

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union – Discipline – Travail

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Institut National Polytechnique

Félix HOUPHOUËT-BOIGNY



EDP - SAPT

Ecole Doctorale
Sciences Agronomiques
et Procédés de Transformation

N° d'ordre :

THÈSE

Pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE FÉLIX HOUPHOUËT-BOIGNY

Mention : Sciences Agronomiques et Génie Rural

Spécialité : Ecologie marine

THÈME :

Modélisation des habitats de poissons démersaux (*Epinephelus aeneus*, Geoffroy Saint-Hilaire, 1987 ; *Pseudotolithus senegalensis*, Valenciennes, 1983 et *Pagellus bellottii*, Steindachner, 1882), et de leur dépendance aux milieux côtiers au cours de leurs stades de vie juvénile et adulte dans le Golfe de Guinée Ouest (Côte d'Ivoire – Ghana).

Présentée et soutenue publiquement le 19 février 2025 par :

QUENUM Crespin Luc

JURY :

M. ASSIDJO Emmanuel Nogbou	Professeur Titulaire, INP-HB	Président
M. BONY Kotchi Yves	Professeur Titulaire, UJLoG	Rapporteur
M. SYLLA Soumaïla	Maître de Recherche, CRO	Rapporteur
M. N'DA Konan	Professeur Titulaire, UNA	Examineur
M. LE PAPE Olivier	Professeur Titulaire, IA, France	Co-Directeur de Thèse
M. KOUAKOU N'Goran David Vincent	Maître de Conférences, INP-HB	Co-Directeur de Thèse

RESUME

La connaissance des habitats de poissons est importante pour la compréhension du cycle de vie des espèces marines et pour la gestion halieutique. Cette étude a consisté à identifier, quantifier et cartographier les habitats de trois espèces de poissons marins d'intérêt majeur *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*, dans la zone Ouest du Golfe de Guinée, aux stades juvénile et adulte. Des données halieutiques ont été collectées sur le plateau continental à partir des campagnes de pêches scientifiques organisées au cours des 40 dernières années. La répartition et la qualité de ces données ont permis de développer une approche de modélisation quantitative sur le plateau continental. Ainsi, des modèles d'habitat ont-ils été conçus pour représenter la répartition spatiale des poissons, sur la base des données halieutiques en fonction de descripteurs environnementaux (bathymétrie, distance par rapport aux embouchures) et d'un effet temporel. Malgré une déviance résiduelle élevée, la précision de prédiction et la robustesse de ces modèles d'habitat étaient satisfaisantes et la démarche a pu être validée. Les modèles d'habitats ont montré une forte influence de la bathymétrie sur la distribution des poissons aux différents stades de vie, et une influence plus faible et non systématique de la proximité des embouchures. La distribution spatiale des juvéniles de *Epinephelus aeneus* et de *Pseudotolithus senegalensis* a mis en évidence leur concentration dans les zones côtières peu profondes. Les adultes de *Pseudotolithus senegalensis* se concentrent également à proximité du littoral, tandis que ceux de *Epinephelus aeneus* sont répartis dans des eaux plus profondes. La distribution spatiale de la population de *Pagellus bellottii* montre que cette espèce ne dépend pas des franges côtières, aux stades juvénile et adulte. Enfin, les résultats des modèles ont montré une diminution de l'abondance de toutes les espèces aux deux stades de la vie après l'an 2000. Ces modèles d'habitat et ces cartes nous indiquent l'importance de la frange côtière en tant qu'habitat essentiel pour deux des trois espèces étudiées et l'utilité de mesures de gestion spatiales pour renforcer les populations et assurer une exploitation durable de la pêche.

Mots clés : Golfe de Guinée, poissons démersaux, habitat des poissons, modélisation des habitats, plateau continental

