



Cartographie des habitats essentiel : Méthodologie et exemple avec *Epinephelus aeneus* dans la zone Sénégal/Mauritanie.

Délivrable N° 2.1 : Les habitats sensibles des stocks évalués sont définis



Projet: FED/2018/402-604 - DEMERSTEM, DEMERsal ecosySTEMs

Décision: FED/2017/038-922 - Improved regional fisheries governance in Western Africa (PESCAO)

Version du 11/04/2023

Quantitative mapping of essential habitat for the White grouper *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) in north west Africa

Yeslem El Vally^{a e*}, Crespin Luc Quenum^b, Modou Thiaw^c, Jérôme Guitton^d, Beyah Meissa^a,
Olivier Le Pape^d

^{ba}IMROP (Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches), Nouadhibou, Mauritanie

^bUnité mixte de Recherche Science Agronomiques et Génie Rural, Institut National Polytechnique Felix Houphouët Boigny, Yamoussoukro, Côte d'Ivoire

^cCentre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye [CRODT], Route du Front de Terre, BP 2241, Dakar, Senegal

^dDECOD (Ecosystem Dynamics and Sustainability), Institut Agro, Ifremer, Inrae, Rennes, France

^eUniversité Cheikh-Anta-Diop de Daka, Institut Universitaire de Pêche et Aquaculture (IUPA), Avenue Cheikh Anta Diop, Fann Dakar - Sénégal

Résumé :

Au sein de la zone maritime sénégal-mauritanienne, nous avons déterminé et cartographié les habitats du mérou blanc (*Epinephelus aeneus*), dont le cycle de vie dépend de nourriceries côtières et estuariennes. A cette fin, les données de campagnes d'échantillonnage scientifique collectées sur la zone côtière et le plateau continental de la zone d'étude depuis les années 80 ont été analysées. Les données recueillies au sein des habitat côtiers et estuariens peu profonds ont permis de démontrer que la mosaïque d'habitats (mangroves, herbiers, marais salés, etc) des estuaires et du banc d'Arguin héberge exclusivement la fraction juvénile de la population D'E. aeneus. Les données de chalutage scientifique de la côte au talus continental ont ensuite été utilisées pour modéliser l'habitat des juvénile et des adultes à l'aide de descripteurs environnementaux (bathymétrie, sédiment) et paysagers (proximité des estuaires et du banc d'Arguin) au cours des quatre dernières décennies. Bien que présentant une forte variabilité résiduelle, ces modèles ont pu être validés et présentent une bonne capacité de prédiction. La bathymétrie contribue très fortement à expliquer ces distributions avec une contribution significative mais moindre des autres descripteurs environnementaux. Ces modèles mettent en évidence que les juvéniles de cette espèce se trouvent en zone très côtiers, à des densités supérieures à proximité des estuaires et du banc D'Arguin, contrairement aux adultes qui occupent les eaux plus au large. Les densités ont varié au cours du temps pour les 2 stades de vie ; elles ont fortement chuté en 1990 avant une restauration partielle depuis 2010. Ces cartes d'habitats permettent de considérer la frange côtière comme un habitat essentiel des juvéniles d'A aeneus et d'envisager l'intérêt de mesures spatialisées de gestion de l'exploitation halieutique pour cette espèce.

Mots clé : zone sénégal-mauritanienne, *Epinephelus aeneus*, modèle d'habitat, nurricerie, habitat essentiel

1 Introduction

Les écosystèmes côtiers, (estuaires, mangrove, herbiers, marais salés, etc) remplissent des nombreuses fonctions écologiques (Baran, 2000; Beck et al., 2001) et rendent de forts services écosystémiques (Costanza et al., 2014). Ils se caractérisent notamment par une productivité primaire et secondaire élevée et supportent une grande abondance et une forte diversité de poissons et d'invertébrés (Skilleter et al., 2005). Ces secteurs sont souvent qualifiés de nurriceries car ils concentrent les stades juvéniles d'une large proportion de ces espèces (Beck et al., 2001; Seitz et al., 2014; Cheminée et al. 2021; Kimirei et al. 2013; Rochette et al. 2010).

Le renouvellement des ressources marines exploitées est conditionné par la biomasse féconde mais aussi par la surface et la qualité des habitats au sein desquels se réalisent les phases successives de leur cycle de vie (Le Pape and Bonhommeau, 2015). Notamment, les stades juvéniles dépendent fortement des 'habitats spécifiques de nurriceries, souvent situés en zone côtière (Kimirei et al., 2013; Riou et al., 2001; Skilleter et al., 2005; Stefánsson and Stefánsson, 1996). C'est pourquoi, l'approche écosystémique des pêches stipule que la gestion des ressources halieutiques ne passe pas uniquement par un contrôle de l'effort de pêche et des captures (Howell et al., 2021), mais par une prise en compte le l'intégralité du cycle de vie des ressources et de leurs habitats, et notamment des zones de nurricerie côtière, qui jouent un rôle essentiel pour leur renouvellement (Beck et al., 2001; Le Pape and Bonhommeau, 2015).

La zone côtière mauritano-sénégalaise est marquée par une forte productivité, favorisée par la conjugaison de plusieurs facteurs morphologiques et hydroclimatiques. Sur sa fraction côtière, recèle une mosaïque d'écosystèmes productifs qui hébergent de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés d'intérêt halieutique, notamment au stade juvénile (Colléter et al., 2012; Gning

et al., 2010; Jager, 1993; Schaffmeister et al., 2006; Simier et al., 2004) . Le cycle de vie de ces espèces se caractérise par des phases spatialement distinctes : (i) colonisation le plateau continental à l'âge adulte ; (ii) dépendance à des d'habitats côtiers d'estuaires et de lagunes estuariennes (Okyere and Blay, 2020; Seeley and Walther, 2018; Sheaves and Johnston, 2008), de mangroves (Drew et al., 2008; Ellis and Bell, 2004; Laegdsgaard and Johnson, 2001; Manson et al., 2005; Sandoval et al., 2022) d'herbiers (Bloomfield and Gillanders, 2005; Heck Hay et al., 2003; Hewitt et al., 2020; McDevitt-Irwin et al., 2016; Wasserman et al., 2020), et d'une combinaison de ces habitats (Barbier et al., 2011; Hammerschlag-Peyer and Layman, 2010; Jänes et al., 2020; Kimirei et al., 2013; Lefcheck et al., 2017; Marley et al., 2020; Whitfield, 2017)), lors de la croissance aux stades juvéniles.

Cependant, le niveau de connaissances sur les côtes sénégal-mauritaniennes reste insuffisant pour identifier les zones fonctionnelles essentielles au renouvellement des ressources halieutiques, et notamment les nourriceries. La présente étude va se focaliser sur une espèce démersale emblématique dans la zone, le mérrou blanc (*Epinephelus aeneus*), dont le cycle de vie dépend de nourriceries côtières et estuariennes. L'objectif consiste à utiliser l'ensemble des données de campagnes scientifiques halieutiques disponibles sur les quatre dernières décennies pour décrire la distribution spatio-temporelle des juvéniles et des adultes d'*E. aeneus* sur la zone sénégal-mauritanienne, modéliser cette répartition en fonction de descripteurs environnementaux puis utiliser les sorties de ces modèles pour cartographier ces distributions et identifier ses habitats halieutiques essentiels (Le Pape., et al., 2014)

2 Matériel et méthodes

2.1. Description de la zone et de l'espèce étudiées

La zone d'étude couvre la côte et le plateau nord-ouest de la Mauritanie et du Sénégal (Figure 1). Cette zone sénégal-mauritanienne constitue une seule écorégion (Spalding et al., 2007). Elle s'étend sur 1400 km de latitude et couvre environ 58184km² du plateau continental. Cette zone, sous l'influence des courants de Canaries et de Guinée est fortement marquée par le phénomène d'Upwelling (Aristegui et al., 2009; Benazzouz et al., 2014) et les apports terrigènes. L'évaluation de l'état de la biodiversité marine a permis de lister 2403 et 1737 taxons marins, respectivement dans les zones mauritanienne et sénégalaise, répartis dans une trentaine de phylums (Inejih et al. 2014). Ces écosystèmes abritent des espèces remarquables par leur diversité, mais aussi par leur importance pour l'alimentation (Hicks et al., 2019), l'économie ainsi que par la place qu'elles occupent dans l'histoire et la culture des communautés locales. La partie côtière de la zone d'étude recèle une forte production ainsi que des habitats variés et fortement productifs d'estuaires et de baies, abritant notamment des mangroves (Igulu et al., 2014; Sidi Cheikh et al., 2022 ; Simier et al., 2004), des marais salés et des herbiers (Schaffmeister et al., 2006; Trégarot et al., 2020).

De la famille de Serranidae, le mérou blanc, *Epinephelus aeneus* (Saint-Hilaire., 1817) présente une affinité tropicale marquée (González-Lorenzo et al., 2021). Cette espèce est fréquemment rencontrée sur les côtes sud de la Méditerranée et le long des côtes nord-ouest africaines. Sa présence a été signalée en Méditerranée. Dans l'Atlantique Est, elle est fréquente le long des côtes mauritaniennes et sénégalaises (Bruslé., 1985; Cury and Worms, 1982). La longueur totale maximale rapportée de cette espèce est de 120 cm pour un poids de 25 kg (Heemstra and Randall., 1993). C'est une espèce hermaphrodite protogyne (Özbek et al., 2013) et le changement de sexe se produit entre 10 et 13 ans (longueur totale 80-110 cm , poids 6-15 kg) (Desiderà et al. 2019; Bruslé 1985; Ndiaye et al. 2013; Bouain and Siau 1983). La taille de première maturité sexuelle est entre 49 et 55 cm (Ndiaye et al., 2013). *E. aeneus* est connue au Sénégal et en Mauritanie sous le nom vernaculaire de « Thiof », il tient un statut emblématique et occupe une place importante sur le marché local, principalement approvisionné par la pêche artisanale. *E. aeneus* est considéré comme surexploité dans la plupart des zones atlantiques et est répertorié comme en danger sur la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (Ba et al., 2018; Meissa et al., 2013; Pollard et al., 2018).

