approches testées pour diminuer les biais (Figure 16). L'objectif est d'identifier si l'une d'elles semble plus cohérente à utiliser que l'approche standard en vue d'améliorer la justesse des résultats.

Application d'un filtre spatial

Afin de vérifier si la distribution spatiale des mailles de présence est agrégée, dispersée ou aléatoire, l'indice du voisin le plus proche a été calculé (i.e. Average Nearest Neighbor Index, appelé « NNI » par la suite; Clark and Evans 1954). Cet indice calcule le ratio entre la distance observée et la distance attendue. La distance observée mesure la distance moyenne de chaque maille de présence par rapport à son entité avec présence avoisinante la plus proche. La distance attendue est la distance moyenne entre les mailles de présence et leurs mailles de présence voisines les plus proches sous une distribution aléatoire de celles-ci. Le NNI renvoie une valeur allant de 0 à 2.15. Si l'indice est inférieur à 1, les données de présence présentent un phénomène d'agrégation; si l'indice est supérieur à 1, la tendance est à la dispersion et si l'indice est égal à 1, les données sont distribuées aléatoirement (Figure 18). Une p-value est associée à l'indice afin de renseigner sur la significativité ou non du résultat. L'hypothèse nulle suppose que les entités sont distribuées aléatoirement (i.e. $p\text{-value} > 0.1$). L'indice appliqué sur les 110 mailles de présence

est de 0.69 ($p\text{-value} < 0.01$), ce qui confirme que les mailles de présence de l'esturgeon européen ont tendance à être spatialement agrégées sur la zone d'étude.

L'application du filtre spatial a été réalisée à l'aide de la fonction « thin » du package R « spThin » (Aiello-Lammens et al. 2015). Celui-ci permet « d'éclaircir » les groupements de mailles de présence en vue de réduire les biais potentiels d'échantillonnage. Une approche aléatoire est utilisée pour conserver un nombre maximal de mailles de présence pour une distance « d'éclaircissement » donnée. Le choix de la distance (i.e. 15 km) a été fait de manière à trouver un bon compromis pour conserver un nombre de mailles de présence suffisant tout en réduisant leur agglomération. Il en a ainsi résulté 62 et 63 mailles de présence, associées à une valeur de NNI de 0.91 et 0.92 ($p\text{-value} < 0.01$) pour les modèles I et II respectivement, ce qui a permis de s'approcher un peu plus d'une distribution aléatoire (Figure 19).

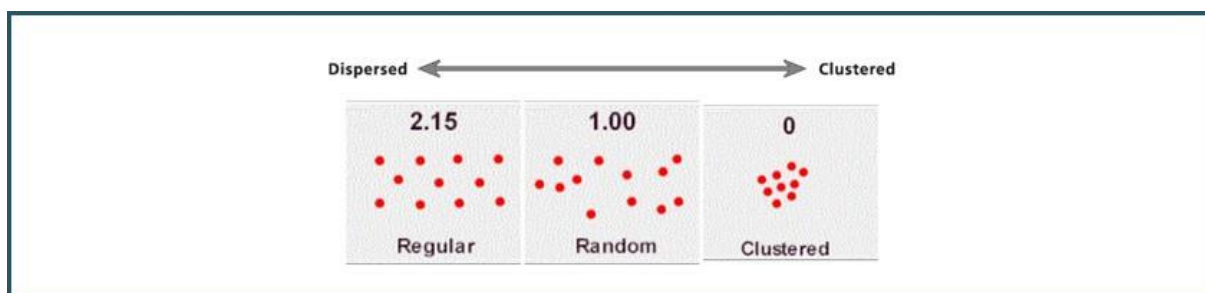


Figure 18 : Exemples de valeurs obtenues d'indices du voisin le plus proche, selon divers patrons de distribution de points.

Il est important de garder à l'esprit que l'application d'un filtre spatial est surtout nécessaire lorsqu'on sait que les données ne proviennent pas d'un échantillonnage aléatoire et que certains secteurs ont été plus prospectés que d'autres. Dans ce cas de figure, l'application du filtre permet de limiter les biais des données en les rendant plus indépendantes les unes des autres. En revanche dans le cadre de cette étude, il n'est pas possible de connaître le processus à l'origine de cette agrégation car l'intensité d'échantillonnage présente une hétérogénéité spatiale non quantifiable. Il est possible que la distribution spatiale agrégée des mailles de présence 1/ soit causée par un sur-échantillonnage dans ces secteurs; 2/ représente un vrai patron de distribution de l'esturgeon européen; 3/ soit un mixte des deux hypothèses précédentes. Par exemple, l'agrégation de mailles de présence proches de l'estuaire de la Gironde peut être causée par une remontée d'information plus importante par des observateurs plus sensibilisés car proches du berceau de repeuplement de l'espèce (i.e. secteurs sur-échantillonnés) ou un secteur effectivement plus utilisé par l'espèce puisqu'incontournable pour sortir de l'estuaire ou permettre un accès rapide à celui-ci pour des besoins biologiques (i.e. vrai patron de distribution). En conséquence, l'application de ce filtre spatial peut s'avérer bénéfique si certains secteurs sont en effet sur-échantillonnés mais au contraire néfaste si cela supprime une information écologique concernant la répartition de l'espèce.

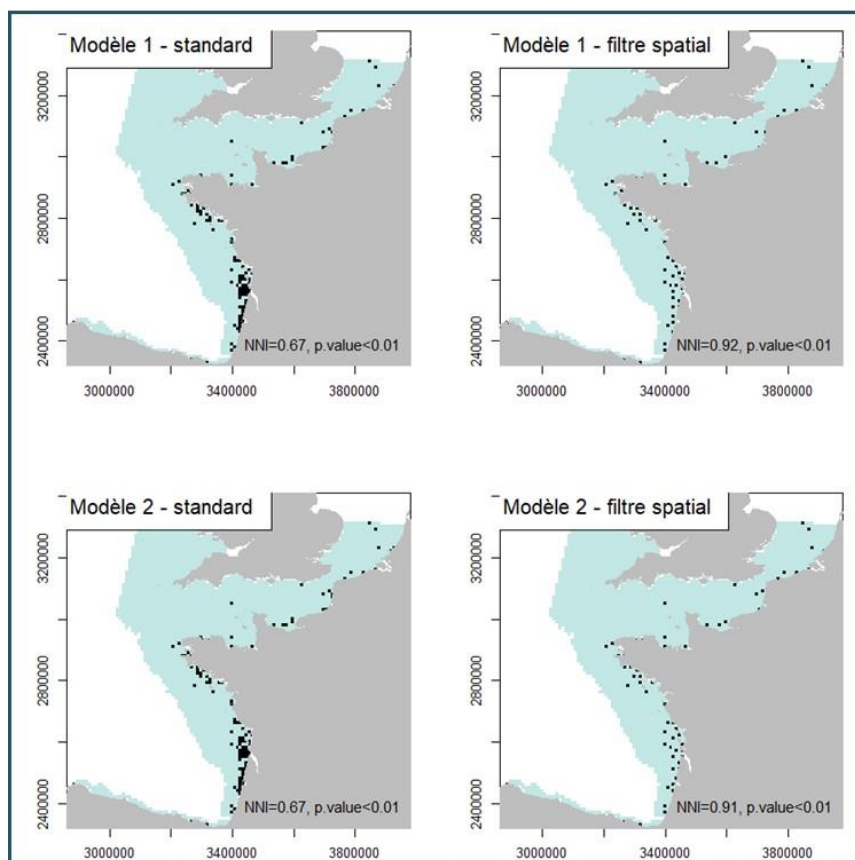


Figure 19 : Représentation des mailles de présence (en noir) initiales utilisées dans les approches de modélisation standard (à gauche) et celles retenues après application du filtre spatial visant à réduire l'agglomération des mailles de présence (à droite), et donc à réduire les éventuels biais d'échantillonnage pouvant impacter les résultats de modélisation. La zone d'étude est représentée en bleu ciel et le milieu terrestre en gris.

Application de filtres environnementaux

L'application d'un filtre environnemental est une autre technique visant à réduire les effets des biais d'échantillonnage (Inman et al. 2021). Cependant, plutôt que de se placer dans l'espace géographique comme le filtre spatial, le filtre environnemental se focalise sur l'information environnementale uniquement. Son utilité est d'optimiser le jeu de données en réduisant les conditions environnementales redondantes (i.e. les mailles de présence avec les mêmes conditions environnementales) supposées à l'origine des biais d'échantillonnage, sans pour autant enlever le signal lié à la niche écologique de l'espèce (Varela et al. 2014).

Une grille régulière d'une résolution spécifique est appliquée dans l'espace environnemental multivarié défini par deux variables choisies préalablement. La finesse de l'information environnementale contenue dans chaque cellule de la grille diminue avec la résolution de celle-ci (i.e. avec la taille du filtre). Dans chaque cellule de cette grille, s'il se trouve plusieurs mailles de présence, alors une seule est choisie aléatoirement tandis que les autres sont supprimées (Castellanos et al. 2019). La résolution de la grille a été choisie de manière à conserver un nombre de mailles de présence suffisant pour les modèles. Le choix des deux variables à insérer dans le filtre n'est pas toujours évident car cela implique de connaître les variables qui ont pu influencer l'intensité de l'échantillonnage. Aussi, une alternative consiste à réaliser le filtre en utilisant les composantes principales formées par une ACP construite avec les variables contenues dans le modèle (Castellanos et al. 2019). Les deux approches ont été employées : 1/ les

deux premières composantes principales d'une ACP réalisée sur l'information environnementale des 5 variables des modèles aux points de présence d'une part (intitulé « filtre_env_VAR » par la suite; avec 75 % et 71 % de l'information résumée par l'ACP pour les modèles I et II, respectivement); 2/ les variables « distance à la côte » et « distance à l'estuaire de la Gironde » d'autre part (appelé « filtre_env_ACP » par la suite; Figure 20). En utilisant ces deux variables, la supposition est faite que les combinaisons environnementales à la fois proches de la côte et de l'estuaire ont pu être sur-échantillonnées : plus on est proche de la côte, plus les observations seraient nombreuses (i.e. de nombreuses observations sont réalisées par des pêcheurs puisque l'activité de pêche sur la façade atlantique française se concentre principalement dans les eaux côtières; Daurès et al. 2012); plus on est proche de l'estuaire, plus les observateurs seraient sensibilisés et coopératifs. Il y aurait donc plus d'observations d'esturgeon européen proche des côtes et de l'estuaire.

L'application des 2 filtres environnementaux séparément a abouti à un nombre de mailles de présence retenue de 74 et 69 pour le « filtre_env_ACP » (modèles I et II, respectivement) et de 72 et 73 pour le « filtre_env_VAR » (modèles I et II, respectivement). Le filtre a été appliqué à l'aide de la fonction « envSample »²² décrite dans Varela et al. (2014). Les conséquences de l'application de filtres environnementaux sur les données quand l'effort d'échantillonnage n'est pas connu sont les mêmes que celles du filtre spatial.

²² <https://github.com/SaraVarela/envSample>

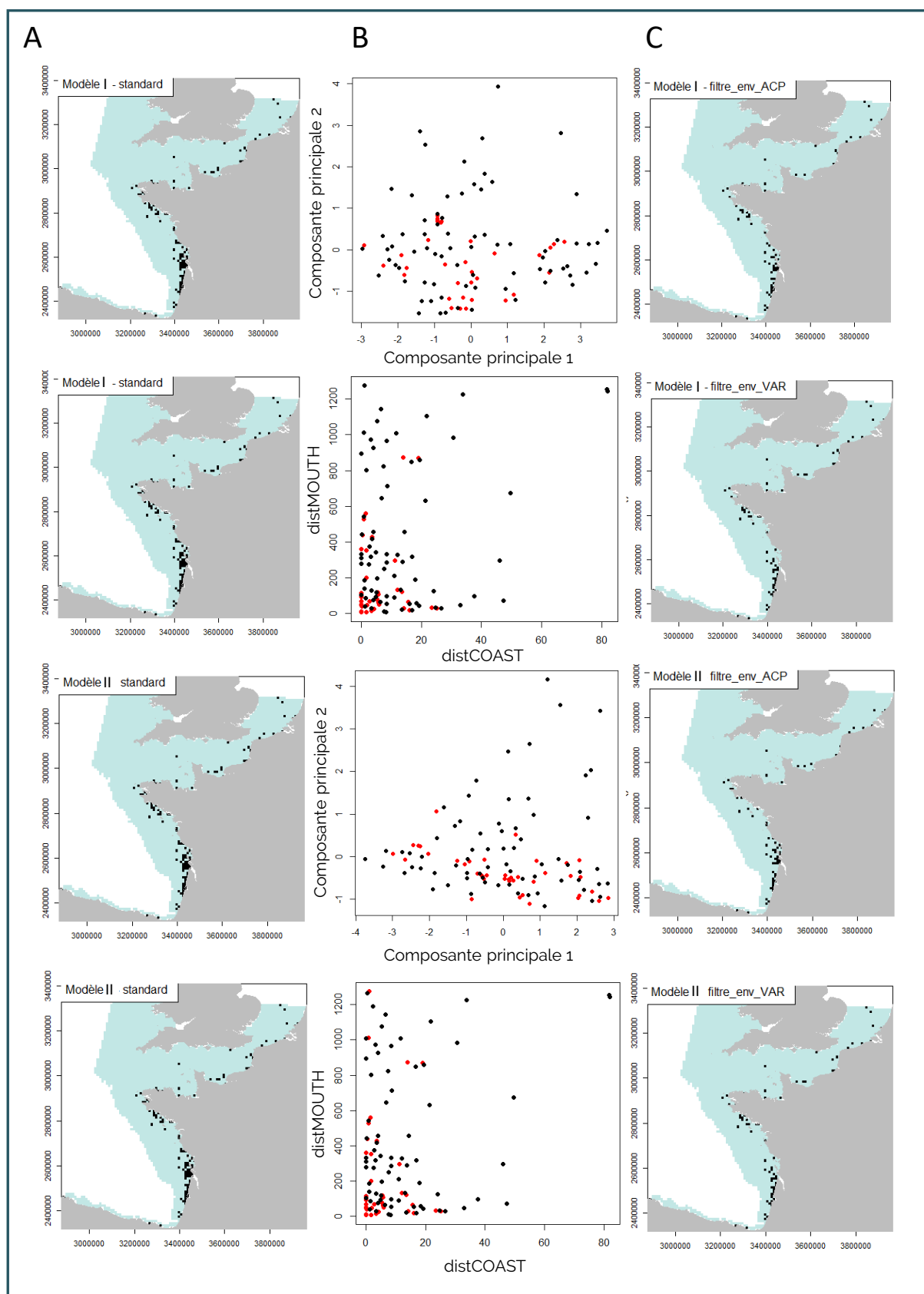


Figure 20 : Représentations des mailles de présence (en noir) initiales utilisées dans les approches de modélisation standard (A); des espaces environnementaux au sein desquels ont été appliqués les filtres environnementaux (les mailles de présence redondantes éliminées sont en rouge; B); et des mailles de présence retenues (en noir; C) après application des filtres environnementaux. Ces filtres visent à réduire les combinaisons environnementales redondantes aux mailles de présence pouvant impacter les résultats de modélisation. Pour les filtres

appliqués sur l'ACP (« filtre_env_ACP »; B), l'axe des abscisses représente les classes de coordonnées des mailles de présence sur la première composante principale, et l'axe des ordonnées représente les classes de coordonnées des mailles de présence sur la deuxième composante principale. Pour les filtres appliqués sur les variables (« filtre_env_VAR »; B), l'axe des abscisses représente les classes pour la « distance à la côte » et l'axe des ordonnées représente les classes pour la « distance à l'estuaire de la Gironde ». La zone d'étude est représentée en bleu ciel et le milieu terrestre en gris.

Application de l'approche de validation croisée par blocs

Comme évoqué dans la PARTIE 2 « I.4 Modélisation de la distribution de l'esturgeon européen », ne disposant pas de données de validation indépendantes, le jeu de données initial (i.e. 110 ou 107 mailles de présence et 2000 mailles de pseudo-absences) a été partitionné aléatoirement afin d'utiliser 80 % des données pour calibrer le modèle, et les 20 % restantes pour évaluer ses capacités prédictives (Figure 21A). Cette technique présente quelques limites comme le fait qu'elle puisse engendrer une dépendance entre les deux jeux de données de calibration et de validation, ce qui peut biaiser les résultats (Peterson and Soberón 2012). Une structure similaire d'autocorrélation spatiale entre les deux jeux de données peut en effet affecter les coefficients du modèle et son inférence statistique (de Oliveira et al. 2014). Ce problème peut être réduit en partitionnant les jeux de données en utilisant une procédure récente dite de validation croisée par blocs (Valavi et al. 2019). Des blocs d'une taille définie sont ainsi générés sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 21B) et sont partitionnés aléatoirement pour chacun des jeux de données (Figure 21B&C). Les mailles de présence et de pseudo-absence contenues dans les blocs sélectionnés pour le jeu de données de validation seront attribuées à celui-ci, et pareillement pour le jeu de données de calibration. Cette approche permet de réduire la possibilité d'une éventuelle structure d'autocorrélation spatiale commune aux deux jeux de données et donc d'augmenter leur degré d'indépendance.

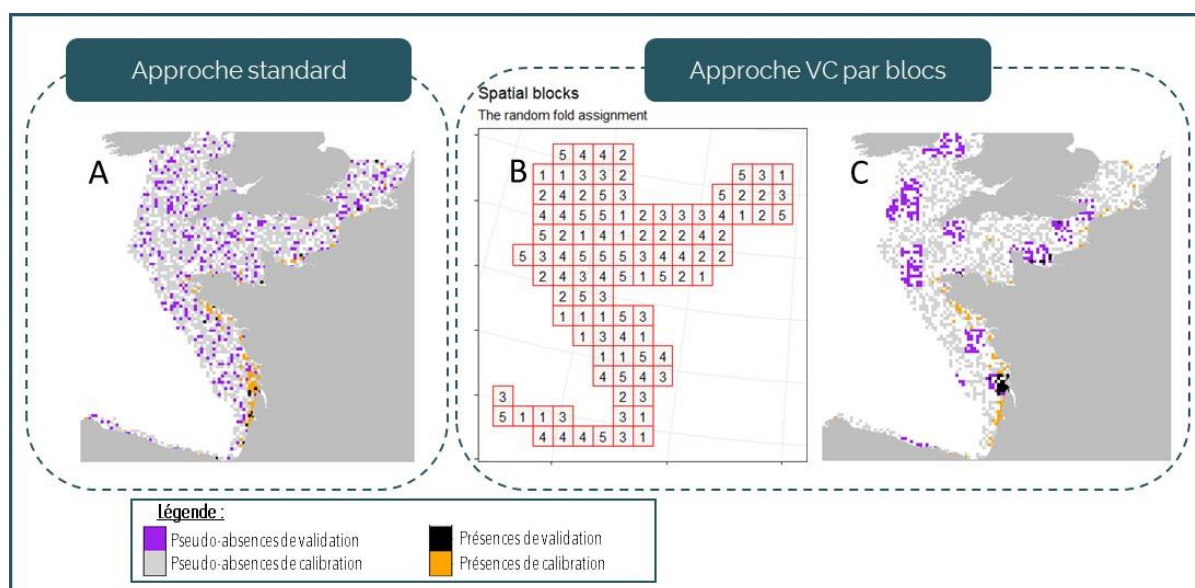


Figure 21 : Comparaison d'une approche de validation croisée aléatoire (A) avec une approche de validation croisée par blocs (B&C). Les numéros des blocs (de 1 à 5; B) correspondent aux 5 itérations. Par exemple, pour l'itération 4 illustrée en C, ce sont les données de validation (i.e. présences et pseudo-absences) contenues dans les blocs avec le numéro 4 qui ont été retenues. Les données restantes (i.e. blocs numéros 1, 2, 3, 5) sont les données de calibration pour l'itération 4. Le milieu terrestre est représenté en gris.

Dans le cadre de cette étude, cette approche (intitulée « VC_par_blocs » par la suite) a été testée en utilisant la fonction « spatialBlock » du package R « blockCV ». La zone d'étude a été divisée en 15*15 blocs et le nombre d'itérations a été fixé à 5 pour chaque modèle²³.

²³ Pour rappel dans l'approche standard, le nombre d'itérations est de 20 par modèle.

Pseudo-absences issues d'autres suivis (groupe cible d'espèces)

L'existence d'une base de données regroupant des suivis en mer de poissons sur des étendues spatiale et temporelle englobant celles de cette étude a permis d'obtenir des pseudo-absences *via* une autre approche que leur génération aléatoire. Cette base de données intitulée « MigrenMer » regroupe l'ensemble des données de captures (e.g. présence/absence, taille, poids) de poissons amphihalins issues de campagnes scientifiques et de suivis de pêcheries professionnelles françaises (téléchargées depuis ICES DATRAS²⁴ et les campagnes scientifiques; e.g. programme Obsmer; Elliott et al., under review). Une description détaillée du contenu de la base de données est disponible en annexe de l'article de Elliott et al. (2021).

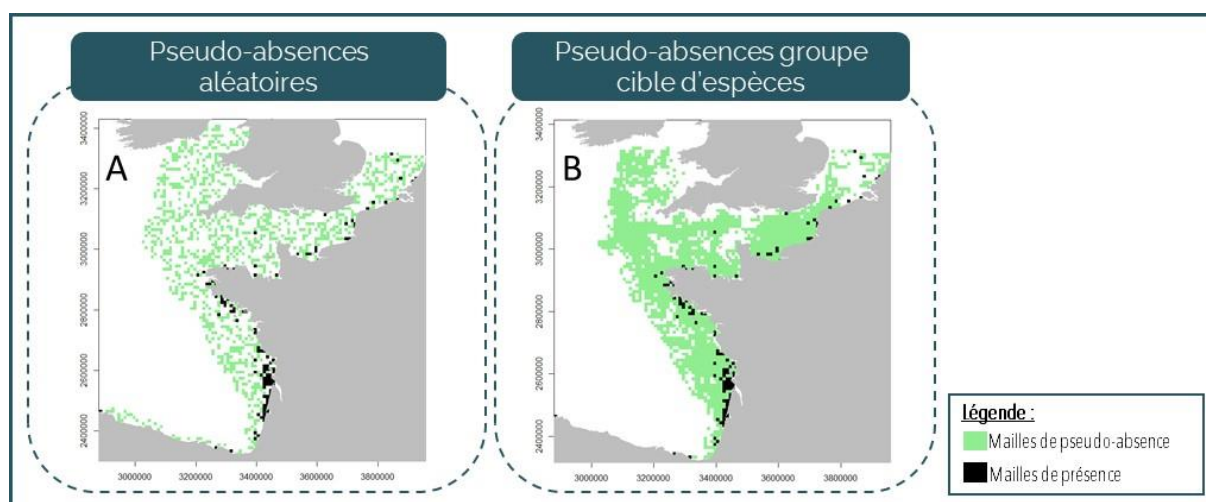


Figure 22 : Illustrations d'un jeu de pseudo-absences (2000 mailles) générées de manière aléatoire sur l'ensemble de la zone d'étude, approche utilisée dans l'approche de modélisation standard (A); et du jeu de données de pseudo-absences issu d'un groupe cible d'espèces (1770 mailles) obtenu à partir des données de la base MigrenMer (B). Le milieu terrestre est représenté en gris.

Ces données ont été filtrées afin de ne conserver que les données de captures incluses dans l'étendue de la zone d'étude, postérieures à 2011 et obtenues avec des engins de pêche susceptibles de capturer l'esturgeon européen. Une fois ces filtres appliqués, toutes les mailles de la zone d'étude avec au moins une prospection et sans donnée de présence d'esturgeon européen ont été considérées comme des mailles de pseudo-absences. Cela a abouti à 1770 mailles de pseudo-absence (Figure 22B).

1.4.j Comparaison des approches

Les comparaisons des différentes approches testées pour diminuer les biais potentiels avec l'approche standard ont été faites en comparant les métriques d'évaluation obtenues ainsi qu'à l'aide de cartes des anomalies (i.e. cartes faisant la différence entre les prédictions de deux cartes) et de la statistique de Schoener. Cette statistique a été calculée avec le package R « ENMeval » pour comparer les similarités entre les prédictions. Elle est bornée entre 0 (aucune similitude entre les deux cartes prédictives) et 1 (prédictions identiques; Schoener 1968). Les cartes prédictives ont également été comparées visuellement.

²⁴ The Database of Trawl Surveys (DATRAS) from the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) : <http://datras.ices.dk>

I.5. Habitat favorable et aires marines protégées

Afin de disposer d'indicateurs de recouvrement des habitats favorables à l'esturgeon européen par les AMP, des « conservation gap analyses » (Jennings 2000) ont été menées.

Pour réaliser ces calculs, il a dans un premier temps été nécessaire de binariser la carte consensuelle de favorabilité d'habitat finale (voir la PARTIE 2 « I.4.g Construction de la carte consensuelle de favorabilité d'habitat »), qui a des valeurs bornées entre 0 et 40, afin de distinguer les mailles considérées comme les plus favorables à l'espèce. Le seuil choisi a été de 29, c'est à dire que les mailles retenues comme les plus favorables ont été prédites comme favorables pour l'esturgeon européen par un nombre de modèles compris entre 29 et 40. Ce choix de seuil permet de faire en sorte que 90 % des 110 mailles de présence totales utilisées pour la modélisation soient comprises dans les mailles les plus favorables. Il est important de noter que les mailles en dessous de ce seuil ne doivent pas être pour autant considérées comme des mailles d'absence ou non favorables pour l'esturgeon européen : il s'agit d'un mélange de secteurs peu/non favorables avec des secteurs où la variabilité entre les prédictions des modèles est forte (i.e. actuellement pas de consensus pour dire que c'est favorable). Cela peut néanmoins être des secteurs utilisés occasionnellement par l'esturgeon européen, puisque des observations de l'espèce y ont été faites. L'étendue sur laquelle ont été effectuées ces analyses est la Zone Economique Exclusive (« ZEE » par la suite) de la France : seules les mailles contenues dans cette ZEE ont été considérées.

Les catégories d'AMP pour lesquelles ont été conduites ces analyses sont les suivantes : les parcs naturels marins (« PNM » par la suite) et les zones spéciales de conservation (« ZSC » par la suite). Les autres catégories d'AMP présentes sur la zone d'étude n'ont pas été retenues car considérées comme non pertinentes par rapport à la problématique de conservation de l'esturgeon européen, et ce notamment en raison de leur trop petite surface par rapport à la résolution de la zone d'étude (i.e. 10*10 km). Les analyses ont été menées soit à l'échelle des catégories ou groupe de catégories d'AMP, soit à l'échelle de quelques AMP individuelles compte tenu de leurs localisations à proximité de l'estuaire de la Gironde. La distinction a également été faite selon que les AMP visent ou non la préservation de l'esturgeon européen dans leurs documents de référence (i.e. plan de gestion ou document d'objectifs). Une maille de 10*10 km a été considérée comme couverte par une AMP lorsqu'au moins 50 % de sa surface marine était contenue dans celle-ci.

Dans le cadre des « conservation gap analyses », deux métriques aux particularités complémentaires ont été calculées. La première, intitulée « représentativité » dans le cadre de cette étude²⁵ calcule le ratio entre le nombre de mailles les plus favorables incluses dans l'AMP d'intérêt et le nombre de mailles les plus favorables totales dans la zone d'étude (Sánchez-Fernández and Abellán 2015). Elle se focalise donc uniquement sur les mailles les plus favorables en regardant ce qui se passe à l'intérieur vs à l'extérieur de l'AMP. Elle a donc tendance à être fortement liée à la taille des AMP : plus une AMP est grande, plus elle a la possibilité d'héberger un grand nombre de mailles classées comme étant les plus favorables (Figure 23). La deuxième métrique, intitulée « importance » dans le cadre de cette étude, calcule le ratio entre le nombre de mailles les plus favorables incluses dans l'AMP d'intérêt et le nombre total de mailles, quelle que soit leur favorabilité, au sein de cette même AMP. Elle se focalise donc uniquement sur ce qui se passe à l'intérieur de l'AMP (Figure 23).

²⁵ Elle peut être intitulée « overlap » ou « effectiveness » dans la littérature (Sánchez-Fernández and Abellán 2015, Fois et al. 2018).

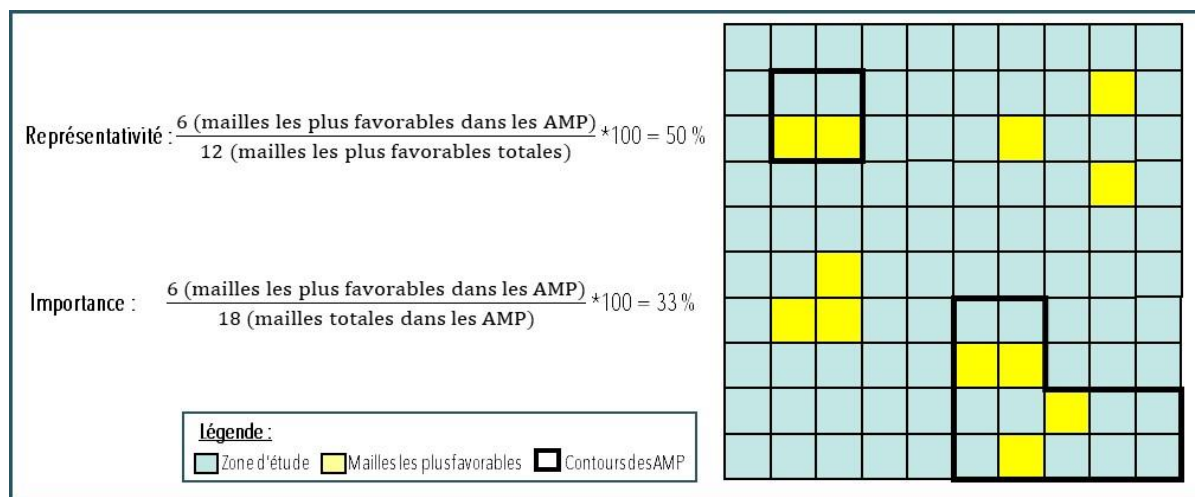


Figure 23 : Illustration schématique du calcul des métriques intitulées « représentativité » et « importance » dans le cadre des « conservation gap analyses ».

Chacune de ces deux métriques est associée à un test statistique visant à tester si les valeurs de « représentativité » et d'« importance » obtenues pour chaque AMP sont significativement différentes de ce qui serait attendu par chance, en considérant le nombre de mailles les plus favorables prédites (Sánchez-Fernández and Abellán 2015). L'application de ce test consiste à sélectionner de manière aléatoire sur l'ensemble de la zone étudiée²⁶ un nombre de mailles égal au nombre de mailles les plus favorables à l'esturgeon européen (au sein des AMP ou non; i.e. 346 mailles) pour la métrique « représentativité », et égal au nombre de mailles au sein des AMP (les plus favorables ou non; i.e. 260 mailles) pour l'« importance ». Puis, la « représentativité » et l'« importance » sont calculées sur ce jeu de données aléatoires. La procédure est répétée 10 000 fois pour chacune des AMP. Enfin, la proportion des 10 000 valeurs de « représentativité » aléatoires supérieures à la valeur réelle observée de « représentativité » est calculée. Une proportion contenue entre 0.05 et 0.95 indique que la valeur de « représentativité » réelle observée n'est pas significativement différente de ce qui est attendu par chance. Une proportion inférieure à 0.05 ou supérieure à 0.95 indique que les mailles les plus favorables sont, respectivement, sur-représentées ou sous-représentées au sein des mailles de cette AMP. Pour l'« importance », une proportion inférieure à 0.05 ou supérieure à 0.95 indique que l'AMP couvre, respectivement, plus ou moins de mailles classées parmi les plus favorables qu'attendu par chance.

²⁶ Ici il s'agit de la zone d'étude contenue dans la ZEE française

II. Résultats

II.1. Description des données

II.1.a Données de distribution de l'esturgeon européen

La Figure 14C présente les 110 mailles de présence retenues pour les analyses de modélisation. Leur nature spatialement agrégée est clairement visualisable au niveau de la façade atlantique française, et plus précisément autour de l'estuaire de la Gironde. Entre 1 et 35 observations accidentelles ont été observées au sein de chaque maille de présence. Une description plus complète de ces données est réalisée dans la PARTIE 1 de ce rapport.

II.1.b Variables environnementales

Concernant la température moyenne annuelle, des gradients sont observés avec des températures qui augmentent au fur et à mesure que l'on s'approche des côtes sur la façade atlantique (gradient est-ouest), et au fur et à mesure que l'on descend vers le sud de la zone d'étude (gradient nord-sud; Figure 24). Les températures moyennes les plus chaudes (i.e. 14-15 °C) se situent le long des côtes espagnoles et de la moitié sud de la façade atlantique française. Une zone caractérisée par des températures froides (i.e. 10-12 °C) est localisée dans la mer Celtique. Les plus grandes étendues moyennes annuelles de concentration en oxygène dissous (i.e. 4-6 mg.L⁻¹) sont localisées au sud de la façade atlantique française, en dessous de Bordeaux. Des étendues intermédiaires de concentration en oxygène dissous (i.e. 2-4 mg.L⁻¹) apparaissent sur le reste de la façade atlantique française, au niveau des bandes côtières de la mer du Nord et en mer Celtique. La variabilité de la salinité moyenne annuelle est relativement faible sur l'ensemble de la zone étudiée avec une dominance de valeurs autour de 35 UPS. Des secteurs à plus faible salinité (i.e. comprises entre 19 et 35 UPS) sont observés sur la côte sud de la mer du Nord, dans le canal de Bristol, dans les baies de Seine, du Mont Saint Michel, de Lannion, autour des estuaires de la Loire et de la Vilaine et dans la zone côtière de la mer des Pertuis. L'extinction lumineuse est plus forte (i.e. > 0.5 m⁻¹) à proximité des côtes et des principales arrivées d'eau douce (i.e. canal de Bristol, estuaires du Rhin, de la Tamise, de la Loire et de la Gironde).