ABSTRACT

Identifying essential fish habitat is important for understanding the life cycle of marine species and for fisheries management. This study consisted in identifying, quantifying, and mapping the habitats of three marine fish species of major interest, *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis* and *Pagellus bellottii*, in the western Gulf of Guinea, at the juvenile and adult life stages. Data on fish abundance and size structure have been collected on the continental shelf from scientific surveys over the last 40 years. Habitat suitability models have been developed to represent the spatial distribution of fish, based on these survey data as a function of environmental descriptors (bathymetry, distance from river mouths) and of temporal patterns. Despite a high residual deviance, the predictive accuracy and robustness of these habitat models were satisfying, and the approach was validated. The habitat models showed a strong influence of bathymetry on the distribution of fish at specific stages, and a weaker and unsystematic influence of the proximity to river mouths. The spatial distribution of juveniles of *Epinephelus aeneus* and *Pseudotolithus senegalensis* showed their concentration in shallow coastal nurseries and in coastal systems. Adults of *Pseudotolithus senegalensis* are also concentrated near the coast, while those of *Epinephelus aeneus* are distributed in deeper waters. The spatial distribution of the *Pagellus bellottii* population shows that it is not dependent on the coastal fringes, neither during the juvenile nor the adult stage. Finally, the model results showed a decrease in abundance of all species in both life stages after the year 2000. These habitat models and maps indicate the importance of the coastal fringe as essential habitat for two of the three species studied and the usefulness of space-based management measures to enhance populations and ensure sustainable fishing.

Keywords: Gulf of Guinea, demersal fish, essential fish habitat, habitat suitability model, continental shelf

DEDICACES

Au TOUT-POISSANT !

A Feu mon père !

A ma mère !

A ma tante Béatrice et à mon oncle Eugène !

A mes frères et sœurs,

A ma femme et à ma fille !

A tous ceux qui ont contribué à ma formation.

REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse est l'aboutissement de quatre années d'études, rendues possibles grâce à la participation de plusieurs personnes, tant physiques que morales. Je tiens sincèrement à les remercier pour avoir cru en moi et m'avoir soutenu d'une manière ou d'une autre.

Je tiens à remercier le Centre de Recherches Océanologiques (CRO), à travers son Directeur Professeur OUATTARA Bafétigué pour m'avoir accepté en tant que thésard au CRO. Tout particulièrement, je remercie Dr TAPE Joanny pour m'avoir choisi et permis de réaliser cette thèse au sein de leur projet. Ce projet européen, nommé DEMERSTEM, est le moyen financier par lequel j'ai eu le privilège d'effectuer des formations sur les bases de données et la modélisation en France.

J'adresse mes remerciements à l'ensemble du personnel scientifique, pédagogique et administratif de l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny (INP-HB), et plus particulièrement au Dr DIABY Abdoul-Kader Moussa, Directeur Général de l'INP-HB. Je remercie Professeur ABO Kouabenan, directeur de l'Ecole Doctorale Polytechnique Sciences Agronomiques et Procédés de Transformation (EDP SAPT, INP-HB) et Professeur YAO Kouassi Benjamin, directeur de l'Unité Mixte de Recherche et d'Innovation (UMRI) Sciences Agronomiques et Procédés de Transformation.

J'ai le plaisir de remercier Professeur LE PAPE Olivier, mon co-directeur de thèse, directeur adjoint de l'Unité Mixte de Recherche (UMR) DECOD - Dynamique et durabilité des écosystèmes : de la source à l'océan de l'Institut Agro, à Rennes (France). Je vous remercie pour la confiance que vous avez placée en moi et pour les efforts fournis pour me communiquer ce savoir en écologie marine et plus particulièrement sur celui des habitats. J'ai pris plaisir à apprendre. Merci pour votre promptitude, votre franchise et vos corrections rapides qui m'ont toujours fascinées. Merci pour l'accueil.

Je suis ravi de remercier Dr KOUAKOU N'Goran David, également mon co-directeur, assistant technique du Directeur Général chargé de la coordination Bureau Central de Suivi et Evaluation des Projets Bailleurs. Vous êtes un maître conseiller avec qui, il faut comprendre que la vie peut être simple. J'ai apprécié la confiance que vous avez placée en moi à travers l'autonomie et aussi votre participation à la rédaction de ce manuscrit.

Je remercie également Dr KOFFI N'Guessan, Ministre de l'Enseignement Technique, de la Formation Professionnelle et de l'Apprentissage et ex-Directeur Général de l'INP-HB. De

même, je tiens à exprimer ma gratitude au Dr BAMBA Siaka Barthélemy, ancien Directeur du CRO, pour m'avoir accepté en tant que thésard au sein de cet institut. Je saisis aussi cette occasion pour remercier le Dr COULIBALY Bakari, un chercheur passionné, qui a volontairement mis à disposition des données de débarquements de Grand-Lahou, collectées à titre personnel.