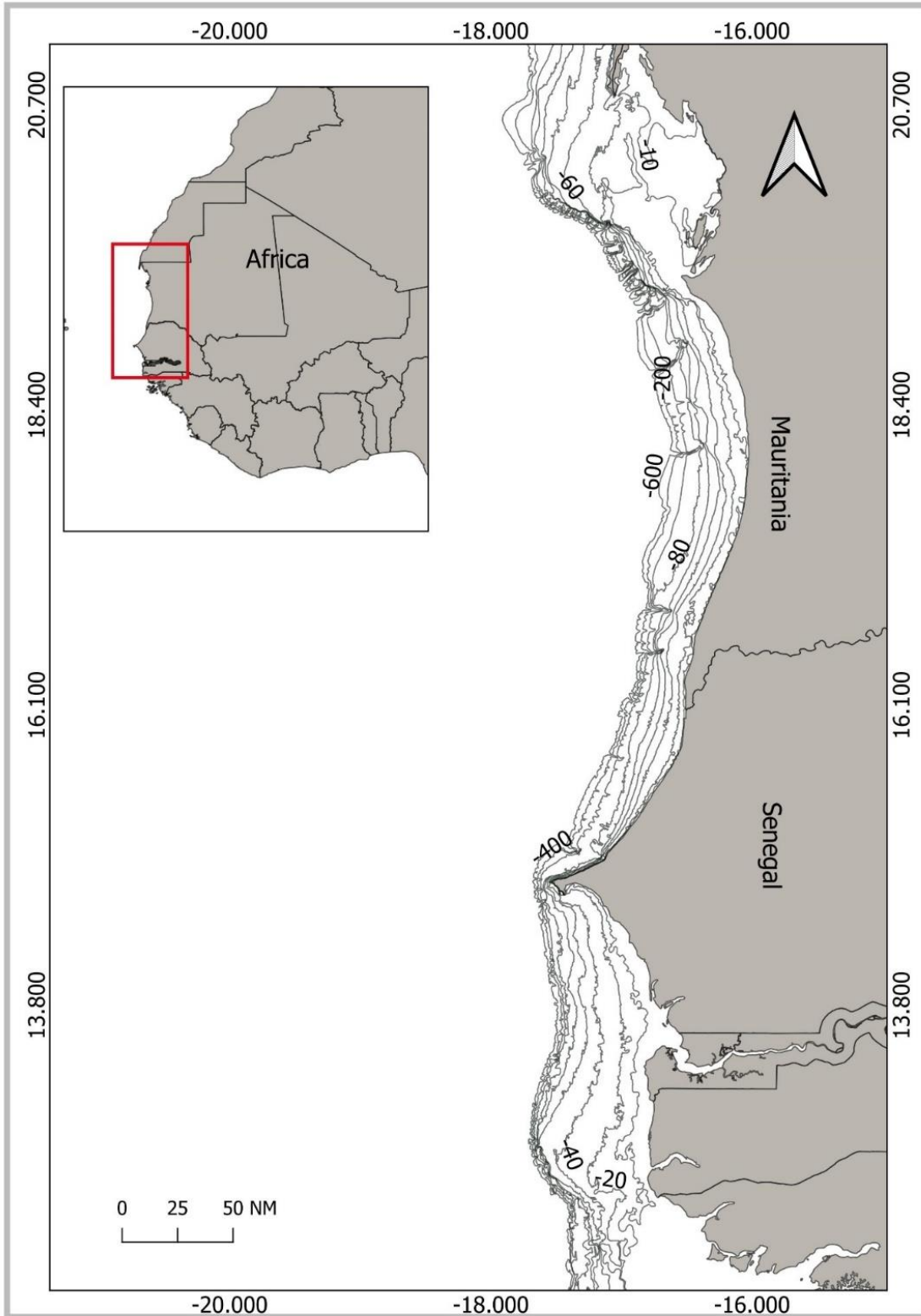


Figure 1 : Carte de la zone d'étude, limite frontalières et isobathes. Coin en haut à gauche : emplacement de la zone en Afrique de l'Ouest

2.2. Données des campagnes scientifiques halieutiques

Les données des campagnes scientifiques de pêche réalisées sur la zone d'étude depuis 1980 ont été collectées. Ces données ont été compilées dans une base commune.

2.2.1. Données côtières

Ces données sont issues de 138 campagnes (2712 stations de pêche ; Tableau 1). Ces campagnes se focalisent sur les estuaires et les zones côtières d'intérêt écologique comme le Banc d'Arguin et le Jawling en Mauritanie (Jager., 1993; Sidi Cheikh et al., 2022), et les estuaires du Siné Saloum du Joal et de Saint-Louis au Sénégal (Simier et al., 2019).

Tableau 1 Nombre de campagne et station de pêche dans la partie côtière par pays et zone

Zone	Couverture	Nb. Campagnes	Nb. Station	Date début	Date fin
Sud	Sine Saloum	63	1416	20/04/1990	26/10/2007
	Bolon Bamaoung	30	432	11/03/2003	16/10/2012
	Petite-Côte	7	15	27/04/2012	15/05/2012
	Joal et Saint-luis	10	92	10/04/2015	06/10/2016
Nord	Banc d'Arguin	9	370	08/02/2000	18/04/2004
	Banc d'Arguin et Jeawling	4	52	07/01/2019	24/10/2019
	Golfe d'Arguin	15	335	14/10/2000	23/06/2020
Total		138	2712		

Ces données côtières ont été collectées avec des engins de pêches hétérogènes : senne de plage, senne tournante, chalut à perche, nasse. etc. Elles recensent les captures de thiof et comportent quasi-systématiquement des mensurations mais ne permettent pas de calculer des densités par espèces. Nous allons les analyser de façon qualitative afin d'analyser la

présence de juvéniles et d'adultes de thiof dans les estuaires et les zones très côtières.

2.2.2. Données de plateau continental

Depuis 1980, 287 campagnes démersales de chalutage ont été réalisées par les navires de recherche des deux pays ou de la coopération internationale (Tableau 2).

Tableau 2 Nombre des campagne démersales de chalutages et de traits de chalut par pays et bateau de recherche

Zone	Bateau	NB;Campagne	Nb_station	Année
Nord	NDIAGO	71	3207	1982-1996
	AL-AWAM	150	5972	1997-2019
	ALMORAVIDE	10	146	1982-1986
	LUBLINO	1	126	1990
	LAURENT AMARO	16	345	1968-1985
Sud	LOUIS SAUGER	16	1761	1986-1999
	ITAF_DEME	21	1681	Depuis 2000
	GLC (Général Lansana Conté)	2	48	2012 et 2015
	Total général	287	13007	

Les campagnes sénégalaises

Les campagnes de prospection des ressources démersales du plateau continental sénégalais sont conduites par chalutage sur la base d'un échantillonnage aléatoire stratifié. Au total 55 campagnes sont répertoriées (3835 stations de chalutage). Les campagnes ont été réalisés avec un chalut à poissons de fonds type Le Drezen. Les caractéristiques techniques de cet engin de pêche sont restées identiques tout au long de la série temporelle : longueur de 31.82 m, bourrelet de 33.9 m, corde de dos de 24.5 m et poche avec des mailles étirées de 45 mm (Massal FALL, 2009).

Les campagnes mauritaniennes

Au total, 232 campagnes sont répertoriées dans la base de données (9451 stations de chalutage). Le plan d'échantillonnage adopté dans la collecte des données est aléatoire stratifié. Les traits de chalut sont réalisés selon un protocole d'observation standard, en utilisant un chalut de type Irlandais de 45 m de corde de dos, et un maillage égal de 41 mm. L'engin de pêche a été modifié en 1989 (changement des panneaux) ; cette modification du protocole a fait l'objet de 2 campagnes d'intercalibration qui ont permis de calculer un coefficient de standardisation, par groupe d'espèces. Il est ainsi possible de corriger toutes les observations antérieures à 1989 en multipliant les captures par ce coefficient (1,96 pour *E. aeneus*).

Toutes ces données de pêches expérimentales démersales (Tableau 2) ont été collectées avec des chaluts et des navires comparables. Elles recensent, comptent et pèsent systématiquement les captures de *E. aeneus*, qui sont en revanche mesurées uniquement sur une partie des traits de chalut. Ces données permettent d'estimer la densité par trait de chalut et sont utilisées pour modéliser la répartition spatio-temporelle des juvéniles et des adultes.

2.3. Données environnementales et stratification spatio-temporelle

Les données environnementales concernent les descripteurs structurant la répartition spatiale des stades de vie, essentiellement la bathymétrie, la nature de fond et des composantes du paysage : proximité à des habitats remarquables comme des estuaires, mangroves, marais salés et herbiers.

2.3.1. Nature des fonds

La carte sédimentologie du plateau continental sénégalo-mauritanien (Domain, 1985; 1977) a été digitalisée. Etant donné que le tirant d'eau des bateaux utilisés pour réaliser cette cartographie n'a pas permis de prospecter les zones très côtières, nous avons eu recours à d'autres sources de données pour compléter cette carte. Au niveau du banc d'Arguin nous avons utilisé des données issues de la base de données SSPAC et les observations de Maigret (1977) et Piessens (1979) et au niveau de la zone côtière sénégalaise,

le système PPEAO de l'IRD (Simier et al., 2019) qui décrit le substrat au niveau de chaque station de pêche expérimentale.

Afin de simplifier de la sédimentologie dans l'optique de décrire les habitats halieutiques, ces cartes (Figure 2a) ont été simplifiées et seules quatre modalités ont été retenues (Tableau 3), avec un nombre de traits de chalut (données du plateau continental, Tableau 2) conséquent par catégorie (Figure 3a).

Tableau 3 Types de substrat et regroupements opérés

Type de Sédiment	Type regroupé
Roche+Vase_sableuse	Roches discontinue + Vase
Roche+Sable_grossier	Roches discontinue + Sable
Roche+sable_vaseux	Roches discontinue + Sable
Roches+Vase_tres_sableuse	Roches discontinue + Vase
Sable	Sable
Sable vaseux	Sable
Sable fin	Sable
Sable grossier	Sable
Vase	Vase
Vase sableuse	Vase
Vase très sableuse	Vase
Roches	Banc rocheux

2.3.2. Bathymétrie

La base de données GEBCO 2020 (General Bathymetric Chart of the Oceans, www.gebco.net), est utilisée (Figure 1). La grille GEBCO_2020 est un modèle de terrain global continu pour l'océan et la terre avec une résolution spatiale de 15 secondes d'arc, soit environ 450m dans la zone d'étude. La bathymétrie a été découpée en 8 classes (en m): <20, [20,30[, [30,40[, [40,50[, [50,60[, [60,80[, [80,100[, >100 (Figure 3b).