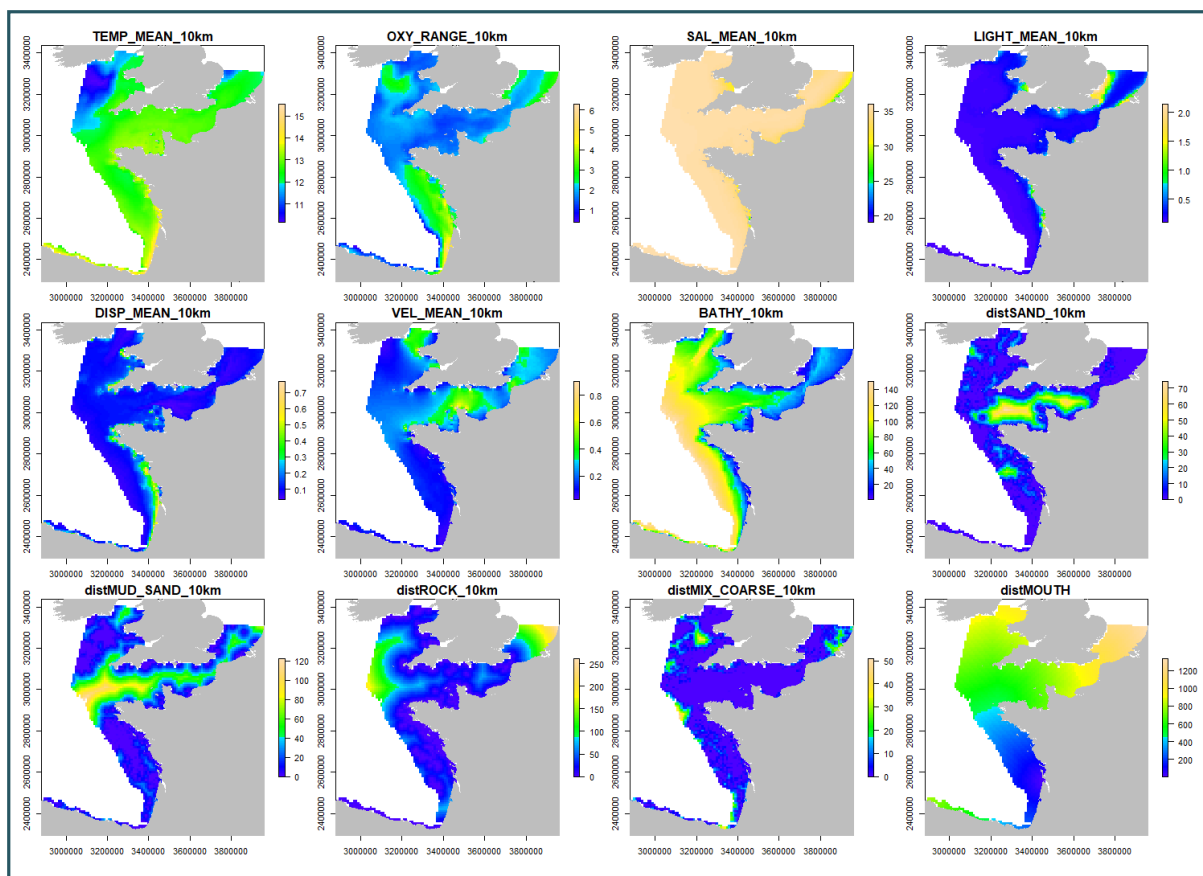


Figure 24 : Cartographies des 12 variables retenues pour être utilisées dans les modèles de distribution d'espèces.

BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle sur le fond marin; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond marin; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond marin; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin; distMIX_COARSE_10km = distance au substrat grossier et mixte; distMUD_SAND_10km : distance au substrat vaseux à sable vaseux; distROCK_10km = distance au substrat rocheux; distSAND_10km = distance au substrat sableux.

L'amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin est principalement importante (i.e. > 0.25 m) sur la bande côtière de la façade atlantique française et au niveau de la pointe de la Bretagne, des Cornouailles et de la côte du Pembrokeshire. Les vitesses moyennes annuelles de courant sur le fond marin les plus élevées (i.e. $> 0.3 \text{ m.s}^{-1}$) sont localisées en Manche, en mers du Nord et d'Irlande et au niveau de la pointe du Cotentin. Le gradient bathymétrique suit celui de la distance à la côte. La Manche et la mer du Nord sont néanmoins caractérisées par des profondeurs moyennes plus faibles que la façade atlantique (i.e. < 100 m). Le substrat de type sableux est relativement bien répandu sur la zone d'étude (i.e. mailles de couleur bleu foncé; Figure 24) bien qu'il soit absent sur une zone conséquente dans la Manche. Le substrat de type vaseux à sable vaseux est absent au large de la Bretagne et dans les secteurs plus profonds de la Manche et de la mer du Nord. Le substrat rocheux est absent au large de la mer Celtique ainsi qu'en mer du Nord. Enfin, les secteurs les plus éloignés de l'estuaire de la Gironde, au nord de la zone d'étude, atteignent des distances à l'estuaire de l'ordre de 1200 km. Les distributions des valeurs de chacune de ces variables sur la zone d'étude ainsi qu'aux mailles de présence sont représentées en Annexe 8.

II.2. Importance relative et influence des variables environnementales

II.2.a Importance relative des variables

Le passage des modèles à 10 variables aux modèles à 5 variables a entraîné l'élimination des 4 variables de substrat (« distROCK_10km », « distMIX_COARSE_10km », « distSAND_10km », « distMUD_SAND_10km ») ainsi que la variable « amplitude de déplacement du sédiment sur le fond marin » (« DISP_MEAN_10km ») pour le modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie »; Figure 17). Pour le modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse »), ce sont également les 4 variables de substrat qui ont été éliminées ainsi que la variable « extinction lumineuse » (« LIGHT_MEAN_10km »).

D'après la Figure 25, la variable qui contribue le plus aux prédictions du modèle I est la bathymétrie (« BATHY_10km ») et ce, loin devant les autres variables. Il s'en suit par ordre d'importance les variables « température sur le fond marin » (« TEMP_MEAN_10km »), « vitesse du courant sur le fond marin » (« VEL_MEAN_10km »), « étendue de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin » (« OXY_RANGE_10km ») et « distance à l'estuaire de la Gironde » (« distMOUTH »). Ces variables ont des contributions beaucoup plus faibles que la bathymétrie et des différences relatives peu marquées. Concernant le modèle II, la variable avec l'importance relative la plus forte est la « salinité sur le fond marin » (« SAL_MEAN_10km »). Il s'en suit la « température sur le fond marin », puis avec des contributions plus faibles et peu différentes, la « vitesse du courant sur le fond marin », l'« amplitude de déplacement du sédiment sur le fond marin » et l'« étendue de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin ».

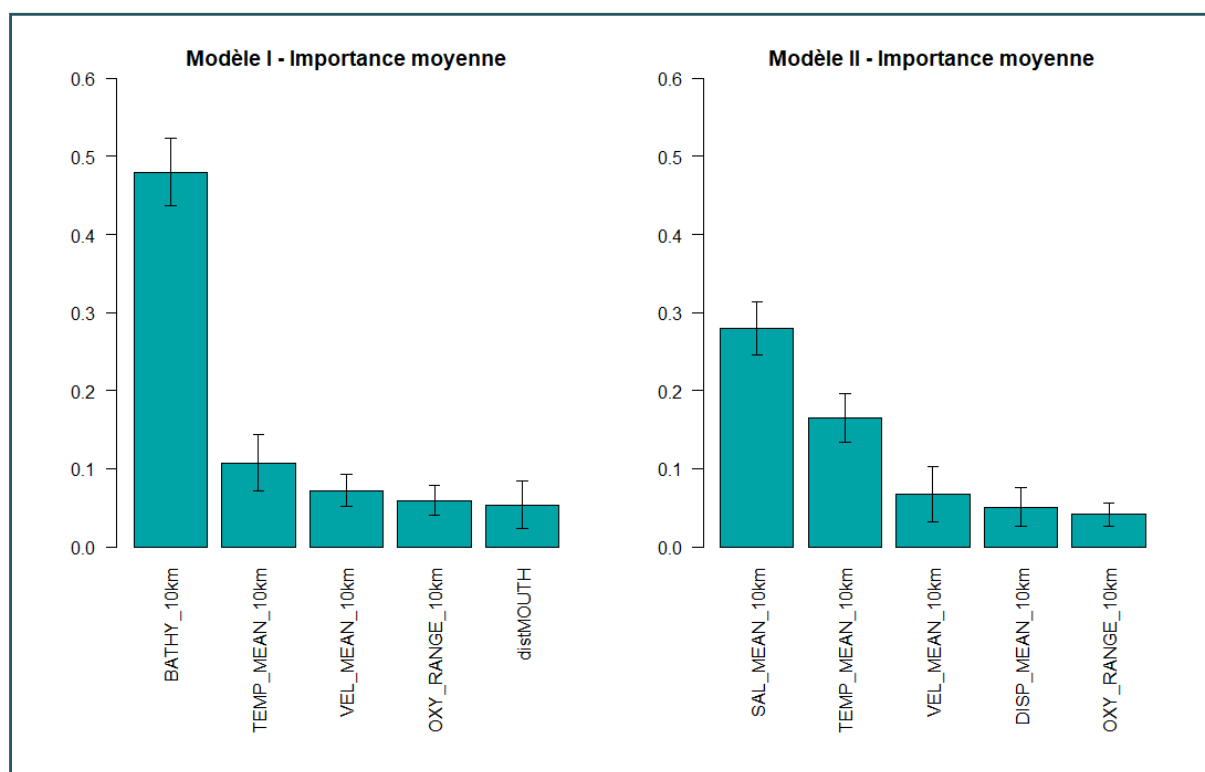


Figure 25 : Contributions relatives des 5 variables retenues dans les deux modèles finaux. Plus la barre est haute et plus la variable est importante pour expliquer les prédictions moyennes du modèle par rapport aux autres variables. Les barres d'erreur représentent l'écart type. Pour calculer la contribution d'une variable, un coefficient de corrélation de Pearson est calculé entre les prédictions des modèles avec

la variable d'intérêt et les prédictions quand cette variable est permutée aléatoirement. La contribution de la variable au modèle est estimée en soustrayant le coefficient de corrélation obtenu à la valeur 1. Ainsi, une valeur de 0 signifie que la variable n'est pas importante dans l'estimation des prédictions et une valeur de 1 signifie que la variable est très importante (Thuiller et al. 2009).

BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle sur le fond marin; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond marin; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond marin; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin.

II.2.b Influence des variables

Il est ensuite possible de se focaliser sur la manière dont ces variables influencent les modèles via l'analyse des courbes de réponse estimées à partir des prédictions moyennes (i.e. moyenne des 7 algorithmes statistiques)²⁷.

Pour le modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie »), une baisse prononcée de la favorabilité d'habitat est observée au fur et à mesure que les valeurs de « bathymétrie », de « vitesse moyenne annuelle du courant » et de « distance à l'estuaire de la Gironde » augmentent (Figure 26). Pour la variable « distMOUTH », une baisse très rapide de la favorabilité d'habitat s'observe jusqu'à 200 km de l'estuaire puis l'indice de favorabilité varie peu. Concernant l'« étendue moyenne de la concentration en oxygène dissous », les plus faibles valeurs de favorabilité d'habitat sont associées à de faibles variabilités d'oxygène dissous, puis la favorabilité d'habitat augmente jusqu'à des étendues moyennes annuelles de l'ordre de 2 mg.L⁻¹ pour ensuite atteindre un plateau, c'est-à-dire une favorabilité d'habitat constante pour les plus grandes étendues de concentration en oxygène dissous. La favorabilité d'habitat augmente au fur et à mesure que la température moyenne annuelle augmente jusqu'à 15 °C, valeur à partir de laquelle la variabilité entre les itérations est plus grande avec deux tendances qui se dessinent : la favorabilité d'habitat se stabilise ou décroît selon les itérations.

²⁷ En regardant les courbes de réponse propres à chaque algorithme, quelques différences s'observent (Annexe 9). Elles s'expliquent par la diversité des méthodes statistiques et leurs différentes complexités de modélisation.

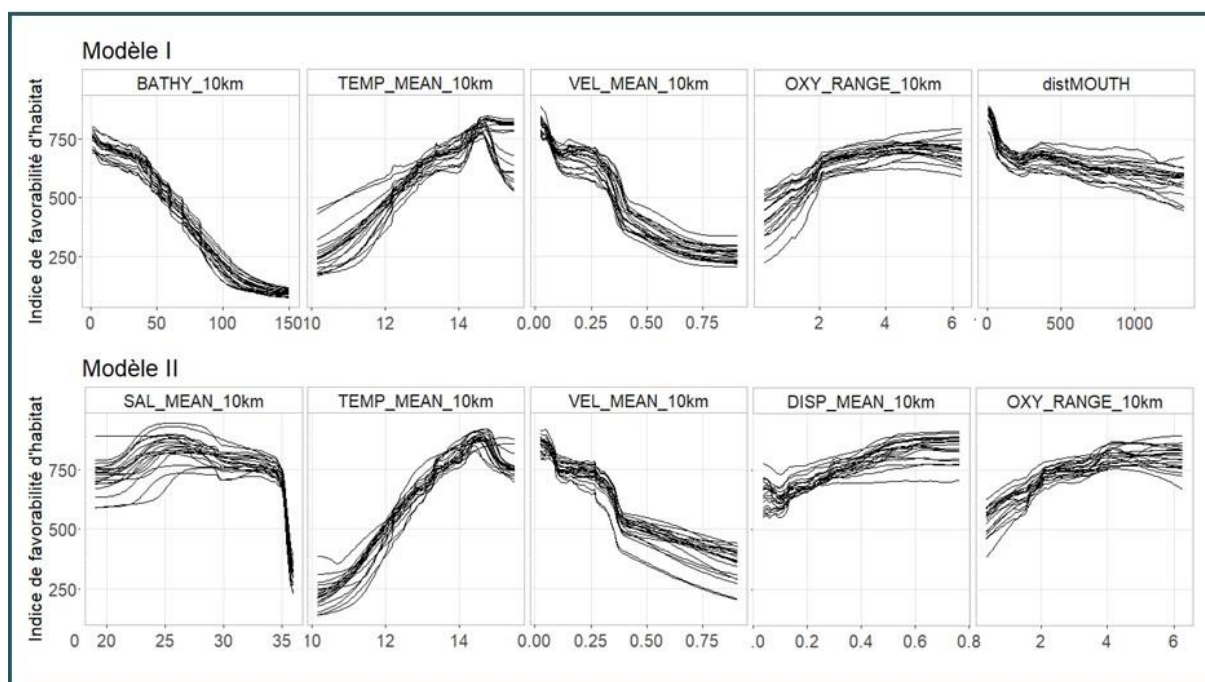


Figure 26 : Courbes de réponse moyennes des 5 variables retenues dans les deux modèles finaux. L'axe des abscisses informe sur les valeurs de chaque variable et l'axe des ordonnées sur l'indice de favorabilité d'habitat (indice allant de 0 à 1000, plus la valeur s'approche de 1000 est plus l'habitat est favorable à l'esturgeon européen). Chacune des 20 courbes correspond à une itération. Dans « biomod2 », la courbe de réponse pour une variable donnée est construite en fixant les autres variables à leur moyenne, et seule la variable cible varie le long de son étendue. Les variations observées et les courbes obtenues montrent la sensibilité du modèle à cette variable spécifique (Guisan et al. 2017). De gauche à droite, les variables sont classées par leurs contributions relatives. Il est important de rester prudent quant à l'interprétation des fortes baisses de favorabilité d'habitat : cela signifie que les gammes de valeurs des variables concernées sont associées à peu voire aucune maille(s) de présence. Il s'agit de secteurs où l'espèce n'a pas ou a été peu observée soit parce-qu'elle est réellement absente, soit parce-que ces secteurs n'ont pas été échantillonnés.

BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle sur le fond marin; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond marin; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond marin; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin.

Concernant le modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse »), la même tendance s'observe pour la « température moyenne annuelle », l'« étendue moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous » et la « vitesse moyenne annuelle du courant marin » (Figure 26). Pour l'« amplitude de déplacement du sédiment sur le fond marin », la favorabilité d'habitat augmente légèrement au fur et à mesure que l'amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond augmente. Enfin, concernant la « salinité moyenne », la favorabilité d'habitat présente une tendance relativement plate, avec une certaine variabilité cependant entre les itérations, et une favorabilité qui semble maximale autour de 25-30 UPS. A partir de 35 UPS, la favorabilité d'habitat chute rapidement et drastiquement.

Les courbes de réponses des modèles initiaux à 10 variables sont également présentées dans l'Annexe 10.

II.3. Cartes prédictives consensuelles

Les capacités prédictives des modèles sont bonnes comme l'indiquent les différentes mesures d'évaluation, avec un Boyce moyen de 0.89 (SD 0.06) et 0.88 (SD 0.06), un AUC moyen de 0.92 (SD 0.03) et 0.93 (SD 0.03), un Kappa

moyen de 0.54 (SD 0.07) et 0.55 (SD 0.08) et un TSS moyen de 0.73 (SD 0.07) et 0.77 (SD 0.07) pour les modèles I et II, respectivement.

Les cartes prédictives moyennes consensuelles sont relativement similaires entre les modèles I et II. Une bande d'habitat avec des indices de favorabilité d'habitat élevés s'étend le long de la façade atlantique française, depuis la frontière espagnole au sud jusqu'à la mer d'Iroise dans le Finistère au nord (Figure 27). Le long de cette côte, la favorabilité d'habitat diminue petit à petit et au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte et que la profondeur augmente. Des habitats avec des valeurs intermédiaires de favorabilité (i.e. de couleur jaune à bleu ciel) s'observent dans la baie de Seine et proches des côtes dans la Manche, pour les 2 modèles. Le modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse ») prédit des habitats avec des valeurs de favorabilité d'habitat légèrement plus élevées que le modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie ») autour de la baie de la Somme et au niveau des côtes belge et néerlandaise. Des secteurs avec des valeurs intermédiaires de favorabilité d'habitat ressortent également à proximité de l'estuaire de la Tamise (Modèle I) et du canal de Bristol (Modèle II).

Globalement, la variabilité des prédictions est faible puisque le coefficient de variation moyen de chacune des cartes est inférieur à 15 % (Figure 27). Il existe une corrélation négative entre les valeurs de favorabilité d'habitat et le coefficient de variation (coefficient de Pearson de -0.57 et -0.64 pour les modèles I et II, respectivement, p -value < 0.01; Annexe 11) indiquant que plus la favorabilité d'habitat estimée par les modèles est forte, plus les différences entre les prédictions moyennes des itérations sont faibles. La confiance associée aux secteurs identifiés comme les plus favorables par les modèles, compte tenu des données d'entrée utilisées, est donc plus forte. Les secteurs à plus forte variabilité pour le modèle I sont localisés à l'ouest de la côte espagnole et sur la côte nord-ouest de la mer du Nord, tandis que pour le modèle II elles sont localisées le long de la côte des Cornouailles et du Pembrokeshire (Pays de Galles).

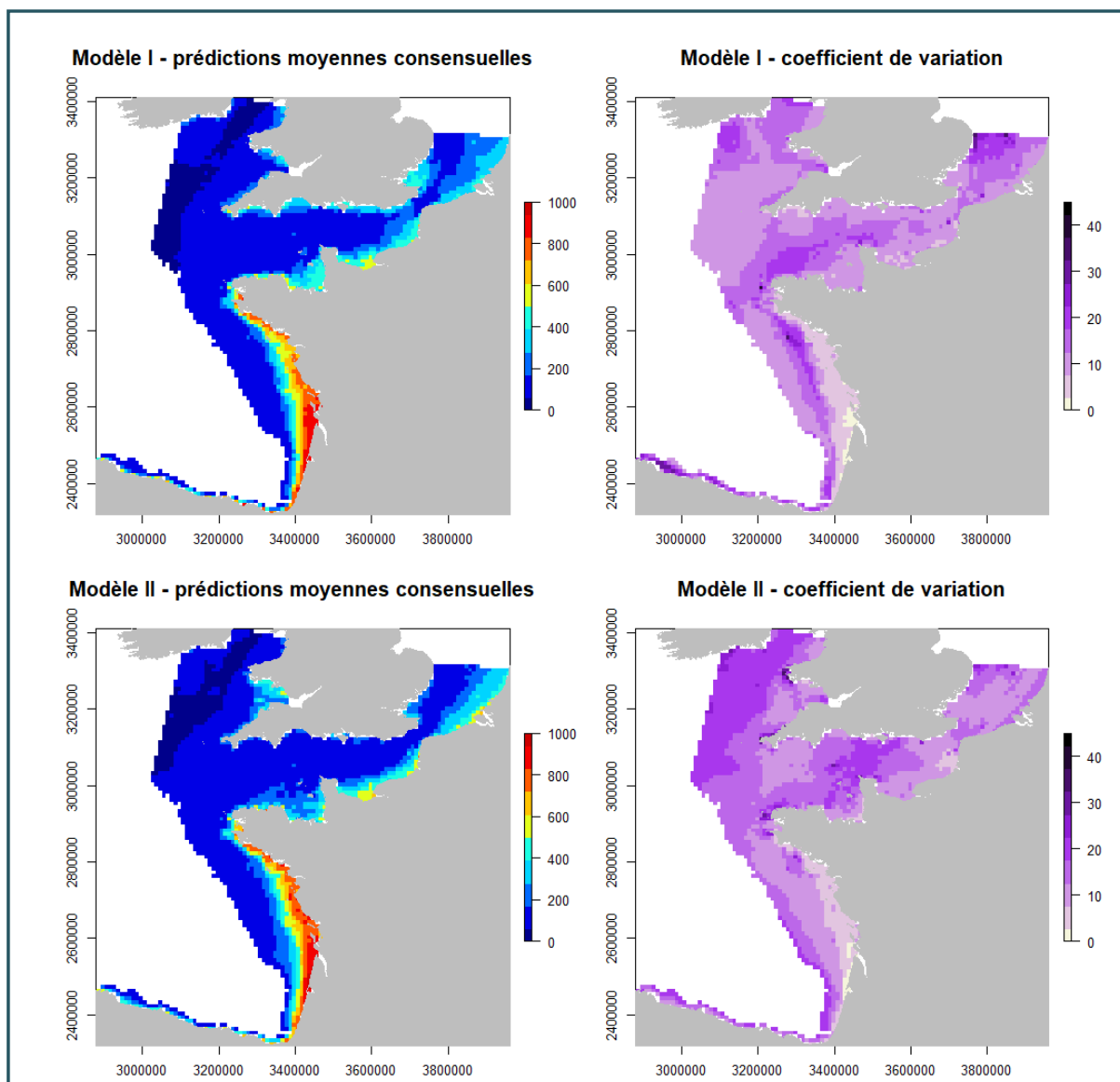


Figure 27 : Cartes prédictives moyennes consensuelles obtenues pour les deux modèles finaux. Les cartes à gauche présentent l'indice de favorabilité d'habitat pour l'esturgeon européen estimé par les modèles, avec un gradient allant du bleu foncé au rouge foncé **au fur et à mesure qu'augmente** l'indice de favorabilité d'habitat. Les cartes à droite présentent la variabilité des prédictions moyennes, c'est-à-dire le coefficient de variation calculé sur les 20 itérations des modèles. Plus la couleur s'approche du beige et plus **la variabilité entre les prédictions moyennes est faible**. Cela signifie que les différentes prédictions moyennes prédisent des valeurs de favorabilité d'habitat très similaires, ce qui apporte de la confiance dans les résultats dans ces secteurs. A l'inverse, plus la couleur s'approche du noir et plus la **variabilité entre les prédictions moyennes est grande**. Cela signifie que les différentes prédictions moyennes prédisent des valeurs de favorabilité d'habitat différentes, ce qui donne peu de confiance dans les résultats dans ces secteurs. Les cartes prédictives moyennes consensuelles ne doivent pas être dissociées de celles correspondant au coefficient de variation correspondant.

La Figure 28 correspond à la carte consensuelle finale. Elle met en évidence les mailles où les 40 prédictions (i.e. 2 modèles*20 itérations) s'accordent à dire que l'habitat est favorable à l'esturgeon européen (i.e. mailles jaunes de valeur 40) ou peu favorable (i.e. mailles bleu foncé de valeur 0). Les mailles favorables avec un fort consensus des modèles se répartissent le long de la façade atlantique française, de la baie de Seine et de la Somme et autour de du delta du Rhin. Les mailles peu favorables avec un fort consensus des modèles sont majoritairement localisées au large des côtes pour la France, la Belgique et les Pays-Bas tandis qu'elles se rapprochent des côtes en Espagne, au Royaume-Uni et en Irlande.

FACADE ATLANTIQUE FRANCAISE, MANCHE-MER DU NORD
Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021

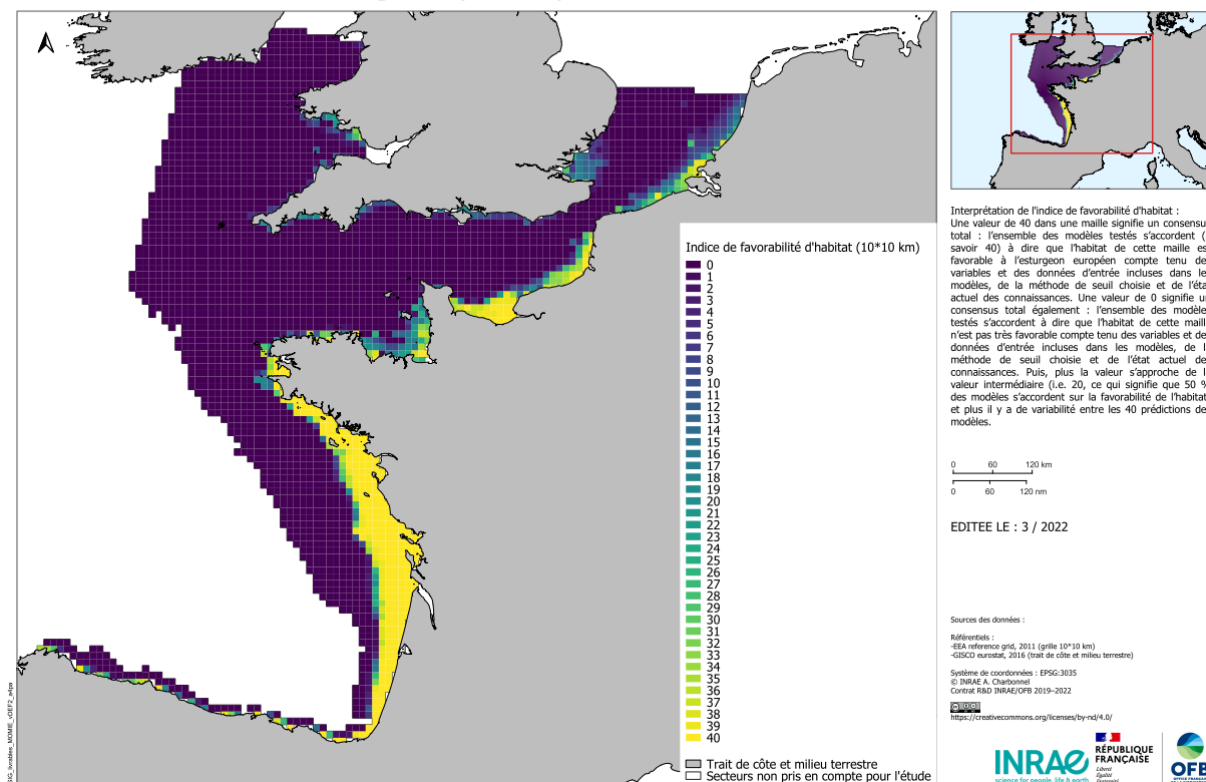


Figure 28 : Carte de favorabilité d'habitat consensuelle finale. Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : l'ensemble des modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles et de la méthode de seuil choisie. Une valeur de 0 signifie un consensus total également : l'ensemble des modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est peu favorable compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles et de la méthode de seuil choisie. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur du milieu (i.e. 20, ce qui signifie que 50% des modèles s'accordent sur la favorabilité de l'habitat) et plus il y a de variabilité (i.e. moins il y a de consensus) entre les 40 prédictions des modèles.

Cette carte permet aussi de mettre en évidence les mailles qui présentent une certaine incertitude, c'est-à-dire une forte variabilité entre les 40 prédictions des modèles (i.e. mailles vertes)²⁸. Elles sont localisées principalement dans les baies du Mont Saint Michel et de la Tamise. Quelques mailles s'éparpillent aussi autour de la pointe du Raz, le long de la côte espagnole, de la côte sud de la Manche et de la mer du Nord, sur la côte nord du canal de Bristol, sur la côte sud des Cornouailles et en pleine mer sur la façade atlantique française (Annexe 12). La faible variabilité des prédictions (i.e. leur consensus élevé) s'observe sur cette carte également, puisque 16 % seulement des mailles ne font pas l'objet d'un consensus total (i.e. valeurs différentes de 0 ou 40).

²⁸ La carte présentée dans l'Annexe 12 apporte une meilleure visualisation des secteurs d'incertitude.

II.4. Biais potentiels : comparaison des différentes approches

Comme évoqué dans la PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels », différentes approches ont été testées afin de diminuer les éventuels biais liés à la particularité des données de présence/pseudo-absence et de l'approche utilisée (i.e. validation croisée aléatoire).

Les prédictions consensuelles moyennes obtenues pour chacune de ces approches pour le modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie ») sont présentées sur la Figure 29. Celles du modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse ») sont présentées dans l'Annexe 13. Les cartes des anomalies permettent de mieux visualiser les changements ayant lieu entre les prédictions des différentes approches. La statistique de Schoener facilite la comparaison des similarités entre les prédictions (Schoener 1968).

Premièrement, les cartes prédictives consensuelles obtenues avec les 6 approches différentes donnent des résultats très similaires : une favorabilité d'habitat importante au niveau de la façade atlantique française et une favorabilité d'habitat plus intermédiaire au niveau des côtes sud de la Manche et de la mer du Nord, et autour de l'estuaire de la Tamise. Cela se confirme avec les valeurs des statistiques de Schoener, toujours supérieures à 0.91, et les cartes des anomalies dominées par la couleur beige (i.e. pas ou peu de différence). Quelques variations s'observent néanmoins selon les approches. En comparaison avec l'approche standard, il est possible d'identifier une légère baisse de la favorabilité d'habitat sur la façade atlantique française (avec les approches « filtre_env_ACP », « filtre_env_VAR » et « filtre_spat »), en mer d'Iroise (avec l'approche « filtre_env_ACP ») et en baie de Seine (avec l'approche « filtre_env_ACP »). Ces trois approches de filtres entraînent aussi une très légère augmentation des prédictions de favorabilité d'habitat, mais assez largement répandue et homogène sur la zone d'étude (i.e. Manche-mer du Nord et secteurs sur la bande de profondeur intermédiaire sur la façade atlantique; Figure 29). Les approches « VC_par_blocs » et « PA_groupe_cible » apportent des résultats quasiment identiques à l'approche standard.

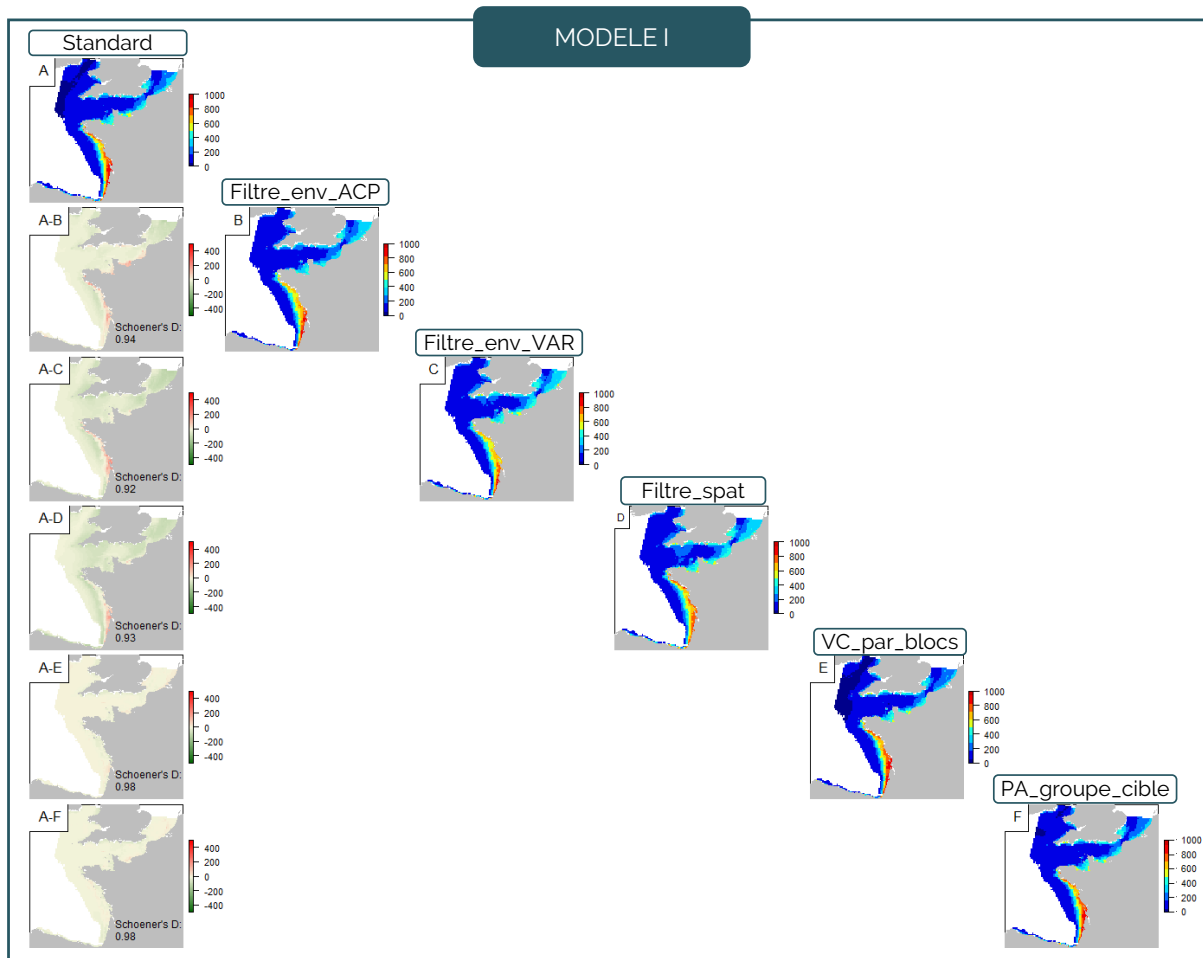


Figure 29 : Prédictions moyennes consensuelles du modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie ») pour l'approche standard (A) et pour les différentes approches visant à diminuer les biais potentiels : le filtre environnemental appliqué sur l'ACP (B), le filtre environnemental appliqué sur les variables « distance à la côte » et « distance à l'estuaire de la Gironde » (C), le filtre spatial (D), la validation croisée par blocs (E) et les pseudo-absences de groupe cible d'espèces, issues des suivis de la base MigrenMer (F). Les cartes des anomalies à gauche représentent les différences pour les paires de cartes de favorabilité d'habitat indiquées. Par exemple, la carte A-B représente les valeurs de la carte A auxquelles sont soustraites les valeurs de la carte B. Les valeurs nulles de couleur beige signifient qu'il n'y a aucune différence entre les deux cartes. En revanche, plus la couleur tend vers le rouge ou le vert, plus les deux cartes diffèrent. La couleur rouge (i.e. valeurs positives) signifie une baisse de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A et inversement, la couleur verte (i.e. valeurs négatives) signifie un gain de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A. Les autres cartes des anomalies s'interprètent de la même manière. La statistique de Schoener permet de comparer les similarités entre les prédictions : elle varie de 0 (aucune similitude entre les deux cartes prédictives) à 1 (prédictions identiques). Les résultats pour le modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse ») sont présentés dans l'Annexe 13.

Les mêmes tendances s'observent avec le modèle II (Annexe 13). Selon les approches cependant, de nouveaux secteurs apparaissent avec une baisse de favorabilité d'habitat suite à l'application des filtres, comme les côtes anglaises (« filtre_env_ACP »), belges et néerlandaises (« filtre_env_VAR »). Une baisse de favorabilité d'habitat un peu plus marquée apparaît sur les côtes bretonnes pour l'approche « filtre_env_ACP » (Annexe 13).