Je remercie M. GUITTON Jérôme, chef du projet DEMERSTEM, informaticien à l'UMR DECOD de l'Institut Agro, à Rennes (France). Je vous remercie pour les infatigables efforts que vous avez fournis pour nous (avec mes collègues africain) avoir accueilli, compris, formés et cru en nous. Votre participation dans le cadre de ce travail a été plus que nécessaire. J'en profite pour présenter le projet DEMERSTEM. C'est un projet financé dans le cadre du programme d'appui de l'Union européenne à la CEDEAO (PESCAO). Il vise principalement à appuyer la production d'avis scientifiques sur l'état des stocks des espèces démersales pour servir la gestion des pêches et ainsi permettre l'exploitation halieutique durable des eaux sous juridiction nationale (ZEE) des pays partenaires. Il permet la collaboration de 10 instituts de recherche autour de l'amélioration des avis scientifiques sur les stocks de poissons démersaux partagés.

Je remercie Mme SIMIER Monique et M. ECOUTIN Jean-Marc, tous deux chercheurs à l'IRD, pour nous avoir donné accès à la base de données PPEAO notamment pour les données sur la lagune Ebrié.

Je remercie tout particulièrement Professeur YAPI Yapo Magloire, enseignant-chercheur et responsable du laboratoire de Zootechnie et Productions Animales, pour les remarques apportées dans le cadre de l'amélioration de la qualité du manuscrit, à l'occasion de l'instruction interne ; la prélecture.

Je souhaite remercier Professeur BONY Kotchi et Dr SYLLA Soumaïla, respectivement enseignant-chercheur à l'Université Jean Lorougnon Guédé à Daloa et chercheur au CRO, rapporteurs de ma thèse, pour le temps et l'attention qu'ils ont consacrés à l'analyse de mon travail. Leurs remarques, leurs critiques constructives, ainsi que leurs conseils ont été précieux et m'ont permis d'améliorer de la qualité du manuscrit.

Je remercie également Professeur N'DA Konan, enseignant-chercheur à l'Université Nangui Abrogoua (UNA), examinateur de ma thèse, pour la rigueur et la précision de son évaluation. Son expertise et ses observations ont profondément nourri la qualité de mon travail, et je lui en suis très reconnaissant.

De même, un grand merci au Professeur ASSIDJO Nogbou Emmanuel, président du jury, pour votre bienveillance, votre soutien et votre rôle essentiel dans l'organisation de cette soutenance. Votre accompagnement tout au long de ce processus a été d'une grande aide et a permis de créer un cadre de discussion à la fois stimulant et conciliant.

Je remercie mon ami et collègue EL VALLY Yeslem de l'Institut Mauritanien de Recherche Océanographiques et des Pêches. J'ai pris plaisir d'avoir fait ton amitié à travers ce projet. Je te remercie pour les éclaircissements sur les différents aspects du monde halieutique et pour la formation sur QGIS. J'ai pris et je continue de prendre plaisir à cette belle amitié dont tu me fais l'honneur. Merci pour tes multiples aides dont je ne pourrai tout exposer.

Je remercie l'ensemble des doctorants et les autres membres du personnel de l'Institut Agro que j'ai connus dont Professeur GASCUEL Didier, Professeur RIVOT Etienne, Professeur LESUEUR Marie, Professeur LEBRIS Hervé, LE PENVEN Cathérine (merci pour nos virements), Florian l'africain, Hubert, Michaëlla, Juliette et Baptiste. J'ai très apprécié la convivialité dont vous avez fait preuve.

Je remercie tous les membres de la structure privée d'élevage de poissons à laquelle je faisais partie, particulièrement M. Habib COULIBALY, Mme CLAON, M. SEYDOU, M. Clément OBRADOR et M. Claude Hervé, pour leur soutien moral, physique, financier et leur amabilité à m'accorder des autorisations d'absence.

Je remercie également mes ami.e.s, particulièrement EBOU Anicet et YAO Adjoua, les enseignants du laboratoire de Production Animale de l'INP-HB, mes collègues doctorants et les stagiaires, particulièrement TOURE Naminata, pour leur soutien, leurs encouragements, leurs conseils et leur participation à la relecture de manuscrit.

Je ne saurai terminer ces remerciements sans penser à ma femme et ma fille. Merci pour ta compréhension, ton courage pendant que j'étais absent et que je passais beaucoup de temps sur ce projet de thèse. Je fais un coucou à ma fille Chloé.