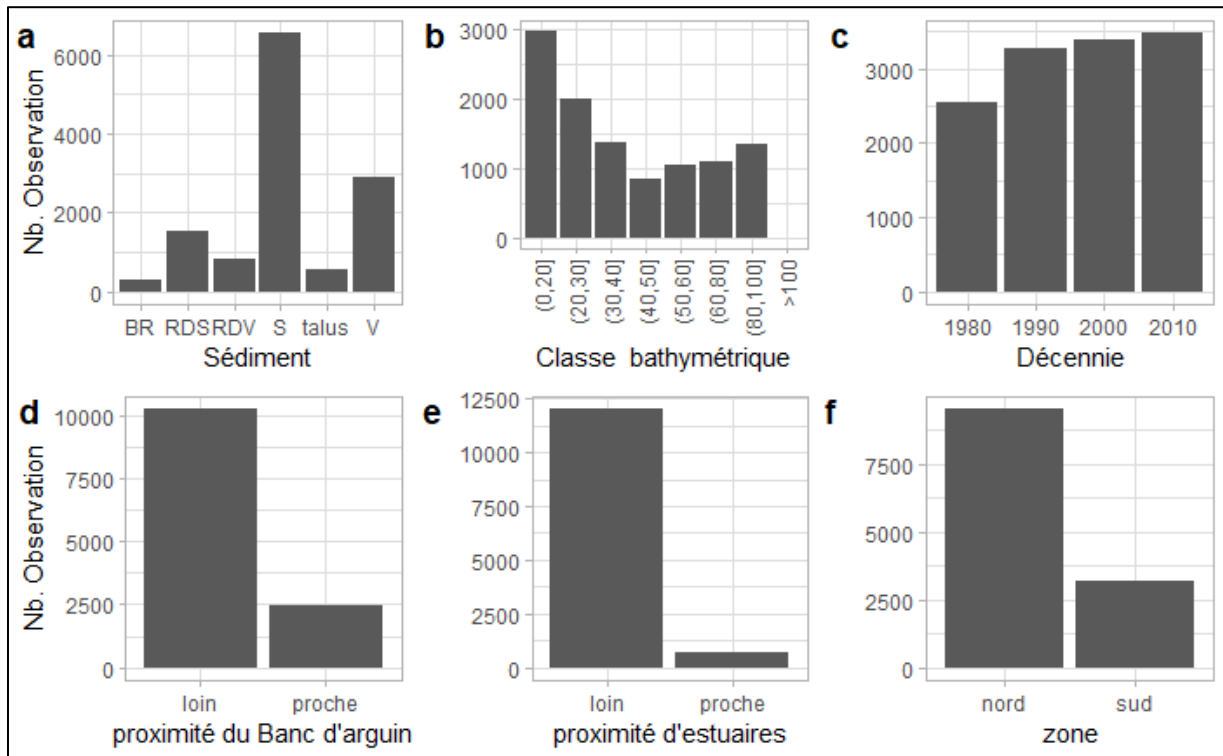


Figure 2 : Nombre d'observation par classe de descripteurs : a) Sédiment, b) Bathymétrie, c) décennie, d et e) proximité aux habitats côtiers remarquables et f) zone

2.3.3. Proximité des estuaires et du Banc d'Arguin

Les estuaires jouent sous toutes latitudes un rôle de nourricerie (Beck et al. 2001). Nous avons recensé 13 embouchures dans la zone d'étude (Figure 3b). Pour prendre en considération l'effet de ces embouchures sur la distribution des juvéniles, nous avons utilisé la distance la plus proche entre les stations de pêche et les embouchures des fleuves. Nous avons considéré que seules les stations situées à une distance de moins de 30km sont proches d'un estuaire. De même, pour prendre en considération l'effet des habitats particuliers au niveau de banc d'Arguin et de la baie de l'Etoile (herbier, vasières, haut fond et baies), nous avons considéré toute la zone du golfe d'Arguin (figure 3b) en gardant le même critère de proximité que pour les embouchures. Chaque trait de chalut est donc caractérisé comme proche (<30km) ou éloigné d'un estuaire ou du Banc d'Arguin (Figure 2de).

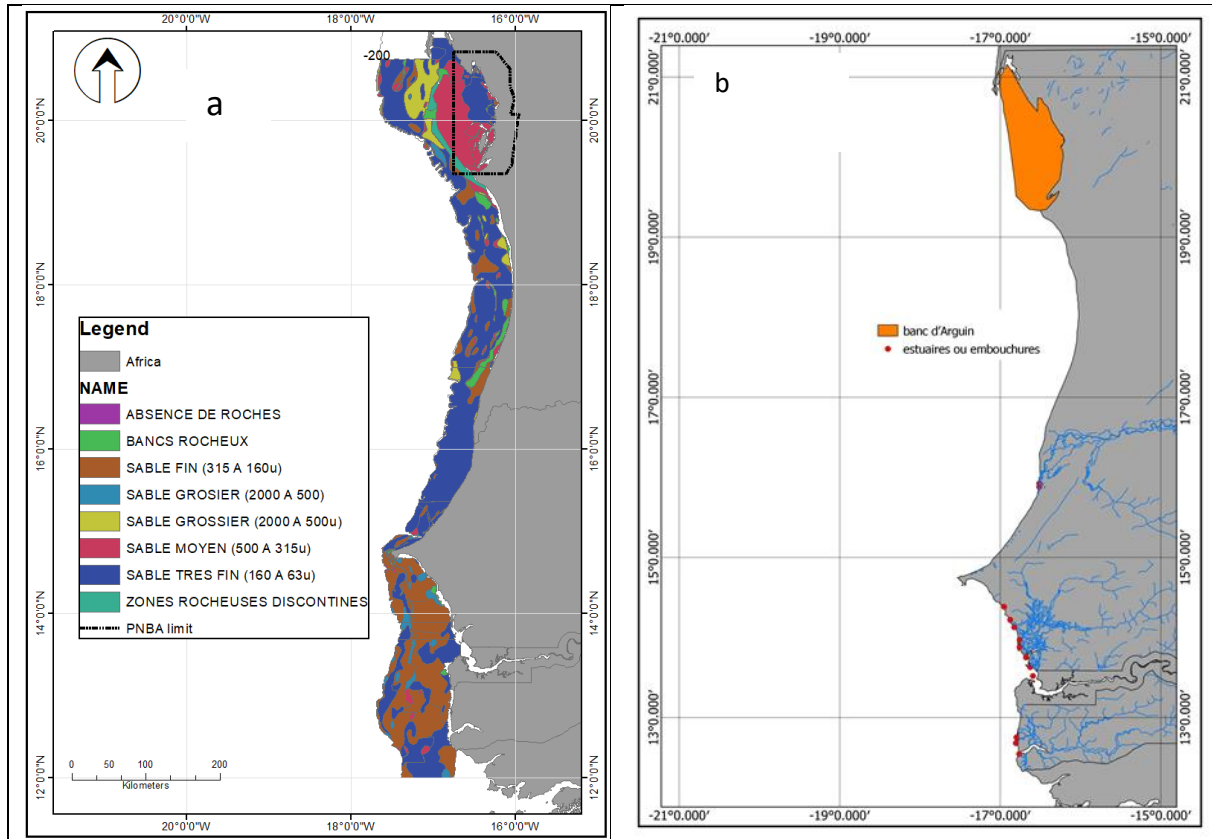


Figure 3 : Carte de la structure sédimentaire (a) ; que embouchures des estuaires et du banc d'Arguin

2.3.4. Stratification spatiotemporelle :

Les mesures de gestion au cours de la période d'étude et la pression de pêche ne sont pas identiques au niveau des deux pays, deux entités géographiques, Nord et Sud, ont été prises en compte (Figure 2f).

La série de données s'étend sur une période de 40 ans allant de 1980 jusqu'à 2020. Afin d'intégrer l'évolution temporelle des ressources, la série temporelle a été scindée en quatre décennies (figure 2c).

2.4. Modélisation de la répartition d'*E Aeneus* à partir des données du plateau continental

2.4.1. Estimation des captures de juvéniles et d'adultes

E. aeneus n'a été mesuré que sur 15% des traits de chalut où l'espèce est présente. Au total, 2994 individus ont été mesurés pour une taille de 10 à 99cm. L'objectif de ce projet nécessite de distinguer les juvéniles et les adultes. Lorsque les captures ont été mesurées, cette distinction est réalisée à partir des mensurations en fonction de de la taille à maturité (50cm ; cf. 2.1.). Nous avons complété les données de mensuration au niveau des stations où l'espèce est observée sans qu'elle soit mesurée, selon la méthode suivante :

- Si le nombre d'individus capturé est égal à un, nous avons utilisé le poids de la capture pour distinguer entre les juvéniles et les adultes. A cet effet nous avons estimé le poids maximal des juvéniles en s'appuyant sur nos données avec mensurations et sur la bibliographie (Bruslé, 1985) à 1.8 kg. Cette méthode est appliquée sur 39% de nos données.
- Quand le nombre d'individus capturés est supérieur à un, la méthode suivante a été appliquée : nous avons utilisé les données avec mensuration pour estimer la proportion de juvénile à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) utilisant une fonction de Bernouilli et une fonction de lien logit (Eq. 1) :

$$Y_{\%} \approx F_{\text{Bathymétrie}} + F_{\text{Poids_moyen}}, \text{ weights}=\text{nombre} \text{ (Eq. 1)}$$

$Y_{\%}$, proportion de juvéniles par trait de chalut, variable réponse

$F_{\text{Bathymétrie}}$, covariable 1, bathymétrie,

$F_{\text{Poids_moyen}}$, covariable 2, poids moyen des individus capturés,

nombre, nombre d'individus mesurés par trait de chalut, utilisé comme facteur de pondération.

A l'issue de cette phase d'allocation des données de captures en juvéniles et adultes lorsque les mensurations faisaient défaut (cf. Résultats), les

données halieutiques du plateau continental ont été compilées dans une table composée des densités de juvéniles et d'adultes d'*E. aeneus*, en intégrant les stations où l'espèce n'a pas été observée (absence), celles où l'espèce a été mesurée et celle où la distribution juvéniles/adultes a été estimée. Ces données de densité ont été combinées aux descripteurs environnementaux et spatiotemporels.

2.4.2. Structure, sélection et validation des modèles d'habitat

Un modèle d'habitat est ajusté sur ces données afin de déterminer les co-variables qui ont une influence significative sur la distribution des juvéniles et/ou adultes d'*E. aeneus*.

Le faible taux de présence d'*E. aeneus* dans les traits de chalut (22%) a conduit à utiliser un modèle de type Delta pour analyser ces données "zero-inflated" (Olivier Le Pape et al., 2003; Stefánsson and Stefánsson, 1996; Vasconcelos et al., 2013). Le modèle delta est obtenu à travers l'ajustement de deux GLM : une loi de Bernoulli pour les données de présence/absence, combinée à un modèle appliqué aux seules données d'abondance quand l'espèce est présente.

Sous-modèle 1 : probabilité de présence

Cette probabilité est modélisée à partir d'une variable réponse booléenne avec un modèle de Bernoulli (Eq. 2) :

$$Y_{0/1} \approx F_{\text{Bathymétrie}} + F_{\text{décennies}} + F_{\text{Sédiment}} + F_{\text{zone}} + F_{\text{Proche_BA}} + F_{\text{Proche_Estu}} \quad (\text{Eq. 2})$$

$Y_{0/1}$, variable réponse, probabilité de présence estimée à partir de données booléenne (présence 1/ absence 0),

$F_{\text{bathymétrie}}$, cofacteur 1, bathymétrie, en 8 classes (cf. 2.3.2.),

$F_{\text{décennies}}$, cofacteur 2, décennies (4),

$F_{\text{sédiment}}$, cofacteur 3, type de sédiment (5 classes, cf. 2.3.1.),

F_{zone} , cofacteur 4, zone (nord ou sud),

$F_{\text{Proche_BA}}$, cofacteur 5, proximité du banc d'arguin (loin ou proche),

$F_{\text{Proche_Estu}}$, cofacteur 6, proximité des estuaires (loin ou proche).