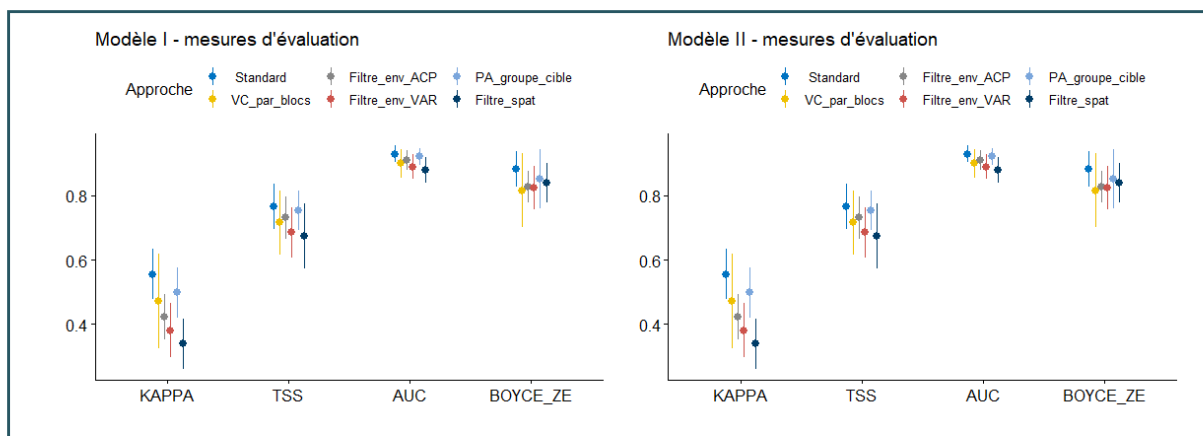


Figure 30 : Mesures moyennes d'évaluation obtenues pour les modèles I et II pour les différentes approches testées et pour les 4 mesures d'évaluation. Les barres d'erreur représentent l'écart type.

Les mesures d'évaluation obtenues pour les différentes approches testées (Figure 30) indiquent des capacités prédictives toujours légèrement meilleures pour l'approche standard. L'approche avec le filtre spatial ressort comme ayant les moins bonnes capacités prédictives, sauf avec l'indice de Boyce.

Ces résultats et la comparaison des différentes approches ont amené au choix de l'approche standard pour la suite des analyses. En effet, celle-ci a de meilleures capacités prédictives, montre peu de différences avec les techniques de débiaisage, permet de conserver l'ensemble des mailles de présence qui sont peu nombreuses et contiennent une information écologique possiblement cruciale, et n'émet pas d'hypothèse par rapport au choix des pseudo-absences. C'est donc cette approche qui est retenue pour cette étude.

II.5. Habitat favorable et aires marines protégées

La binarisation de la carte de favorabilité d'habitat consensuelle amène à l'identification des mailles les plus favorables à l'esturgeon européen, représentées en jaune sur la Figure 31. Le long de la façade atlantique, les mailles les plus favorables peuvent s'étendre jusqu'à 70 km de la côte (plateau de Rochebonne) et jusqu'à une profondeur moyenne de 97 m (côte landaise). Plus au nord, cette distance peut atteindre jusqu'à 40 km dans la baie de Seine, et jusqu'à 38 m de profondeur moyenne dans la baie de Morlaix.

Hormis le PNM « estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis », les PNM pris individuellement ainsi que la ZSC « portion du littoral sableux de la côte aquitaine » présentent les plus faibles valeurs de « représentativité » car ils sont pénalisés par leurs petites superficies (Figure 32). Le PNM « estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis », d'une surface plus grande, est l'AMP individuelle avec la plus grande « représentativité » (19.36 %; Annexe 14). L'ensemble des ZSC confondues présentent une « représentativité » supérieure à l'ensemble des PNM (38.44 % vs 27.46 %).

Au sein des PNM, si l'on fait la distinction entre ceux qui considèrent ou non l'esturgeon européen dans leur plan de gestion, la « représentativité » est plus élevée au sein des PNM qui considèrent l'esturgeon européen (20.81 %) par rapport à ceux qui ne le considèrent pas (6.65 %). Au sein des ZSC, la tendance est la même, bien que l'écart soit moins prononcé : la « représentativité » est de 16.18 % pour les ZSC qui ne considèrent pas l'esturgeon européen et de 22.25 % pour les ZSC qui le considèrent.

Les tests sont significatifs ($p\text{-value} < 0.05$) pour quasiment toutes les AMP, catégories ou groupes d'AMP, ce qui signifie que les mailles les plus favorables à l'esturgeon européen se superposent davantage avec les AMP, catégories ou groupes d'AMP que ce qui est attendu par chance (i.e. si elles étaient distribuées aléatoirement sur la

zone). La seule AMP qui présente des tests non significatifs est le PNM « mer d'Iroise ». Comme attendu, plus la surface des AMP est grande et plus leur valeur de « représentativité » est grande (Annexe 14).

Les AMP individuelles qui possèdent une « importance » maximale (i.e. 100 %) sont les secteurs hors estuaires et lagunes du PNM « bassin d'Arcachon », du PNM « estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis » et de la ZSC « portion du littoral sableux de la côte aquitaine »²⁹. Au niveau des catégories d'AMP, tous les PNM et ZSC qui considèrent l'esturgeon européen ont aussi une « importance » de 100 %. Cela signifie que toutes les mailles contenues dans ces AMP sont des mailles classées comme étant les plus favorables à l'esturgeon européen.

FACADE ATLANTIQUE FRANÇAISE, MANCHE-MER DU NORD

Mailles les plus favorables à l'esturgeon européen d'après la modélisation sur la période 2012-2021

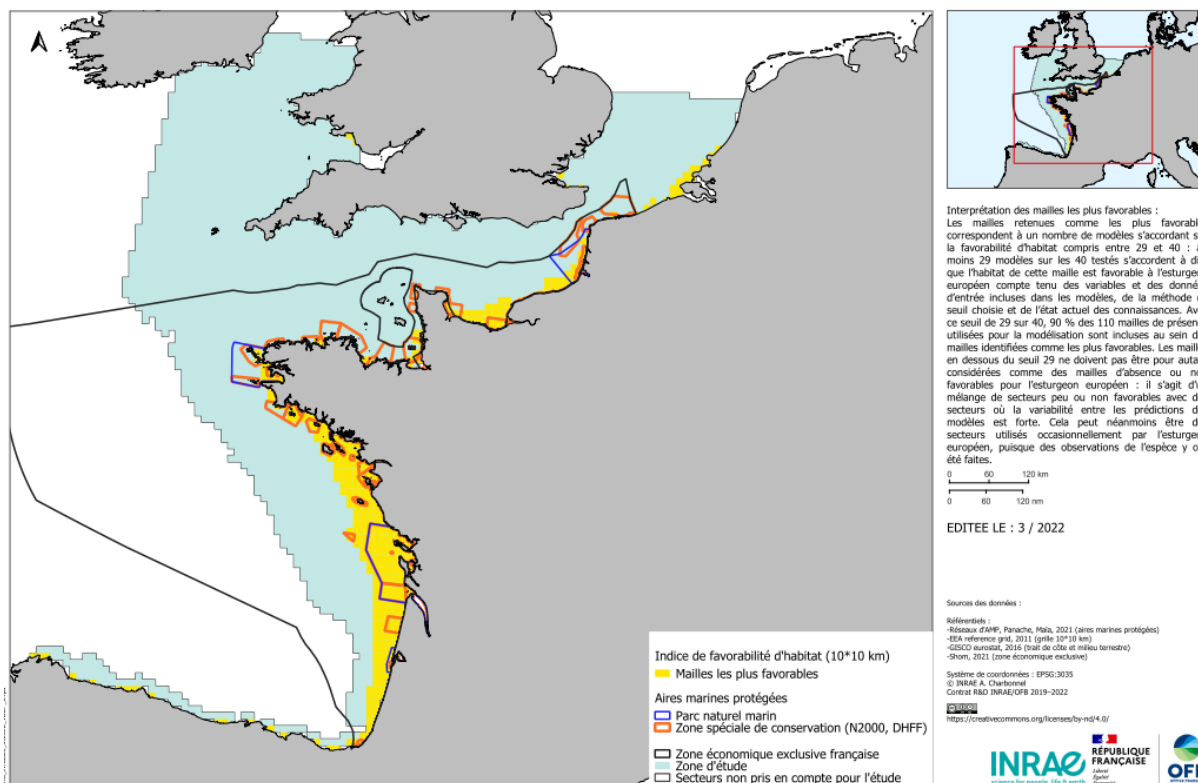


Figure 31 : Représentation des mailles avec les habitats les plus favorables à l'esturgeon européen, du réseau des aires marines protégées et de l'étendue (zone économique exclusive française) utilisés pour réaliser les « conservation gap analyses ». Les mailles retenues comme les plus favorables correspondent à un nombre de modèles s'accordant sur la favorabilité d'habitat comprise entre 29 et 40 : au moins 29 modèles sur les 40 testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Avec ce seuil de 29 sur 40, 90 % des 110 mailles de présence utilisées pour la modélisation sont incluses au sein des mailles identifiées comme les plus favorables. Les mailles en dessous du seuil 29 ne doivent pas être pour autant considérées comme des mailles d'absence ou non favorables pour l'esturgeon européen : il s'agit d'un mélange de secteurs peu/non favorables avec des secteurs où la variabilité entre les prédictions des modèles est forte. Cela peut néanmoins être des secteurs utilisés occasionnellement par l'esturgeon européen, puisque des observations de l'espèce y ont été faites.

Les PNM dans leur ensemble ont une « importance » légèrement supérieure aux ZSC (72.52 % vs 64.88 %). Les catégories d'AMP qui visent la préservation de l'esturgeon européen dans leurs documents de référence (i.e. plan de gestion ou document d'objectifs) ont toujours une valeur d'« importance » supérieure à celles qui ne le considèrent pas.

²⁹ Pour rappel, seule leur surface en mer a été considérée pour la réalisation des calculs.

Les tests sont également tous significatifs ($p\text{-value} < 0.05$), sauf pour le PNM « mer d'Iroise », ce qui signifie que les AMP, catégories ou groupes d'AMP se superposent davantage avec les mailles les plus favorables à l'esturgeon européen que ce qui est attendu par chance (i.e. si elles étaient distribuées aléatoirement sur la zone).

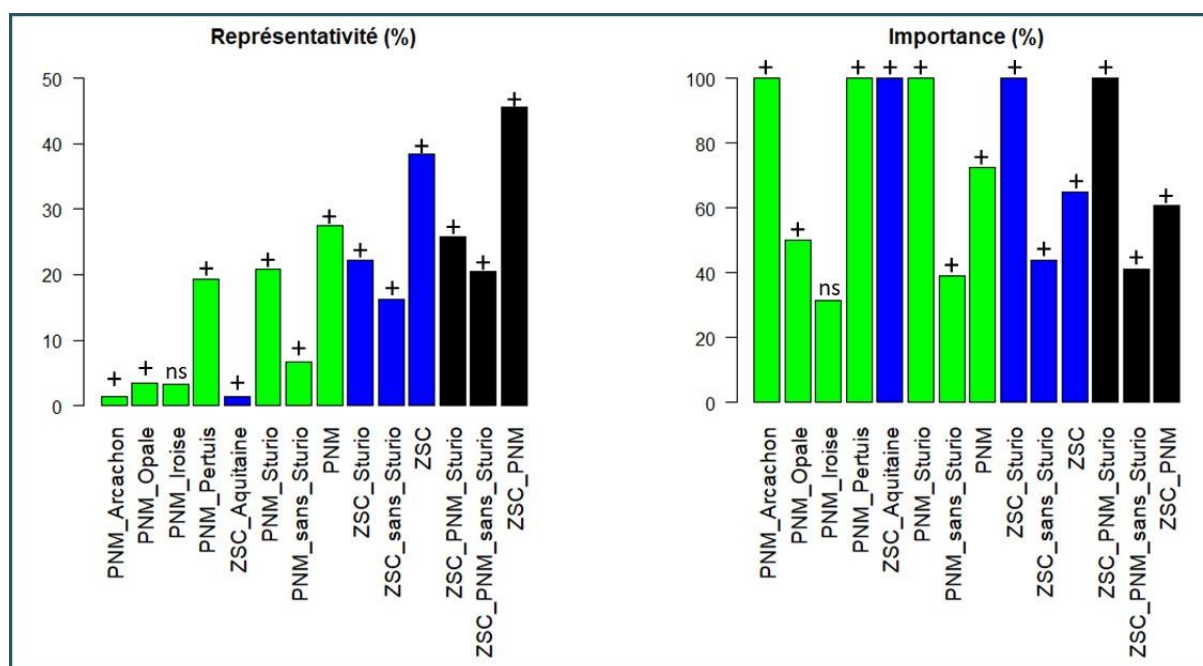


Figure 32 : Résultats obtenus pour les « conservation gap analyses ». De gauche à droite sur l'axe des abscisses, les AMP individuelles sont d'abord affichées, puis les catégories d'AMP, puis les groupes de catégories d'AMP. Les PNM sont de couleur verte, les ZSC de couleur bleue et les groupes de catégories d'AMP de couleur noire. La « représentativité » calcule le ratio entre le nombre de mailles les plus favorables couvertes par l'AMP d'intérêt et le nombre de mailles les plus favorables totales sur la zone d'étude. L'« importance » calcule le ratio entre le nombre de mailles les plus favorables couvertes par l'AMP d'intérêt et le nombre total de mailles (les plus favorables ou non) dans cette même AMP. Une maille de 10*10 km a été considérée comme couverte par une AMP lorsqu'au moins 50 % de sa surface était contenue dans celle-ci.

Représentativité : ns = non significatif; + = $p\text{-value} < 0.05$, les mailles les plus favorables se superposent davantage avec l'AMP qu'attendu par chance. Importance : ns = non significatif; + = $p\text{-value} < 0.05$, l'AMP se superpose davantage avec les mailles les plus favorables qu'attendu par chance.

PNM = parc naturel marin; PNM_Arcachon = parc naturel marin du bassin d'Arcachon; PNM_Opale = parc naturel marin « estuaires picards mer d'Opale »; PNM_Iroise = parc naturel marin mer d'Iroise; PNM_Pertuis = parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis; ZSC = zone spéciale de conservation; ZSC_Aquitaine = zone spéciale de conservation portion du littoral sableux de la côte aquitaine; ZSC_PNM = zones spéciales de conservation et parcs naturels marins regroupés. Lorsque « Sturio » est mentionné, cela signifie que l'AMP concernée vise la préservation de l'esturgeon européen dans son document de référence (i.e. plan de gestion ou document d'objectifs). Lorsque « sans_Sturio » est mentionné, cela signifie que la préservation de l'esturgeon européen n'est pas visée dans l'AMP concernée. Si aucune information n'est renseignée concernant Sturio, cela signifie que ce critère n'a pas été pris en compte pour créer ce groupe.

Différentes cartes ont été produites en complément de celles affichées dans le rapport et sont visualisables dans l'Annexe 15.

II.6. Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations

La Figure 33 représente les projections de favorabilité d'habitat sur la zone d'étude pour d'hypothétiques populations d'esturgeon européen issues d'autres bassins versants présents dans la zone étudiée.

Les cartes de projection pour des populations qui seraient présentes dans les bassins versants de la Seine (Figure 33B), du Rhin (Figure 33C) ou de l'Adour (Figure 33D) montrent un patron similaire : une baisse de la favorabilité d'habitat pour les secteurs marins proches de l'estuaire de la Gironde et une augmentation de la favorabilité d'habitat en mer autour des estuaires correspondant aux populations testées (Figure 33, cartes des anomalies A-B, A-C & A-D). Plus l'estuaire du bassin versant testé est éloigné de l'estuaire de la Gironde, plus l'étendue de la perte d'habitat favorable en mer est grande à l'échelle de la zone étudiée : c'est à dire que la perte d'habitats marins favorables est plus conséquente autour de l'estuaire de la Gironde (et donc le long de la façade atlantique française) pour une population qui serait présente dans le Rhin (Figure 33A-C) que pour une population qui serait dans l'Adour (Figure 33A-D).

Également, pour une population qui serait présente dans le bassin versant de l'Adour, le gain d'habitat en mer autour de l'estuaire d'intérêt est faible et très localisé. Au nord de l'estuaire de la Gironde, la favorabilité d'habitat pour cette même population reste quasiment identique à celle de la population de la Gironde (Figure 33A-D). Pour une population qui serait présente dans le bassin versant de la Seine, le gain d'habitat en mer est plus fort autour de l'estuaire d'intérêt et s'étend, avec un gain plus faible, jusqu'en mer du Nord (Figure 33A-B). Ainsi, le secteur marin autour de l'estuaire de la Seine devient très favorable (i.e. mailles de couleur rouge) mais sur une étendue très limitée (Figure 33B). Pour une population qui serait présente dans le bassin versant du Rhin, le secteur de gain d'habitat est localisé en Manche et en mer du Nord et son étendue est similaire à celle de la population originaire de la Seine (Figure 33A-C). Cependant, les secteurs avec les plus grands gains d'habitat (i.e. mailles de couleur vert foncé) sont concentrés autour du delta du Rhin et ont des valeurs de gain plus élevées que pour la population originaire de la Seine (i.e. mailles plus foncées). De plus, les valeurs de favorabilité d'habitat autour du delta du Rhin sont inférieures (i.e. couleurs jaune-orange) à celles des prédites autour de l'estuaire de la Seine, bien que leur étendue soit plus grande (Figure 33C). En mer Celtique et sur la façade atlantique espagnole, il n'y a globalement pas de différence de favorabilité d'habitat entre les différentes populations testées. D'après la statistique de Schoener, la carte de favorabilité d'habitat marin qui se rapproche le plus de celle de la population issue du bassin versant de la Gironde est celle de la population issue de l'Adour, tandis que celle qui s'en éloigne le plus est celle issue du Rhin (Figure 33).

En se focalisant sur la favorabilité d'habitat globale de la zone d'étude (i.e. en considérant les 4 populations sur une même carte), la même tendance s'observe avec la carte moyenne (Figure 33A-E) : une légère perte d'habitat sur la façade atlantique française avec un léger gain autour de l'estuaire de l'Adour, dans la Manche et en mer du Nord. Concernant la carte représentant la favorabilité d'habitat maximale obtenue parmi les 4 populations, la favorabilité d'habitat a fortement augmenté dans la Manche et la mer du Nord (Figure 33A-F).

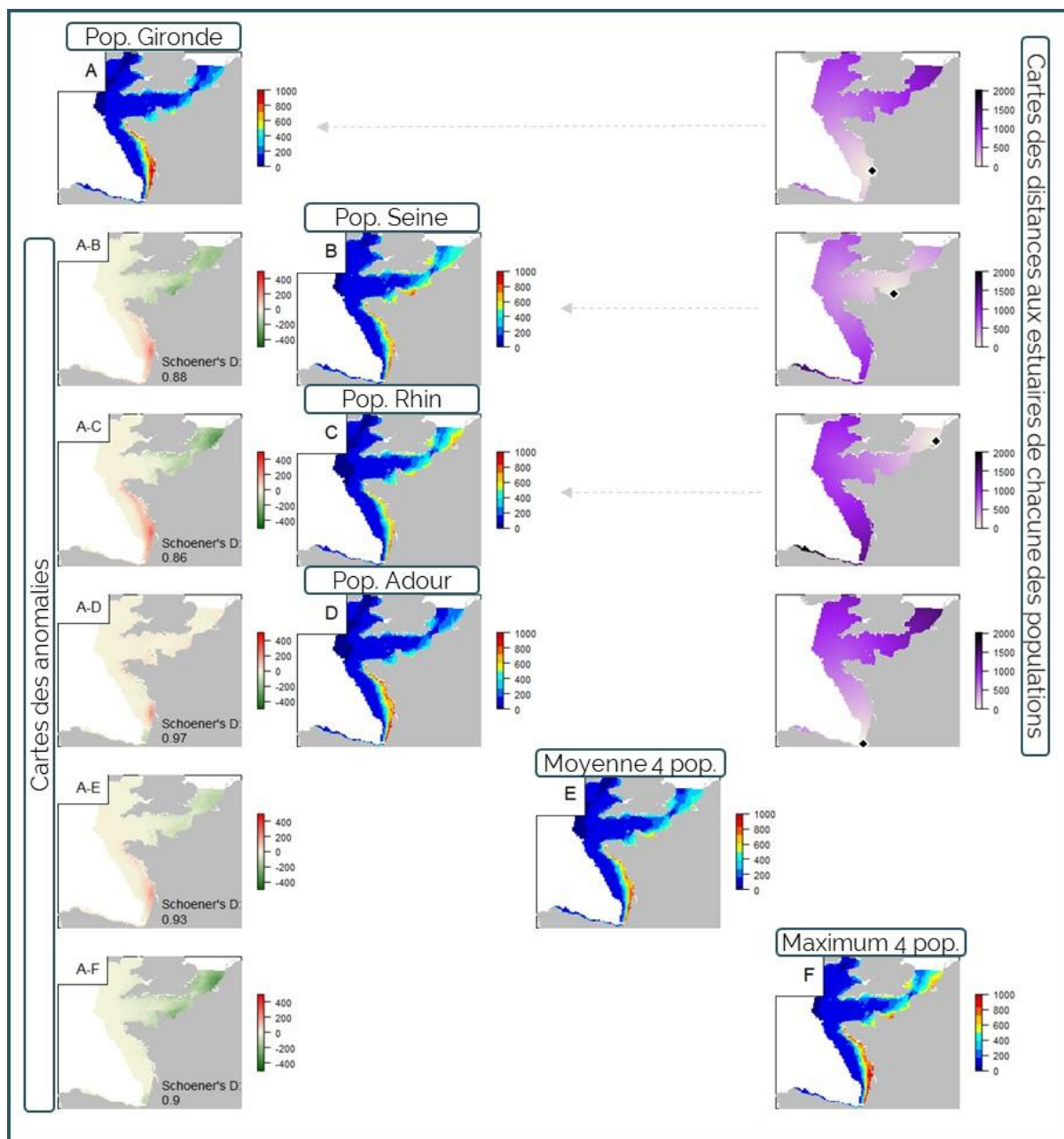


Figure 33 : Prédictions moyennes consensuelles du modèle I (i.e. modèle contenant la paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie ») focalisé sur la population d'esturgeon européen du système Gironde-Garonne-Dordogne (A) et projections du modèle I pour estimer la favorabilité d'habitat pour des populations théoriques qui seraient présentes dans les bassins versants de la Seine (B), du Rhin (C), et de l'Adour (D). Les cartes présentées en haut à droite représentent la distance à chacun des estuaires, plus la couleur s'approche du noir et plus la maille est éloignée de l'estuaire considéré. Elles ont permis, avec les autres variables incluses dans les modèles, d'aboutir aux prédictions et projections correspondant aux cartes A à D. Les 4 cartes de favorabilité d'habitat des 4 populations ont ensuite été moyennées (E), et compilées en sélectionnant la valeur de favorabilité maximale parmi les 4 populations (F) permettant d'avoir une vision globale de la favorabilité des habitats marins sur la zone d'étude dans le cas où il y aurait des populations dans les 4 bassins versants (i.e. Gironde, Adour, Rhin, Seine). Enfin, les cartes des anomalies à gauche sont les différences pour les paires de cartes de favorabilité d'habitat indiquées. Par exemple, la carte A-B représente les valeurs de la carte A auxquelles sont soustraites les valeurs de la carte B. Les valeurs nulles de couleur beige signifient qu'il n'y a aucune différence entre les deux cartes. En revanche, plus la couleur tend vers le rouge ou le vert, plus les deux cartes diffèrent. La couleur rouge (i.e. valeurs positives) signifie une baisse de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A et inversement, la couleur verte (i.e. valeurs négatives) signifie un gain de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A. Les autres cartes des anomalies s'interprètent de la même manière. La statistique de Schoener permet de comparer les similarités entre les prédictions : elle varie de 0 (aucune similitude entre les deux cartes prédictives) à 1 (prédictions identiques).

DISCUSSION GENERALE

Cette discussion se base sur les résultats obtenus à la fois dans les PARTIES 1 & 2 de ce rapport.

I. Les limites des données utilisées et de l'approche de modélisation employée

Les SDM sont des outils robustes permettant d'aider à améliorer la gestion et la conservation des espèces (Guisan et al. 2017). Ils présentent néanmoins des incertitudes de plusieurs ordres dont la compréhension et/ou la prise en compte est essentielle pour éviter des généralisations ou des utilisations des résultats qui seraient inexactes (Jarnevich et al. 2015). Les incertitudes peuvent intervenir à chaque étape du processus de modélisation : depuis la récolte des données jusqu'à la présentation des sorties des modèles.

I.1. Les observations opportunistes

La principale limite de cette étude est que les données de présence utilisées sont des observations accidentelles, dont l'information est remontée grâce à la participation citoyenne. De nombreux observateurs sont des pêcheurs professionnels et l'effort de pêche n'a pas été pris en compte dans les analyses de modélisation. Il n'existe pas actuellement à l'échelle de la zone étudiée de données suffisamment précises, fiables et représentatives de l'effort de pêche. En effet, les variabilités temporelle et spatiale de l'activité de pêche sont hétérogènes et complexes à mesurer et à prendre en compte. Elles dépendent notamment des types de pêche et des régions (CAPENA, *comm. pers.*). De plus, les déclarations sont basées sur le volontariat et il n'est pas possible d'y rattacher un effort de prospection. Dans la démarche de modélisation, des approches statistiquement précautionneuses ont été utilisées pour tenter de réduire les secteurs et les conditions environnementales où la présence de l'espèce était potentiellement sur-représentée (voir PARTIE 2 « I.4.i Approches testées pour diminuer les biais potentiels »). Les résultats obtenus semblent robustes puisqu'ils montrent que les différentes approches testées, qu'elles visent à débiaiser les données ou non, apportent des résultats très similaires. On peut donc émettre l'hypothèse que les mailles de présence utilisées dans les modèles seraient finalement peu sujettes à d'éventuels biais spatiaux ou environnementaux. Le fait d'avoir dès le départ considérée l'information des observations accidentelles à l'échelle de mailles de présence de 10*10 km a aussi pu contribuer à réduire les biais potentiels. Cependant, si les secteurs plus éloignés des côtes n'ont pas été suffisamment prospectés (moins d'observateurs déclarants ou pas d'observations), il en reste une favorabilité d'habitat modélisée qui a pu être sous-estimée au large. Ce scénario est possible puisque l'activité de pêche professionnelle sur la façade atlantique française se concentre principalement dans les eaux côtières, avec 67 % des navires ayant une activité de pêche exclusivement côtière (i.e. distance maximale de 12 miles), 16 % une activité exclusivement en dehors de la bande côtière et 17 % une activité mixte ou plus au large (Daurès et al. 2012). Il est donc important de rester malgré tout prudent dans l'interprétation des résultats obtenus à partir des données opportunistes de la BD STURWILD en raison de ces biais d'échantillonnage potentiels. Lorsque ces derniers sont connus et quantifiables, ils peuvent être directement intégrés dans les modèles sous forme d'une carte représentant l'intensité d'échantillonnage (Phillips et al. 2009, Noviello et al. 2021). Cette approche, pouvant améliorer les performances prédictives des modèles (Elith et al. 2011), serait une perspective à

explorer. D'après la base de données MigrenMer, qui repose sur un sous-échantillonnage des actions de pêche par les services administratifs et qui regroupe les captures de poissons amphihalins issues de campagnes scientifiques et de suivis de pêcheries professionnelles, la quasi-totalité de la zone étudiée (i.e. secteurs côtiers et secteurs plus au large) a été prospectée sur la période 2012-2021³⁰ (Figure 22B). Cette base de données ne contient pourtant que 11 captures d'esturgeon européen sur cette même période et sur la zone d'étude, toutes localisées à des distances inférieures à 20 km des côtes. Il est à noter que les efforts d'échantillonnage entre les bases de données MigrenMer et STURWILD ne sont pas comparables. Celui de la base STURWILD, bien qu'inconnu, est vraisemblablement largement supérieur à celui de la base MigrenMer. La mise en place d'un protocole d'échantillonnage précis et statistiquement robuste constituerait une prochaine étape pour préciser les résultats de cette étude (Hirzel and Guisan 2002). En effet, il permettrait de connaître l'effort de prospection et d'identifier les vraies absences de détection de l'espèce. Il n'y aurait donc pas de confusion entre une absence d'observation et une **absence de prospection**. Toutefois, chez les espèces difficilement détectables, plusieurs passages sur les sites suivis sont parfois nécessaires pour certifier leur absence avec un bon degré de confiance, du fait des éventuelles difficultés de détection (Mackenzie 2005). Cela rend les suivis plus coûteux en temps et en argent. La réalisation de suivis basés sur l'utilisation de l'ADN environnemental (ADNe) est aussi une piste à étudier (Bergman et al. 2016, Eble et al. 2020, Yu et al. 2021) qui sera évoquée dans la Tâche 4 du projet MOMIE.

L'utilisation de données d'abondance, plutôt que des données de présence/absence, peut apporter une information plus riche sur le statut de conservation des espèces ou sur leur risque d'extinction. Cela peut améliorer les **résultats des modèles avec de meilleures capacités à définir les limites des aires de répartition des espèces** (Howard et al. 2014). Cependant, la particularité des données utilisées a nécessité l'utilisation de l'information à l'échelle de maille de 10*10 km afin de la rendre plus fiable. Utiliser une information quantitative (i.e. nombre d'individus capturés) aurait pu augmenter le risque d'accentuer les éventuels biais inhérents aux données. Enfin, il est aussi reconnu que l'utilisation des habitats et les **exigences écologiques des espèces peuvent varier en fonction de leur stade de développement ontogénétique**, surtout chez les espèces fortement mobiles (Dahlgren and Eggleston 2000, Robinson et al. 2011), comme l'esturgeon européen. La **taille limitée du jeu de données de présence** n'a cependant pas permis de comparer l'utilisation de l'habitat en fonction de classes de taille d'individus par exemple (Camiolo et al. 2021).

I.2. L'étendue temporelle des variables environnementales

Un autre point important concerne l'étendue temporelle utilisée pour le calcul des variables environnementales dynamiques. Dans cette étude, les variables ont été mises en forme à une résolution mensuelle avant d'effectuer les calculs de paramètres (i.e. moyenne, étendue) pour chacune des années (i.e. 2012 à 2020). Puis, les paramètres obtenus pour chaque année ont été moyennés sur l'ensemble de la période 2012-2020. Ces variables représentent donc de grandes tendances sur presque une décennie et aucunement une information environnementale fine et précise collectée au moment des captures des individus. Cette approche, très largement utilisée, présente l'avantage de **minimiser les fluctuations interannuelles environnementales** (e.g. Arenas-Castro and Gonçalves 2021). Le choix de l'étendue temporelle des variables environnementales est d'autant plus important pour les espèces fortement mobiles comme l'esturgeon européen. En effet, leurs distributions peuvent être associées à des variabilités de **paramètres agissant à court comme à long termes** (Mannocci et al. 2017). Il est par exemple reconnu que l'utilisation des habitats par les espèces peut varier en fonction des saisons (Pitchford et al. 2016) ou des années (Milanesi et al.

³⁰ L'effort de prospection sur la zone étudiée est néanmoins hétérogène (i.e. certaines mailles ont été plus prospectées que d'autres).

2020). Des variables calculées à des échelles temporelles fines peuvent fournir des modèles plus justes chez les espèces dont la répartition dépend de variables dynamiques (Fernandez et al. 2017). Ainsi, des SDM dynamiques visant à récupérer l'information environnementale au moment coïncidant à celui des observations des espèces se développent de plus en plus, mais nécessitent des jeux de données conséquents et une résolution temporelle fine des variables environnementales utilisées (Milanesi et al. 2020, Ross et al. 2021).

Dans le cadre de cette étude, la taille limitée du jeu de données de présence n'a pas permis d'explorer plus finement l'utilisation de l'habitat marin de l'esturgeon européen en réalisant des modèles par saison ou par année. Les sorties des modèles doivent donc être interprétées comme un indice de favorabilité d'habitat compte tenu de conditions environnementales moyennes. L'analyse descriptive de la PARTIE 1 suggère cependant une variabilité saisonnière de la position des observations en mer par rapport à l'embouchure de l'estuaire avec une tendance moyenne pour des observations plus éloignées en hiver et en été (Figure 13). Il serait donc éventuellement intéressant de creuser une approche d'ensemble avec des « petits modèles » (Breiner et al. 2018) saisonniers, adaptés aux petits jeux de données, pour regarder si l'habitat de l'espèce diffère selon les saisons.

I.3. L'étendue spatiale de la zone d'étude

La zone étudiée ne couvre pas l'ensemble de l'aire de répartition de l'esturgeon européen (Rochard et al. 1997). La restriction de la zone d'étude et des données d'observations accidentelles en conséquence (voir PARTIE 2 « I.1.a Etendue ») ne permet vraisemblablement pas de connaître les limites haute et basse de certains gradients environnementaux. La réduction du nombre de données de présence a pu amener à une estimation moins complète de la niche écologique de l'esturgeon européen (Sánchez-Fernández et al. 2011) et ce, notamment parce que certaines observations exclues sont situées en marge de son aire de répartition et peuvent donc présenter des conditions environnementales particulières (e.g. en mer du Nord). Il est ainsi possible que les températures moyennes les plus froides de la zone étudiée, situées en mer du Nord et en mer d'Irlande (Figure 24), ne soient pas si limitantes qu'estimé par les modèles. Une extension de la zone d'étude vers le nord, afin d'étudier l'utilisation de l'habitat à partir d'un jeu de données de présence plus complet, permettrait de compléter et d'affiner les résultats obtenus. En effet, actuellement la majeure partie des données de la BD STURWILD concernent la France (96 % des observations, voir PARTIE 1 « II.1 Nombres d'observations et nombres d'individus observés ») et la mutualisation avec des données participatives issues des pays comme les Pays-Bas et l'Allemagne permettrait de prendre en compte la limite de répartition au nord de l'espèce.

La réussite des projets de repeuplement est conditionnée par l'existence, la disponibilité, l'accessibilité et la continuité des habitats favorables là où de nouveaux individus sont relâchés. Le défi est de taille pour la majorité des poissons migrateurs amphihalins en raison des déplacements conséquents que les individus doivent effectuer au cours de leur cycle de vie, entre des habitats de différentes salinités (Acolas and Lambert 2016). La réalisation d'une carte de favorabilité d'habitat en mer est donc une étape importante dans le cadre de programmes de repeuplement. L'espèce passant la majeure partie de sa vie en mer, l'existence de secteurs favorables dans ce milieu est primordiale pour que la population soit fonctionnelle. Cette approche reste néanmoins déconnectée de l'information sur la favorabilité d'habitat de l'espèce dans l'estuaire de la Gironde et dans les fleuves Garonne et Dordogne. En termes de perspective, un challenge futur à relever serait la réalisation d'un SDM combinant à la fois les informations du milieu marin, de l'estuaire et du milieu fluvial. Ce genre d'approches est en cours de développement et permet de considérer les exigences écologiques de l'espèce à différentes étapes de son cycle de vie (Frans et al. 2018, Häkkinen et al. 2021). Avant d'envisager ce type d'approche, il serait cependant nécessaire d'améliorer les connaissances sur l'espèce dans les secteurs fluviaux.

II. Influence des variables

Une méta-analyse de Bradie and Leung (2017) a montré que les variables bathymétrie, température et salinité sont les variables qui contribuent le plus à expliquer la distribution des espèces en mer à partir de SDM. Les résultats obtenus dans cette étude vis-à-vis de l'importance des variables environnementales sont donc cohérents avec la littérature, puisque ce sont ces trois mêmes variables qui ressortent comme ayant les plus fortes contributions relatives pour expliquer la favorabilité d'habitat de l'esturgeon européen (Figure 25).