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	II
ABSTRACT	III
DEDICACES	IV
REMERCIEMENTS	V
SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES	XII
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES ANNEXES	XV
INTRODUCTION.....	1
PARTIE 1 : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	6
1.1. GOLFE DE GUINEE	7
1.1.1. Définitions et limites.....	7
1.1.2. Description physique.....	7
1.1.3. Diversité des habitats	9
1.1.4. Pêcherie et ressources exploitées.....	12
1.1.4.1. Pêche artisanale	13
1.1.4.2. Pêche industrielle.....	13
1.1.4.3. Pêche récréative	15
1.2. MILIEU COTIER ET PLATEAU CONTINENTAL IVOIRO-GHANEEN	15
1.2.1. Caractéristiques géomorphologiques.....	15
1.2.2. Couverture sédimentaire	18
1.2.3. Réseaux hydrographiques	19
1.2.4. Caractéristiques océaniques	19
1.2.4.1. Courants marins.....	19
1.2.4.2. Saisons marines	21
1.2.5. Peuplement ichtyologique	23
1.2.6. Habitats côtiers	24
1.2.7. Menaces anthropiques.....	27
1.2.7.1. Exploitation	27
1.2.7.2. Destruction des habitats et réduction de surface	27
1.2.7.3. Altération de la qualité des habitats.....	28
1.3. ESPECES HALIEUTIQUES ETUDIEES	30
1.3.1. Généralités sur les familles des espèces cibles	30
1.3.1.1. La famille des Serranidés	30
1.3.1.2. La famille des Sciaenidés	31

1.3.1.3.	La famille des Sparidés	33
1.3.2.	<i>Classification et morphologie des espèces cibles</i>	34
1.3.2.1.	<i>Epinephelus aeneus</i>	34
1.3.2.2.	<i>Pseudolithus senegalensis</i>	35
1.3.2.3.	<i>Pagellus bellottii</i>	36
1.3.3.	<i>Ecologie des espèces cibles</i>	37
1.3.4.	<i>Biologie des espèces cibles</i>	38
1.3.4.1.	Régimes alimentaires	38
1.3.4.2.	Reproduction et taille de première maturité sexuelle	38
1.3.4.3.	Relation taille-poids et paramètres de croissance.....	39
1.3.5.	<i>Dépendance à des habitats côtiers</i>	39
1.4.	MODELISATION DES HABITATS HALIEUTIQUES	41
1.4.1.	<i>Intérêt et définition de l'habitat de poisson</i>	41
1.4.2.	<i>Concepts et définitions des modèles d'habitats</i>	43
1.4.3.	<i>Principe de modélisation et choix de la méthode</i>	43
1.4.4.	<i>Modèles deltas</i>	47
1.4.5.	<i>Intérêts des cartes d'habitats</i>	48
PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES		49
2.1.	MATERIELS.....	50
2.1.1.	<i>Données halieutiques</i>	50
2.1.1.1.	Opération de chalutage et procédure de collecte de données	50
2.1.1.2.	Projets de campagnes démersales et données disponibles.....	51
2.1.1.2.1.	Projet CHALCI.....	54
2.1.1.2.2.	Projet NANSEN.....	54
2.1.1.2.3.	Projet PRESH-UEMOA	56
2.1.1.3.	Consolidation et conservation des données	56
2.1.2.	<i>Descripteurs d'habitats pris en compte dans les modèles</i>	58
2.1.2.1.	Descripteurs environnementaux	58
2.1.2.1.1.	Bathymétrie.....	58
2.1.2.1.2.	Sédiments.....	58
2.1.2.1.3.	Distance aux estuaires.....	58
2.1.2.1.4.	Zone géographique longitudinal	59
2.1.2.2.	Descripteur temporel	59
2.2.	METHODES	63
2.2.1.	<i>Assemblage des données de campagnes démersales et calcul des densités par stade de croissance</i>	63
2.2.1.1.	Estimation de la proportion complète des stades de croissance des espèces.....	63