Sous-modèle 2 : densités positives

Ce sous-modèle estime la densité de juvéniles ou d'adultes (nombre de poisson par km²) en prenant uniquement en compte les traits de chalutage où l'espèce a été capturée (présence) au stade considéré. A l'issue d'une analyse préliminaire de la distribution des données, le modèle est appliqué à ces données logtransformées en utilisant une loi normale (Eq. 3).

$$\text{Log}(Y_+) \approx F_{\text{Bathymétrie}} + F_{\text{décennies}} + F_{\text{Sédiment}} + F_{\text{zone}} + F_{\text{Proche_BA}} + F_{\text{Proche_Estu}} \quad (\text{Eq. 3})$$

$\text{Log}(Y_+)$: variable de réponse log de la densité positive en nombre par km².

Sélection des descripteurs dans chaque sous-modèle

Tous ces descripteurs ont été testés (GLM, binomial pour la présence (Eq. 2) et gaussien pour les densités positives (Eq. 3). La sélection de descripteurs pour chaque sous modèle s'effectue selon le critère d'Akaike (AIC). Au terme de cette procédure, on dispose pour chaque sous modèles, d'une formulation intégrant uniquement les descripteurs avec une contribution significative (différence d'AIC>3).

Modèle delta

Le modèle Delta résulte de la combinaison des deux sous-modèle (Eq. 4):

$$\hat{Y}_{\text{delta}} = \hat{Y}_{0/1} * e^{(\log(Y_+))} * e^{\left(\frac{\sigma^2(\log(Y_+))}{2}\right)} \quad (\text{Eq4})$$

\hat{Y}_{delta} , estimation de la densité,

—

$\hat{Y}_{0/1}$, estimation de la probabilité de présence selon le modèle binomial,

Y_+ , estimation du logarithme de la densité selon le modèle gaussien.

Cette estimation tient compte de la correction (Laurent, 1963) nécessaire pour obtenir une estimation sans biais à partir d'un modèle linéaire basé sur la transformation logarithmique.

Cette démarche générale est mise en œuvre pour les juvéniles et pour les adultes. 2 modèles delta sont donc développés.

Validation des modèles

Nous avons tiré aléatoirement 25% de données à l'aide du package « splitstackshape » sous R (Mahto, 2019) : 75% des données ont servi à la calibration des modèles et à l'estimation de leur degré d'ajustement (Piñeiro et al., 2008). Ces modèles ont ensuite été appliqués aux 25% de données restantes pour validation de leur robustesse (Planque et al. 2011).

L'AUC a été utilisé comme critère d'ajustement et de validation du sous modèle de présence-absence et le R^2 pour le sous modèle sur les densités positives (Trimoreau et al., 2013; Vasconcelos et al., 2013).

2.4.3. Prédiction de densités assorties d'incertitudes et cartographie

Calcul des intervalles de confiance pour les prédictions de densité

Pour chacun des modèles (juvénile/adulte), les valeurs prédites sont calculées avec le couplage delta pour les combinaisons de modalités de descripteurs retenus dans les sous-modèles. Afin d'estimer l'incertitude, 5000 jeux de données sont générés aléatoirement, selon une approche de Monte Carlo (Moore 1996) : 5000 probabilités de présence et densité positives sont générées aléatoirement pour chaque combinaison de descripteurs, en tenant compte de l'incertitude d'estimation pour chaque sous-modèle. Les deux matrices contenant des valeurs de prédiction des sous-modèles, constituées de 5000

colonnes et des facteurs combinés pour les lignes ont permis d'obtenir les estimations de densités (Eq. 5).

$$YS = YS_0 \times e^{(\log(YS_+))} \quad (\text{Eq. 5})$$

On calcule in fine les quantiles 5 et 95 % de la distribution pour chaque modalité de descripteur.

Cartographe de la distribution de juvénile et des adultes de thiof

Afin d'illustrer la distribution spatiale de densité de juvéniles et adultes, nous avons cartographié cette densité.

Les valeurs prédites par les modèles Delta (Eq. 4) sont calculées dans un tableau généré par la fonction « expand.grid » sous R, pour toutes les combinaisons des modalités de descripteurs sur les cartes. La cartographie se fait par décennie si ce facteur a un effet significatif.

Calcul de contribution des différents d'habitat

La densité relative de juvéniles prédite par le modèle, et la superficie de chaque strate de descripteurs physique (Classe bathymétrique, sédiment, proximité aux estuaires et au banc d'Arguin) ont été utilisées pour estimer la contribution de chaque habitat à la population, exprimée en proportion du nombre d'individus pour un stade donné, à l'échelle de la zone d'étude.

3. Résultats :

3.1. Données côtières

Les pêches expérimentales en milieu côtier ont été réalisées dans des profondeurs inférieures à 20 mètres dont 91% inférieures à 10 mètres. L'occurrence de *E. aeneus* dans les données côtière est faible (9%). La taille des *E. aeneus* capturés est systématiquement inférieure à 50cm avec un mode vers 25 cm (Figure 4). Tous les individus capturés lors de ces campagnes côtières sont juvéniles.

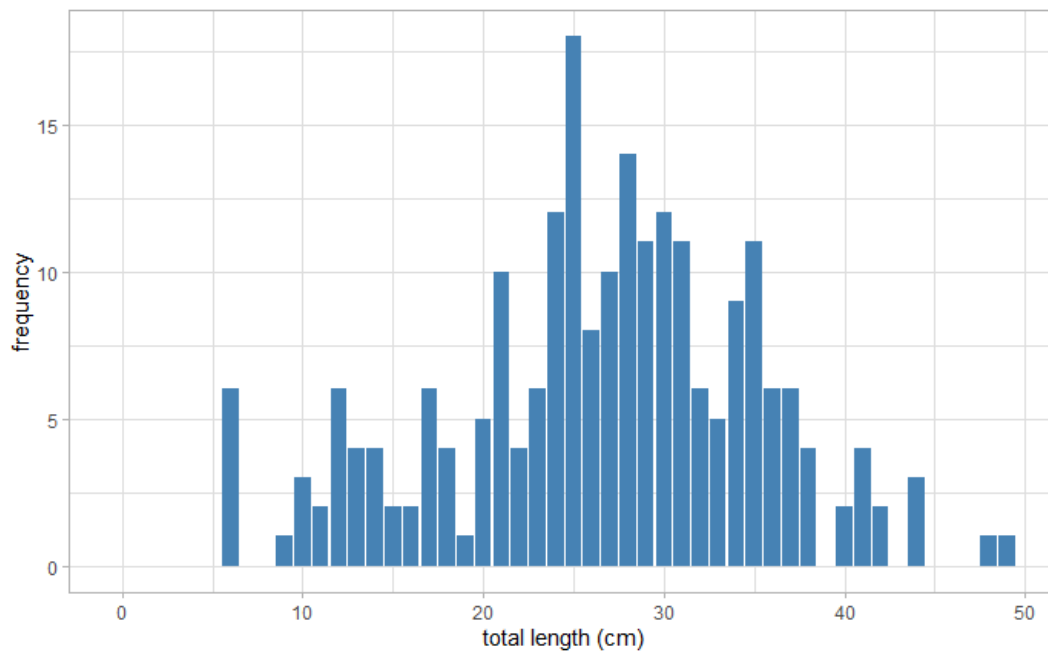


Figure 4 : Structure en tailles d'E. aeneus dans les données côtières

3.2. Données plateau :

3.2.1. Extrapolation des mensurations :

Pour les différentes modalités de profondeur, le poids moyen des individus mesurés et non mesuré suis la même tendance (figure 5), le poids moyen augmente avec la profondeur mais il n'y a pas de biais de taille entre les captures avec et sans mensurations.

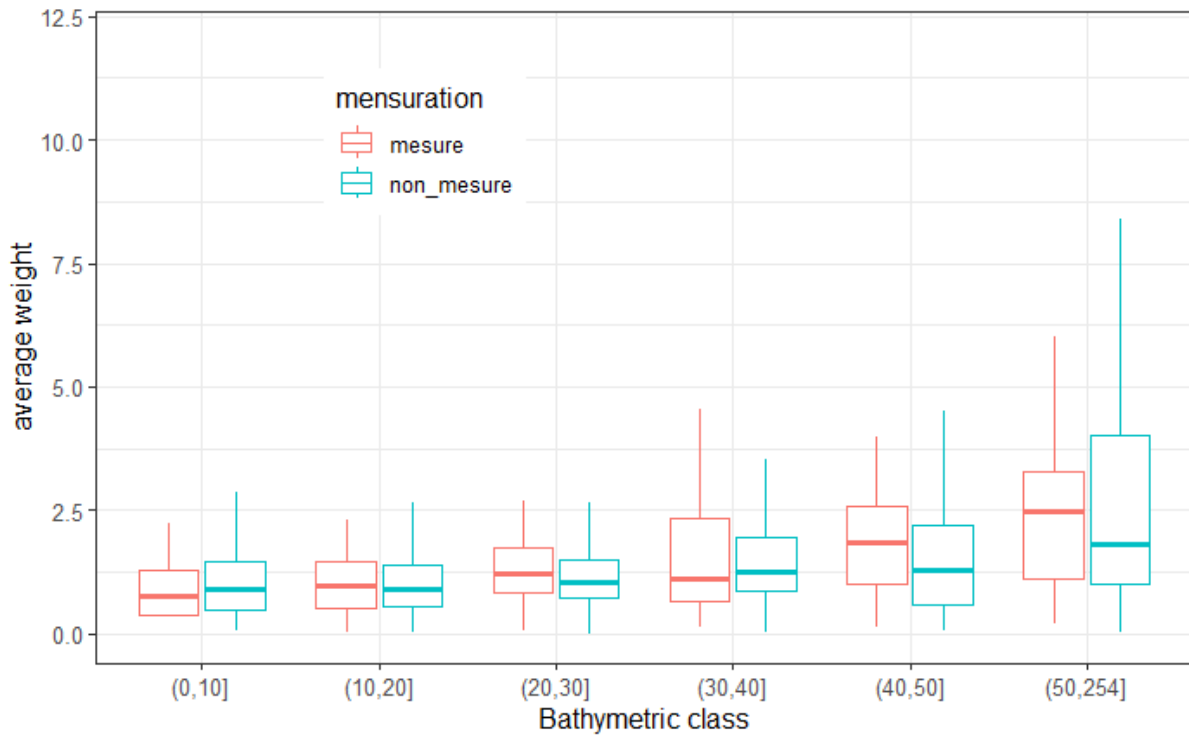


Figure 5 : Poids moyen des individus mesuré et non mesuré

La proportion de juvéniles a été estimée selon la profondeur de chalutage et le poids moyen des individus capturés par trait de chalut; la déviance expliquée par ce modèle s'élève à 31 % (Tableau 4). Ce modèle permet d'estimer sans biais les densités respectives de juvéniles et d'adultes pour les traits de chalut avec un nombre de captures d'*E aeneus* >1.