La bathymétrie présente une influence négative sur la répartition marine de l'esturgeon européen (Figure 26), ce qui rejoint les études précédentes réalisées sur cette même espèce ainsi que chez d'autres espèces d'esturgeon ou de poissons diadromes. La profondeur a notamment été identifiée comme influençant significativement la sélection de l'habitat de l'esturgeon européen en milieu estuarien pour des juvéniles d'un an, à partir d'individus suivis par télémétrie (Acolas et al. 2017). Les informations issues de captures d'esturgeon européen de la population sauvage au cours de la période 1980-1994 décrivent en mer des profondeurs de capture inférieures à 100 m, comprises entre 10 et 40 m principalement (Rochard et al. 1997). De la même façon, les informations actuelles de la BD STURWILD indiquent une majorité des observations en mer dans la classe de profondeur 20-30 m, même si des captures profondes ont été recensées (jusqu'à 114 m en Atlantique; PARTIE 1 « II.5 Profondeur des observations »). Dans le cadre des projets en cours MOMIE et DiadES³¹, les enregistrements issus d'un individu équipé d'une marque archive satellite de type pop-up (PSAT) montrent une profondeur maximale à 116 m enregistrée en novembre, les temps passés à des profondeurs supérieures à 55 m étant majoritaires entre septembre et novembre. Cette période correspond à celle avec le moins de captures accidentelles dans la BD STURWILD pour le secteur Atlantique (Figure 10), ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les esturgeons sont dans des secteurs plus profonds, donc moins pêchés car moins accessibles. Des secteurs moins profonds (i.e. inférieurs à 20 m) ont été fréquentés entre décembre et mars. Au cours de 2022, les marques d'autres individus devraient être retrouvées et permettront d'affiner la présente analyse en s'affranchissant des biais d'échantillonnage. Une influence négative de la profondeur en mer a été observée chez l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*) à partir de données d'occurrence (Huff et al. 2012) et d'individus munis de transmetteurs acoustiques (Huff et al. 2011). Ces derniers ont principalement été détectés dans des secteurs marins compris entre 20 et 60 m de profondeur, avec une tendance à séjourner dans des zones avoisinant les 60 m de profondeur en période hivernale (Huff et al. 2011). Des tendances similaires ont été relevées chez l'esturgeon Atlantique (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*), la profondeur ressortant comme la variable la plus importante pour expliquer l'occurrence de l'espèce en mer, à partir d'individus équipés de transmetteurs acoustiques (Breece et al. 2018). Un suivi réalisé en mer à partir de captures issues de la pêche professionnelle a notamment mis une évidence une sélection par l'espèce de profondeurs comprises entre 10 et 50 m (Stein et al. 2004). Toujours chez l'esturgeon Atlantique, des individus marqués avec des PSAT et suivis pendant un an ont montré une tendance à utiliser des secteurs avec des profondeurs inférieures à 40 m, bien qu'un individu ait atteint une profondeur de 92 m au mois de décembre (Erickson et al. 2011). Une saisonnalité dans l'utilisation des niveaux de profondeur, associée à des mouvements de migration, a cependant été observée : l'esturgeon Atlantique semble utiliser des secteurs plus profonds durant l'automne et l'hiver (i.e. moyenne de 25 m de profondeur, zones d'hivernage) et plus proches de la côte en été (i.e. moyenne de 10 m de profondeur; zones de reproduction ou zones productives en nourriture; Erickson et al. 2011, Taylor et al. 2016, Breece et al. 2018). Dans la baie de Fundy sur la côte atlantique du Canada, la grande majorité des individus marqués occupent des profondeurs moyennes allant

³¹ Interreg Arc Atlantique, Assessing and enhancing ecosystem services provided by diadromous fish in a climate change context.

de 76 à 82 m pour la période comprise entre novembre et février (Taylor et al. 2016). Au niveau des côtes françaises et pour d'autres espèces de poissons anadromes, la profondeur ressort également comme le facteur le plus important pour expliquer la répartition de la Grande Alose (*Alosa alosa*) et de l'Alose feinte (*Alosa fallax*), à partir de captures issues de pêche professionnelle. Les deux espèces ont tendance à utiliser des zones comprises entre 0 et 100 m (Trancart et al. 2014). Enfin, des données de captures sur la côte ouest des Etats-Unis de l'eulachon (*Thaleichthys pacificus*), poisson anadrome, montrent aussi une baisse de la capturabilité de l'espèce avec la profondeur (Ward et al. 2015).

L'interprétation de l'influence de la bathymétrie sur la répartition des espèces marines peut s'avérer complexe puisqu'il s'agit d'une variable distale (Austin 2002), c'est à dire qu'elle influence indirectement la répartition des espèces (Bosch et al. 2018). Il en résulte une influence dans les modèles qui a tendance à diminuer, tandis que l'étendue géographique étudiée et que le nombre de variables proximales incluses dans un modèle augmentent (Bosch et al. 2018).

La bathymétrie peut influencer l'abondance de la macrofaune benthique dont se nourrit l'esturgeon européen. Sur le plateau continental du Portugal par exemple, il a été observé une diminution de l'abondance des polychètes avec la profondeur, les plus fortes abondances étant localisées entre 30 à 60 m de profondeur (Martins et al. 2013). Ces niveaux de profondeur ressortent comme fortement favorables à l'esturgeon européen dans la zone d'étude (Figure 26). Cependant, le manque d'étude à cette échelle ne permet pas de confirmer la tendance observée au Portugal entre l'abondance de polychète et la profondeur. Dans le cadre de cette étude, la bathymétrie est corrélée négativement à la concentration en chlorophylle-a sur le fond (i.e. coefficient de corrélation de Pearson égale à -0.74; Annexe 5), suggérant que la concentration en chlorophylle-a a tendance à diminuer avec la profondeur. La quantité et la qualité de la chlorophylle-a influence également la structure des communautés faunistiques benthiques, favorise leurs biomasses, leurs abondances et leurs diversités (Karakassis and Eleftheriou 1997). La bathymétrie est aussi fortement corrélée à la distance à la côte (i.e. coefficient de corrélation de Pearson égale à 0.73; Annexe 5), ce qui suggère que la favorabilité d'habitat a aussi tendance à être plus forte pour l'esturgeon européen à proximité des côtes. Les eaux côtières peu profondes peuvent offrir davantage de ressources alimentaires et des eaux plus chaudes favorisant la croissance des individus (Speed et al. 2010). Cependant, il est important de garder à l'esprit que la bathymétrie peut influencer la répartition de l'esturgeon européen, mais aussi refléter un éventuel biais d'échantillonnage (i.e. milieux côtiers plus pêchés; Robinson et al. 2011). Par ailleurs, il a été montré que l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*) utilise les fonds marins aux structures topographiques complexes (Huff et al. 2011). Les données utilisées, la résolution et l'étendue spatiales de cette étude n'ont cependant pas été adaptées pour tester cette hypothèse sur l'esturgeon européen. En effet, les variables décrivant la structure et la topographie du fond marin (e.g. pente, rugosité) ont été écartées des analyses dès l'étape de sélection des variables (voir PARTIE 2 « I.3.f Variables sélectionnées pour les analyses de modélisation).

La température moyenne annuelle de l'eau de mer sur le fond marin influence également fortement la distribution potentielle de l'esturgeon européen, avec une courbe présentant un optimum autour de 14-15 °C, valeur à partir de laquelle la favorabilité d'habitat semble diminuer ou stagner selon les différentes itérations des modèles. A titre informatif, la valeur maximale moyenne relevée dans la zone d'étude est de 15.52 °C (Figure 26). Ces secteurs favorables d'un point de vue thermique sont principalement localisés le long des côtes, sur la partie sud de la façade atlantique française. Le gradient de températures est connu pour être un des premiers déterminants de la distribution des espèces en milieu aquatique (Huff et al. 2012). La température est un facteur limitant qui influence directement la physiologie des espèces (Pörtner 2002) et qui peut impacter le processus métabolique (Huff et al. 2012), la croissance, le comportement, la survie et la reproduction des poissons (Rijnsdorp et al. 2009). Les poissons

sont d'autant plus sensibles à la température qu'ils sont poïkilothermes : leur température corporelle dépend de la température de leur milieu (Doudoroff 1938). Dans le cadre de cette étude, les températures moyennes froides semblent particulièrement limitantes pour l'esturgeon européen et sont principalement localisées en mer Celtique et proches de la côte anglaise en mer du Nord. Cette influence négative des températures froides peut néanmoins être causée par d'autres facteurs sous-jacents. Par exemple, le coût énergétique de s'éloigner loin des sites de reproduction (i.e. du système GGD; Jonsson and Jonsson 2006) peut avoir pour conséquence que peu d'individus sont observés sur la partie nord de la zone d'étude, où les températures sont moyennement les plus froides. Enfin, la restriction de la zone d'étude au nord et la non-utilisation des observations accidentelles dans ces secteurs a pu sous-estimer la favorabilité d'habitat estimée aux températures plus froides (voir PARTIE 2 « I.1.a Etendue »). De la même façon que pour la bathymétrie, les enregistrements de température issus d'un individu équipé d'une PSAT sont complémentaires à cette approche : entre septembre et novembre, cet individu a passé plus de 80 % de son temps dans des secteurs entre 12 et 15 °C (moins de 20 % du temps dans la gamme 15-24 °C); entre décembre et mars entre 9 et 12 °C, et en janvier entre 6 et 9 °C. Ces résultats suggèrent une tolérance à des températures faibles, les gammes thermiques choisies pouvant varier en fonction des saisons.

De fortes favorabilités d'habitat sont estimées jusqu'à des salinités moyennes sur le fond marin de l'ordre de 34 UPS (maximum de favorabilité entre 27 et 34 UPS), valeur au-delà de laquelle elles chutent drastiquement (Figure 26). Ces secteurs à fortes favorabilités correspondent à de fines bandes côtières, principalement localisées autour des estuaires, des embouchures et des baies et par conséquent, sous l'influence des écoulements fluviaux (Trimoreau et al. 2013). Ces secteurs à plus faible salinité ont tendance à être associés à de fortes extinctions lumineuses moyennes (i.e. coefficient de corrélation de Pearson égale à -0.58) et de fortes concentrations moyennes en chlorophylle-a (i.e. coefficient de corrélation de Pearson égale à -0.77; Annexe 5). Certaines embouchures à forte productivité pourraient ainsi servir de zones de nourricerie, sans que le bassin ne soit pour autant utilisé pour la reproduction, comme cela a déjà été observé pour la sole commune (*Solea solea*) dans l'embouchure de la Seine (Rochette et al. 2010). La courbe de réponse de la salinité est cohérente avec la répartition plutôt côtière connue de l'espèce (Rochard et al. 1997). Tout comme la température, la salinité est un facteur connu pour impacter fortement la physiologie des poissons, en jouant sur leur croissance, leur survie et leur reproduction (Rankin and Jensen 1992).

L'influence négative observée de la vitesse moyenne du courant sur le fond marin (Figure 26) peut s'avérer surprenante. En effet, les courants marins pourraient procurer un avantage énergétique pour parcourir de longues distances de migration à moindre coût, comme cela semble être le cas pour l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*; Huff et al. 2012, Kelly and Klimley 2012). Ce résultat suggère que les individus observés accidentellement ne seraient pas en migration ou en déplacement mais qu'ils auraient sélectionné un habitat, la fonctionnalité de celui-ci restant à déterminer (e.g. habitat de repos, habitat d'alimentation). Des vitesses de courant peu élevées seraient alors en faveur d'une diminution de la dépense énergétique pour se maintenir dans les secteurs d'intérêt. Cependant il est aussi probable que les vitesses moyennes du courant sur le fond de la zone d'étude soient globalement trop lentes pour que les individus puissent en retirer un avantage énergétique au cours de leur migration (Hunter et al. 2003). De plus, ces courants moyens sur la façade atlantique ne semblent pas orientés selon un axe nord-sud (Figure 24). Ils ne fourniraient donc pas aux individus sortant de l'estuaire de la Gironde l'opportunité de les utiliser dans leurs déplacements côtiers nord-sud le long de la façade atlantique française. Les zones les plus calmes et fortement favorables à l'esturgeon européen sont localisées sur la façade atlantique et les baies et zones côtières de la Manche et du Royaume-Uni.

La favorabilité d'habitat baisse également au fur et à mesure que la distance à l'estuaire de la Gironde augmente (Figure 26). En utilisant cette variable, l'hypothèse a été émise que les observations accidentelles utilisées dans cette

étude proviennent essentiellement d'individus originaires du système GGD. Les individus dispersent donc à partir d'une seule source où ils auraient besoin de revenir régulièrement pour se reproduire (i.e. comportement de homing des espèces anadromes), ce qui peut conditionner leur répartition marine. Etant donné que la variable a été retenue dans le lot des variables finales du modèle I, et la tendance négative observée, cette supposition semble se confirmer. La localisation de la rivière d'origine peut influencer la répartition spatiale des stocks de poissons anadromes, comme observé chez le saumon royal (*Oncorhynchus tshawytscha*; Shelton et al. 2021). La baisse de favorabilité d'habitat avec la distance à l'estuaire peut s'expliquer par une contrainte d'accessibilité engendrant une augmentation des coûts énergétiques engendrée par les grandes distances de déplacement (Jonsson and Jonsson 2006). Les plus fortes favorabilités d'habitat, localisées au niveau du panache estuarien, correspondent à des secteurs nécessairement très utilisés par l'espèce, puisque ce sont des zones incontournables de passage entre le milieu marin de croissance et le bassin de reproduction (i.e. système GGD). De plus, des individus de grande taille sont encore régulièrement observés dans l'estuaire de la Gironde en dehors de la saison de reproduction. On peut donc supposer qu'une fraction de la population reste proche de l'estuaire et y retourne pour se nourrir ou rechercher des facteurs environnementaux favorables.

Concernant l'amplitude moyenne de déplacement du sédiment sur le fond marin, l'habitat semble plus favorable à l'esturgeon européen pour de fortes expositions moyennes annuelles aux vagues sur la zone d'étude (Figure 26). Cela correspond à des zones côtières principalement situées sur la partie sud de la façade atlantique française. En effet, cette variable est corrélée négativement à la bathymétrie et à la distance à la côte (i.e. coefficients de corrélation de Pearson égal à -0.42 et -0.42; Annexe 5), suggérant que les secteurs avec les plus grandes amplitudes de déplacement du sédiment ont tendance à être proches des côtes et en milieu peu profond. Cette variable physique est un proxy de l'exposition aux vagues qui renseigne sur le niveau de perturbation physique d'origine naturelle sur le fond marin. Les variations temporelles des perturbations proches du fond marin peuvent sculpter ce dernier en mobilisant, redistribuant et restructurant les sédiments (Coughlan et al. 2021). Ces changements de substrat peuvent avoir de nombreux effets sur les habitats marins à différentes échelles spatiales, tels que la modification de l'étendue et de la distribution des habitats et des espèces, ou la modification des processus sur lesquels repose la présence des habitats (e.g. sédiments en suspension; Coughlan et al. 2021). L'exposition aux vagues peut ainsi agir de plusieurs manières sur la biodiversité aquatique. Elle peut déterminer les structures d'assemblages des communautés marines d'invertébrés dans les habitats côtiers et/ou perturbés (Tuya and Haroun 2006) et affecter leur reproduction (McCarthy et al. 2003). Une diminution de l'abondance de polychètes a par exemple été observée sur le plateau continental portugais avec l'augmentation de l'exposition aux perturbations liées aux régimes hydrodynamiques (Martins et al. 2013). Elle peut aussi impacter les poissons directement en engendrant un stress mécanique, ou indirectement via la modification de la structure des habitats ou des apports alimentaires (Santin and Willis 2007). La survie des poissons plats juvéniles au niveau des frayères peut être impactée par l'exposition aux vagues (Trimoreau et al. 2013). De par ses effets négatifs sur la biodiversité aquatique marine, une influence négative de cette variable sur la distribution potentielle de l'espèce était attendue. Cependant, l'impact de ce stress environnemental sur les espèces de poisson va aussi dépendre de leurs capacités de nage ainsi que de leur morphologie. Il a par exemple été mis en évidence que l'exposition aux vagues impacte la diversité des poissons herbivores en excluant des habitats turbulents les espèces à faible vitesse de nage (Fulton et al. 2005). De plus, les poissons de forme plate sont pénalisés pour faire face à la houle, contrairement aux espèces fusiformes qui sont plus adaptées (Bejarano et al. 2017). Ainsi, de par son corps effilé et ses bonnes capacités de nage (Long 1995), l'esturgeon européen semblerait peu impacté par les turbulences causées par les vagues. L'exposition aux vagues apporte aussi une grande quantité d'énergie au milieu marin, ce qui augmente la productivité primaire en zone intertidale (Leigh et al. 1987). Une influence positive de l'exposition aux vagues a ainsi été observée sur l'abondance

de poissons mésoprédateurs (Bergström et al. 2016). D'autres effets indirects positifs peuvent en découler, tels que l'augmentation de la quantité de nourriture (i.e. enrichissement en nutriments, diversité faunistique) et d'abris (Kraufvelin 2007, Norderhaug et al. 2012).

Les variables de substrat n'ont pas été identifiées comme importantes pour expliquer la répartition de l'esturgeon européen dans le cadre de cette étude (Figure 17). Ce résultat rejoint celui d'autres études portant sur l'esturgeon européen (Rochard et al. 1997) et l'esturgeon Atlantique (Stein et al. 2004). Le type de substrat est cependant connu pour influencer directement les proies présentes sur le fond marin (Levin 1982, McBreen et al. 2008). De plus, en milieu estuarien, les juvéniles d'esturgeon européen montrent des préférences significatives pour les secteurs à fortes abondances de polychètes (Brosse et al. 2011, Acolas et al. 2017). Une étude en milieu marin à plus fine échelle spatiale et à partir de données plus précises sur la distribution de l'espèce serait donc nécessaire pour apporter des éléments à ce sujet.

La distribution potentielle de l'esturgeon européen semble plutôt associée à de fortes étendues annuelles moyennes de concentration en oxygène dissous sur le fond marin (Figure 26). L'étendue moyenne de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin est corrélée négativement à la concentration moyenne en oxygène dissous ainsi qu'à la vitesse moyenne du courant (i.e. coefficients de corrélation de Pearson égal à -0.53 et -0.50, respectivement; Annexe 5) : les plus fortes étendues de concentration en oxygène dissous ont tendance à être associées à de faibles concentrations moyennes en oxygène dissous ainsi qu'à de faibles courants moyens. L'oxygène dissous est un composant clé et limitant du milieu aquatique (Claireaux and Chabot 2016). Des concentrations en oxygène dissous en dehors des étendues optimales des organismes peuvent avoir des conséquences directes, en impactant directement le métabolisme, la croissance des poissons (Claireaux and Lagardère 1999, Eby et al. 2005) et leur mortalité *via* l'hypoxie (Wilding 1939, Niklitschek and Secor 2009), et indirectes, *via* le stress engendré et l'augmentation de leur vulnérabilité face aux maladies (Meyer 1970). La concentration en oxygène dissous peut ainsi contrôler la distribution des organismes (Eby et al. 2005). Sa variabilité temporelle en zones côtières par exemple peut affecter la distribution et l'abondance d'espèces de poissons pélagiques (Bertrand et al. 2011). La variation spatio-temporelle de la concentration en oxygène dissous des océans est dépendante des flux air-mer, des transports physiques verticaux et latéraux, et des processus biogéochimiques qui produisent et consomment l'oxygène dissous dans la colonne d'eau et dans les sédiments du fond marin (Peña et al. 2010, Zhang et al. 2022). Dans les régions marines côtières, cette variabilité résulte d'interactions complexes entre le climat, les conditions météorologiques, la morphologie du fond marin, les patrons de circulation des courants marins, les entrées d'eau douce, la stratification de la colonne d'eau ainsi que les charges sédimentaires (Druon et al. 2004, Gilbert et al. 2005).

D'après les résultats obtenus, la présence de l'esturgeon européen semble plutôt associée à des secteurs dynamiques avec de fortes variabilités saisonnières en concentration en oxygène dissous, comme par exemple des alternances de saisons sous-saturées avec des saisons sur-saturées. Au niveau de la zone étudiée, certains secteurs sont plus sujets que d'autres à de telles fluctuations, causées par différents phénomènes explicités ci-après. Certains secteurs benthiques du plateau continental s'approchent de conditions hypoxiques (i.e. déficitaires en oxygène dissous) de façon récurrente : le sud des côtes d'Irlande et des Cornouailles, la baie de Vilaine, la zone limoneuse appelée "Grande vasière" (située au sud de la Bretagne et à l'ouest de la Vendée) et la côte landaise située au sud de l'estuaire de la Gironde (Ménesguen et al. 2019). Ces conditions limitantes en oxygène dissous peuvent s'expliquer par une stratification verticale forte de la colonne d'eau en été, une minéralisation de la matière organique qui s'accumule sur le fond et dont la décomposition induit une forte consommation en oxygène dissous. Son appauvrissement est accentué par la thermocline qui prive le fond marin de renouvellement en oxygène (Peña

et al. 2010, Ménesguen et al. 2019). Les marées de mortes eaux dans les baies, comme celle de Vilaine, favorisent les épisodes d'appauvrissement en oxygène dissous sur le fond marin (Ménesguen et al. 2019). La bande côtière des Landes présente une variabilité temporelle de concentration en oxygène dissous causée par de forts courants de marées en été (Lazure et al. 2014), qui disparaissent en automne en même temps que la stratification (Ménesguen et al. 2019). En zones côtières peu profondes et brassées, la dissolution de l'oxygène en surface peut cependant atténuer les épisodes hypoxiques (Peña et al. 2010, Munnelly et al. 2021). Au niveau des estuaires, les entrées conséquentes d'eau douce associées à de faibles profondeurs résultent souvent en de grandes fluctuations temporelles et spatiales des paramètres physiques et biogéochimiques (Peña et al. 2010). L'arrivée d'eau froide augmente la stratification verticale, ce qui réduit le transfert d'oxygène dissous depuis la surface jusqu'au fond marin (Peña et al. 2010). De plus, l'arrivée de nutriments en grande quantité peut être à l'origine d'épisodes hypoxiques (Obenour et al. 2013). Egalement, les phénomènes d'upwelling³² contribuent aussi aux variations de production primaire et de concentration en oxygène dissous (Munnelly et al. 2021, Wei et al. 2021). Dans la Manche, un dynamisme fort et régulier causé par les mélanges verticaux intenses des marées de vives eaux engendre des concentrations en oxygène dissous sur le fond marin qui seraient globalement plus élevées et plus stables (Ménesguen et al. 2019). La présence de l'esturgeon européen aurait ainsi tendance à être associée à ces zones côtières dynamiques et à forte variabilité en concentration en oxygène dissous, avec des périodes de sous-saturation et des concentrations influencées par les arrivées d'eau douce, les événements d'upwelling et la profondeur. Vis-à-vis de cette variable, cela correspond notamment aux secteurs de la « Grande Vasière », de la côte landaise, de la baie de Seine et des zones côtières de la mer du Nord (Figure 12).

Il est important de rappeler que les SDM utilisés dans le cadre de cette étude sont des modèles corrélatifs (Guisan et al. 2017), c'est-à-dire qu'ils permettent de mettre en relation une variable réponse avec des variables supposées explicatives, mais ils ne sont pas en mesure d'établir des liens de cause à effet. Les variables généralement utilisées dans les SDM peuvent présenter des degrés de proximité différents avec l'espèce en question (Austin 2002). De plus, les causalités d'ordre physiologique peuvent être comprises par des études expérimentales uniquement. Les SDM dépendent donc des connaissances écologiques et éco-physiologiques, expérimentales ou théoriques, des facteurs qui déterminent la distribution des espèces (Rodríguez et al. 2019). Plus cette connaissance sera détaillée, plus les variables environnementales seront précisément identifiées, rendant les prédictions des modèles plus justes (Guisan et al. 2017). Les déterminants physiologiques et écologiques de la répartition marine de l'esturgeon européen sont méconnus. Les interprétations de l'influence des variables sur la répartition potentielle de l'esturgeon européen restent donc des hypothèses qui nécessitent d'être confirmées ou non par la suite *via* l'utilisation d'autres types de modèles (e.g. modèles hybrides; Rodríguez et al. 2019), de données de suivis individuels (e.g. marqueurs satellitaires) ou *via* des expérimentations visant à tester spécifiquement l'influence de certains facteurs (e.g. Niklitschek and Secor 2010).

III. La favorabilité d'habitat modélisée : avantages, limites et interprétations

La majeure partie des éléments explicités ci-dessous a déjà été abordée dans les parties précédentes. Ces rappels semblent néanmoins utiles afin de permettre une bonne appropriation de la carte de favorabilité d'habitat

³² Evènements provoqués par des eaux profondes riches en nutriments qui sont transportées sur les plateaux continentaux (Peña et al. 2010).

consensuelle pour l'esturgeon européen à des fins de conservation et de gestion. Les scores obtenus pour les mesures d'évaluation (Figure 30) signifient que les modèles réalisés présentent de bonnes capacités prédictives avec des prédictions suffisamment robustes pour être utilisées à des fins de conservation.

Les données opportunistes utilisées dans cette étude ainsi que le manque de données d'absence fiables ont nécessité l'utilisation de pseudo-absences afin de pouvoir réaliser les SDM (Barbet-Massin et al. 2012). Ainsi, la carte de prédiction produite renseigne plutôt sur la favorabilité de l'habitat, incluant les secteurs favorables à l'espèce mais où elle n'est pas forcément présente, que sur la répartition réelle des individus (Sillero et al. 2021).

III.1. Habitat peu favorable modélisé et interprétations

Sur le gradient allant de 0 à 40 de la carte de favorabilité d'habitat consensuelle obtenue (Figure 28), les mailles ayant des valeurs de 0 indiquent que tous les modèles s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est peu favorable. Ces secteurs ne doivent néanmoins pas être considérés comme des zones d'absence car ils peuvent être tout de même utilisés par l'espèce. En effet, des observations accidentelles de l'espèce peuvent y avoir lieu (Annexe 15). Plusieurs hypothèses peuvent être émises concernant ces secteurs modélisés comme peu favorables (Guisan et al. 2017). Il peut s'agir de : 1/ secteurs en réalité favorables mais dont le peu d'observations accidentelles (dû à un effort de prospection insuffisant ou à un manque de remontée d'information) fait que les modèles ne sont pas en mesure de l'estimer comme favorable. En d'autres termes, cela signifie que la niche écologique modélisée serait tronquée : des gammes de valeurs environnementales seraient estimées comme non favorables par les modèles car associées à aucune observation de l'espèce (i.e. zones non prospectées) alors que ces gammes seraient en réalité favorables à l'esturgeon européen; 2/ secteurs situés en marge de l'aire de répartition de l'espèce avec des habitats sub-optimaux utilisés temporairement. Cela pourrait par exemple concerner de rares observations accidentelles d'individus réalisant des migrations de longue distance; 3/ secteurs réellement non favorables et non utilisés par l'espèce (Guisan et al. 2017). Au vu de la nature des données il est difficile de faire la part entre ces 3 possibilités. Comme déjà évoqué, seul un suivi basé sur échantillonnage aléatoire robuste sur l'ensemble de la zone d'étude permettrait d'apporter des éléments de réponse.

III.2. Habitat favorable modélisé et interprétations

Pour qu'un secteur soit prédit comme favorable par les modèles, il faut que les combinaisons environnementales qui le caractérisent aient été associées à des données de présence de l'espèce. Sur le gradient allant de 0 à 40 de la carte de favorabilité d'habitat consensuelle obtenue (Figure 28), les mailles ayant des valeurs de 40 indiquent que tous les modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable, ce qui correspond à un bon niveau de confiance (Annexe 12). L'habitat peut cependant être favorable sans que l'espèce y soit présente et ce, pour plusieurs raisons (Guisan et al. 2017) : 1/ elle n'occupe pas l'ensemble de sa niche écologique (e.g. pas assez abondante); 2/ le secteur lui est inaccessible (e.g. trop éloigné par rapport à ses capacités de dispersion, rupture de connectivité); 3/ les conditions biotiques ne sont pas favorables à sa présence (e.g. présence d'une espèce compétitrice, absence de nourriture). D'un point de vue théorique, il est également possible que l'habitat soit modélisé comme favorable alors qu'il ne l'est pas si : 1/ un nombre non négligeable d'observations accidentelles est associé à des habitats sub-optimaux pour l'espèce; 2/ l'espèce a été observée dans des secteurs où les conditions biotiques ne lui sont pas favorables (e.g. cas de forte compétition intra ou inter spécifique, individus en migration qui ne chercheraient pas à se nourrir); 3/ l'espèce a colonisé des milieux abiotiques non favorables mais aux conditions biotiques favorables (Guisan et al. 2017). Ces risques sont inhérents à la particularité des données de type présence/absence ainsi qu'à celle des données participatives et leurs biais potentiels, mais difficilement

mesurables. Il est important de garder à l'esprit que même si toutes les précautions ont été prises pour estimer au mieux la favorabilité des habitats, il existe toujours une part de risque de définir comme favorable un habitat alors qu'il ne l'est pas et inversement.

III.3. Habitat et utilisation par l'espèce

Pour rappel, la favorabilité d'habitat est estimée vis-à-vis de la présence de l'espèce, puisque les données récoltées informent uniquement sur l'occurrence de l'espèce. Il n'est ainsi pas possible de préciser la façon dont cet habitat est utilisé (e.g. pour l'alimentation, le repos, le déplacement, la migration), ni s'il est vital/essentiel ou non à l'accomplissement du cycle biologique de l'espèce. C'est la niche réalisée³³ et la distribution potentielle de l'espèce qui sont modélisées (Guisan et al. 2017).

III.4. Habitat modélisé dépendant des variables incluses

Enfin, pour rappel, la favorabilité d'habitat est estimée au regard des variables environnementales incluses dans le modèle, dont le nombre est limité, et qui représentent pour la plupart des moyennes annuelles sur 9 ans. Autrement dit, elles représentent des tendances générales. Le choix des variables est basé sur l'expertise, des modèles avec des variables différentes pouvant aboutir à des cartes de favorabilité différentes. Dans le cadre de cette étude, le choix a été fait de minimiser l'omission de variables supposées influentes sur l'espèce en réalisant deux modèles distincts³⁴, qui ont ensuite été combinés en une carte synthétique finale. D'après les fortes similitudes entre les 2 cartes prédictives moyennes consensuelles obtenues (une pour chaque modèle; Figure 27), deux modèles construits avec un lot de variables différent ont estimé des prédictions très similaires, ce qui peut conforter les prédictions obtenues. Les variables environnementales utilisées dans les modèles de cette étude sont des facteurs abiotiques. Il existe une diversité d'autres facteurs qui influencent la répartition des espèces et qui ne sont généralement pas considérés dans les SDM, tels que les interactions biotiques, les capacités/contraintes de dispersion, les adaptations/particularités locales et la plasticité (Guisan et al. 2017). Par ailleurs, les données correspondant à ces facteurs ne sont pas disponibles ou connues donc il est difficile de les prendre en compte.

IV. Favorabilité d'habitat dans le cas de nouvelles populations

La favorabilité d'habitat de la zone d'étude a été estimée pour la population d'esturgeon européen issue du bassin GGD ainsi que pour d'hypothétiques populations originaires des bassins versants de la Seine, du Rhin et de l'Adour. Ces bassins ont été choisis car ils ont hébergé de grosses populations par le passé (Magnin 1959, Bemis and Kynard 1997, Brevé et al. 2022) et/ou sont prédits comme favorables à la présence de l'espèce dans le futur, sous l'effet du changement climatique (Rochard et al. 2009, Lassalle et al. 2010, 2011a). Cependant, l'ensemble des facteurs conditionnant la possibilité que ces bassins puissent accueillir des populations viables et fonctionnelles n'ont pas tous été considérés par ces études, comme par exemple la favorabilité et la connectivité des habitats, la qualité de l'eau ou les pressions régionales. Les facteurs ayant été pris en compte sont la pente moyenne du bassin, la surface du bassin drainé, les provinces marines, les températures de l'air et les précipitations (Lassalle et al. 2010). Il est

³³ La niche réalisée est la niche fondamentale contrainte par les interactions biotiques, la dispersion ainsi que l'environnement disponible (Guisan et al. 2017).

³⁴ Pour rappel, toutes les variables sélectionnées ne pouvaient pas être incluses dans un même modèle.

donc actuellement prématuré de se prononcer quant à un réel retour possible de l'espèce dans ces bassins. La partie aval de la Seine par exemple est équipée de multiples barrières, dont un barrage conséquent localisé à 160 km de l'embouchure (i.e. barrage de Poses), ce qui a contribué à la disparition des poissons anadromes dans ce bassin (Le Pichon et al. 2020). Son embouchure est tout de même connue pour être utilisée par l'esturgeon européen (Rochard et al. 1997), possiblement comme zone de nurserie. Une étude de faisabilité de restauration du fleuve y a été menée en 2009 en vue d'améliorer la qualité de l'eau et la biodiversité de poissons (Rochard et al. 2009). L'étude de faisabilité et l'analyse de risque concernant la possibilité ou non de refaire revenir l'espèce dans un bassin sont des processus longs et complexes. A titre d'exemple, ce travail est mené sur le Rhin dans le cadre d'un PNA qui a débuté en 2020 par une phase de recherche expérimentale (Visser et al. 2020). Les différents aspects évoqués dans ce document pour s'assurer d'un retour possible de l'espèce sont les suivants : la disponibilité et la connectivité des habitats, la qualité des sédiments et de l'eau, la restauration des plaines inondables et le dragage, la pollution sonore aquatique, la présence d'espèces exotiques, le retrait des eaux de refroidissement, l'hydroélectricité, la pression de pêche en eau douce et en mer, la pêche illégale, le trafic des bateaux et les changements climatiques (Visser et al. 2020). Suite aux résultats de ces évaluations et aux mesures prises pour améliorer les conditions insatisfaisantes, la décision finale de réintroduire ou non l'espèce devrait être prise d'ici 2030 par les autorités administratives du pays.

Le travail théorique mené dans cette étude permet néanmoins d'anticiper la mise en place de projets de repeuplement par l'identification des habitats marins favorables à de nouvelles populations. Des cartes propres à chaque population ont été produites, ainsi que des cartes d'ensemble regroupant l'information de toutes les populations (Figure 29). Les résultats montrent que pour chacune des populations, la bande côtière de la façade atlantique française reste favorable, même si sa favorabilité baisse avec l'éloignement à l'embouchure du bassin de la population en question. Pour les populations plus nordiques (i.e. Seine et Rhin), les bandes côtières sud de la Manche et de la mer du Nord deviennent plus favorables. Chaque population voit le secteur marin autour de l'estuaire de son bassin d'origine contenir un patch d'habitats moyennement à très favorables, ce qui est plutôt rassurant pour l'espèce. Néanmoins la structure et l'étendue de ces patches diffèrent selon les populations. La question peut se poser si l'habitat marin est suffisamment favorable pour la population hypothétique du Rhin, et s'il est suffisamment étendu pour celle de la Seine, pour être fonctionnel. La carte de favorabilité d'habitat moyenne apporte une vision globale de la favorabilité d'habitat sur la zone d'étude, avec une information certes plus lissée, mais qui permet de considérer l'habitat des 4 populations ensemble sur une même carte. Une forte valeur dans une maille signifie qu'en moyenne cette maille est très favorable aux 4 populations. En revanche, la carte affichant le maximum des 4 populations représente, pour chaque maille, la valeur de favorabilité d'habitat maximale obtenue parmi les 4 populations. Ce calcul est à la fois plus optimiste et précautionneux que la moyenne : une forte valeur dans une maille signifie que la favorabilité d'habitat est très élevée pour au moins une des populations. Elle n'exclut cependant pas la possibilité que cette même maille soit peu favorable pour une autre population.

En termes de perspectives, il serait intéressant d'étendre cette étude au bassin versant de l'Elbe en Allemagne où l'espèce fait également l'objet d'un programme de repeuplement (Gessner et al. 2010). Pour rappel, cette approche repose sur l'hypothèse que la totalité de la niche écologique de l'esturgeon européen a été captée et que celle-ci reste constante entre les populations (Sillero et al. 2021). Il est aussi à garder à l'esprit que les changements climatiques n'ont pas été considérés lors de l'établissement de ces cartes.

V. Conservation et aires marines protégées

Les prédictions des modèles confirment une distribution potentielle proche du littoral et des habitats plutôt côtiers pour l'esturgeon européen. Cela le rend potentiellement vulnérable aux stress anthropiques qui s'accroissent et s'accumulent en zones côtières sous l'effet d'une utilisation croissante (Davidson et al. 2012, Bugnot et al. 2021). Notamment, de par l'écologie benthique des esturgeons en général (Bemis et al. 1997) et de l'esturgeon européen en particulier (Brosse et al. 2000, Brosse 2003), une attention particulière peut être portée sur les actions qui impactent physiquement et directement le fond marin (e.g. Kaikkonen et al. 2018, Bugnot et al. 2021). De même, le maintien de la connectivité entre ses différents milieux de vie est important pour cette espèce migratrice (Brevé et al. 2014a).

Bien que des lignes directrices existent pour guider l'application concrète des résultats des SDM, ces outils restent encore en pratique peu utilisés à des fins de conservation (McShea 2014). Pour l'esturgeon européen, cette étude vise à apporter de nouvelles connaissances aux acteurs du territoire afin de nourrir et éclairer les stratégies de conservation de l'espèce. L'approche « GAP analysis » proposée dans ce travail permet de fournir un exemple de métriques permettant de comparer les habitats favorables entre les différentes AMP. L'évaluation de la suffisance d'un réseau d'AMP à recouvrir un habitat est complexe et multi-factorielle. Afin de guider les Etats membres, la Commission Européenne a proposé à titre indicatif en 1997 les seuils de 20 et 60 % : plus de 60 % de la surface nationale d'un habitat comprise dans le réseau signifie que ce dernier est suffisant tandis qu'une surface inférieure à 20 % le définit comme insuffisant. Ces seuils sont des orientations et ne correspondent pas à un objectif à atteindre (Evans 2012, Aish and Lepareur 2014). D'après la valeur de représentativité globale de 46 % obtenue pour l'ensemble des PNM et des ZSC (Figure 32), ce réseau actuel semble satisfaisant (> 20 %) mais perfectible (< 60 %) à l'échelle de la ZEE française. De même, pour les PNM et ZSC qui visent la préservation de l'espèce dans leurs documents de référence, la représentativité globale est de 25 %. Les résultats montrent aussi que la localisation du réseau des ZSC serait plus pertinente que celui des PNM pour couvrir l'habitat de l'esturgeon européen (i.e. métrique « représentativité ») mais qu'au sein des délimitations des AMP, il y a un pourcentage légèrement plus important d'habitat favorable dans le réseau des PNM que dans celui des ZSC (i.e. métrique « importance »). Globalement, les AMP qui visent la préservation de l'esturgeon européen dans leurs documents de référence (i.e. plan de gestion ou document d'objectifs) ont la totalité de leurs surfaces en mer couvrant de l'habitat favorable. Par ailleurs, l'espèce n'a pas de frontière (Figure 2) et au-delà de la ZEE française, c'est à l'échelle de son aire de répartition qu'il serait judicieux de réfléchir.

Le panache de l'estuaire de la Gironde est un secteur à enjeu pour la préservation de l'espèce qui doit être maintenu dans un bon état écologique en limitant les pressions anthropiques³⁵. En effet, il présente un habitat modélisé comme favorable pour l'esturgeon européen et sa localisation à la sortie de l'estuaire en fait un corridor inévitablement utilisé par l'ensemble des individus nés dans le bassin versant GGD au cours de leur cycle de vie. Il peut être utilisé comme zone de nurserie ou zone corridor de migration incontournable entre les habitats marins de croissance, les habitats d'eau douce de reproduction ou les habitats estuariens de croissance.

Pour une évaluation complète de la suffisance des AMP à conserver l'habitat de l'esturgeon, l'information sur la favorabilité de l'habitat telle qu'estimée dans ce travail n'est pas suffisante à elle seule. D'autres critères seraient à considérer : des critères de conservation comme le statut de protection de l'espèce, des critères écologiques comme

³⁵ <https://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/FR7212016>

la **fonctionnalité** des habitats, la présence avérée de l'espèce et son abondance (l'espèce étant rare); des critères liés **aux risques potentiels (e.g. les pressions locales)**, la réglementation appliquée dans l'espace considéré **ou encore le niveau de sensibilisation des acteurs**. **Ce travail de modélisation doit donc être vu comme une vision à large échelle**, une première étape, permettant des discussions sur la priorisation des habitats marins pour l'esturgeon européen. La carte de favorabilité d'habitat consensuelle pourra notamment servir d'appui et alimenter les discussions dans le cadre de projets de nouvelles délimitations ou d'élargissement du réseau des AMP; **mais elle devra être complétée** par d'autres critères et des études permettant d'affiner la situation locale. Par **exemple, certaines ZSC** où l'esturgeon n'est pas considéré ont la totalité de leurs surfaces marines couvrant de l'habitat favorable (e.g. baie de Seine orientale, îles Houat-Hoëdic, estuaire de la Loire sud-baie de Bourgneuf, plateau du Four). L'intérêt d'y inscrire l'espèce pourrait y être discuté.

Il faut souligner que la non considération des variations saisonnières des distributions des espèces, de leurs patrons de déplacements et des utilisations d'habitat lors de la mise en place de mesures restrictives peut réduire l'efficacité de ces dernières (Hartel et al. 2015). En terme de perspective à plus long terme, l'utilisation de SDM temporellement dynamiques pourrait aider à identifier les patrons saisonniers d'utilisation d'habitat. L'objectif serait **de limiter les interactions avec une activité** dont l'impact serait avéré en adaptant les pratiques en fonction des saisons. Elles **représentent néanmoins un défi** à mettre en place surtout quand les capacités d'actions sont réduites (Grantham et al. 2008, Putra et al. 2020).

Un autre aspect à prendre en compte et à étudier serait la vulnérabilité de l'espèce à la capture suivie d'une remise à l'eau. L'effet des captures accidentelles sur l'espèce par les pêcheries dans le cadre de données participatives est **difficilement estimable (i.e. biais des données participatives évoquées précédemment dans ce rapport)**. En utilisant **le même type de données**, l'estimation du taux de mortalité sur la période 1980-1994 s'élevait à 57 % **des captures**, la pêche de l'espèce ayant été **interdite en 1982 (sur 179 déclarations, moins de 10 déclarations avant 1983; Rochard et al. 1997)**. La proportion de mortalité observée a drastiquement diminué sur la période 2006-2021, avec environ 4 % des observations correspondant à des mortalités déclarées sur les côtes européennes (dont 3.3 % issues des captures accidentelles; voir PARTIE 2 « II.3 Modalités d'observations de l'espèce et observations d'individus morts »). Pour expliquer la différence entre les deux périodes, on peut raisonnablement supposer que les mesures de protection et la sensibilisation menée auprès des pêcheurs professionnels et accrue dans le cadre du PNA A. *sturio* ont joué un rôle. Cependant il est difficile de savoir si le taux de déclaration d'un individu mort est égal à celui d'un individu vivant, quelle que soit la période. Pour les pays voisins, où la sensibilisation et le nombre d'observations sont moindres, les mortalités observées semblent plus élevées (voir PARTIE 2 « II.3 Modalités d'observations de l'espèce et observations d'individus morts ») **et soulignent** la nécessité d'une prise en compte de l'échelle européenne pour la conservation de l'espèce.

Ce travail de recherche témoigne également de l'importance des données participatives pour la progression des connaissances sur l'écologie de l'espèce. A ce titre, il est crucial de pouvoir maintenir un lien **de confiance avec les déclarants pour garantir la remontée de ces informations**.

Références bibliographiques

- Acevedo P, Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Real R (2012) Delimiting the geographical background in species distribution modelling: The geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 39: 1383–1390. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02713.x>
- Acolas ML, Lambert P (2016) «Life histories of anadromous fishes». In: Morais P, Daverat F (Eds.), *An introduction to fish migration*. CRC Press, pp. 55-77.
- Acolas ML, Le Pichon C, Rochard E (2017) Spring habitat use by stocked one year old European sturgeon *Acipenser sturio* in the freshwater-oligohaline area of the Gironde estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 196: 58–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.029>
- Acolas ML, Castelnau G, Lepage M, Rochard E (2011) Chapter 10 Biological Cycles and Migrations of *Acipenser sturio*. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 147-152. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_10
- Acolas ML, Gardes C, Adam G, Rochard E (2018) Synthesis of Escapements of Farmed Siberian Sturgeon in French Catchments: Some Extreme Events and a Lot of Punctual Incidents. In: Williot P, Nonnotte G, Chebanov M (Eds), *The Sibreian sturgeon (Acipenser baerii, Brandt, 1869), Volume 2-Farming*. Springer.
- Acolas ML, Rouleau E, Le Barh R, Bigot JF, Ballion B, Gesset C, Rochard E (2012) Suivi de la population d'esturgeons européens. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*; bilan scientifique et technique 2011, pp. 24-32.
- Aiello-Lammens ME, Boria RA, Radosavljevic A, Vilela B, Anderson RP (2015) spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography* 38: 541–545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Aish A, Lepareur F (2014) Critères et principes directeurs pour l'extension du réseau Natura 2000 au-delà de la mer territoriale pour les récifs (1170). Muséum National d'Histoire Naturelle/Service du Patrimoine Naturel: Rapport SPN 2014-14, 33p.
- Akinwande MO, Dikko HG, Samson A (2015) Variance Inflation Factor: As a Condition for the Inclusion of Suppressor Variable(s) in Regression Analysis. *Open Journal of Statistics* 05: 754–767. <https://doi.org/10.4236/ojs.2015.57075>
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Anderson RP, Raza A (2010) The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37: 1378–1393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x>
- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Arenas-Castro S, Gonçalves J (2021) SDM-CropProj – A model-assisted framework to forecast crop environmental suitability and fruit production. *Methods X* 8: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101394>
- Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101–118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327–338. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>
- Bejarano S, Jouffray JB, Chollett I, Allen R, Roff G, Marshall A, Steneck R, Ferse SCA, Mumby PJ (2017) The shape of success in a turbulent world: wave exposure filtering of coral reef herbivory. *Functional Ecology* 31: 1312–1324. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12828>
- Bemis WE, Kynard B (1997) Sturgeon rivers: an introduction to acipenseriform biogeography and life history. *Environmental Biology of Fishes* 48: 167–183. <https://doi.org/10.1023/A:1007312524792>
- Bemis WE, Findeis EK, Grande L (1997) An overview of Acipenseriformes. *Environmental Biology of Fishes* 48: 25–71. <https://doi.org/10.1023/A:1007370213924>
- Bergman PS, Schumer G, Blankenship S, Campbell E (2016) Detection of adult green sturgeon using environmental DNA analysis. *PLoS ONE* 11: e0153500. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153500>

- Bergström L, Karlsson M, Bergström U, Pihl L, Kraufvelin P (2016) Distribution of mesopredatory fish determined by habitat variables in a predator-depleted coastal system. *Marine Biology* 163: 201. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2977-9>
- Bertrand A, Chaigneau A, Peraltila S, Ledesma J, Graco M, Monetti F, Chavez FP (2011) Oxygen: A Fundamental Property Regulating Pelagic Ecosystem Structure in the Coastal Southeastern Tropical Pacific. *PLoS ONE* 6: e29558. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029558>
- Boisneau C, Moatar F, Bodin M, Boisneau P (2008) Does global warming impact on migration patterns and recruitment of Allis shad (*Alosa alosa* L.) young of the year in the Loire River, France? *Hydrobiologia* 602: 179–186. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9291-6>
- Bosch S, Tyberghein L, Deneudt K, Hernandez F, De Clerck O (2018) In search of relevant predictors for marine species distribution modelling using the MarineSPEED benchmark dataset. *Diversity and Distributions* 24: 144–157. <https://doi.org/10.1111/ddi.12668>
- Bradie J, Leung B (2017) A quantitative synthesis of the importance of variables used in MaxEnt species distribution models. *Journal of Biogeography* 44: 1344–1361. <https://doi.org/10.1111/jbi.12894>
- Breece MW, Fox DA, Haulsee DE, Wirgin II, Oliver MJ (2018) Satellite driven distribution models of endangered Atlantic sturgeon occurrence in the mid-Atlantic Bight. *ICES Journal of Marine Science* 75: 562–571. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx187>
- Breiner FT, Nobis MP, Bergamini A, Guisan A (2018) Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. Isaac N (Ed.), *Methods in Ecology and Evolution* 9: 802–808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12957>
- Brevé NWP, Buijse AD, Kroes MJ, Wanningen H, Vriese FT (2014a) Supporting decision-making for improving longitudinal connectivity for diadromous and potamodromous fishes in complex catchments. *Science of The Total Environment* 496: 206–218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.043>
- Brevé NWP, Nagelkerke LAJ, Buijse AD, van Tuijn TJ, Murk AJ, Winter HV, Lenders HJR (2022) Historical reconstruction of sturgeon (*Acipenser* spp.) spatiotemporal distribution and causes for their decline in North-Western Europe. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02381-1>
- Brevé NWP, Vis H, Houben B, de Laak GAJ, Breukelaar AW, Acolas ML, de Bruijn QAA, Spierts I (2014b) Exploring the possibilities of seaward migrating juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L., in the Dutch part of the River Rhine. *Journal of Coastal Conservation* 18: 131–143. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0281-0>
- Brosse L (2003) Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde: relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. PhD thesis, Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Brosse L, Taverny C, Lepage M (2011) Chapter 11 Habitats, movements and feeding of juveniles European sturgeon (*Acipenser sturio*) in Gironde estuary. In: Williot P, Rochard E, Dese-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 153–163.
- Brosse L, Rochard E, Dumont P, Lepage M (2000) Premiers résultats sur l'alimentation de l'esturgeon européen, *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 dans l'estuaire de la Gironde et comparaison avec la macrofaune estuarienne présente. *Cybium* 24: 49–61.
- Bugnot AB, Mayer-Pinto M, Airoidi L, Heery EC, Johnston EL, Critchley LP, Strain EMA, Morris RL, Loke LHL, Bishop MJ, Sheehan EV, Coleman RA, Dafforn KA (2021) Current and projected global extent of marine built structures. *Nature Sustainability* 4: 33–41. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00595-1>
- Camiolo MD, Cozzolino E, Jaureguizar AJ (2021) Suspended particulate matter is a key factor shaping the spatial arrangement of *Micropogonias furnieri* (sciaenidae) population in a Southwestern Atlantic temperate estuary. *Regional Studies in Marine Science* 43: 101667. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101667>
- Carrera-García E, Rochard E, Acolas ML (2017) Effects of rearing practice on post-release young-of-the-year behavior: *Acipenser sturio* early life in freshwater. *Endangered Species Research* 34: 269–281. <https://doi.org/10.3354/esr00854>
- Castellanos AA, Huntley JW, Voelker G, Lawing AM (2019) Environmental filtering improves ecological niche models across multiple scales. *Methods in Ecology and Evolution* 10: 481–492. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13142>
- Castelnaud G, Rochard E, Jatteau P, Lepage M (1991) Données actuelles sur la biologie d'*Acipenser sturio* dans l'estuaire de la Gironde. *Acipenser: actes du premier colloque international sur l'esturgeon*, Oct 1989, Bordeaux, France, pp 251–275.

- Claireaux G, Lagardère JP (1999) Influence of temperature, oxygen and salinity on the metabolism of the European sea bass. *Journal of Sea Research* 42: 157–168. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(99\)00019-2](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(99)00019-2)
- Claireaux G, Chabot D (2016) Responses by fishes to environmental hypoxia: integration through Fry's concept of aerobic metabolic scope. *Journal of Fish Biology* 88: 232–251. <https://doi.org/10.1111/jfb.12833>
- Clark PJ, Evans FC (1954) Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* 35: 445–453. <https://doi.org/10.2307/1931034>
- Coughlan M, Guerrini M, Creane S, O'Shea M, Ward SL, Van Landeghem KJJ, Murphy J, Doherty P (2021) A new seabed mobility index for the Irish Sea: Modelling seabed shear stress and classifying sediment mobilisation to help predict erosion, deposition, and sediment distribution. *Continental Shelf Research* 229: 104574. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2021.104574>
- Dahlgren CP, Eggleston DB (2000) Ecological Processes Underlying Ontogenetic Habitat Shifts in a Coral Reef Fish. *Ecology* 81: 2227–2240. <https://doi.org/10.2307/177110>
- Daurès F, Jacob C, Le Grand C, Guyader O, Macher C, Vignot C, Desbois Y, Léonardi S, Demanèche S, Leblond E, Berthou P (2012) Analyse économique et sociale de l'utilisation de nos eaux marines et du coût de la dégradation du milieu marin. Golfe de Gascogne. Agence des aires marines protégées, Ifremer. 22p.
- Davidson AD, Boyer AG, Kim H, Pompa-Mansilla S, Hamilton MJ, Costa DP, Ceballos G, Brown JH (2012) Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 3395–3400. <https://doi.org/10.1073/pnas.1121469109>
- Doudoroff P (1938) Reactions of marine fishes to temperature gradients. *The Biological Bulletin* 75: 494–509. <https://doi.org/10.2307/1537576>
- Druon JN, Schrimpf W, Dobricic S, Stips A (2004) Comparative assessment of large-scale marine eutrophication: North Sea area and Adriatic Sea as case studies. *Marine Ecology Progress Series* 272: 1–23. <https://doi.org/10.3354/meps272001>
- Duffy EJ, Beauchamp DA (2011) Rapid growth in the early marine period improves the marine survival of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Puget Sound, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 232–240. <https://doi.org/10.1139/F10-144>
- Eble JA, Daly-Engel TS, DiBattista JD, Koziol A, Gaither MR (2020) Chapter Two - Marine environmental DNA: Approaches, applications, and opportunities. In: Sheppard C (Ed.), *Advances in Marine Biology*. Academic Press, 141–169. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.01.001>
- Eby LA, Crowder LB, McClellan CM, Peterson CH, Powers MJ (2005) Habitat degradation from intermittent hypoxia: impacts on demersal fishes. *Marine Ecology Progress Series* 291: 249–262. <https://doi.org/10.3354/meps291249>
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Elith J, H. Graham C, P. Anderson R, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, J. Hijmans R, Huettmann F, R. Leathwick J, Lehmann A, Li J, G. Lohmann L, A. Loiselle B, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, McC. M. Overton J, Townsend Peterson A, J. Phillips S, Richardson K, Scachetti-Pereira R, E. Schapire R, Soberón J, Williams S, S. Wisz M, E. Zimmermann N (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elliott SAM, Deleys N, Rivot E, Acou A, Réveillac E, Beaulaton L (2021) Shedding light on the river and sea lamprey in western European marine waters. *Endangered Species Research* 44: 409–419. <https://doi.org/10.3354/esr01113>
- Elliott SAM, Beaulaton L, Acou A, Guitton J, Reveillac E, Rivot E (under review) Modelling the distribution of threatened diadromous fish at sea from fisheries dependent and independent data. *Biological Conservation*.
- Erickson DL, Kahnle A, Millard MJ, Mora EA, Bryja M, Higgs A, Mohler J, DuFour M, Kenney G, Sweka J, Pikitch EK (2011) Use of pop-up satellite archival tags to identify oceanic-migratory patterns for adult Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchell, 1815: Use of pop-up satellite archival tags. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 356–365. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01690.x>
- Eurostat (2021) Geographical Information and Maps. URL. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/overview>.

- Evans D (2012) Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation* 1: 11–26. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.1.1808>
- Fernandez M, Yesson C, Gannier A, Miller PI, Azevedo JM (2017) The importance of temporal resolution for niche modelling in dynamic marine environments. *Journal of Biogeography* 44: 2816–2827. <https://doi.org/10.1111/jbi.13080>
- Fernández-Pasquier V (1999) *Acipenser sturio* L. in the Guadalquivir river, Spain. Water regulation and fishery as factors in stock decline from 1932 to 1967. *Journal of Applied Ichthyology* 15: 133–135. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1999.tb00222.x>
- Fithian W, Elith J, Hastie T, Keith DA (2015) Bias correction in species distribution models: pooling survey and collection data for multiple species. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 424–438. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12242>
- Fois M, Bacchetta G, Cogoni D, Fenu G (2018) Current and future effectiveness of the Natura 2000 network for protecting plant species in Sardinia: a nice and complex strategy in its raw state? *Journal of Environmental Planning and Management* 61: 332–347. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1306496>
- Folk RL (1954) The Distinction between Grain Size and Mineral Composition in Sedimentary-Rock Nomenclature. *The Journal of Geology* 62: 344–359. <https://doi.org/10.1086/626171>
- Frans VF, Augé AA, Edelhoff H, Erasmi S, Balkenhol N, Engler JO (2018) Quantifying apart what belongs together: A multi-state species distribution modelling framework for species using distinct habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 98–108. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12847>
- Fulton CJ, Bellwood DR, Wainwright PC (2005) Wave energy and swimming performance shape coral reef fish assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272: 827–832. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.3029>
- Gessner J, Tautenhahn M, Von Nordheim H, Borchers T (2010) Plan national d'actions pour la protection et la conservation de l'Esturgeon européen (*Acipenser sturio*), Gesellschaft zur Rettung des Störes *Acipenser sturio* L., Rostock. 86p.
- Gilbert D, Sundby B, Gobeil C, Mucci A, Tremblay GH (2005) A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnology and Oceanography* 50: 1654–1666. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1654>
- Grantham HS, Petersen SL, Possingham HP (2008) Reducing bycatch in the South African pelagic longline fishery: The utility of different approaches to fisheries closures. *Endangered Species Research* 5: 291–299. <https://doi.org/10.3354/esr00159>
- Guisan A, Thuiller W, Zimmermann NE (2017) *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- Häkkinen H, Petrovan SO, Sutherland WJ, Pettorelli N (2021) Terrestrial or marine species distribution model: Why not both? A case study with seabirds. *Ecology and Evolution* 11: 16634–16646. <https://doi.org/10.1002/ece3.8272>
- Hardisty J (1990) *The British Seas: An Introduction to the Oceanography and Resources of the North-west European Continental Shelf*. Routledge, London. 272p.
- Hartel EF, Constantine R, Torres LG (2015) Changes in habitat use patterns by bottlenose dolphins over a 10-year period render static management boundaries ineffective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 701–711. <https://doi.org/10.1002/aqc.2465>
- Hastie T, Fithian W (2013) Inference from presence-only data; the ongoing controversy. *Ecography* 36: 864–867. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00321.x>
- Hijmans RJ (2012) Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology* 93: 679–688. <https://doi.org/10.1890/11-0826.1>
- Hijmans RJ (2020) *Geographic Data Analysis and Modeling. R package raster version 3.4-5*.
- Hirzel A, Guisan A (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157: 331–341. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00203-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00203-X)
- Hirzel AH, Le Lay G, Helfer V, Randin C, Guisan A (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199: 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017>
- Howard C, Stephens PA, Pearce-Higgins JW, Gregory RD, Willis SG (2014) Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 506–513. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12184>
- Huff DD, Lindley ST, Rankin PS, Mora EA (2011) Green Sturgeon Physical Habitat Use in the Coastal Pacific Ocean. *PLoS ONE* 6: e25156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025156>

- Huff DD, Lindley ST, Wells BK, Chai F (2012) Green Sturgeon Distribution in the Pacific Ocean Estimated from Modeled Oceanographic Features and Migration Behavior. *PLoS ONE* 7: e45852. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045852>
- Hunter E, Metcalfe JD, Reynolds JD (2003) Migration route and spawning area fidelity by North Sea plaice. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270: 2097–2103. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2473>
- Inman R, Franklin J, Esque T, Nussear K (2021) Comparing sample bias correction methods for species distribution modeling using virtual species. *Ecosphere* 12: e03422. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3422>
- Jarnevich CS, Stohlgren TJ, Kumar S, Morissette JT, Holcombe TR (2015) Caveats for correlative species distribution modeling. *Ecological Informatics* 29: 6–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.06.007>
- Jennings MD (2000) Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15: 5–20. <https://doi.org/10.1023/A:1008184408300>
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM (2006) The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions. *Diversity and Distributions* 12: 521–524. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00267.x>
- Jonsson B, Jonsson N (2006) Life-history effects of migratory costs in anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology* 69: 860–869. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01160.x>
- Júnior PDM, Nóbrega CC (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE* 13: e0202403. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- Kaikkonen L, Venesjärvi R, Nygård H, Kuikka S (2018) Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: Current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 135: 1183–1197. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.055>
- Karakassis I, Eleftheriou A (1997) The continental shelf of Crete: structure of macrobenthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 160: 185–196. <https://doi.org/10.3354/meps160185>
- Kelly JT, Klimley AP (2012) Relating the swimming movements of green sturgeon to the movement of water currents. *Environmental Biology of Fishes* 93: 151–167. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9898-8>
- Kendall MS, Miller TJ, Pittman SJ (2011) Patterns of scale-dependency and the influence of map resolution on the seascape ecology of reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 427: 259–274.
- Koutsikopoulos C, Le Cann B (1996) Physical processes and hydrological structures related to the Bay of Biscay anchovy. *Scientia Marina* 60: 9–19.
- Kotta J, Nurkse K, Puntila R, Ojaveer H (2016) Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 169: 15–24.
- Kraufvelin P (2007) Responses to nutrient enrichment, wave action and disturbance in rocky shore communities. *Aquatic Botany* 87: 262–274. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.06.011>
- Laporte E (1853) Faune ichthyologique du département de la Gironde. *Actes de la Société Linnéenne de Bordeaux* 19:153–224.
- Lassalle G, Béguer M, Rochard E (2011a) Chapter 6 An Overview on Geographical Distribution from Past Descriptions. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 81–90. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_6
- Lassalle G, Béguer M, Rochard E (2011b) Chapter 45 Potential Effects of Forthcoming Climate Change and Biological Introductions on the Restoration of the European Sturgeon. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758*. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 593–601. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_45
- Lassalle G, Crouzet P, Gessner J, Rochard E (2010) Global warming impacts and conservation responses for the critically endangered European Atlantic sturgeon. *Biological Conservation* 143: 2441–2452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.008>
- Lazure P, Boyer A, Marié L (2014) The unexpected nature of the tidal currents observed off the Landes coast (44°N). *Isobay 14 - XIVth International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay*. 11–13 June, 2014, Bordeaux. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00315/42571>.

- Le Pichon C, Lestel L, Courson E, Merg ML, Tales E, Belliard J (2020) Historical Changes in the Ecological Connectivity of the Seine River for Fish: A Focus on Physical and Chemical Barriers Since the Mid-19th Century. *Water* 12: 1352. <https://doi.org/10.3390/w12051352>
- Leigh EG, Paine RT, Quinn JF, Suchanek TH (1987) Wave energy and intertidal productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 84: 1314–1318.
- Lepage M, Rochard E (1995) Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (Acipenseridae). *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/BF00001813>
- Lepage M, Rochard E (2011) Chapter 22 Fishery by-catch of European sturgeon in the Bay of Biscay In *Biology and conservation of the Atlantic European sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. In: Williot P, Rochard E, Dese-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 335-342.
- Leroy B, Delsol R, Huguency B, Meynard CN, Barhoumi C, Barbet-Massin M, Bellard C (2018) Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography* 45: 1994–2002. <https://doi.org/10.1111/jbi.13402>
- Letaconnoux R (1961) Note sur la fréquence de la distribution des captures d'esturgeons (*Acipenser sturio* L.) dans le Golfe de Gascogne. *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes* 25: 253–261.
- Levin AV (1982) Substrate selection, daily rhythm of vertical distribution and swimming speed of juvenile Russian sturgeon, *Acipenser gueldenstaedti*. *Journal of Ichthyology* 22: 130–136.
- Liu C, White M, Newell G (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40: 778–789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>
- Long JH (1995) Morphology, mechanics, and locomotion: the relation between the notochord and swimming motions in sturgeon. *Environmental Biology of Fishes* 44: 199–211. <https://doi.org/10.1007/BF00005916>
- Lynch PD, Nye JA, Hare JA, Stock CA, Alexander MA, Scott JD, Curti KL, Drew K (2015) Projected ocean warming creates a conservation challenge for river herring populations. *ICES Journal of Marine Science* 72: 374–387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu134>
- Mackenzie DI (2005) Was It There? Dealing with Imperfect Detection for Species Presence/Absence Data. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 47: 65–74. <https://doi.org/10.1111/j.1467-842X.2005.00372.x>
- Magnin E (1959) Répartition actuelle des Acipensérédés. *Revue des travaux de l'Institut des pêches maritimes* 23: 277–285.
- Magnin E (1962) Recherches sur la systématique et la biologie des Acipensérédés. *Annales de la Station Centrale d'Hydrobiologie Appliquée* 9: 7–242.
- Mannocci L, Boustany AM, Roberts JJ, Palacios DM, Dunn DC, Halpin PN, Viehman S, Moxley J, Cleary J, Bailey H, Bograd SJ, Becker EA, Gardner B, Hartog JR, Hazen EL, Ferguson MC, Forney KA, Kinlan BP, Oliver MJ, Perretti CT, Ridoux V, Teo SLH, Winship AJ (2017) Temporal resolutions in species distribution models of highly mobile marine animals: Recommendations for ecologists and managers. *Diversity and Distributions* 23: 1098–1109. <https://doi.org/10.1111/ddi.12609>
- Martins R, Sampaio L, Rodrigues AM, Quintino V (2013) Soft-bottom Portuguese continental shelf polychaetes: Diversity and distribution. *Journal of Marine Systems* 123–124: 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.04.008>
- McBreen F, Wilson JG, Mackie ASY, Aonghusa CN (2008) Seabed mapping in the southern Irish Sea: predicting benthic biological communities based on sediment characteristics. In: Davenport J, Burnell GM, Cross T, Emmerson M, McAllen R, Ramsay R, Rogan E (Eds), *Challenges to Marine Ecosystems*. Springer Netherlands, Dordrecht, 93–103. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8808-7_9
- McCarthy DA, Young CM, Emson RH (2003) Influence of wave-induced disturbance on seasonal spawning patterns in the sabellariid polychaete *Phragmatopoma lapidosa*. *Marine Ecology Progress Series* 256: 123–133. <https://doi.org/10.3354/meps256123>
- McClellan CM, Brereton T, Dell'Amico F, Johns DG, Cucknell AC, Patrick SC, Penrose R, Ridoux V, Solandt JL, Stephan E, Votier SC, Williams R, Godley BJ (2014) Understanding the Distribution of Marine Megafauna in the English Channel Region: Identifying Key Habitats for Conservation within the Busiest Seaway on Earth. *PLoS ONE* 9: e89720. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089720>

- McDowall RM (1997) The evolution of diadromy in fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*: 443–462.
- McShea WJ (2014) What are the roles of species distribution models in conservation planning? *Environmental Conservation* 41: 93–96. <https://doi.org/10.1017/S0376892913000581>
- Ménèsquen A, Dussauze M, Dumas F, Thouvenin B, Garnier V, Lecornu F, Répécaud M (2019) Ecological model of the Bay of Biscay and English Channel shelf for environmental status assessment part 1: Nutrients, phytoplankton and oxygen. *Ocean Modelling* 133: 56–78. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2018.11.002>
- Mercator Ocean International (2020a) Atlantic- European North West Shelf- Ocean Biogeochemistry Reanalysis. <https://doi.org/10.48670/MOI-00058>
- Mercator Ocean International (2020b) Atlantic- European North West Shelf- Ocean Physics Reanalysis. <https://doi.org/10.48670/MOI-00059>
- Meyer FP (1970) Seasonal fluctuations in the incidence of disease on fish farms. A Symposium on Diseases of Fishes and Shellfishes: 21–29.
- Milanesi P, Della Rocca F, Robinson RA (2020) Integrating dynamic environmental predictors and species occurrences: Toward true dynamic species distribution models. *Ecology and Evolution* 10: 1087–1092. <https://doi.org/10.1002/ece3.5938>
- Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement (2011) Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011-2015. 69p.
- Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement (2020) Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2020-2029. 89p.
- Munnelly RT, Reeves DB, Chesney EJ, Baltz DM (2021) Spatial and Temporal Influences of Nearshore Hydrography on Fish Assemblages Associated with Energy Platforms in the Northern Gulf of Mexico. *Estuaries and Coasts* 44: 269–285. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00772-7>
- Niklitschek EJ, Secor DH (2009) Dissolved oxygen, temperature and salinity effects on the ecophysiology and survival of juvenile Atlantic sturgeon in estuarine waters: I. Laboratory results. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 381: S150–S160. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.07.018>
- Niklitschek EJ, Secor DH (2010) Experimental and field evidence of behavioural habitat selection by juvenile Atlantic *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* and shortnose *Acipenser brevirostrum* sturgeons. *Journal of Fish Biology* 77: 1293–1308. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02748.x>
- Norderhaug KM, Christie H, Andersen GS, Bekkby T (2012) Does the diversity of kelp forest macrofauna increase with wave exposure? *Journal of Sea Research* 69: 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.01.004>
- Noviello N, McGonigle C, Jacoby DMP, Meyers EKM, Jiménez-Alvarado D, Barker J (2021) Modelling Critically Endangered marine species: Bias-corrected citizen science data inform habitat suitability for the angel shark (*Squatina squatina*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31: 3451–3465. <https://doi.org/10.1002/aqc.3711>
- Obenour DR, Scavia D, Rabalais NN, Turner RE, Michalak AM (2013) Retrospective Analysis of Midsummer Hypoxic Area and Volume in the Northern Gulf of Mexico, 1985–2011. *Environmental Science & Technology* 47: 9808–9815. <https://doi.org/10.1021/es400983g>
- de Oliveira G, Rangel TF, Lima-Ribeiro MS, Terribile LC, Diniz-Filho JAF (2014) Evaluating, partitioning, and mapping the spatial autocorrelation component in ecological niche modeling: a new approach based on environmentally equidistant records. *Ecography* 37: 637–647. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00564.x>
- Peña MA, Katsev S, Oguz T, Gilbert D (2010) Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia. *Biogeosciences* 7: 933–957. <https://doi.org/10.5194/bg-7-933-2010>
- Peterson A, Soberón J (2012) Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza & Conservação* 10: 102–107. <https://doi.org/10.4322/NATCON.2012.019>
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Pitchford JL, Howard VA, Shelley JK, Serafin BJS, Coleman AT, Solangi M (2016) Predictive spatial modelling of seasonal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) distributions in the Mississippi Sound: Seasonal Spatial Distributions of