Tableau 4 : modèle binomial pour la prédiction de la proportion de juvéniles

	DoF	Deviance	Dev_expliqué	Pr(>Chi)
NULL	314	1231		NA
Profondeur	313	1119	9%	3,61E-26
+Poids moyen	312	843	31%	8,63E-62

3.2.2. Sélection et validation de modèles

Le modèle de présence pour les juvéniles explique 16.2% de la déviance totale (Tableau 5) avec un AUC presque identique entre les jeux de données de

calibration et de validation (Tableau 6). Le sous modèle gaussien appliqué sur la densité positive explique 11.5% de la déviance totale avec aussi une performance de prédiction proche sur le jeu de données de validation (Tableau 6).

Pour les adultes, le sous-modèle de présence explique 7.9% de déviance pour un AUC de 0.7 et celui sur les densités positives 14.2% (Tableau 5). Sur le jeu de données de validation les résultats sont très proches (Tableau 6).

3.2.3. Distribution des juvénile et adultes d'E. aeneus

L'effet de la bathymétrie est hautement significatif pour la présence et la densité positive des juvéniles et adultes (Tableau 5). La modélisation met en évidence la prédilection je juvéniles pour les eaux les moins profondes ; par contre la densité des adultes atteint son maximum entre 60 et 80 mètre (Figure 6).

Les autres descripteurs environnementaux ont un effet plus limité et moins systématique, avec de faibles contrastes selon la structure sédimentaire et des densités de juvéniles modérément supérieures à la proximité des estuaires et du banc d'Arguin, sans que cela ne se vérifie sur les adultes.

Les densités ont aussi varié au cours du temps et selon les 2 zones considérées (Tableau 5 ; Figure 9). Elles ont fortement chuté en 1990 avant une restauration partielle depuis 2010. Ces évolutions sont synchrones pour les juvéniles et les adultes mais plus marquées sur la zone Nord qu'au Sud.

Tableau 5 : Analysis of deviances of Generalized Linear Model for juveniles and adults

	Binomial				Gaussian on log(positive densitie)					
	DoF	Deviance	Dev_Exp	Pr(>Chi)	AIC	DoF	Deviance	Dev_Exp	Pr(>Chi)	AIC
a) Juveniles										
NULL	12680	12313			12315	2402	2440		NA	6860
+Bathymetry	12673	10795	12,33	< 2.2e-16	10811	2397	2360	3,29	1,26E-17	6790
+Sediment	12668	10694	13,15	< 2.2e-16	10720	Non significant				
+Near BA	12667	10675	13,30	1.585e-05	10703	2396	2344	3,94	2,82E-05	6776
+Near estuaries	12666	10668	13,36	0.005964	10698	2395	2333	4,42	3,14E-04	6766
+Decade*Zone	12659	10318	16,20	1.380e-08	10362	2388	2160	11,49	2,77E-04	6595
b) Adultes										
NULL	12680	5867			5869	471	285			1105
+Bathymetry	12673	5664	3,46	< 2,2e-16	5680	466	277	2,70	0.0137137	1103
+Decade	12670	5513	6,03	< 2,2e-16	5535	459	258	6,29	0.0001584	1091
+Sediment	12665	5431	7,42	3,9E-16	5463	462	268	9,64	0.0022144	1082
+Near BA	12664	5405	7,87	2,6E-07	5439	Non significant				
+Zone	Non significant					458	254	11,00	0.0073125	1076
+Decade*Zone	Non significant					455	244	14,24	0.0006397	1065

Les degrés de liberté (DoF) et la déviance sont présentés sous forme de résidus. Pr(Chi) sont les valeurs p d'un test χ^2 -utilisé pour la signification.

Tableau 6 : Résultats de calibration et validation de deux modèles

Modele	AUC		r ²	
	Calib ^a .	Valid ^b .	Calib.	Valid.
Juveniles	0,77	0,76	0,11	0,10
Adultes	0,71	0,7	0,15	0,11

- a. Données de calibration (75% de données de modèle)
- b. Données de validation (25% de données de modèle)

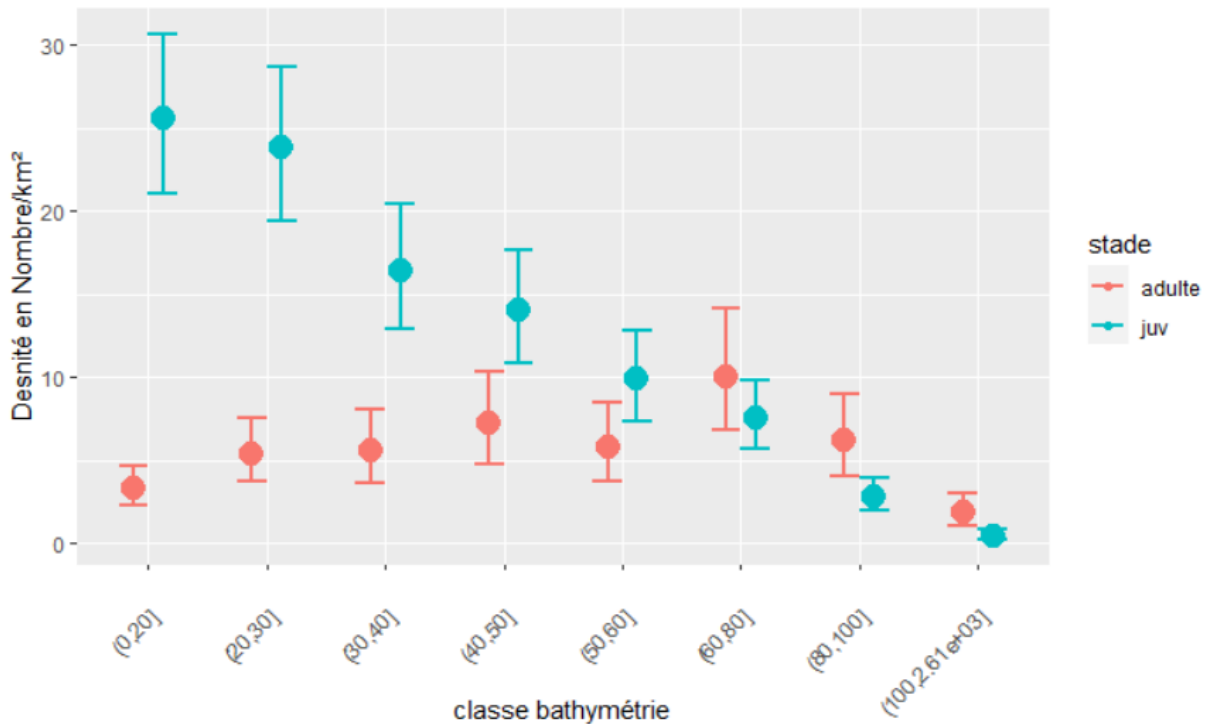


Figure 6 : Densité de juvénile et adultes d'E. aeneus (en nombre capturés/km2) prédite par le modèle delta par classe bathymétrique

La cartographie illustre ces résultats avec des juvéniles concentrés dans la franche très côtière et de fortes densités des adultes plus au large (Figure 8), un effet positif de la proximité aux estuaires et au banc d'Arguin pour les juvéniles et une décroissance synchrone des juvéniles et des adultes dans les années 80 avant une augmentation dans la dernière décennie.

Sur l'ensemble de la zone d'étude, Les contributions respectives des différents habitats de nurseries d'E. aeneus (proportion du nombre total de juvéniles) ont été calculée pour la dernière décennie (Tableau 7). La zone côtière, en deçà de l'isobathe de 20 mètre, s'avère essentielle, avec une contribution de l'ordre de 45% de la densité totale.

Tableau 7: Contribution relative des différents habitats au nombre total de juvéniles

Facteur	Classe	%Contribution	%area
Sédiment	BR	26	3

	RDS	18	13
	RDV	21	7
	S	17	48
	V	19	29
<hr/>			
Bathymetry	0-20	45	43
	20-30	13	10
	30-40	9	8
	40-50	8	6
	50-60	5	5
	60-80	8	9
	80-100	3	9
	100-2500	9	10
<hr/>			
Proximité estuaires	Proche	13	15
	Loin	87	85
<hr/>			
Proximité Banc d'Arguin	Proche	9	85
	Loin	91	15
<hr/>			

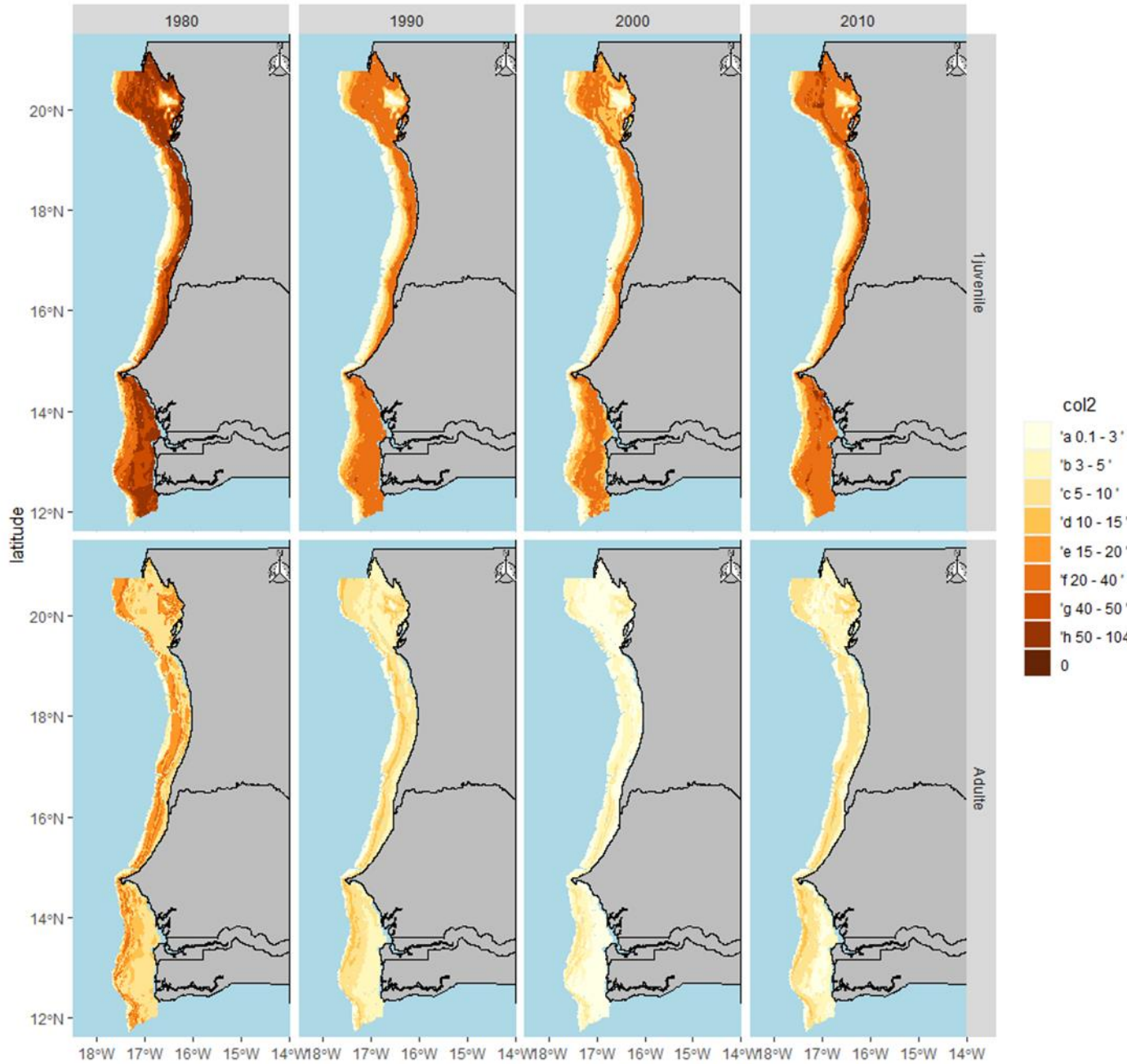


Figure 8 : Cartes des densités des juvéniles et adultes d'*E. aeneus* (nombre capturés /km²) par décennie

4. Discussion

Cette étude est basée sur deux types des données :

Les données côtières ont été analysées qualitativement et ont permis de démontrer la présence *E. aeneus* dans les estuaires et au niveau du Banc d'Arguin, exclusivement au stade juvénile.