- Bottlenose Dolphins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26: 289–306. <https://doi.org/10.1002/aqc.2547>
- Pörtner HO (2002) Climate variations and the physiological basis of temperature dependent biogeography: systemic to molecular hierarchy of thermal tolerance in animals. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology* 132: 739–761. [https://doi.org/10.1016/s1095-6433\(02\)00045-4](https://doi.org/10.1016/s1095-6433(02)00045-4)
- Putra MIH, Setyawan E, Laglbauer BJL, Lewis S, Dharmadi D, Sianipar A, Ender I (2020) Predicting mobulid ray distribution in coastal areas of Lesser Sunda Seascape: Implication for spatial and fisheries management. *Ocean & Coastal Management* 198: 105328. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105328>
- Quinn T P (2005) The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press.
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rankin JC, Jensen FB (Eds), (1992) *Fish Ecophysiology*. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-2304-4>
- Rijnsdorp AD, Peck MA, Engelhard GH, Möllmann C, Pinnegar JK (2009) Resolving the effect of climate change on fish populations. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1570–1583. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp056>
- Robinson LM, Elith J, Hobday AJ, Pearson RG, Kendall BE, Possingham HP, Richardson AJ (2011) Pushing the limits in marine species distribution modelling: lessons from the land present challenges and opportunities: Marine species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 20: 789–802. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00636.x>
- Rochard E, Castelnaud G, Lepage M (1990) Sturgeons (Pisces: Acipenseridae); threats and prospects. *Journal of Fish Biology* 37: 123–132. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05028.x>
- Rochard E, Lepage M, Meauzé L (1997) Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquatic Living Resources* 10: 101–109. <https://doi.org/10.1051/alr:1997011>
- Rochard E, Lepage M, Dumont P, Tremblay S, Gazeau C (2001) Downstream Migration of Juvenile European Sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde Estuary. *Estuaries* 24: 108–115. <https://doi.org/10.2307/1352817>
- Rochard E, Pellegrini P, Marchal J, Bégue M, Ombredane D, Lassalle, G, Menvielle E, Baglinière JL (2009) Identification of diadromous fish species on which to focus river restoration: an example using an eco-anthropological approach (the Seine basin, France). *American Fisheries Society Symposium* 69.
- Rochette S, Rivot E, Morin J, Mackinson S, Riou P, Le Pape O (2010) Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research* 64: 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.08.003>
- Rodríguez L, García JJ, Carreño F, Martínez B (2019) Integration of physiological knowledge into hybrid species distribution modelling to improve forecast of distributional shifts of tropical corals. *Diversity and Distributions* 25: 715–728. <https://doi.org/10.1111/ddi.12883>
- Roques S, Berrebi P, Rochard E, Acolas ML (2018) Genetic monitoring for the successful re-stocking of a critically endangered diadromous fish with low diversity. *Biological Conservation* 221: 91–102. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2018.02.032>
- Rosenthal H, Bronzi P, Moreau D, Rochard E, Lasen C (2007) Draft action plan for the conservation and restoration of the European sturgeon (*Acipenser sturio*), Council of Europe, Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, Strasbourg. 47p.
- Ross CH, Pendleton DE, Tupper B, Brickman D, Zani MA, Mayo CA, Record NR (2021) Projecting regions of North Atlantic right whale, *Eubalaena glacialis*, habitat suitability in the Gulf of Maine for the year 2050. *Elementa: Science of the Anthropocene* 9: 00058. <https://doi.org/10.1525/elementa.2020.20.00058>
- Sánchez-Fernández D, Abellán P (2015) Using null models to identify under-represented species in protected areas: A case study using European amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 184: 290–299. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2015.02.006>
- Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Hernández-Manrique OL (2011) Species distribution models that do not incorporate global data misrepresent potential distributions: a case study using Iberian diving beetles: Regional data misrepresent potential distributions. *Diversity and Distributions* 17: 163–171. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00716.x>

- Santin S, Willis TJ (2007) Direct versus indirect effects of wave exposure as a structuring force on temperate cryptobenthic fish assemblages. *Marine Biology* 151: 1683–1694. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0586-8>
- Schoener TW (1968) The Anolis Lizards of Bimini: Resource Partitioning in a Complex Fauna. *Ecology* 49: 704–726. <https://doi.org/10.2307/1935534>
- Shelton AO, Sullaway GH, Ward EJ, Feist BE, Somers KA, Tuttle VJ, Watson JT, Satterthwaite WH (2021) Redistribution of salmon populations in the northeast Pacific ocean in response to climate. *Fish and Fisheries* 22: 503–517. <https://doi.org/10.1111/faf.12530>
- Sillero N (2011) What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *International Journal of Geographical Information Science* 22: 213–226. <https://doi.org/10.1080/13658816.2020.1798968>
- Sillero N, Arenas-Castro S, Enriquez-Urzelai U, Vale CG, Sousa-Guedes D, Martínez-Freiría F, Real R, Barbosa AM (2021) Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling* 456: 109671. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>
- Southward AJ, Langmead O, Hardman-Mountford NJ, Aiken J, Boalch GT, Dando PR, Genner MJ, Joint I, Kendall MA, Halliday NC, Harris RP, Leaper R, Mieszkowska N, Pingree RD, Richardson AJ, Sims DW, Smith T, Walne AW, Hawkins SJ (2005) Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. *Advances in Marine Biology* 47: 1–105. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(04\)47001-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(04)47001-1)
- Speed CW, Field IC, Meekan MG, Bradshaw CJA (2010) Complexities of coastal shark movements and their implications for management. *Marine Ecology Progress Series* 408: 275–293. <https://doi.org/10.3354/meps08581>
- Stein AB, Friedland KD, Sutherland M (2004) Atlantic Sturgeon Marine Distribution and Habitat Use along the Northeastern Coast of the United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 527–537. <https://doi.org/10.1577/T02-151.1>
- Taylor AD, Ohashi K, Sheng J, Litvak MK (2016) Oceanic Distribution, Behaviour, and a Winter Aggregation Area of Adult Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*, in the Bay of Fundy, Canada. *PLoS ONE* 11: e0152470. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152470>
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB (2009) BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Trancart T, Rochette S, Acou A, Lasne E, Feunteun E (2014) Modeling marine shad distribution using data from French bycatch fishery surveys. *Marine Ecology Progress Series* 511: 181–192. <https://doi.org/10.3354/meps10907>
- Trimoreau E, Archambault B, Brind'Amour A, Lepage M, Guitton J, Le Pape O (2013) A quantitative estimate of the function of soft-bottom sheltered coastal areas as essential flatfish nursery habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 133: 193–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.027>
- Tuya F, Haroun RJ (2006) Spatial patterns and response to wave exposure of shallow water algal assemblages across the Canarian Archipelago: a multi-scaled approach. *Marine Ecology Progress Series* 311: 15–28. <https://doi.org/10.3354/meps311015>
- Valavi R, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Aroita G (2019) blockCV: An R package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 10: 225–232. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13107>
- Varela S, Anderson RP, García-Valdés R, Fernández-González F (2014) Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37: 1084–1091. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x>
- Vega J (2016) Etude de la capacité d'accueil trophique de l'estuaire de la Gironde pour les juvéniles d'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Université de Lille 1 et Université du littoral Côte d'opale. 49p.
- Visser S, Bruijine W, Houben B, Roels B, Brevé N (2020) First Action Plan for the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) for the Lower Rhine. <https://openarchivaris.nl/blob/ee/97/5c003fbd1dc4b85a890c0f98041d.pdf>
- Ward EJ, Jannot JE, Lee Y-W, Ono K, Shelton AO, Thorson JT (2015) Using spatiotemporal species distribution models to identify temporally evolving hotspots of species co-occurrence. *Ecological Applications* 25: 2198–2209.
- Wei Q, Yao P, Xu B, Zhao B, Ran X, Zhao Y, Sun J, Wang B, Yu Z (2021) Coastal Upwelling Combined With the River Plume Regulates Hypoxia in the Changjiang Estuary and Adjacent Inner East China Sea Shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 126: e2021JC017740. <https://doi.org/10.1029/2021JC017740>
- Wilding JL (1939) The Oxygen Threshold for Three Species of Fish. *Ecology* 20: 253–263. <https://doi.org/10.2307/1930744>

- Williot P, Castelnaud G (2011) Chapter 20 Historic overview of the European sturgeon *Acipenser sturio* in France: surveys, regulations, reasons for the decline, conservation, and analysis. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 285-308.
- Williot P, Chèvre P (2011) Chapter 32 Reproduction of the Cultured Brood Fish. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 439-448. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_32
- Williot P, Rochard E, Desse-Berset J, Gessner J, Kirschbaum F (2011a) Chapter 1 Brief Introduction to Sturgeon with a Special Focus on the European Sturgeon, *Acipenser sturio* L. 1758. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 3-11.
- Williot P, Rouault T, Brun R, Pelard M, Mercier D, Jacobs L, Kirschbaum F (2011b) Chapter 31 Building a Brood Stock of *Acipenser sturio* in France. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (Eds.), *Biology and Conservation of the Atlantic European Sturgeon Acipenser sturio* L., 1758. Springer, Berlin Heidelberg, pp. 425-438. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_31
- Yu D, Shen Z, Chang T, Li S, Liu H (2021) Using environmental DNA methods to improve detectability in an endangered sturgeon (*Acipenser sinensis*) monitoring program. *BMC Ecology and Evolution* 21: 216. <https://doi.org/10.1186/s12862-021-01948-w>
- Zhang H, Wei H, Zhao L, Zhao H, Guo S, Zheng N (2022) Seasonal evolution and controlling factors of bottom oxygen depletion in the Bohai Sea. *Marine Pollution Bulletin* 174: 113199. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113199>

Annexes

Fiche des métadonnées associées au livrable « Carte des occurrences d'observations esturgeons européens »

Contrat R&D MOMIE OFB/INRAE

Livrable « Carte des occurrences d'observations esturgeons européens »

Renseignements complétés pour l'annexe 3 de la convention « Recommandations techniques pour les données géoréférencées »

Dates des versions :

V1-02/03/22, V2-23/03/22, V3-29/03/2022

Statut document : Document de travail

Rédaction : Marie-Laure Acolas - INRAE

Relecteurs : E. Quinton, A. Charbonnel

Les données d'occurrences d'esturgeons européens *Acipenser sturio* au cours de la période 2006-2021 sont présentées sous forme de mailles.

Ces données correspondent à des observations accidentelles qui ont été rassemblées dans le cadre du PNA en faveur de la restauration de l'esturgeon européen (Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement 2011) par trois organismes (CNPMM³⁶, CAPENA³⁷ et INRAE³⁸). Les observations ont été réalisées par des pêcheurs professionnels, des pêcheurs amateurs mais aussi par tous citoyens qui croisent un esturgeon européen dans son activité (e.g. échouage).

1- Format

.shp

2- Système de coordonnées

ETRS89/LAEA Europe

3- Métadonnées

Nom du fichier : bio_MOMIE_asturioObsAccidentellesFrance20062021_INRAE_OFB_pol_3035.shp

Descriptif des champs

CellCode : numéro de la maille provenant de EEA reference grid 2011 (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2>) pour la France échelle 10*10 km

EofOrigin : Longitude de l'angle sud-ouest de la maille EEA reference grid échelle 10*10 km 2011

NofOrigin : Latitude de l'angle sud-ouest de la maille EEA reference grid échelle 10*10 km 2011

Declar_id : numéro de la déclaration dans la base STURWILD

Pays : nom du pays où l'observation a été réalisée

Ciem : zone géographique Conseil International pour l'Exploitation de la Mer (CIEM) où l'observation a été réalisée (<https://www.ifremer.fr/peche/Le-monde-de-la-peche/La-gestion/ou/Zones-CIEM>)

³⁶ Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

³⁷ Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine

³⁸ Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

Secteur : tels que définis dans la PARTIE 1 « II.2 Répartition géographique des observations » du rapport Charbonnel & Acolas (2022) les secteurs sont les fleuves (eau douce), les estuaires (eau saumâtre), le panache de l'estuaire de la Gironde, l'Atlantique, la Manche et la mer du Nord.

Statut : il s'agit du statut de la déclaration saisie, elle peut être « en saisie » (la déclaration est en cours de saisie donc incomplète), « en attente de compléments » (des informations complémentaires ont été demandées à des tiers), « validée » (la déclaration a été finalisée par l'organisme qui a saisi les informations) ou « confirmée » (la déclaration a été relue et vérifiée en fonction des éléments disponibles par INRAE).

Espec : différentes espèces d'esturgeon ont pu être déclarées, ici uniquement les *Acipenser sturio* sont renseignés.

Qualite_id : il s'agit de la fiabilité de détermination de l'espèce 0 peu fiable (pas de photo et localisation qui peut correspondre à une espèce exotique) ou 1 considéré comme fiable.

Annee : année de capture

Cas_partic : cas particuliers de capture précisés. Les « Declar_id » suivantes correspondent à des individus échoués : 24, 416, 516, 700; le 48 correspondant à un cas particulier d'échouage, le poisson ayant été retrouvé dans les filtres de la centrale du Blayais; les observations 136 et 999 correspondent à des individus trouvés en surface; les observations 141, 146, 147, 148, 149, 150 correspondent à des individus issus des lâchers expérimentaux effectués sur le Rhin (Brevé et al. 2014). Dans les représentations, en fonction des objectifs, il faudra différencier ces observations particulières des autres observations.

Protocole d'acquisition de la donnée (acquisition et traitements)

Les déclarations des observations accidentelles d'un esturgeon européen peuvent être faites auprès des trois organismes impliqués (CNPMM, CAPENA (ex-IMA) et INRAE (ex-Irstea)) par des pêcheurs professionnels, des pêcheurs amateurs mais aussi par tous citoyens qui croisent un esturgeon européen dans son activité (e.g. échouage). Depuis 2015, INRAE a conçu (construction ingénieur base de données E. Quinton; responsable scientifique INRAE M.L. Acolas) une application web « STURWILD » permettant de saisir, sauvegarder et extraire ces données de manière à faciliter les échanges d'informations entre les partenaires. Les déclarations concernent les fleuves, l'estuaire de la Gironde et la façade maritime Atlantique Manche et Mer du Nord. Les déclarations en eau douce peuvent parfois correspondre à des espèces d'esturgeons exotiques qui sont également recensées dans la base de données, mais dont les résultats ne seront pas présentés ici. Le CNPMM et CAPENA assurent l'anonymisation des observateurs et recontactent et remercient systématiquement les pêcheurs déclarants. INRAE assure la mise à jour de la base de données et transfère les informations mises à jour environ tous les 3 mois aux partenaires (CNPMM, CAPENA) ainsi qu'au coordinateur et à l'animateur du PNA en faveur de la restauration de l'esturgeon européen (DREAL Nouvelle Aquitaine et MIGADO³⁹ respectivement). Les données saisies sont systématiquement vérifiées dans la mesure du possible par INRAE (vérification de l'espèce si photo disponible, cohérence entre la position et la description de la localisation si commentaires fournis, etc.). Dans cette base, la précision des localisations fournies est extrêmement variable et non homogène au sein du jeu de données. En effet, la diversité des systèmes de GPS utilisés par les déclarants, la diversité des méthodes d'observations (échouage, différents engins de pêche qui piègent les individus sur une distance variable, etc.), la déclaration qui est basée sur le volontariat (pas de vérification *in situ* possible de l'observation) impliquent une précision variable et difficilement estimable des localisations. Les localisations des données de présence fournies ici sur la période 2006-2021 ont été mises en forme selon une grille de 10*10 km (EEA reference grid) afin de pallier les variabilités des méthodes d'observations (i.e. incertitude des localisations variable au sein du jeu de données) et assurer l'anonymat des observateurs.

Limites d'usage (vigilance dans les interprétations)

³⁹ Association Migrateurs Garonne D'Ordogne

Il s'agit de données participatives, elles sont qualitatives **et composées uniquement de données de présence**. Elles représentent un mélange du comportement de l'espèce et de celui des observateurs. Il est donc **important de rester précautionneux dans leur utilisation et interprétation**. Les principaux biais possibles sont listés ci-après :

- observations de présence uniquement, pas d'observations d'absences;
- les individus peuvent être recapturés plusieurs fois sans distinction possible;
- la variabilité des observations peut être liée à la saisonnalité des activités des observateurs ;
- les déclarations sont basées sur le volontariat donc seulement représentatives d'un échantillon d'observateurs : certains observateurs déclarent tout ou partie de leurs observations et d'autres pas du tout et cela peut varier dans le temps et dans l'espace;
- l'absence d'observation dans un secteur n'indique donc pas systématiquement que l'espèce est absente;
- telles quelles, brutes, ce sont des données illustratives et qualitatives, elles permettent de donner des indicateurs, d'orienter des actions (ex : **renforcement de la sensibilisation des acteurs dans certains secteurs**), de poser des hypothèses à tester mais pas de conclure directement sur une question donnée.

Tout usage en dehors de ces limites est de la responsabilité de l'auteur en question.

Références citées

Charbonnel A, Acolas ML (2022) Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées, projet MOMIE MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves. Rapport final Tâche 1, contrat de recherche et développement INRAE/OFB 2019-2022. 117p.

Brevé NWP, Vis H, Houben B, de Laak GAJ, Breukelaar AW, Acolas ML, de Bruijn QAA, Spierts I (2014) Exploring the possibilities of seaward migrating juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L., in the Dutch part of the River Rhine. Journal of Coastal Conservation 18: 131–143. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0281-0>.

Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement (2011) Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011-2015. 69p.

5- Nomenclature

Thème : bio

Nom projet : momie

Description succincte de la donnée : observations accidentelles *Acipenser sturio*

Nom de l'organisme : INRAE

Géométrie : pol

Projection : LAEA Europe

11-Citation sur la carte

BD STURWILD 2006-2012 PNA A. *sturio*, CNPMEM, CAPENA, INRAE, extraction 15/02/2022

12-Contacts pour la ressource

-Nom personne

Nom organisation Plan National d'Actions en faveur de la restauration de l'esturgeon Européen

Rôle Propriétaire de la ressource

Adresse

Pays France

Adresse e-mail

-Nom personne Marie-Laure Acolas

Nom organisation INRAE

Rôle Institut en charge de la gestion de la base STURWILD, responsable scientifique de la base

Adresse 50 avenue de Verdun 33612 Gazinet Cestas

Pays France

Adresse e-mail marie-laure.acolas[at]inrae.fr

-Nom personne Eric Quinton

Nom organisation INRAE

Rôle Institut en charge de la gestion de la base STURWILD, concepteur de la base

Adresse 50 avenue de Verdun 33612 Gazinet Cestas

Pays France

Adresse e-mail eric.quinton[at]inrae.fr

Contrat R&D MOMIE OFB/INRAE

Livrable « Carte des habitats préférentiels »

Renseignements complétés pour l'annexe 3 de la convention « Recommandations techniques pour les données géoréférencées »

Dates des versions :

V1 17/01/2022 – V2 04/03/2022 – V3 24/03/2022 – V4 29/03/2022

Statut document : Document final

Rédaction : Anaïs Charbonnel - INRAE

Relecteurs : Marie-Laure Acolas, Guillaume Paquignon, Mélanie Odion, Eric Quinton

1- Format

.shp

2- Système de coordonnées

ETRS89/LAEA Europe

3- Métadonnées

Nom du fichier :

ECO_MOMIE_modele_habitat_INRAE_OFB_pol_laea.shp

Résumé

Habitats favorables (mailles) pour l'esturgeon européen issus d'un travail de modélisation à l'échelle de la façade atlantique française, Manche-mer du Nord. La donnée est présentée sous forme de mailles de 10*10 km et correspond à un indice de favorabilité d'habitat pour la période contemporaine (2012-2021). Les données ont été produites par INRAE dans le cadre d'un contrat R&D OFB/INRAE et du projet MOMIE « MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves ».

Nom de la donnée :

ECO_MOMIE_modele_habitat_INRAE_OFB_pol_laea.shp

La table attributaire comprend les champs suivants :

Id_maille : identifiant unique

Nb_modeles : nombre de modèles parmi les 40 s'accordant sur la prédiction d'une maille comme étant un habitat favorable

Binaire : il s'agit d'une binarisation du champ précédent

Sturio : mailles avec au moins une observation accidentelle d'esturgeon européen en milieu marin

Contacts INRAE

Auteur :

Anaïs Charbonnel, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas, France.

[anaïs.charbonnel\[at\]laposte.net](mailto:anaïs.charbonnel[at]laposte.net)

Point de contact :

Anaïs Charbonnel, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas, France.

[anaïs.charbonnel\[at\]laposte.net](mailto:anaïs.charbonnel[at]laposte.net)

Marie-Laure Acolas, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas, France. [marie-laure.acolas\[at\]inrae.fr](mailto:marie-laure.acolas[at]inrae.fr)

Propriétaires :

Anaïs Charbonnel, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas, France.

[anaïs.charbonnel\[at\]laposte.net](mailto:anaïs.charbonnel[at]laposte.net)

Marie-Laure Acolas, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, 50, avenue de Verdun, 33612 Cestas, France. [marie-laure.acolas\[at\]inrae.fr](mailto:marie-laure.acolas[at]inrae.fr)

OFB : à compléter

Descriptif des champs

Id_maille : numéro de la maille permettant de la retrouver dans les tableaux d'analyse de modèles de distribution d'espèces. Il s'agit de mailles avec une résolution de 10*10 km afin de prendre en compte l'incertitude des localisations des observations accidentelles d'esturgeon européen.

Nb_modeles (0-40) : nombre de modèles parmi les 40 s'accordant sur la prédiction d'une maille **comme étant un habitat favorable**. L'habitat est considéré favorable si l'indice de favorabilité d'habitat (sur un gradient allant de 0 à 1000) est supérieur au seuil qui maximise la valeur de TSS (True Skill Statistic)⁴⁰.

Binaire (0/1) : Il s'agit d'une binarisation du champ précédent en utilisant le seuil 29. « 1 » correspond aux mailles les plus favorables pour l'esturgeon européen car prédites comme favorables par au moins 29 modèles sur les 40. « 0 » correspond aux mailles en dessous du seuil de 29 : il s'agit d'un mélange de mailles qui sont considérées comme peu ou non favorables avec des secteurs où la variabilité entre les prédictions des modèles est forte.

Sturio : « 2012-2021 » : mailles avec au moins une observation accidentelle d'esturgeon européen en milieu marin sur la période 2012-2021; **« 2006-2011 »** : mailles avec au moins une observation accidentelle d'esturgeon européen en milieu marin sur la période 2006-2011 et aucune observation sur la période 2012-2021 (sinon elle est classée en « 2012-2021 »). **« NULL »** = absence d'information en milieu marin sur la période 2006-2021.

Protocole d'acquisition de la donnée (acquisition et traitements)

Pour la réalisation du champ « Sturio », les données de la BD STURWILD ont été filtrées afin de ne garder que les données adéquates pour les analyses de modèles de distribution d'espèces. Ont été exclues les données correspondant aux espèces autres que *Acipenser sturio*, les données d'échouage et les données sans coordonnées géographiques. Les données situées à l'extérieur de la zone d'étude et situées hors mer (i.e. estuaires, fleuves) ont aussi été écartées. Le dernier export de la base de données STURWILD pour la construction du jeu de données date de juillet 2021. Pour augmenter le nombre d'observations, des observations provenant d'autres bases de données ont été ajoutées. Deux mailles du programme Obsmer⁴¹ (Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture - DPMA, Ifremer) et une maille issue de captures accidentelles en mer déclarées en Allemagne (Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries - IGB) ont été ajoutées (Gessner, *comm. pers.*). Lorsqu'au moins une observation accidentelle sur la période 2012-2021 se trouvait dans une maille, cette dernière était considérée

⁴⁰ Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43 : 1223–1232. Le TSS maximise les présences et les pseudo-absences bien prédites (i.e. les présences qui tombent dans les mailles de valeur 1 et les pseudo-absences qui tombent dans les mailles de valeur 0 sur la carte binaire).

⁴¹ Il s'agit d'observations de captures faites à bord de navires de pêche (<https://sih.ifremer.fr>). Les résultats et conclusions de cette étude n'engagent que leurs auteurs.

comme une maille de présence « 2012-2021 ». Seules les données sur la période 2012-2021 ont été utilisées pour les analyses de modélisation afin de correspondre avec l'étendue temporelle des variables environnementales sélectionnées. Les mailles ayant au moins une observation accidentelle sur la période 2006-2011 sans en avoir eu après 2011 sont aussi renseignées (« 2006-2011 »).

Deux modèles de distribution d'espèces contenant des variables environnementales (5 variables chacun) potentiellement influentes sur la répartition de l'esturgeon européen ont été appliqués à l'échelle de la façade atlantique française, Manche-mer du Nord. L'approche de modélisation qui a été utilisée est une approche d'ensemble consensuelle via la plateforme de modélisation « biomod2 ». L'étendue temporelle (2012-2020) et spatiale (la façade atlantique française, Manche-mer du Nord) a été déterminée par rapport à la disponibilité des variables environnementales. La résolution de ces modèles (grille de 10*10 km) a été conditionnée par l'incertitude des localisations des observations accidentelles d'esturgeon européen qui peut aller jusqu'à 10 km (estimation faite suite à une discussion avec des experts de CAPENA et du CNPMM).

En raison de relations non linéaires fortes pouvant impacter les résultats des analyses, certaines variables environnementales à l'influence supposée importante sur la répartition de l'esturgeon européen ne pouvaient pas se retrouver ensemble dans un même modèle. Deux modèles ont donc été construits, l'un avec les variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie » d'une part (utilisées dans le modèle I), et un avec les variables « salinité » et « extinction lumineuse » d'autre part (utilisées dans le modèle II).

Le premier modèle contient les variables « bathymétrie », « températures moyennes annuelles sur le fond marin », « vitesse moyenne du courant sur le fond marin », « étendue moyenne de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin » et « distance à l'estuaire de la Gironde ». Le deuxième modèle contient la « salinité moyenne annuelle sur le fond marin », les « températures moyennes annuelles sur le fond marin », la « vitesse moyenne du courant sur le fond marin », l'« amplitude moyenne annuelle de déplacement sur le fond marin » et l'« étendue moyenne de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin ». Les variables environnementales ont été moyennées sur la période 2012-2020.

Les données de répartition de l'esturgeon européen utilisées sont celles de la base de données STURWILD qui ont été filtrées (voir ci-dessus) puis épurées spatialement : lorsqu'au moins une observation accidentelle (2012-2021) est localisée dans une maille, alors cette maille est considérée comme une maille de présence. Cela a abouti à 110 mailles de présence au final qui ont été utilisées dans les analyses. Afin de pallier le manque de données d'absence, 2000 pseudo-absences ont été générées de manière aléatoire sur la zone d'étude afin de représenter l'environnement disponible.

Pour prendre en compte la variabilité liée aux données d'entrée (présences et pseudo-absences), 20 itérations ont été réalisées pour chacun des 2 modèles. Vingt cartes de prédiction moyenne de la favorabilité d'habitat ont ainsi été produites pour chacun de ces 2 modèles, avec un indice de favorabilité d'habitat allant de 0 (maille peu favorable) à 1000 (maille très favorable). Cette estimation de la favorabilité d'habitat est faite au regard des variables environnementales contenues dans les modèles, des données d'entrée (présences et pseudo-absences) utilisées et de l'état actuel des connaissances.

Nous avons utilisé les sorties des deux modèles afin de construire une carte de favorabilité consensuelle. Pour cela, ces 40 cartes avec un indice de favorabilité d'habitat allant de 0 à 1000 ont été reclassifiées à partir du seuil qui maximise la valeur de TSS (True Skill Statistic). Le TSS maximise les présences et les pseudo-absences bien prédites (i.e. les présences qui tombent dans les mailles de valeur 1 et les pseudo-absences qui tombent dans les mailles de valeur 0 sur la carte binaire). Toutes les mailles en dessous de ce seuil obtiennent une valeur de 0 tandis que celles supérieures ou égales au seuil ont une valeur de 1. Puis les 40 cartes binaires obtenues ont été additionnées. Une carte avec des valeurs de 0 à 40 est ainsi obtenue (champ « Nb_modeles »). Celle-ci permet de visualiser la favorabilité d'habitat à l'aide d'un gradient allant de 0 à 40, ce qui correspond au nombre de modèles s'accordant sur la favorabilité d'habitat des mailles. Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : l'ensemble des modèles testés (i.e. 40) s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles et de la méthode de seuil choisie. Une

valeur de 0 signifie un consensus total également : l'ensemble des modèles testés (i.e. 40) s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est peu favorable compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles et de la méthode de seuil choisie. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur du milieu (i.e. 20, ce qui signifie que 50 % des modèles s'accordent sur la favorabilité de l'habitat) et plus il y a de variabilité (i.e. moins il y a de consensus) entre les 40 prédictions des modèles.

Enfin, cette carte a été simplifiée en 2 catégories (champ « Binaire ») avec le seuil 29. Les valeurs supérieures ou égales au seuil 29 obtiennent une valeur de 1 et sont considérées comme les plus favorables pour l'esturgeon européen. Pour ces mailles, au moins 29 modèles sur les 40 testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Avec ce seuil de 29 sur 40, 90 % des 110 mailles de présence utilisées pour la modélisation sont incluses au sein des mailles identifiées comme les plus favorables. Les autres mailles ont une valeur de 0. Ces mailles en dessous du seuil 29 ne doivent pas être pour autant considérées comme des mailles d'absence ou non favorables pour l'esturgeon européen : il s'agit d'un mélange de secteurs peu ou non favorables avec des secteurs où la variabilité entre les prédictions des modèles est forte. Cela peut néanmoins être des secteurs utilisés occasionnellement par l'esturgeon européen, puisque des observations de l'espèce y ont été faites. Cette carte binaire a été construite pour réaliser des « conservation gap analysis ». Celles-ci visent à étudier le taux de couverture de l'habitat favorable à l'esturgeon européen par les Aires Marines Protégées (AMP), en superposant le réseau des AMP avec la carte de favorabilité d'habitat binaire pour calculer différentes métriques.

Limites d'usage

L'ensemble des limites de l'approche employée et les points de vigilances liées à l'interprétation des résultats sont explicitée dans le rapport suivant :

Charbonnel A, Acolas ML (2022) Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées, projet MOMIE MOuvements Mlgratoires de l'Esturgeon européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves. Rapport final Tâche 1, contrat de recherche et développement INRAE / OFB 2019-2022. 117p.

Tout usage en dehors de ces limites est de la responsabilité de son auteur.

Liste des référentiels utilisés

Traits de côte, échelle 1 : 1 Million, version 01/01/2018, format shape, source :

<https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/administrative-units-statistical-units/coastal#coastal16>

Nom du fichier téléchargé tel qu'il apparaît sur le site : COAS_RG_01M_2016_3035.shp

Nom du fichier mis en forme pour l'étude : ECO_MOMIE_trait_cote_INRAE_OFB_pol_laea.shp

Grille standardisée de l'Agence Européenne pour l'Environnement, résolution 10*10 km, 2011, format shape, source :

<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2>

Nom du fichier téléchargé tel qu'il apparaît sur le site : Europe shapefile 10 km 100 km (ZIP archive)

Contour de la zone d'étude : ECO_MOMIE_contour_zone_INRAE_OFB_pol_laea.shp

Réseaux d'Aires Marines Protégées, Panache, Maïa, 2021, format shape, source :

<https://carto.maia-network.org/fr/1/maia.map>

<https://carto.maia-network.org/fr/1/panache.map>

Nom des fichiers tels que téléchargés : carto_amp.maia_polygon_wdpa_simplified.shp,
carto_amp.panache_polygon_wdpa_simplified.shp

Nom du fichier mis en forme pour l'étude : ECO_MOMIE_AMP_selec_INRAE_OFB_pol_laea.shp

Zone Economique Exclusive (ZEE) française, format shape.

Nom du fichier tel que téléchargé : met_emf_pol_4326.shp

Nom du fichier mis en forme pour l'étude : ECO_MOMIE_ZEE_FR_INRAE_OFB_pol_laea.shp

Source des variables environnementales retenues :

- « bathymétrie » : portail EMODnet (<https://portal.emodnet-bathymetry.eu/>)
- « distance à l'estuaire de la Gironde » : calcul effectué avec le logiciel R
- « étendue moyenne de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin » : projet MARC (Modélisation et Analyse pour la Recherche Côtière; <https://marc.ifremer.fr>) sur la zone Manche Gascogne (modèle ECO-MARS 3D)
- « salinité moyenne annuelle sur le fond marin », « températures moyennes annuelles sur le fond marin », « vitesse moyenne du courant sur le fond marin » : projet MARC sur la zone Manche Gascogne (modèle MARS 3D)
- « amplitude moyenne annuelle de déplacement sur le fond marin » : projet MARC sur la zone Manche Gascogne (modèle MARC WW3)

5- Nomenclature des données

Thème : ECO

Nom projet : Momie

Description succincte de la donnée : modèle habitat marin *Acipenser sturio*

Nom de l'organisme : INRAE

Géométrie : pol

Projection : laea

7- Cartographie

Mise en page des cartographies : SIG_livrables_MOMIE_vDEF.qgis

Symbologie : ECO_MOMIE_modele_habitat_INRAE_OFB_pol_laea.qml

11-Contraintes de citation sur la carte

Licence CC BY

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

© INRAE A. Charbonnel

Contrat R & D INRAE/OFB - 2022

Logos INRAE, OFB

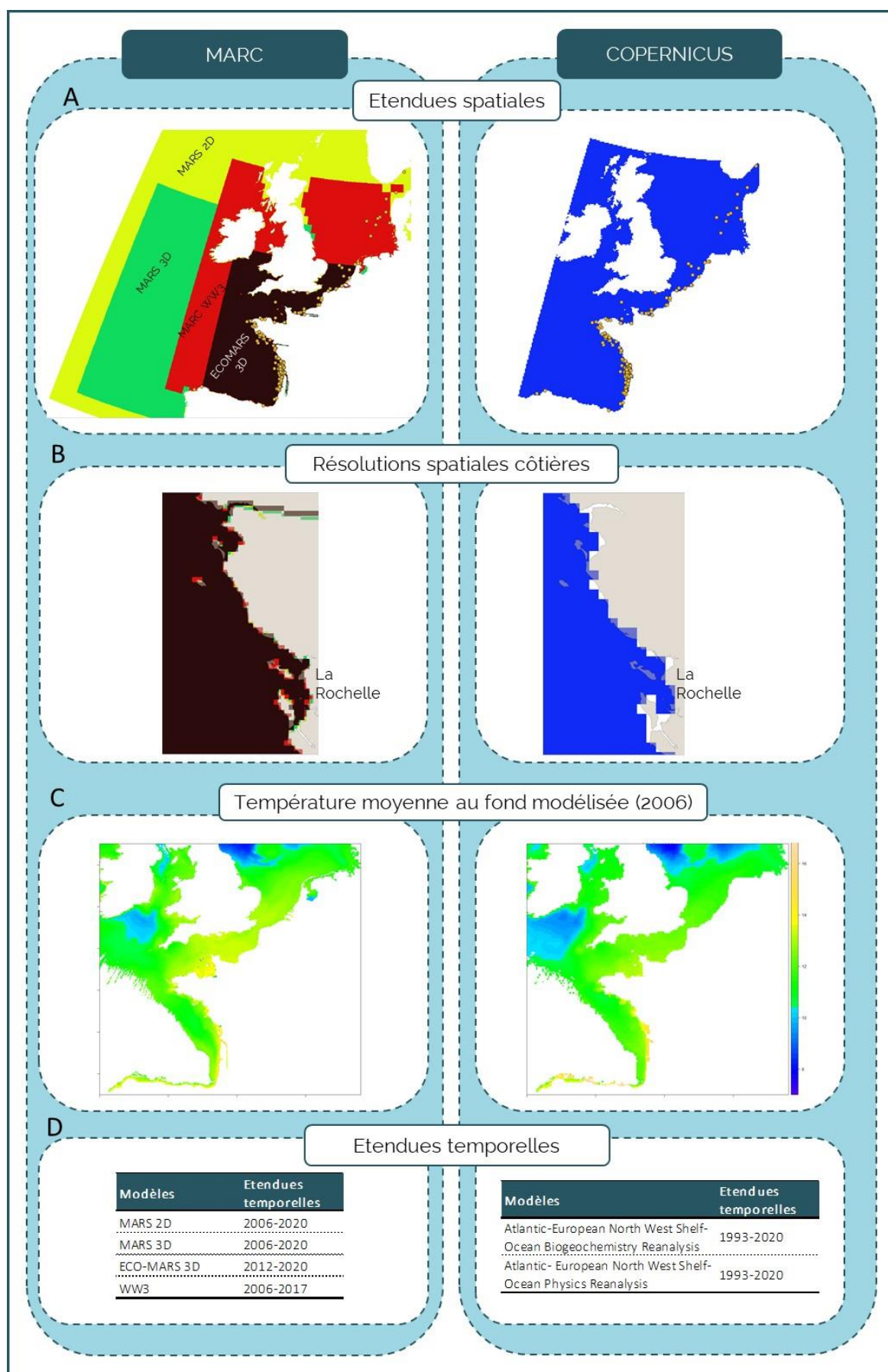
Champ « Sturio » :

Origine des données d'observations accidentelles utilisées pour la modélisation:

-BD STURWILD, extraction 02/07/2021 (PNA A. *Sturio*, INRAE, CNPME, CAPENA)

-Obsmer, 2021 (DPMA, Ifremer SIH)

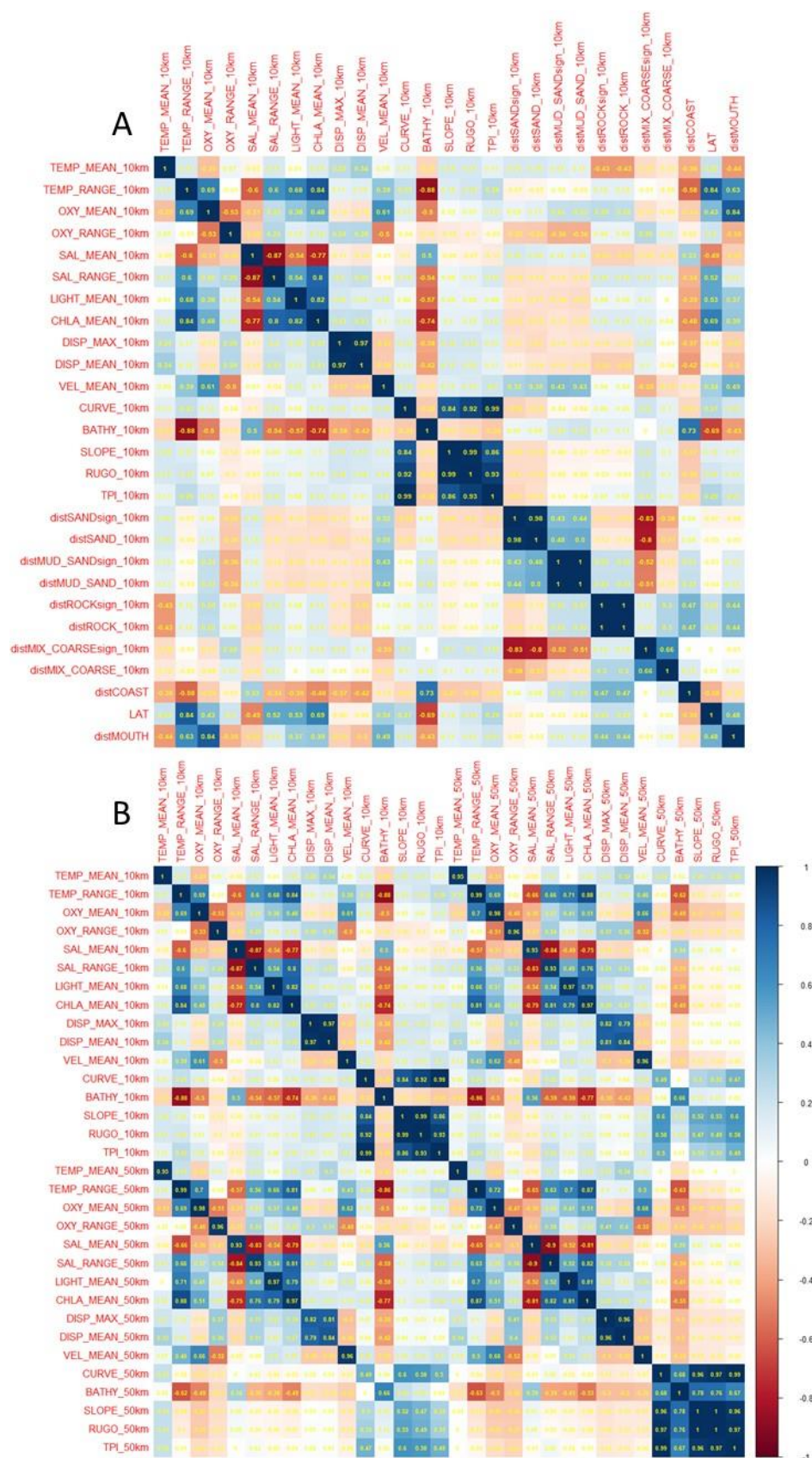
-Gessner, *comm. pers.*, 2021



Annexe 4 : Présentation détaillée des différents paramètres calculés, et de leurs échelles de calcul associées, qui ont été présélectionnés pour les analyses préliminaires, puis des paramètres et échelles spatiales retenues pour les processus de modélisation.

Catégories	Variables	Codes	Paramètres calculés et présélectionnés	Echelles spatiales de calcul	Paramètres et échelles retenus pour les modèles	Sources
Variables topographiques	Bathymétrie	BATHY	Moyenne	Locale, paysage	Moyenne, locale	EMODnet Bathymetry (http://www.emodnet-bathymetry.eu/)
	Pente	SLOPE	Moyenne	Locale, paysage	Aucun	Calcul avec le logiciel QGIS
	Rugosité	RUGO	Moyenne	Locale, paysage	Aucun	Calcul avec le logiciel QGIS
	Courbure de la pente	CURVE	Moyenne	Locale, paysage	Aucun	Calcul avec le package "spatialEco" dans R
	Index de position bathymétrique	TPI	Moyenne	Locale, paysage	Aucun	Calcul avec le logiciel QGIS
Variables physico-chimiques	Salinité	SAL_MEAN / SAL_RANGE	Moyenne, étendue (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Moyenne, locale	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Oxygène dissous	OXY_MEAN / OXY_RANGE	Moyenne, étendue (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Etendue, locale	ECOMARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Température de l'eau	TEMP_MEAN / TEMP_RANGE	Moyenne, étendue (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Moyenne, locale	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Chlorophylle-a	CHLA_MEAN	Moyenne (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Aucun	ECOMARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Extinction lumineuse	LIGHT_MEAN	Moyenne (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Moyenne, locale	ECOMARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
Variables hydrodynamiques	Vitesse de courant	VEL_MEAN	Moyenne (résolutions mensuelles; 2012-2020)	Locale, paysage	Moyenne, locale	MARS 3D (https://marc.ifremer.fr/)
	Amplitude de déplacement sur le fond	DISP_MEAN / DISP_MAX	Moyenne (résolution mensuelle), maximum (résolution journalière; 2012-2017)	Locale, paysage	Moyenne, locale	WW3-NORGAS-2MIN (https://marc.ifremer.fr/)
Variables géographiques	Distance à la côte	distCOAST	Distance	Locale	Aucun	Calcul avec le package "geosphere" dans R
	Distance à l'estuaire de la Gironde	distMOUTH	Distance	Locale	Distance, locale	Calcul avec le package "raster" dans R (Hijmans, 2020)
	Latitude	LAT	/	Locale	Aucun	Calcul avec le logiciel QGIS
Variables de substrat	Substrat sableux	distSAND	Distance, pourcentage	Locale	Distance, locale	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Substrat rocheux	distROCK	Distance, pourcentage	Locale	Distance, locale	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Substrat mixte et grossier	distMIX_COARSE	Distance, pourcentage	Locale	Distance, locale	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)
	Substrat vaseux à sable vaseux	distMUD_SAND	Distance, pourcentage	Locale	Distance, locale	EUSeaMap 2021 (www.emodnet-geology.eu)

Annexe 5 : Matrices de corrélation (coefficients de Pearson) appliquées sur les paramètres calculés et présélectionnés (à l'échelle locale de 10*10 km uniquement; A) ainsi que sur les paramètres ayant été calculés aux deux échelles spatiales (i.e. locale 10*10 km et paysagère 50*50 km; B). Les codes des variables sont décrits dans l'Annexe 4.



Annexe 6 : Présentation des paramètres utilisés pour les algorithmes statistiques utilisés dans « biomod2 ». Les éléments surlignés en gras sont les paramètres qui diffèrent des paramètres par défaut proposés par « biomod2 ». Ils ont permis d'optimiser les capacités prédictives des algorithmes en question et de rendre leurs courbes de réponse plus cohérentes d'un point de vue écologique.

Modèle linéaire généralisé (GLM) : `type = 'quadratic', interaction.level = 0, myFormula = NULL, test = 'AIC', family = binomial(link = 'logit'), mustart = 0.5, control = glm.control(epsilon = 1e-08, maxit = 50, trace = FALSE)`

Modèle additif généralisé (GAM) : `algo = 'GAM_mgcv', type = 's_smoother', k = 4, interaction.level = 0, myFormula = NULL, family = binomial(link = 'logit'), method = 'GCV.Cp', optimizer = c('outer', 'newton'), select = FALSE, knots = NULL, paraPen = NULL, control = list(nthreads = 1, irls.reg = 0, epsilon = 1e-07, maxit = 200, trace = FALSE, mgcv.tol = 1e-07, mgcv.half = 15, rank.tol = 1.49011611938477e-08, nlm = list(ndigit=7, gradtol=1e-06, stepmax=2, steptol=1e-04, iterlim=200, check.analyticals=0), optim = list(factr=1e+07), newton = list(conv.tol=1e-06, maxNstep=5, maxSstep=2, maxHalf=30, use.svd=0), outerPSteps = 0, idLinksBases = TRUE, scalePenalty = TRUE, efs.lspmax = 15, efs.tol = 0.1, keepData = FALSE, scale.est = fletcher, edge.correct = FALSE)`

Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) : `type = 'simple', interaction.level = 1, myFormula = NULL, nk = NULL, penalty = 2, thresh = 0.025, nprune = NULL, pmethod = 'backward')`

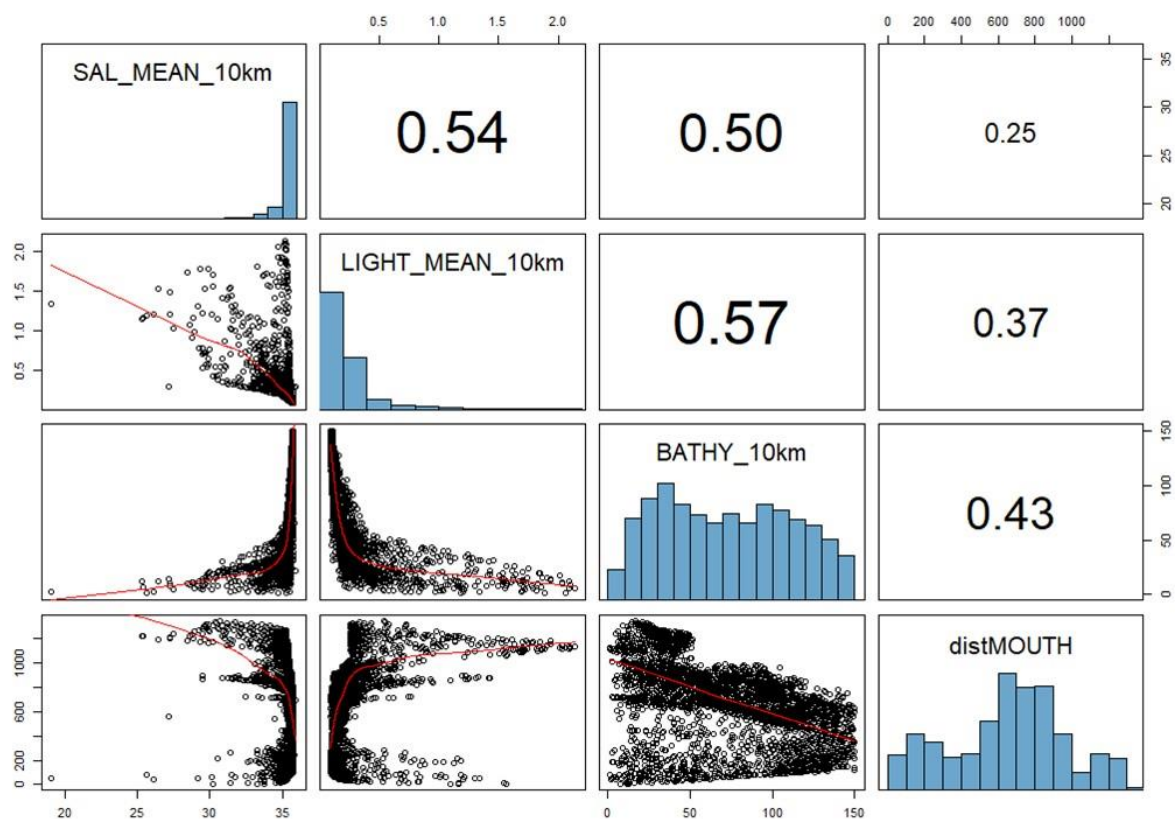
Maxent (MAXENT.Phillips.2) : `myFormula = NULL, regmult = 1, regfun = <function>`

Analyse discriminante flexible (FDA) : `method = 'mars', add_args = NULL`

Forêts d'arbres décisionnels (RF) : `do.classif = TRUE, ntree = 500, mtry = 'default', nodesize = 5, maxnodes = NULL)`

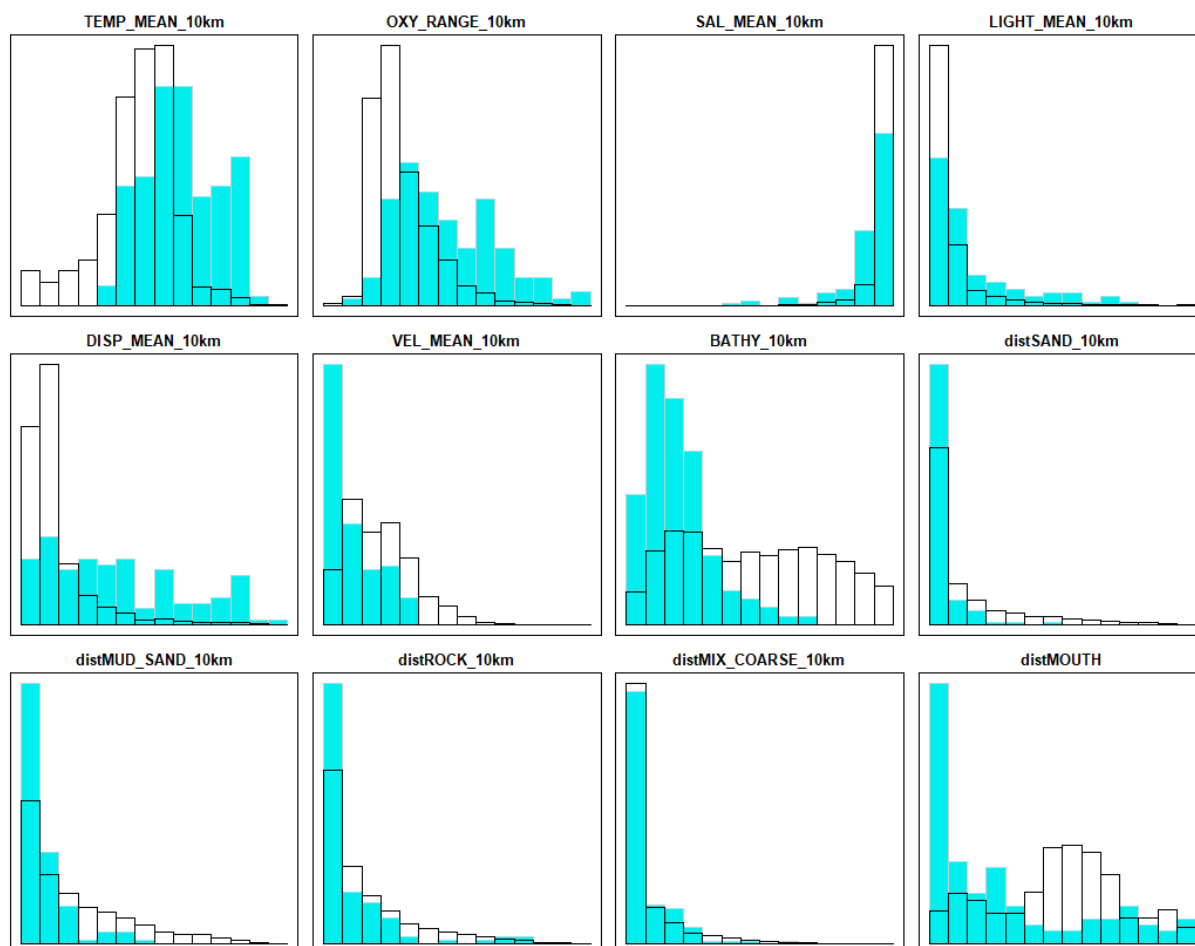
Modèle boosté généralisé (GBM) : `distribution = 'bernoulli', n.trees = 2500, interaction.depth = 7, n.minobsinnode = 5, shrinkage = 0.001, bag.fraction = 0.5, train.fraction = 1, cv.folds = 3, keep.data = FALSE, verbose = FALSE, perf.method = 'cv', n.cores = 1)`

Annexe 7 : Nuages de points, distributions et coefficients de corrélation de Pearson pour les 2 paires de variables (i.e. paire de variables « distance à l'estuaire de la Gironde » et « bathymétrie » d'une part, et paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse » d'autre part) ne pouvant être incluses en même temps dans un même modèle.



Annexe 8 : Histogrammes des 12 variables retenues pour être utilisées dans les modèles de distribution d'espèces, sur l'ensemble de la zone d'étude (en blanc) et aux mailles de présence (en bleu).

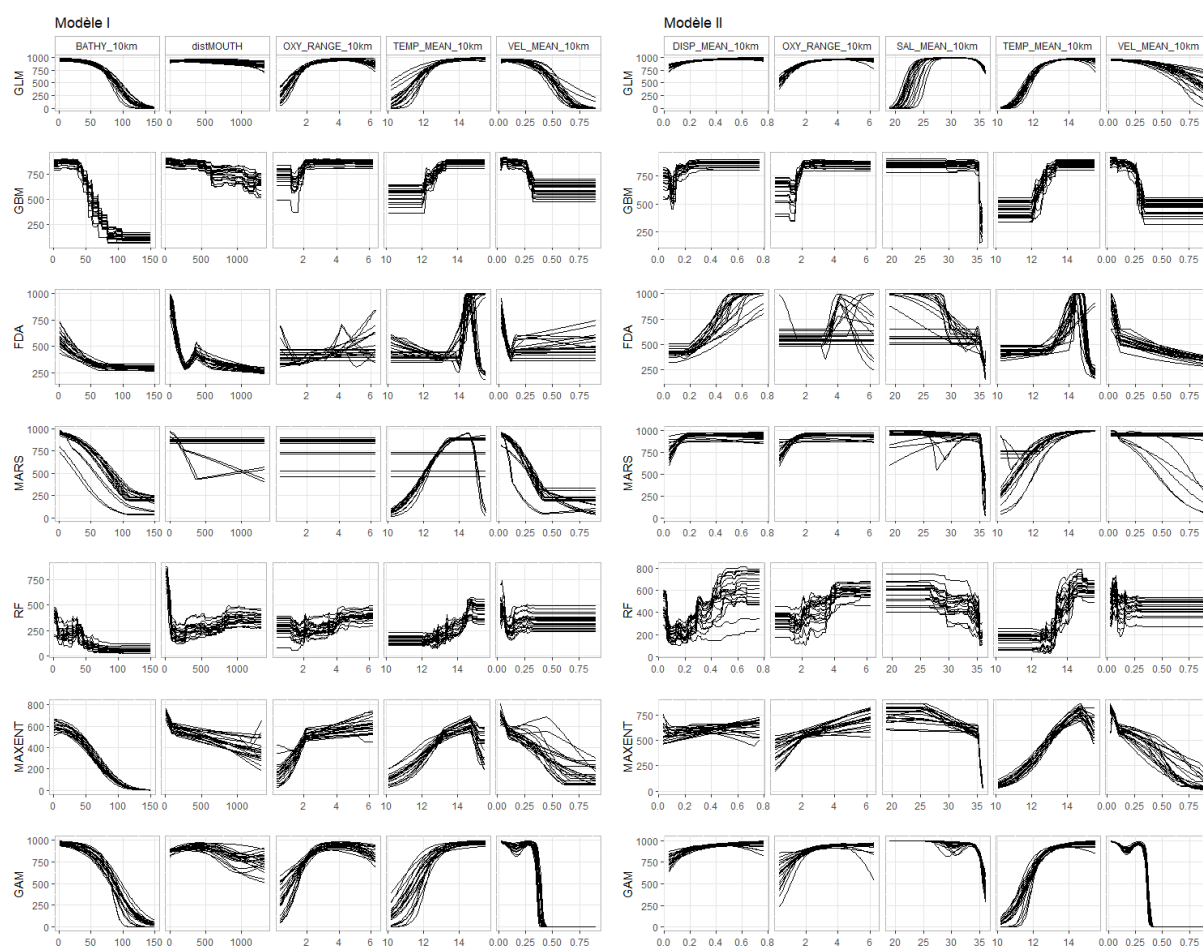
BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle sur le fond; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin; distMIX_COARSE_10km = distance au substrat grossier et mixte; distMUD_SAND_10km : distance au substrat vaseux à sable vaseux; distROCK_10km = distance au substrat rocheux; distSAND_10km = distance au substrat sableux.



Annexe 9 : Courbes de réponse des 5 variables retenues dans les deux modèles finaux en fonction des 7 algorithmes utilisés dans l'approche d'ensemble consensuelle. Le titre de l'axe des ordonnées informe sur le nom de l'algorithme à l'origine des courbes de réponse, l'axe des abscisses indique les valeurs de chaque variable et l'axe des ordonnées l'indice de favorabilité d'habitat (indice allant de 0 à 1000, plus la valeur s'approche de 1000 est plus l'habitat est favorable à l'esturgeon européen). Chacune des 20 courbes correspond à une itération. Dans « biomod2 », la courbe de réponse pour une variable donnée est construite en fixant les autres variables à leur moyenne, et seule la variable cible varie le long de son étendue. Les variations observées et la courbe obtenue montrent la sensibilité du modèle à cette variable spécifique (Guisan et al. 2017).

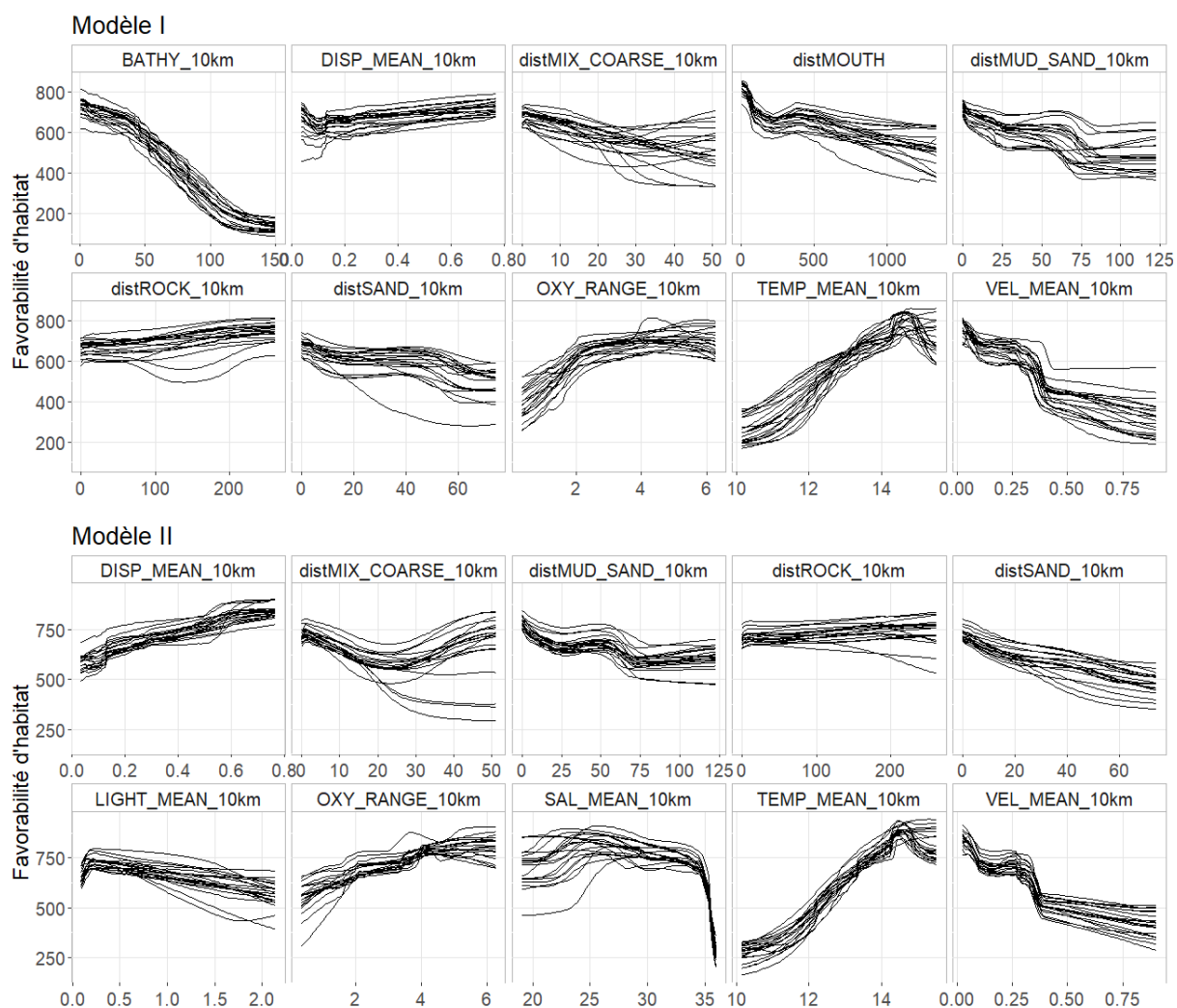
BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle sur le fond marin; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond marin; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond marin; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin.

GLM = modèle linéaire généralisé; GBM = modèle additif généralisé; MARS = régression multivariée par spline adaptative; FDA = analyse discriminante flexible, RF = forêts d'arbres décisionnels; GBM = modèle boosté généralisé.

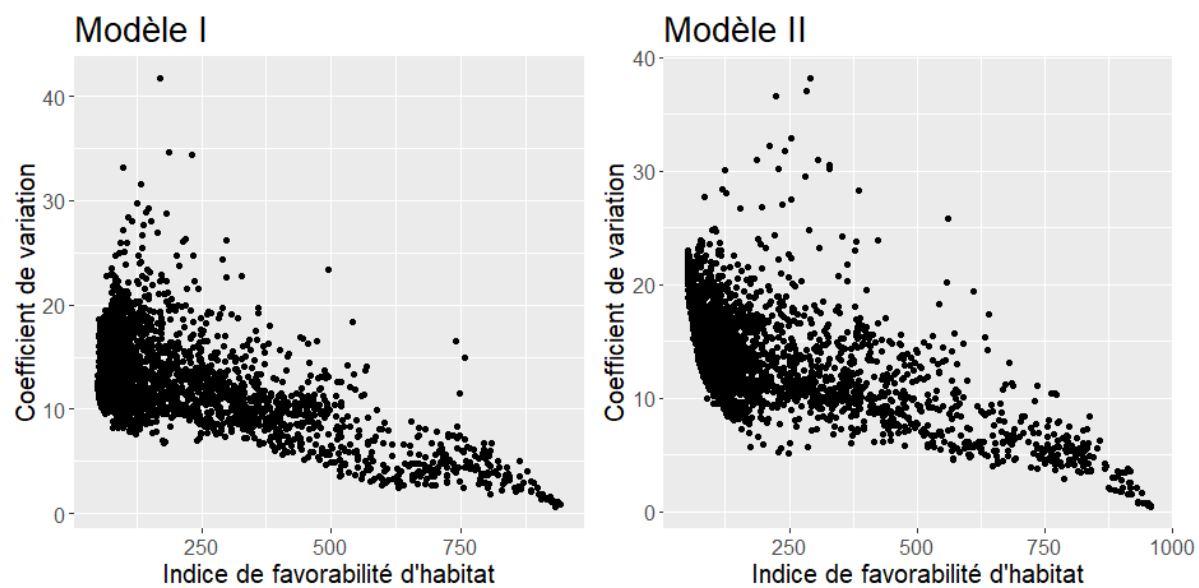


Annexe 10 : Courbes de réponse des 10 variables initiales incluses dans les modèles I & II. L'axe des abscisses indique les valeurs de **chaque** variable et l'axe des **ordonnées** l'indice de favorabilité d'habitat (indice allant de 0 à 1000, plus la valeur s'approche de 1000 est plus l'habitat est favorable à l'esturgeon européen). Chacune des 20 courbes correspond à une itération. Dans « **biomod2** », la **courbe de réponse** pour une variable donnée est construite en fixant les autres variables à leur moyenne, et seule la variable cible varie le long de son étendue. Les variations observées et la courbe obtenue montrent la sensibilité du modèle à cette variable spécifique (Guisan et al. 2017). Attention, ces modèles sont sur-paramétrés car ils contiennent trop de variables par rapport aux données de présence/pseudo-absence utilisées en entrée. Il faut donc rester prudent quant à l'interprétation de ces courbes de réponse.

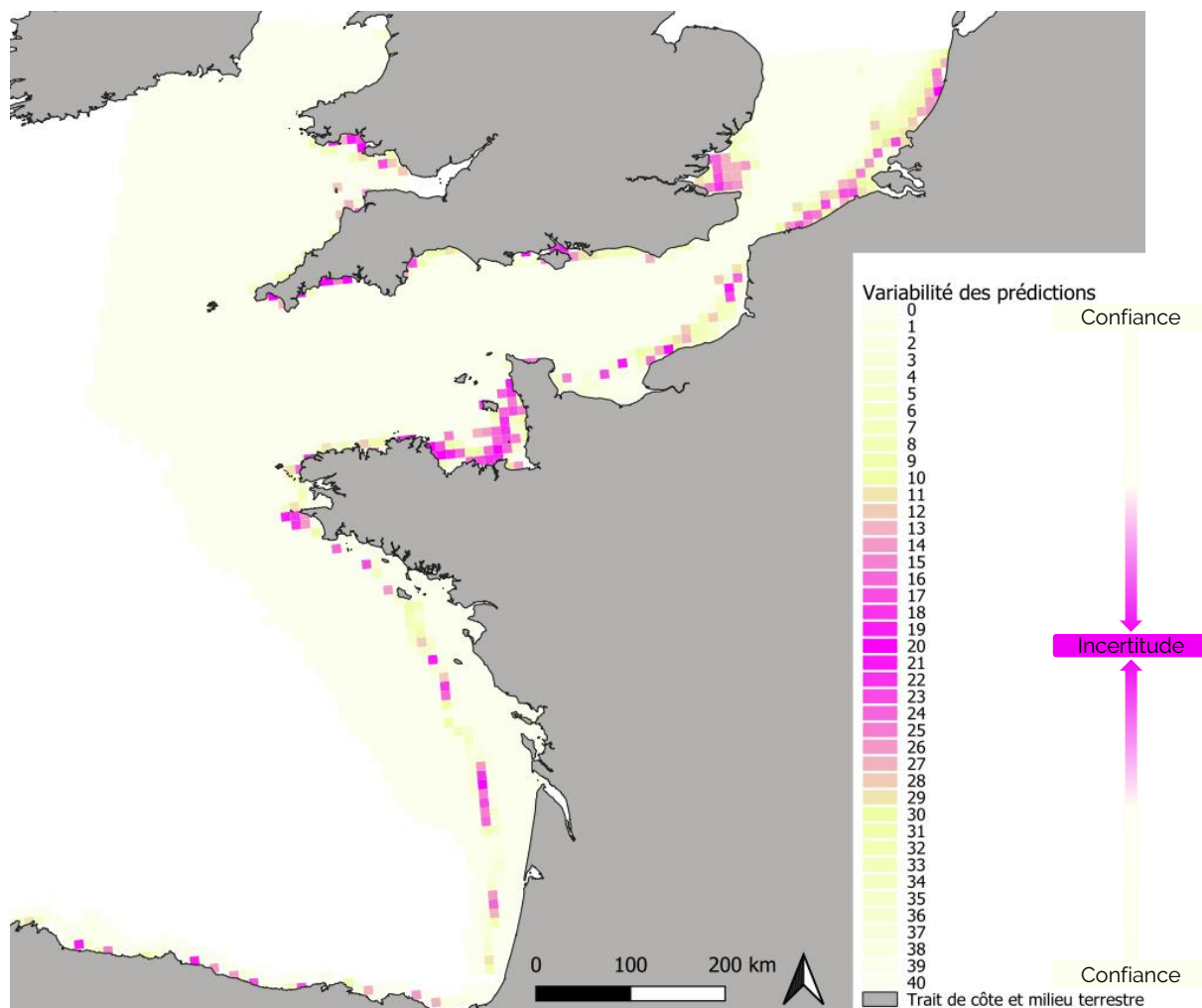
BATHY_10km = bathymétrie; TEMP_MEAN_10km = température moyenne annuelle; VEL_MEAN_10km = vitesse moyenne annuelle du courant marin sur le fond marin; OXY_RANGE_10km = amplitude moyenne annuelle de la concentration en oxygène dissous sur le fond marin; distMOUTH = distance à l'estuaire de la Gironde; SAL_MEAN_10km = salinité moyenne annuelle sur le fond marin; DISP_MEAN_10km = amplitude moyenne annuelle de déplacement du sédiment sur le fond marin; distMIX_COARSE_10km = distance au substrat grossier ou mixte; distMUD_SAND_10km : distance au substrat vaseux à sable vaseux; distROCK_10km = distance au substrat rocheux; distSAND_10km = distance au substrat sableux.



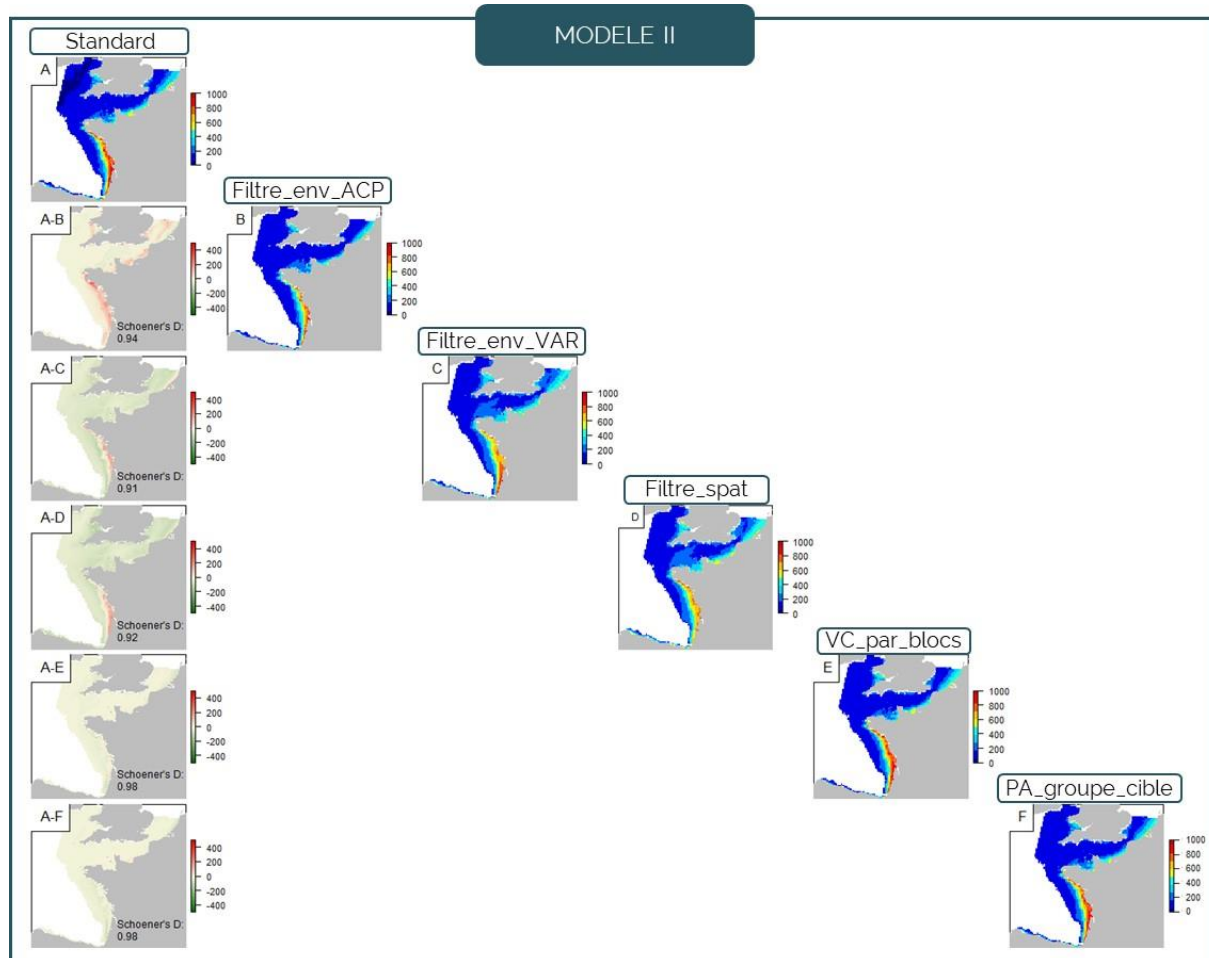
Annexe 11 : Nuages de points des mailles en fonction des valeurs de favorabilité d'habitat (axes des abscisses) et de coefficient de variation (axes des ordonnées).