Sur le plateau continental, un modèle d'habitat a été ajusté pour les juvéniles et les adultes sur les données de densités issues des campagnes scientifiques. Ces modèles de type delta, adaptés aux données avec une forte proportion d'absence, expliquent partiellement la variabilité de ces densités. Ces modèles ont été testés en séparant un jeu de données de calibration et un jeu de données de validation, ce qui a permis de valider leur robustesse (Planque et al., 2011; Vasconcelos et al., 2013). Ils mettent en évidence une distribution opposée entre les juvéniles et adultes. Les adultes sont au large tandis que les juvéniles sont cantonnés dans la partie côtière, proches des estuaires et du Banc d'Arguin.

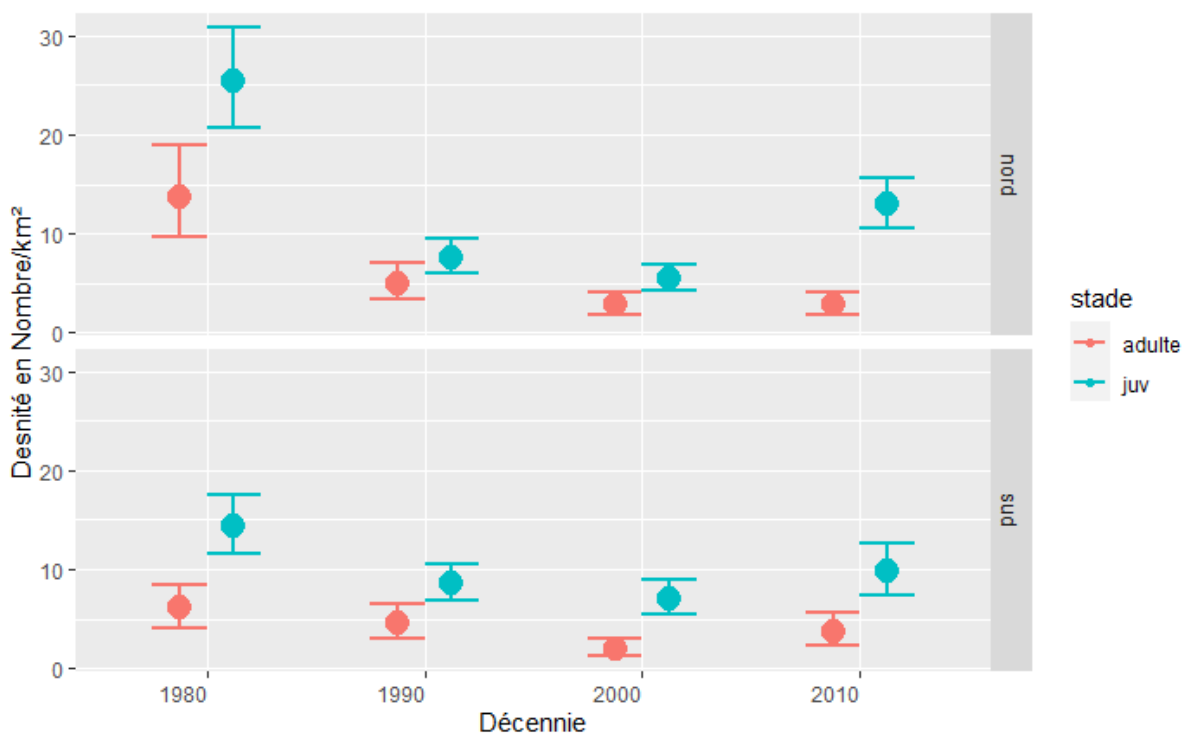


Figure 7 : Densité prédite par décennies et zones

Distribution des juvéniles et identification des zones de nurserie d'*E. Aeneus* :

Les données côtières ont permis de confirmer le rôle de nurserie joué par les estuaires et baies côtières. La mosaïque d'habitats de ses secteurs d'interface entre la terre et la mer, et notamment les mangroves (Igulu et al., 2014; Sidi

Cheikh et al., 2022), marais salés et herbier (Clavier et al., 2011; Hemminga and Nieuwenhuize, 1990; Honkoop et al., 2008; Schaffmeister et al., 2006) abrite une fraction exclusivement juvénile de la population d'*E. aeneus* comme cela avait été démontré au préalable (Colléter et al., 2012; Gning et al., 2010; Jager, 1993; Simier et al., 2004)

A l'extérieur des baies et estuaires, le pic de concentration de juvéniles est observé au niveau de la classe bathymétrique inférieure à 20 mètres et les densités diminuent ensuite avec la profondeur, ce qui confirme leur concentration dans la frange côtière sur les côtes africaines (Domain., 1980), ainsi qu'en Méditerranée (Özbek et al., 2013).

Leur distribution sur cette frange côtière du plateau continental est de surcroît modulée par d'autres composantes du paysage marin (Drakou et al., 2017; Drew et al., 2008; Nagelkerken et al., 2015; Olds et al., 2012) qui contribuent au modèle d'habitat (Moore et al., 2011). Les plus fortes concentrations sont observées à proximité du banc d'Arguin au nord, et des estuaires au sud (notamment le delta du Saloum), c'est-à-dire au contact des zones plus côtières dont la fonction de nurserie a été mise en évidence par les données côtières et les travaux antérieurs. Ces secteurs de la frange côtière du plateau continental bénéficient de la productivité biologique de ces secteurs d'interface terre-mer propices au développement d'une importante production primaire puis secondaire en milieu tropical : marais salés (Sidi Cheikh et al., 2022), herbiers (Buelow et al., 2022; Heck Hay et al., 2003; Wasserman et al., 2020), mangroves (Curnick et al., 2019; Duke et al., 2007; Friess et al., 2016; zu Ermgassen et al., 2020). L'enrichissement de la fraction côtière du plateau continental, adjacente à ses zones productives, les rend particulièrement favorable au développement des juvéniles (Berkström et al., 2020; Eggertsen et al., 2022; Kimball et al., 2021; Olson et al., 2019).

Répartition des adultes et contrastes spatiotemporels

La distribution des adultes contraste avec celle des juvéniles. Les adultes se trouvent beaucoup plus au large, majoritairement entre 40 et 100m, ce qui confirme les analyses antérieures (Cury and Worms, 1982). Toutefois, cette modélisation basée sur les données de campagnes réparties tout au long de l'année ne permet pas d'identifier les fortes concentrations lors de la période de frai, au sud Cap Vert, au large du Sine Saloum, et sud du cap Timiris, en face du banc d'Arguin (Cury and Worms, 1982). Si la répartition des adultes est vaste, ces frayères concentrées à l'aplomb des nurseries principales optimisent leur alimentation en larves (Le Pape et al., 2003).

La variabilité décennale est liée en grand partie à la pression de pêche que cette espèce subissent au fil des années., La diminution de la biomasse a été estimée à environ 80%, par rapport à l'état vierge au début de la décennie 2010 (Meissa et al., 2013). L'analyse menée montre, tant au niveau des juvéniles que des adultes, une restauration partielle récente de ces densités

Identification des habitats essentiel et gestion écosystémique

L'identification quantitative des habitats halieutiques essentiels est cruciale pour leur conservation et celle des ressources exploitées (Archambault et al., 2018; Champagnat et al., 2021; Enchelmaier et al., 2020; Lotze et al., 2006) à des échelles bien plus large (Drakou et al., 2017). Les juvéniles de certaines espèces montrent une grande flexibilité dans l'utilisation de l'habitat tandis que d'autres espèces dépendent fortement d'un nombre restreint de nourriceries (Igulu et al., 2014; Trimoreau et al., 2014). Les juvéniles d'*E. aeneus* présentent une forte prédilection pour les zones côtières sur la zone mauritano-sénégalaise. Sur le plateau adjacent, les débarquements de la pêche sont largement dominé par les juvéniles (Ndiaye et al., 2013). Il apparait pertinent de mettre en place des mesures d'aménagement spatialisée de cette pêcherie. L'éloignement de pêche artisanale et industrielle au delà de l'isobathe des 20 metres. Permettrait de préserver les secteurs de nourricerie, avec des effets positifs pour le stock (Mesnildrey et al., 2013). il conviendrait également de revoir la taille minimale légale, 24cm au Sénégal et 40 cm en Mauritanie, et d'adapter le maillage des engins pour limiter les captures accessoires et les rejets de juvéniles.

Remerciements

Le Projet Demerstem (UE PESCAO and ECOWAS) a financé cette étude. Nous remercions nos collègues de l'IRD, Monique Simier et Jean Marc Ecoutin pour nous avoir fourni les données PPEAO (Simier et al., 2019) sur les zones côtière en Afrique de l'Ouest.