Annexe 12 : Représentation cartographique de la variabilité des prédictions entre les 40 modèles. Il s'agit de la même carte que la **Figure 28** sauf que le gradient de couleur a été modifié afin de se focaliser uniquement sur l'incertitude liée aux prédictions et non sur l'information liée à la favorabilité d'habitat. Une valeur de **0 ou 40 dans une maille signifie un consensus total** : tous les modèles s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable (**40**) ou non (**0**) à l'esturgeon européen compte tenu des variables, des données d'entrée incluses dans le modèle et de la méthode de seuil choisie. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur du milieu (i.e. 20), plus il y a de variabilité (i.e. moins il y a de consensus) entre les 40 prédictions des modèles et plus l'incertitude des prédictions augmente.



Annexe 13 : Prédictions moyennes consensuelles du modèle II (i.e. modèle contenant la paire de variables « salinité » et « extinction lumineuse ») pour l'approche standard (A) et pour les différentes approches visant à diminuer les biais potentiels : le filtre environnemental appliqué sur l'ACP (B), le filtre environnemental appliqué sur les variables « distance à la côte » et « distance à l'estuaire de la Gironde » (C), le filtre spatial (D), la validation croisée par blocs (E) et les pseudo-absences de groupe cible d'espèces, issues des suivis de la base MigrenMer (F). Les cartes des anomalies à gauche sont les différences pour les paires de cartes de favorabilité d'habitat indiquées. Par exemple, la carte A-B représente les valeurs de la carte B auxquelles sont soustraites les valeurs de la carte A. Les valeurs nulles de couleur beige signifient qu'il n'y a aucune différence entre les deux cartes. En revanche, plus la couleur tend vers le rouge ou le vert, plus les deux cartes diffèrent. La couleur rouge (i.e. valeurs positives) signifie une baisse de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A et inversement, la couleur verte (i.e. valeurs négatives) signifie un gain de favorabilité d'habitat sur la carte B par rapport à la carte A. La statistique de Schoener permet de comparer les similarités entre les prédictions : elle varie de 0 (aucune similitude entre les deux cartes prédictives) et 1 (prédictions identiques). Les autres cartes des anomalies s'interprètent de la même manière.



Annexe 14 : Résultats obtenus pour les « conservation gap analyses ». La « représentativité » calcule le ratio entre le nombre de mailles favorables couverts par l'AMP et le nombre total de mailles favorables sur la zone d'étude. L'« importance » calcule le ratio entre le nombre de mailles favorables couvertes par l'AMP d'intérêt et le nombre total de mailles (favorables ou non) dans cette même AMP.

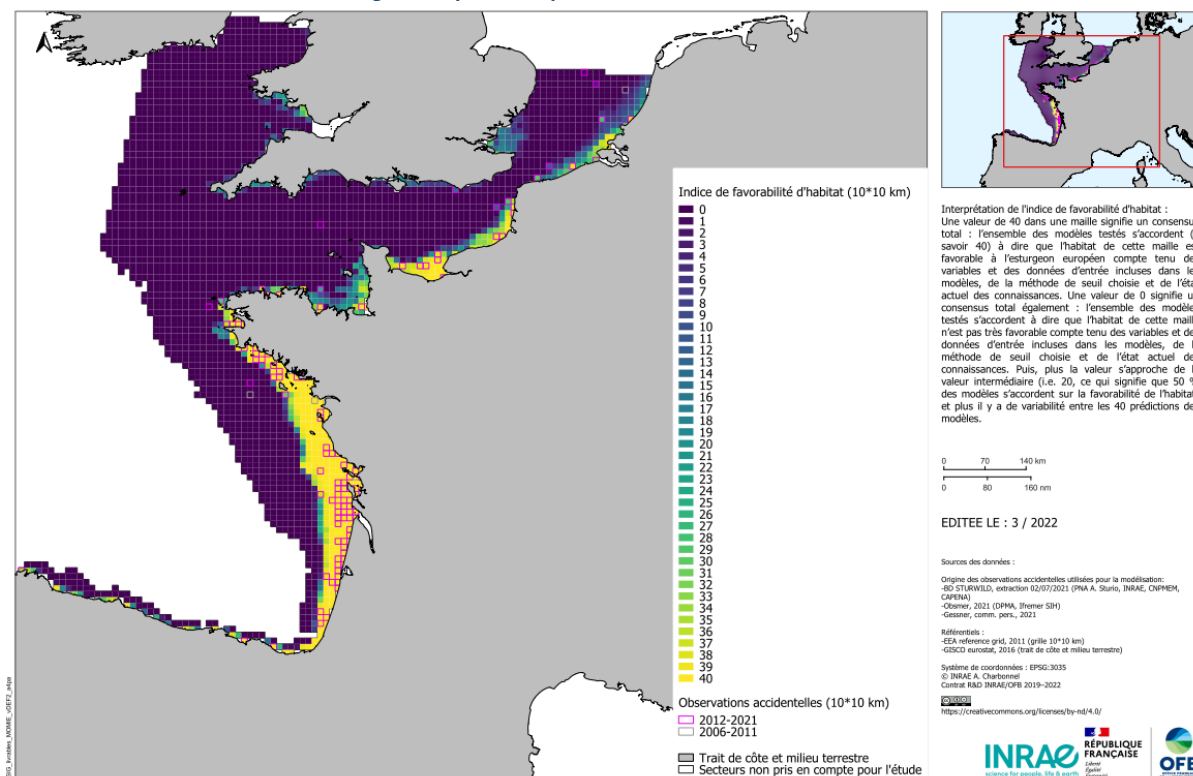
AMP	Nombre de mailles couvertes (%)	Représentativité	Importance
PNM_Arcachon	5 (0,34%)	1,45 +	100,00 +
PNM_Opale	24 (01,64%)	3,47 +	50,00 +
PNM_Iroise	35 (2,40%)	3,18 ns	31,43 ns
PNM_Pertuis	67 (4,59%)	19,36 +	100,00 +
ZSC_Aquitaine	5 (0,34%)	1,45 +	100,00 +
PNM_Sturio	72 (4,93%)	20,81 +	100,00 +
PNM_sans_Sturio	59 (4,04%)	6,65 +	38,98 +
PNM	131 (8,97%)	27,46 +	72,52 +
ZSC_Sturio	77 (5,27%)	22,25 +	100,00 +
ZSC_sans_Sturio	128 (8,76%)	16,18 +	43,75 +
ZSC	205 (14,03%)	38,44 +	64,88 +
ZSC_PNM_Sturio	89 (6,09%)	25,72 +	100,00 +
ZSC_PNM_sans_Sturio	173 (11,84)	20,52 +	41,04 +
ZSC_PNM	260 (17,80)	45,66 +	60,77 +

Représentativité : ns = non significatif; + = p-value < 0.05, les mailles les plus favorables se superposent davantage avec l'AMP qu'attendu par chance. Importance : ns = non significatif; + = p-value < 0.05, l'AMP se superpose davantage avec les mailles les plus favorables qu'attendu par chance.

PNM = parc naturel marin; PNM_Arcachon = parc naturel marin du bassin d'Arcachon; PNM_Opale = parc naturel marin estuaires picards mer d'Opale; PNM_Iroise = parc naturel marin mer d'Iroise; PNM_Pertuis = parc naturel marin de la Gironde et de la mer des Pertuis; ZSC = zone spéciale de conservation; ZSC_Aquitaine = zone spéciale de conservation portion du littoral sableux de la côte aquitaine; ZSC_PNM = zones spéciales de conservation et parcs naturels marins regroupés. Lorsque « Sturio » est mentionné, cela signifie que l'AMP concernée vise la préservation de l'esturgeon européen dans son document de référence (i.e. plan de gestion ou document d'objectifs). Lorsque « sans_Sturio » est mentionné, cela signifie que la préservation de l'esturgeon européen n'est pas visée dans l'AMP concernée. Si aucune information n'est renseignée concernant Sturio, cela signifie que ce critère n'a pas été pris en compte pour créer ce groupe.

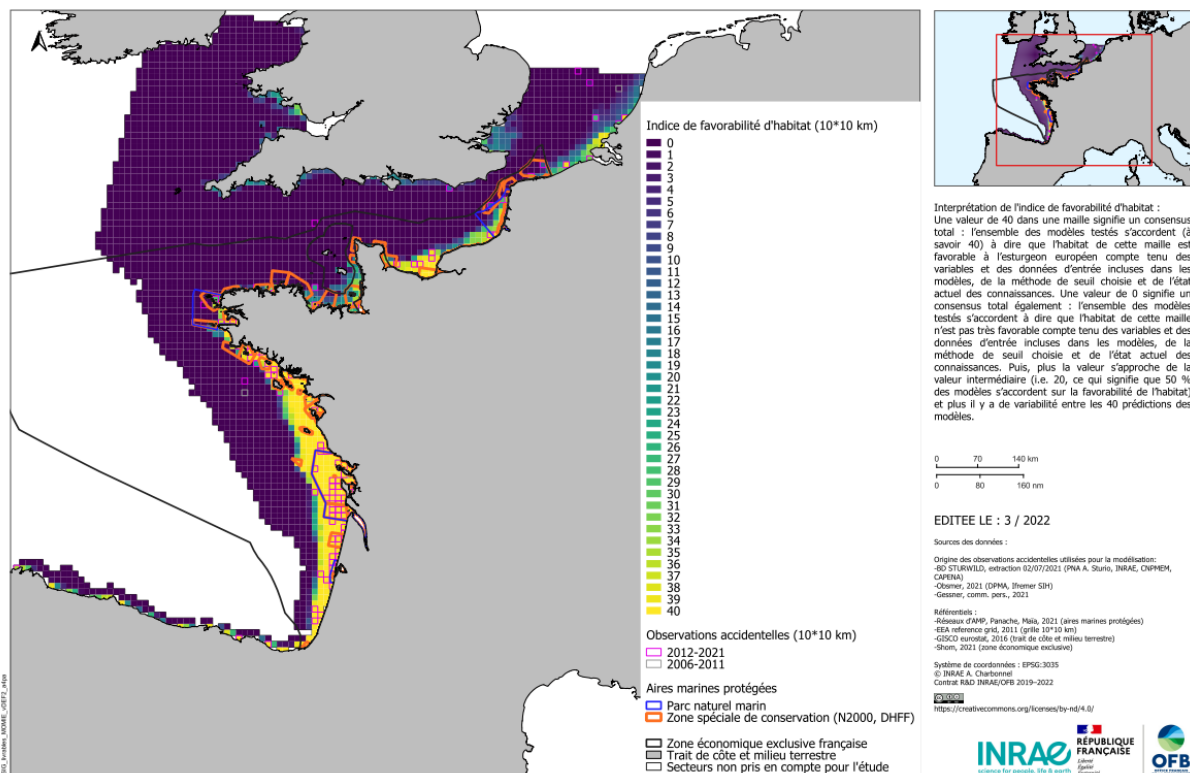
Annexe 15 : Cartes supplémentaires diffusées aux gestionnaires du territoire. Ces cartes représentent soit la carte de favorabilité d'habitat consensuelle finale, soit les mailles avec les habitats les plus favorables à l'esturgeon européen utilisées pour réaliser les « conservation gap analyses ». A ces cartes s'ajoutent les mailles avec des observations accidentelles d'esturgeon européen et/ou les contours des aires marines protégées (zones spéciales de conservation et parcs naturels marins). Certaines cartes sont des grossissements à l'échelle d'une aire marine protégée afin d'aider à visualiser localement la superposition avec la favorabilité d'habitat. Les observations accidentelles sont représentées à l'échelle de mailles de 10*10 km. Il peut y avoir plusieurs observations accidentelles au sein d'une maille. Les mailles se distinguent entre celles qui au moins une observation accidentelle d'esturgeon européen en milieu marin sur la période 2012-2021 (classées en « 2012-2021 »), et celles qui au moins une observation accidentelle d'esturgeon européen en milieu marin sur la période 2006-2011 (« 2006-2011 ») mais aucune sur la période 2012-2021 (sinon elle est classée en « 2012-2021 »).

FACADE ATLANTIQUE FRANÇAISE, MANCHE-MER DU NORD Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



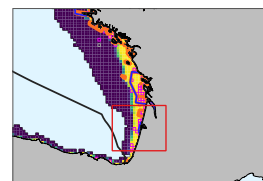
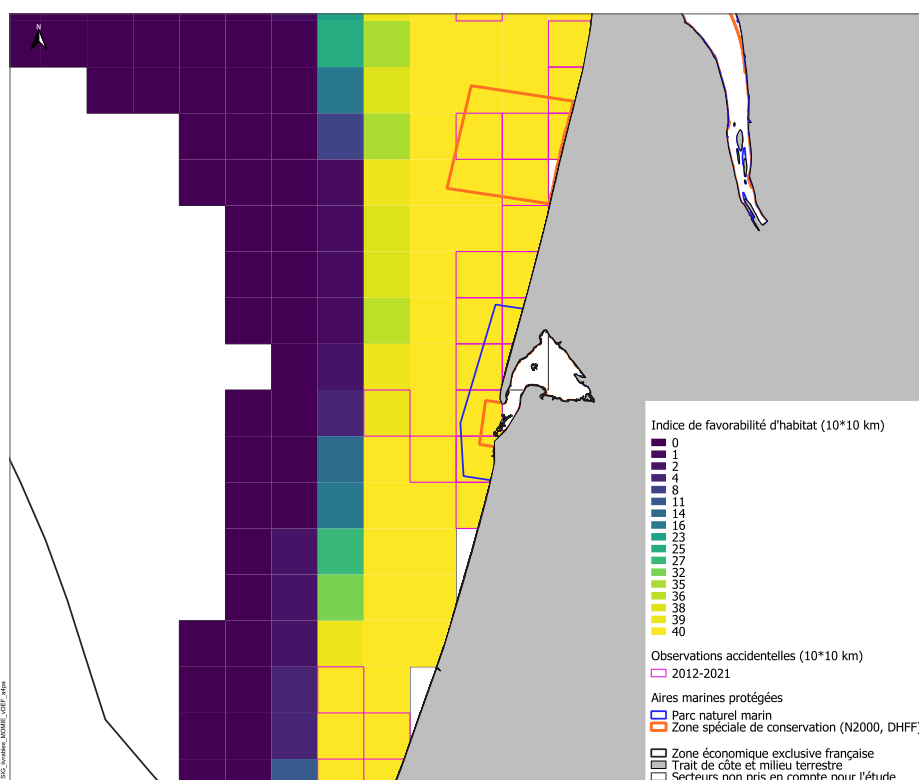
FACADE ATLANTIQUE FRANCAISE, MANCHE-MER DU NORD

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



PARC NATUREL MARIN DU BASSIN D'ARCACHON

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



Interprétation de l'indice de favorabilité d'habitat :
 Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : l'ensemble des modèles testés s'accordent (à savoir 40) à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Une valeur de 0 signifie un consensus total également : l'ensemble des modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille n'est pas très favorable compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur intermédiaire (i.e. 20, ce qui signifie que 50 % des modèles s'accordent sur la favorabilité de l'habitat) et plus il y a de variabilité entre les 40 prédictions des modèles.

0 9 18 km
 0 10 20 nm

EDITEE LE : 3 / 2022

Sources des données :

Origine des observations accidentelles utilisées pour la modélisation :
 -80 STURWILD, extraction 02/07/2021 (PNA A. Sturis, INRAE, CHIFFRE, CAPENA)
 -Chiffre, 2021 (OPMA, Ifremer SIV)
 -Gessner, comm. pers., 2021

Références :
 -Réseaux d'AMP, Paradoxe, Maja, 2021 (aires marines protégées)
 -SEA référence gis, 2011 (grille 10*10 km)
 -GSDCO eurstat, 2016 (trait de côte et milieu terrestre)
 -Shom, 2021 (zone économique exclusive)

Système de coordonnées : EPSG:3035
 © INRAE A. Charbonnel
 Contrat R&D INRAE/OPB 2019-2022

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

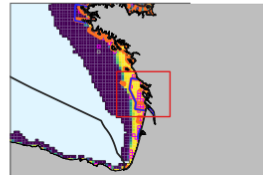
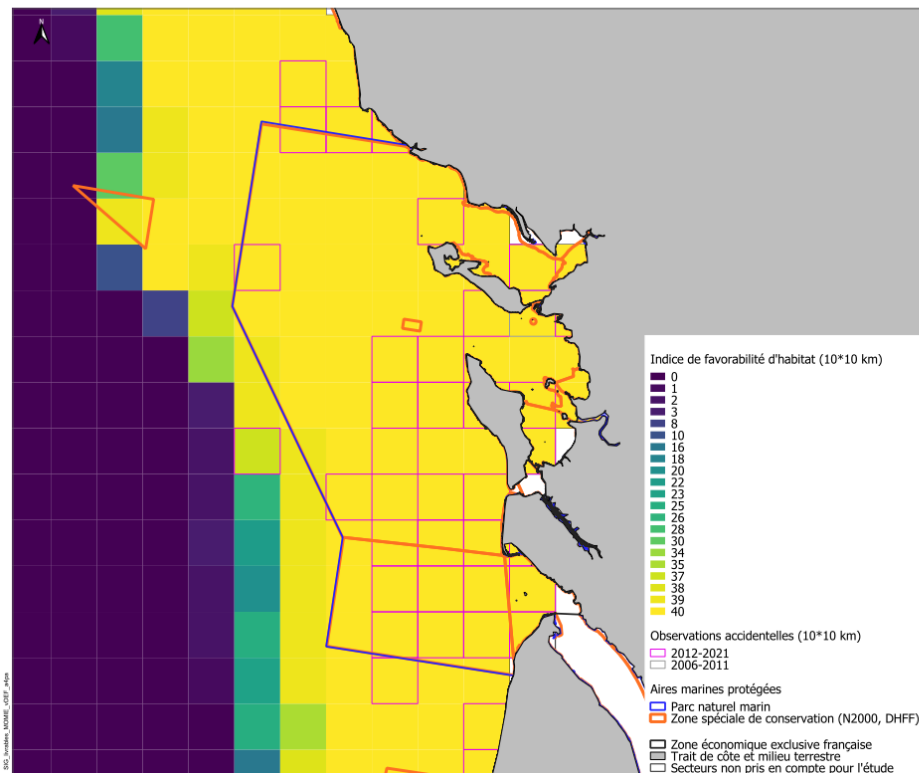
INRAE
 science for people, life & earth

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
 Liberté
 Égalité
 Fraternité

OFB
 Observatoire Français de la Biodiversité

PARC NATUREL MARIN ESTUAIRE DE LA GIRONDE ET DE LA MER DES PERTUIS

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



Interprétation de l'indice de favorabilité d'habitat :
 Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : l'ensemble des modèles testés s'accordent (à savoir 40) à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Une valeur de 0 signifie un consensus total également : l'ensemble des modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille n'est pas très favorable compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur intermédiaire (i.e. 20, ce qui signifie que 50 % des modèles s'accordent sur la favorabilité de l'habitat) et plus il y a de variabilité entre les 40 prédictions des modèles.

0 9 18 km
 0 10 20 nm

EDITEE LE : 3 / 2022

Sources des données :

Origine des observations accidentelles utilisées pour la modélisation :
 -80 STURWILD, extraction 02/07/2021 (PNA A. Sturis, INRAE, CHIFFRE, CAPENA)
 -Chiffre, 2021 (OPMA, Ifremer SIV)
 -Gessner, comm. pers., 2021

Références :
 -Réseaux d'AMP, Paradoxe, Maja, 2021 (aires marines protégées)
 -SEA référence gis, 2011 (grille 10*10 km)
 -GSDCO eurstat, 2016 (trait de côte et milieu terrestre)
 -Shom, 2021 (zone économique exclusive)

Système de coordonnées : EPSG:3035
 © INRAE A. Charbonnel
 Contrat R&D INRAE/OPB 2019-2022

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

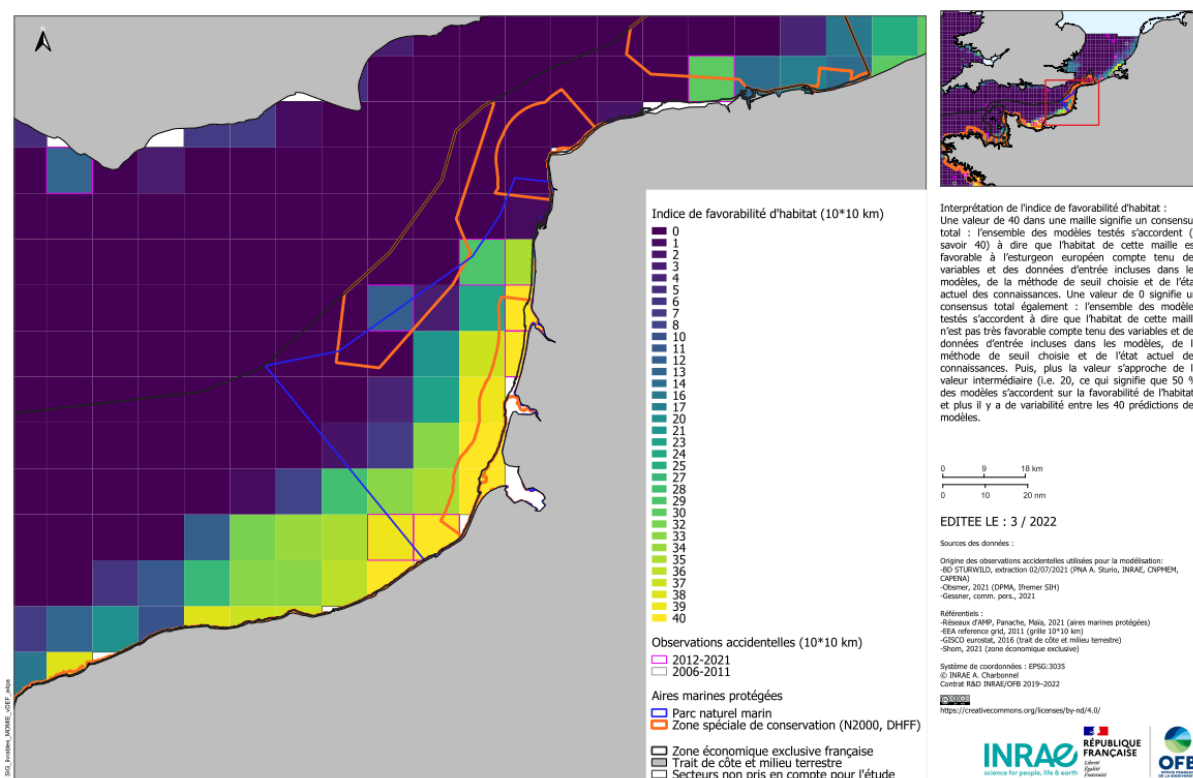
INRAE
 science for people, life & earth

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
 Liberté
 Égalité
 Fraternité

OFB
 Observatoire Français de la Biodiversité

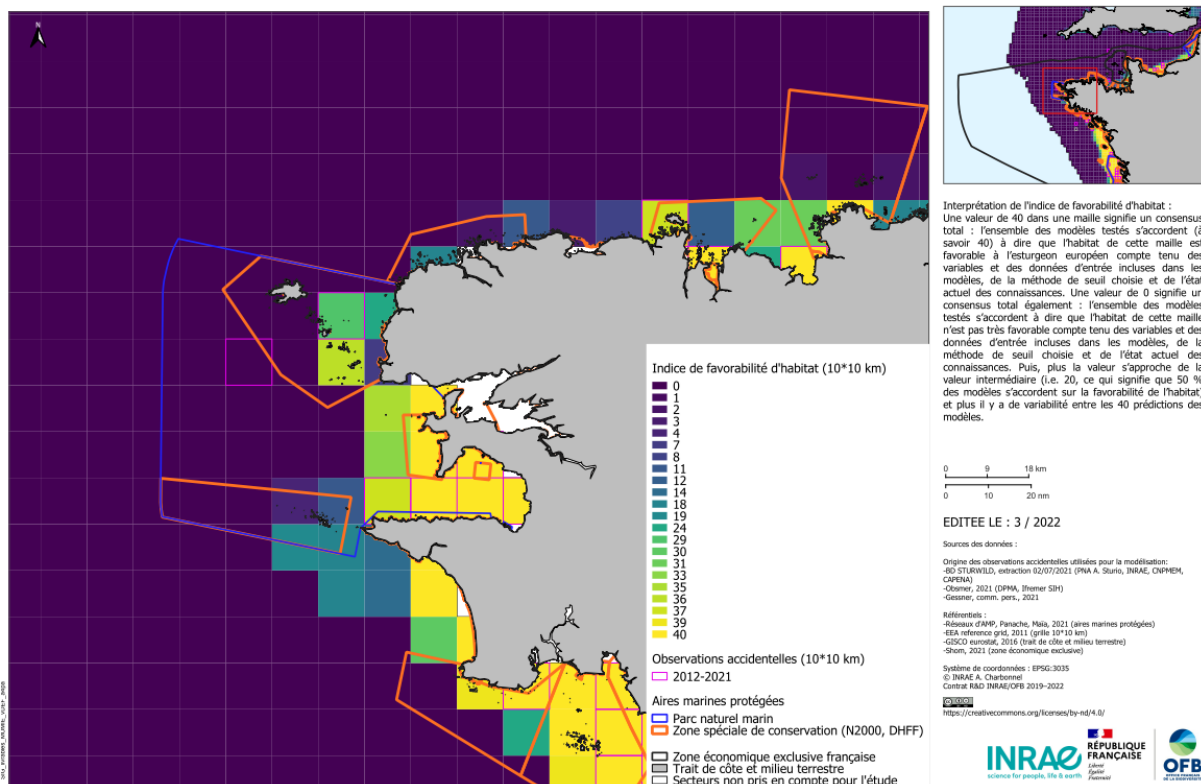
PARC NATUREL MARIN ESTUAIRES PICARDS ET DE LA MER D'OPALE

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



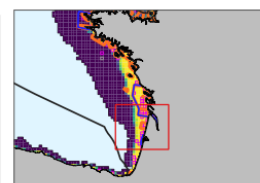
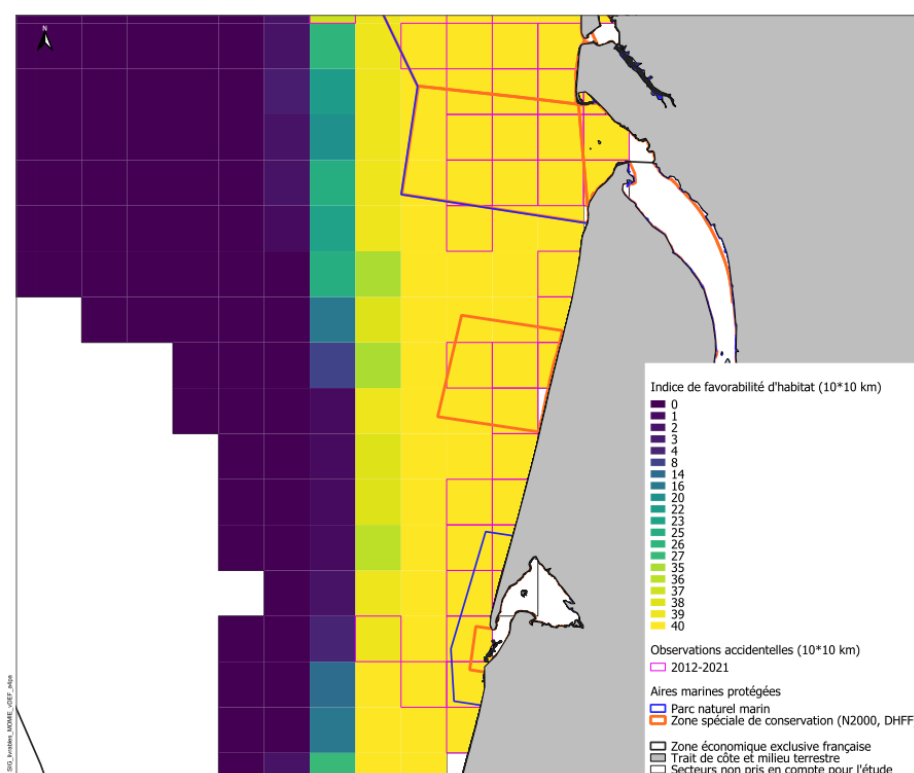
PARC NATUREL MARIN D'IROISE

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



ZONE SPECIALE DE CONSERVATION PORTION DU LITTORAL SABLEUX DE LA COTE AQUITAINE

Modélisation de l'habitat favorable à l'esturgeon européen sur la période 2012-2021



Interprétation de l'indice de favorabilité d'habitat :
 Une valeur de 40 dans une maille signifie un consensus total : l'ensemble des modèles testés s'accordent (à savoir 40) à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Une valeur de 0 signifie un consensus total également : l'ensemble des modèles testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille n'est pas très favorable compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Puis, plus la valeur s'approche de la valeur intermédiaire (i.e. 20, ce qui signifie que 50 % des modèles s'accordent sur la favorabilité de l'habitat) et plus il y a de variabilité entre les 40 prédictions des modèles.

0 9 18 km
 0 10 20 nm

EDITEE LE : 3 / 2022

Sources des données :

Origine des observations accidentelles utilisées pour la modélisation :
 -AD STURWILD, extraction 02/07/2021 (PNA A, Sturis, INRAE, CNPHEM, CAPENA)
 -Obaner, 2021 (OPMA, Itinerer SRH)
 -Gessner, comm. pers., 2021

Références :
 -Réseaux d'AMP, Panache, Maia, 2021 (aires marines protégées)
 -IEA référence gr4, 2011 (grille 10*10 km)
 -GISCO eurostat, 2016 (trait de côte et milieu terrestre)
 -Shom, 2021 (zone économique exclusive)

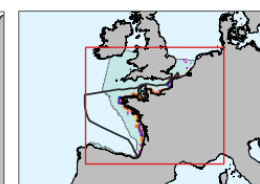
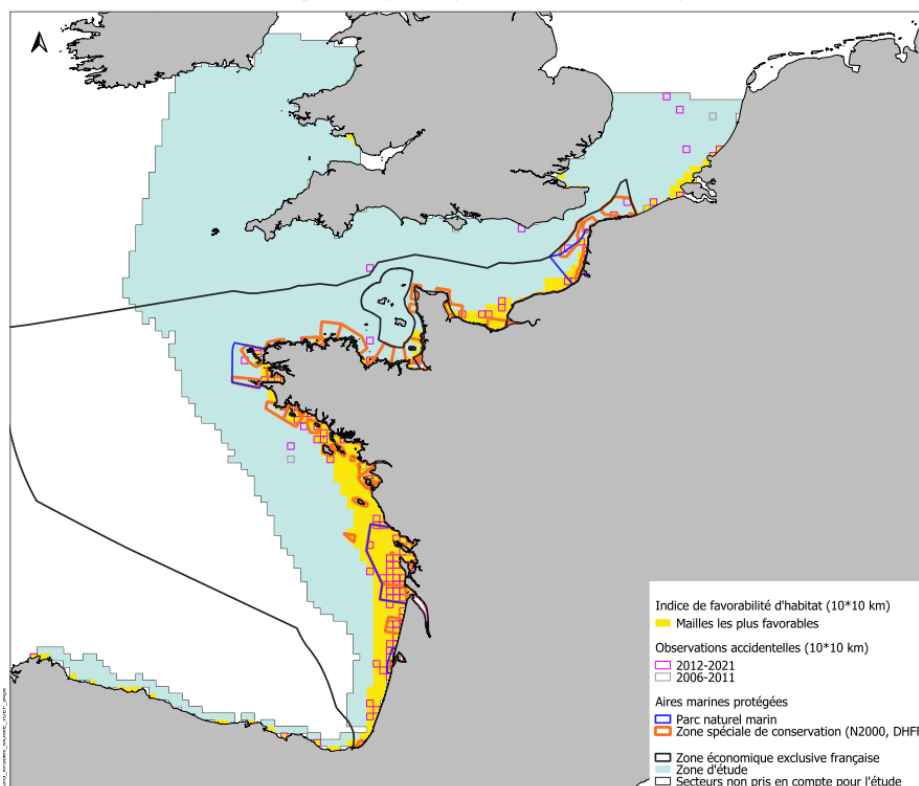
Système de coordonnées : EPSG:3035
 © INRAE A. Charbonnel
 Contrat RAD INRAE/OFB 2019-2022

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>



FACADE ATLANTIQUE FRANCAISE, MANCHE-MER DU NORD

Mailles les plus favorables à l'esturgeon européen d'après la modélisation sur la période 2012-2021



Interprétation des mailles les plus favorables :
 Les mailles retenues comme les plus favorables correspondent à un nombre de modèles s'accordant sur la favorabilité d'habitat compris entre 29 et 40 : au moins 29 modèles sur les 40 testés s'accordent à dire que l'habitat de cette maille est favorable à l'esturgeon européen compte tenu des variables et des données d'entrée incluses dans les modèles, de la méthode de seuil choisie et de l'état actuel des connaissances. Avec ce seuil de 29 sur 40, 90 % des 110 mailles de présence utilisées pour la modélisation sont incluses au sein des mailles identifiées comme les plus favorables. Les mailles en dessous du seuil 29 ne doivent pas être pour autant considérées comme des mailles d'absence ou non favorables pour l'esturgeon européen : il s'agit d'un mélange de secteurs peu ou non favorables avec des secteurs où la variabilité entre les prédictions des modèles est forte. Cela peut néanmoins être des secteurs utilisés occasionnellement par l'esturgeon européen, puisque des observations de l'espèce y ont été faites.

0 60 120 km
 0 60 120 nm

EDITEE LE : 3 / 2022

Sources des données :

Origine des observations accidentelles utilisées pour la modélisation :
 -AD STURWILD, extraction 02/07/2021 (PNA A, Sturis, INRAE, CNPHEM, CAPENA)
 -Obaner, 2021 (OPMA, Itinerer SRH)
 -Gessner, comm. pers., 2021

Références :
 -Réseaux d'AMP, Panache, Maia, 2021 (aires marines protégées)
 -IEA référence gr4, 2011 (grille 10*10 km)
 -GISCO eurostat, 2016 (trait de côte et milieu terrestre)
 -Shom, 2021 (zone économique exclusive)

Système de coordonnées : EPSG:3035
 © INRAE A. Charbonnel
 Contrat RAD INRAE/OFB 2019-2022

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