5. Références

- Archambault, B., Rivot, E., Savina, M., & Le Pape, O. (2018). Using a spatially structured life cycle model to assess the influence of multiple stressors on an exploited coastal-nursery-dependent population. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.009>
- Arístegui, J., Barton, E. D., Álvarez-Salgado, X. A., Santos, A. M. P., Figueiras, F. G., Kifani, S., Hernández-León, S., Mason, E., Machú, E., & Demarcq, H. (2009). Sub-regional ecosystem variability in the Canary Current

- upwelling. *Progress in Oceanography*, 83(1–4), 33–48.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.07.031>
- Ba, K., Thiaw, M., Fall, M., Thiam, N., Meissa, B., Jouffre, Di., Thiaw, O. T., & Gascuel, Di. (2018). Long-term fishing impact on the Senegalese coastal demersal resources: Diagnosing from stock assessment models. *Aquatic Living Resources*, 31. <https://doi.org/10.1051/alr/2017046>
- Baran, E. (2000). *Biodiversity of estuarine fish faunas in West Africa*.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F., & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. In *BioScience* (Vol. 51, Issue 8, pp. 633–641).
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Benazzouz, A., Mordane, S., Orbi, A., Chagdali, M., Hilmi, K., Atillah, A., Lluís Pelegrí, J., & Hervé, D. (2014). An improved coastal upwelling index from sea surface temperature using satellite-based approach - The case of the Canary Current upwelling system. *Continental Shelf Research*, 81(June), 38–54. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.03.012>
- Berkström, C., Eggertsen, L., Goodell, W., Cordeiro, C. A. M. M., Lucena, M. B., Gustafsson, R., Bandeira, S., Jiddawi, N., & Ferreira, C. E. L. (2020). Thresholds in seascape connectivity: the spatial arrangement of nursery habitats structure fish communities on nearby reefs. *Ecography*, 43(6), 882–896. <https://doi.org/10.1111/ecog.04868>
- Bloomfield, A. L., & Gillanders, B. M. (2005). Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries*, 28(1), 63–77.
- Bouain, A., & Siau, Y. (1983). *Observations on the Female Reproductive Cycle and Fecundity of Three Species of Groupers (Epinephelus) from the Southeast Tunisian Seashores*. 220, 211–220.
- Bruslé, J. (1985). *Exposé synoptique des données biologiques sur les mérous Epinephelus aeneus (Geoffroy Saint Hilaire, 1809) et Epinephelus guaza (Linnaeus, 1758) de l'Océan Atlantique et de la Méditerranée*. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.
- Buelow, C. A., Connolly, R. M., Turschwell, M. P., Adame, M. F., Ahmadi, G. N., Andradi-Brown, D. A., Bunting, P., Canty, S. W. J., Dunic, J. C., Friess, D. A., Lee, S. Y., Lovelock, C. E., McClure, E. C., Pearson, R. M., Sievers, M., Sousa, A. I., Worthington, T. A., & Brown, C. J. (2022). Ambitious global targets for mangrove and seagrass recovery. *Current Biology*, 32(7), 1641–1649.e3. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.02.013>

- Camarena-Luhrs, & Tomas. (1985). *Résultats de la campagne Petite Côte-1 du Laurent Amaro : prospection des stocks de poissons pélagiques côtiers le long de la petite côte du Sénégal du 23 mai au 1 juin 1984*.
<https://www.researchgate.net/publication/282166368>
- Champagnat, J., Lecomte, J., Rivot, E., Douchet, L., Martin, N., Grasso, F., Mounier, F., Labadie, P., Loizeau, V., Bacq, N., & Le Pape, O. (2021). Multidisciplinary assessment of nearshore nursery habitat restoration for an exploited population of marine fish. *Marine Ecology Progress Series*, 680, 97–109. <https://doi.org/10.3354/meps13881>
- Cheminée, A., Le Direach, L., Rouanet, E., Astruch, P., Goujard, A., Blanfuné, A., Bonhomme, D., Chassaing, L., Jouvenel, J. Y., Ruitton, S., Thibaut, T., & Harmelin-Vivien, M. (2021). All shallow coastal habitats matter as nurseries for Mediterranean juvenile fish. *Scientific Reports*, 11(1).
<https://doi.org/10.1038/S41598-021-93557-2>
- Clavier, J., Chauvaud, L., Carlier, A., Amice, E., Van der Geest, M., Labrosse, P., Diagne, A., & Hily, C. (2011). Aerial and underwater carbon metabolism of a *Zostera noltii* seagrass bed in the Banc d'Arguin, Mauritania. *Aquatic Botany*, 95(1), 24–30.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.03.005>
- Colléter, M., Gascuel, D., Ecoutin, J. M., & Tito de Morais, L. (2012). Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected area (MPA), a case study on the coast of Sénégal. *Ecological Modelling*, 232, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.01.019>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Curnick, D. J., Pettorelli, N., Amir, A. A., Balke, T., Barbier, E. B., Crooks, S., Dahdouh-Guebas, F., Duncan, C., Endsor, C., Friess, D. A., Quarto, A., Zimmer, M., & Lee, S. Y. (2019). The value of small mangrove patches. *Science*, 363(6424), 239–239. <https://doi.org/10.1126/science.aaw0809>
- Cury, P., & Worms, J. (1982). Pêche, biologie et dynamique du thiof (*Epinephelus aeneus* E Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) sur les côtes sénégalaises. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr*, 88.
- Desidera, E., Magnani, L., Navone, A., Guitetti, P., & Mazzoldi, C. (2019). First direct evidence of reproductive behaviour of the white grouper, *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817). *Mediterranean Marine Science*, 20(2), 326. <https://doi.org/10.12681/mms.19756>
- Drakou, E. G., Kermagoret, C., Liqueste, C., Ruiz-Frau, A., Burkhard, K., Lillebø, A. I., van Oudenhoven, A. P. E., Ballé-Béganton, J., Rodrigues, J. G., Nieminen, E., Oinonen, S., Ziembra, A., Gissi, E., Depellegrin, D., Veidemane, K., Ruskule, A., Delangue, J., Böhnke-Henrichs, A., Boon, A.,

- ... Peev, P. (2017). Marine and coastal ecosystem services on the science–policy–practice nexus: challenges and opportunities from 11 European case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(3), 51–67. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1417330>
- Drew, J., ALLEN, G. R., KAUFMAN, L., & BARBER, P. H. (2008). Endemism and Regional Color and Genetic Differences in Five Putatively Cosmopolitan Reef Fishes. *Conservation Biology*, 22(4), 965–975. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01011.x>
- Duke, N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2007). A World Without Mangroves? *Science*, 317(5834), 41–42. <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>
- Eggertsen, L., Goodell, W., Cordeiro, C. A. M. M., Cossa, D., de Lucena, M., Berkström, C., Franco, J. N., Ferreira, C. E. L., Bandeira, S., & Gullström, M. (2022). Where the grass is greenest in seagrass seascapes depends on life history and simple species traits of fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 266, 107738. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107738>
- Ellis, W. L., & Bell, S. S. (2004). Conditional use of mangrove habitats by fishes: Depth as a cue to avoid predators. *Estuaries*, 27(6), 966–976. <https://doi.org/10.1007/BF02803423>
- Enchelmaier, A. C., Babcock, E. A., & Hammerschlag, N. (2020). Survey of fishes within a restored mangrove habitat of a subtropical bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 244, 106021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.11.009>
- Domain, F. (1977). CARTE SEDIMENTOLOGIQUE DU PLATEAU CONTINENTAL SENEGAMBIEN EXTENSION A UNE PARTIE DU PLATEAU CONTINENTAL DE LA MAURITANIE ET DE LA GUINEE BISSAU (No. 68). <https://doi.org/ISBN 2-7099-0438-1>
- Domain, F. (1985). CARTE SÉDIMENTOLOGIQUE DU PLATEAU CONTINENTAL MAURITANIEN (entre le cap Blanc et 17°N). <https://doi.org/ISBN 2-7099-0777-1>
- Domain, F. (1980). Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégal-mauritanien_ les ressources démersales dans contexte général du golf du guinée. 'UNIVEWSETE PIEI?RE ET MARIE CURIE- PARIS VI.
- Friess, D. A., Thompson, B. S., Brown, B., Amir, A. A., Cameron, C., Koldewey, H. J., Sasmito, S. D., & Sidik, F. (2016). Policy challenges and approaches for the conservation of mangrove forests in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 30(5), 933–949. <https://doi.org/10.1111/cobi.12784>
- Gning, N., Le Loc'h, F., Thiaw, O. T., Aliaume, C., & Vidy, G. (2010). Estuarine

- resources use by juvenile Flagfin mojarra (*Eucinostomus melanopterus*) in an inverse tropical estuary (Sine Saloum, Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(4), 683–691. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.037>
- González-Lorenzo, Gustavo, J., José F., G.-J., & José Antonio, G. P. (2021). Review of the family Serranidae (Perciformes) from the Canary Islands (eastern-central Atlantic), with the first records of *Servatius hepatus* and *Epinephelus aeneus*. *Cybium*.
- Hammerschlag-Peyer, C., & Layman, C. (2010). Intrapopulation variation in habitat use by two abundant coastal fish species. *Marine Ecology Progress Series*, 415, 211–220. <https://doi.org/10.3354/meps08714>
- Heck Hay, K., Hays, G., & Orth, R. (2003). Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253, 123–136. <https://doi.org/10.3354/meps253123>
- Heemstra, P. C., & Randall, J. E. (1993). FAO Species Catalogue Cephalopods. An Annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral, grouper, and lyretail species known to date. In *Fao Fisheries Synopsis* (Vol. 16, Issue 125, p. 382). <https://doi.org/0014-5602>
- Hemminga, M. A., & Nieuwenhuize, J. (1990). Seagrass wrack-induced dune formation on a tropical coast (Banc d'Arguin, Mauritania). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(4), 499–502. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90040-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90040-X)
- Hewitt, D. E., Smith, T. M., Raoult, V., Taylor, M. D., & Gaston, T. F. (2020). Stable isotopes reveal the importance of saltmarsh-derived nutrition for two exploited penaeid prawn species in a seagrass dominated system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 236, 106622. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106622>
- Hicks, C. C., Cohen, P. J., Graham, N. A. J., Nash, K. L., Allison, E. H., D'Lima, C., Mills, D. J., Roscher, M., Thilsted, S. H., Thorne-Lyman, A. L., & MacNeil, M. A. (2019). Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. *Nature*, 574(7776), 95–98. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1592-6>
- Honkoop, P. J. C., Berghuis, E. M., Holthuijsen, S., Lavaleye, M. S. S., & Piersma, T. (2008). Molluscan assemblages of seagrass-covered and bare intertidal flats on the Banc d'Arguin, Mauritania, in relation to characteristics of sediment and organic matter. *Journal of Sea Research*, 60(4), 255–263. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seares.2008.07.005>
- Howell, D., Schueller, A. M., Bentley, J. W., Buchheister, A., Chagaris, D., Cieri, M., Drew, K., Lundy, M. G., Pedreschi, D., Reid, D. G., & Townsend, H. (2021). Combining Ecosystem and Single-Species Modeling to Provide Ecosystem-Based Fisheries Management Advice Within Current Management Systems. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.607831>
- Igulu, M. M., Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Grol, M. G. G., Harborne, A. R.,

- Kimirei, I. A., Mumby, P. J., Olds, A. D., & Mgaya, Y. D. (2014). Mangrove Habitat Use by Juvenile Reef Fish: Meta-Analysis Reveals that Tidal Regime Matters More than Biogeographic Region. *PLoS ONE*, 9(12), e114715. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114715>
- Inejih, C. A., SIDI, M. O. T., & DIADHIOU, H. D. (2014). *Evaluation de l'état de la biodiversité marine dans la région du CCLME (Canary Current Large Marine Ecosystem)*. 1–164. <http://www.fao.org/3/a-br707f.pdf>
- Jager, Z. (1993). The distribution and abundance of young fish in the Banc d'Arguin, Mauritania. In *Ecological Studies in the Coastal Waters of Mauritania* (pp. 185–196). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1986-3_16
- Jänes, H., Macreadie, P. I., Zu Ermgassen, P. S. E., Gair, J. R., Treby, S., Reeves, S., Nicholson, E., Ierodiaconou, D., & Carnell, P. (2020). Quantifying fisheries enhancement from coastal vegetated ecosystems. *Ecosystem Services*, 43, 101105. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101105>
- Kimball, M. E., Connolly, R. M., Alford, S. B., Colombano, D. D., James, W. R., Kenworthy, M. D., Norris, G. S., Ollerhead, J., Ramsden, S., Rehage, J. S., Sparks, E. L., Waltham, N. J., Worthington, T. A., & Taylor, M. D. (2021). Novel Applications of Technology for Advancing Tidal Marsh Ecology. *Estuaries and Coasts*, 44(6), 1568–1578. <https://doi.org/10.1007/s12237-021-00939-w>
- Kimirei, I. A., Nagelkerken, I., Mgaya, Y. D., & Huijbers, C. M. (2013). The Mangrove Nursery Paradigm Revisited: Otolith Stable Isotopes Support Nursery-to-Reef Movements by Indo-Pacific Fishes. *PLoS ONE*, 8(6). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0066320>
- Laegdsgaard, P., & Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 257(2), 229–253. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00331-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00331-2)
- Laurent, A. G. (1963). The lognormal distribution and the translation method: description and estimation problems. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 231–235.
- Le Pape, O., Delavenne, J., & Vaz, S. (2014). Quantitative mapping of fish habitat: A useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives. *Ocean & Coastal Management*, 87, 8–19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.018>
- Le Pape, O., & Bonhommeau, S. (2015). The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish and Fisheries*, 16(3), 373–398. <https://doi.org/10.1111/faf.12063>
- Le Pape, O., Chauvet, F., Mahévas, S., Lazure, P., Guérault, D., & Désaunay, Y. (2003). Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *Journal of Sea*

- Research, 50(2–3), 139–149. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(03\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(03)00059-5)
- Lefcheck, J. S., Wilcox, D. J., Murphy, R. R., Marion, S. R., & Orth, R. J. (2017). Multiple stressors threaten the imperiled coastal foundation species eelgrass (*Zostera marina*) in Chesapeake Bay, USA. *Global Change Biology*, 23(9), 3474–3483. <https://doi.org/10.1111/gcb.13623>
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., Kirby, M. X., Peterson, C. H., & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science*, 312(5781), 1806–1809. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>
- Mahto, A. (2019). No Title Package 'splitstackshape' (p. 29).
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Harch, B. D., Skilleter, G. A., & Williams, L. (2005). A broad-scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent: A case-study for northeastern Australia. *Fisheries Research*, 74(1–3), 69–85. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.04.001>
- Marley, G. S. A., Deacon, A. E., Phillip, D. A. T., & Lawrence, A. J. (2020). Mangrove or mudflat: Prioritising fish habitat for conservation in a turbid tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 240, 106788. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106788>
- Massal F. (2009). *Pêcherie démersale côtière au Sénégal – Essai de modélisation de la dynamique de l'exploitation des stocks*. UNIVERSITE MONTPELLIER 2 SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC .
- McDevitt-Irwin, J., Iacarella, J., & Baum, J. (2016). Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: a meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 557, 133–143. <https://doi.org/10.3354/meps11848>
- Meissa, B., Gascuel, D., & Rivot, E. (2013). Assessing stocks in data-poor African fisheries: a case study on the white grouper *Epinephelus aeneus* of Mauritania. *African Journal of Marine Science*, 35(2), 253–267. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2013.798244>
- Mesnildrey, L., Gascuel, D., & Le Pape, O. (2013). Integrating Marine Protected Areas in fisheries management systems: some criteria for ecological efficiency. *Aquatic Living Resources*, 26(2), 159–170. <https://doi.org/10.1051/alr/2013056>
- Moore, C. H., Van Niel, K., & Harvey, E. S. (2011). The effect of landscape composition and configuration on the spatial distribution of temperate demersal fish. *Ecography*, 34(3), 425–435. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06436.x>
- Nagelkerken, I., Sheaves, M., Baker, R., & Connolly, R. M. (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for

- coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2), 362–371.
<https://doi.org/10.1111/faf.12057>
- Ndiaye, W., Thiaw, M., Diouf, K., Ndiaye, P., Thiaw, O., & Panfili, J. (2013). Changes in population structure of the white grouper *Epinephelus aeneus* as a result of long-term overexploitation in Senegalese waters. *African Journal of Marine Science*, 35(4), 465–472.
<https://doi.org/10.2989/1814232X.2013.847495>
- Okyere, I., & Blay, J. (2020). Assessment of the fishery, growth and mortality characteristics of the cassava croaker, *Pseudotolithus senegalensis* (Sciaenidae) from coastal waters of Ghana. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101425. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101425>
- Olds, A., Connolly, R., Pitt, K., & Maxwell, P. (2012). Primacy of seascape connectivity effects in structuring coral reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 462, 191–203. <https://doi.org/10.3354/meps09849>
- Le pape, O., (2005). *Les habitats halieutiques essentiels en milieu côtier Les identifier, comprendre leur fonctionnement et suivre leur qualité pour mieux gérer et pérenniser les ressources marines exploitées*. Ifremer.
- Olson, A. M., Hessing-Lewis, M., Haggarty, D., & Juanes, F. (2019). Nearshore seascape connectivity enhances seagrass meadow nursery function. *Ecological Applications*, 29(5). <https://doi.org/10.1002/eap.1897>
- Özbek, E. Ö., Kebapçioğlu, T., & Çardak, M. (2013). Spatio-temporal patterns of abundance, biomass and length-weight relationship of white grouper, *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) (Pisces: Serranidae) in the Gulf of Antalya, Turkey (Levantine Sea). In *Journal of Black Sea / Mediterranean Environment* (Vol. 19, Issue 1, pp. 23–45). Türk Deniz Araştırmaları Vakfı.
- Piñeiro, G., Perelman, S., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2008). How to evaluate models: Observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecological Modelling*, 216(3), 316–322.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.05.006>
- Planque, B., Loots, C., Petitgas, P., Lindstrom, U. L. F., & Vaz, S. (2011). Understanding what controls the spatial distribution of fish populations using a multi-model approach. *Fisheries Oceanography*, 20(1), 1–17.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00546.x>
- Pollard, D., Francour, P., & Fennessy, S. (2018). *Epinephelus aeneus*, White Grouper The IUCN Red List of Threatened Species 2018.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T132722A100459597.en>
- Riou, P., Le Pape, O., & Rogers, S. I. (2001). *Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel: application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system*.

- 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(1–2), 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.08.003>
- Sandoval, L., Mancera-Pineda, J., Leal-Flórez, J., Blanco-Libreros, J., & Delgado-Huertas, A. (2022). Mangrove carbon sustains artisanal fish and other estuarine consumers in a major mangrove area of the southern Caribbean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 681, 21–35. <https://doi.org/10.3354/meps13910>
- Schaffmeister, B. E., Hiddink, J. G., & Wolff, W. J. (2006). Habitat use of shrimps in the intertidal and shallow subtidal seagrass beds of the tropical Banc d'Arguin, Mauritania. *Journal of Sea Research*, 55(3), 230–243. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.10.003>
- Seeley, M., & Walther, B. (2018). Facultative oligohaline habitat use in a mobile fish inferred from scale chemistry. *Marine Ecology Progress Series*, 598, 233–245. <https://doi.org/10.3354/meps12223>
- Sheaves, M., & Johnston, R. (2008). Influence of marine and freshwater connectivity on the dynamics of subtropical estuarine wetland fish metapopulations. *Marine Ecology Progress Series*, 357, 225–243. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v357/p225-243/>
- Sidi Cheikh, M. A., Bandeira, S., Soumah, S., Diouf, G., Diouf, E. M., Sanneh, O., Cardoso, N., Kujabie, A., Ndure, M., John, L., Moreira, L., Radwan, Z., Santos, I., Ceesay, A., Vinaccia, M., & Potouroglou, M. (2022). Seagrasses of West Africa: New Discoveries, Distribution Limits and Prospects for Management. *Diversity*, 15(1), 5. <https://doi.org/10.3390/d15010005>
- Simier, Blanc, L., Aliaume, C., Diouf, P. ., & Albaret, J. . (2004). Spatial and temporal structure of fish assemblages in an “inverse estuary”, the Sine Saloum system (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(1), 69–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2003.08.002>
- Simier, M., Ecoutin, J.-M., & Tito de Morais, L. (2019). The PPEAO experimental fishing dataset: Fish from West African estuaries, lagoons and reservoirs. *Biodiversity Data Journal*, 7. <https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e31374>
- Skilleter, G., Loneragan, N., Manson, F., & Phinn, S. (2005). *An Evaluation of the Evidence for Linkages between Mangroves and Fisheries* (pp. 483–513). <https://doi.org/10.1201/9781420037449.ch10>
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B. S., Jorge, M. A., Lombana, A., Lourie, S. A., Martin, K. D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C. A., & Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. In *BioScience* (Vol. 57, Issue 7, pp. 573–583). <https://doi.org/10.1641/B570707>
- Stefánsson, G. S., & Stefánsson, G. (1996). Analysis of groundfish survey

- abundance data: combining the GLM and delta approaches. In *ICES Journal of Marine Science* (Vol. 53).
<https://academic.oup.com/icesjms/article/53/3/577/625707>
- Trégarot, E., Meissa, B., Gascuel, D., Sarr, O., El Valy, Y., Wagne, O. H., Kane, E. A., Bal, A. C., Haidallah, M. S., Fall, A. D., Dia, A. D., & Failler, P. (2020). The role of marine protected areas in sustaining fisheries: The case of the National Park of Banc d'Arguin, Mauritania. *Aquaculture and Fisheries*, 5(5), 253–264. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.08.004>
- 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/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.027>
- Vasconcelos, R. P., Le Pape, O., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2013). Predicting estuarine use patterns of juvenile fish with Generalized Linear Models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 120, 64–74.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.018>
- Wasserman, R. J., Whitfield, A. K., Deyzel, S. H. P., James, N. C., & Hugo, S. (2020). Seagrass (*Zostera capensis*) bed development as a predictor of size structured abundance for a ubiquitous estuary-dependent marine fish species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 238, 106694.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106694>
- Whitfield, A. K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 75–110.
- zu Ermgassen, P. S. E., Mukherjee, N., Worthington, T. A., Acosta, A., Rocha Araujo, A. R. da, Beitzl, C. M., Castellanos-Galindo, G. A., Cunha-Lignon, M., Dahdouh-Guebas, F., Diele, K., Parrett, C. L., Dwyer, P. G., Gair, J. R., Johnson, A. F., Kuguru, B., Savio Lobo, A., Loneragan, N. R., Longley-Wood, K., Mendonça, J. T., ... Spalding, M. (2020). Fishers who rely on mangroves: Modelling and mapping the global intensity of mangrove-associated fisheries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 247, 106975.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106975>