2.2.1.1.1. Estimation dans les échantillons partiellement mesurés	64
2.2.1.1.2. Estimation dans les échantillons non mesurés contenant un seul poisson	64
2.2.1.1.3. Estimation dans les échantillons non mesurés contenant plus de un poisson	64
2.2.1.2. Calcul des densités de juvéniles et d'adultes par espèce à chaque trait de chalut	66
2.2.2. <i>Modélisation des habitats : modèle delta</i>	67
2.2.2.1. Construction et ajustement des modèles	67
2.2.2.1.1. Construction des sous-modèles	67
2.2.2.1.2. Estimation de l'ajustement et validation des modèles	68
2.2.2.1.3. Couplage des deux sous-modèles : modèle delta	69
2.2.2.2. Prédiction : intervalle de confiance avec la méthode de Monte Carlo	69
2.2.3. <i>Habitats spécifiques des espèces : application à la cartographie</i>	71
2.2.3.1. Application de la cartographie	71
2.2.3.2. Contribution des habitats de nourriceries	74
PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION	75
3.1. RESULTATS	76
3.1.1. <i>Données de captures ajustées aux stades de vie</i>	76
3.1.1.1. Attribution des captures au stade de vie en absence de structure en taille	76
3.1.1.2. Structure en taille des espèces dans les données d'origine	79
3.1.1.3. Variation de la densité des poissons aux deux stades de vie	79
3.1.2. <i>Modèles retenus, prédictions et incertitude</i>	82
3.1.2.1. Exploration et structuration des données de CPUE	82
3.1.2.2. Descripteurs sélectionnés et validation des modèles	87
3.1.2.3. Effets des descripteurs	87
3.1.3. <i>Habitats spécifiques des espèces et variation temporelle</i>	90
3.1.3.1. Cartes de concentration des espèces	90
3.1.3.2. Contribution des habitats de juvéniles	90
3.1.3.3. Schémas simplifiés des habitats des espèces	91
3.2. DISCUSSION	100
3.2.1. <i>Structure des populations de Epinephelus aeneus, Pseudotolithus senegalensis et Pagellus bellottii</i>	100
3.2.1.1. Approche méthodologique sur l'extrapolation des stades de vie	100
3.2.1.2. Quantification et répartition des individus aux stades de vie juvéniles et adultes ...	101
3.2.2. <i>Modélisation et prédiction des abondances dans la zone ivoiro-ghanéenne</i>	103
3.2.2.1. Approche méthodologique : performance et limite des modèles d'habitats	103
3.2.2.2. Qualité prédictive et sensibilité aux descripteurs	105
3.2.3. <i>Habitats spécifiques des espèces Epinephelus aeneus, Pseudotolithus senegalensis et Pagellus bellottii et aux stades juvénile et adulte, et tendance temporelle</i>	106

CONCLUSION ET PERSPECTIVES	110
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	113
ANNEXES	145

Sigles, abréviations et acronymes

AMP	: Aire Marine Protégée
AUC	: <i>Area Under Curve</i>
CEEAC	: Communauté Economique des Etats de l’Afrique Centrale
CEDEAO	: Communauté Economique des Etats de l’Afrique de l’Ouest
CPUE	: Capture par Unité d’Effort
CRCFN	: <i>Coastal Resources Center and Friends of the Nation</i>
CRO	: Centre de Recherches Océanologiques
DEMERSTEM	: <i>DEMERSal ecosySTEMs</i>
DRAV	: Département Ressources Aquatiques Vivantes
ECE	: Ecosystème Côtier et Estuarien
FAO	: Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
GCLME	: Grand écosystème marin du Golfe de Guinée
GLM	: <i>Generalized Linear Model</i>
GOF	: <i>Good of Fitness</i>
IA	: Institut Agro, France
INN	: pêche Illicite, Non réglementée et Non déclarée
INP-HB	: Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny
IRD	: Institut de Recherches et de Développement
OHI	: Organisation Hydrographique Internationale
ORSTOM	: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
PESCAO	: Amélioration de la gouvernance régionale des pêches en Afrique de l'Ouest
SIG	: Système d’Information Géographique
UEMOA	: Union Economique et Monétaire Ouest Africaine
UJLoG	: Université Jean Lorougnon Guédé
UNA	: Université Nangui Abrogoua
ZEE	: Zone Economique Exclusive

Liste des tableaux

Tableau 1 : Longueur de la côte, la superficie du plateau et de la Zone Economique Exclusive (ZEE) des pays du Golfe de Guinée (modifié de GCLME, 2006)	8
Tableau 2 : Superficie de quelques habitats halieutiques (mangroves, marais salés et lagunes ouvertes) dans le Golfe de Guinée	11
Tableau 3 : Longueur et superficie des principaux fleuves et lagunes reliés à l’Océan Atlantique par les zones côtières de la Côte d’Ivoire et du Ghana, ainsi que la description de leur embouchure (allant de l’Ouest vers l’Est).....	20
Tableau 4 : Synthèse des tailles à la première maturité sexuelle des trois espèces cibles.....	39
Tableau 5 : Equation de Von Bertalanffy représentant les relations taille-poids des trois espèces cibles	40
Tableau 6 : Equation de Von Bertalanffy représentant les paramètres de croissance des trois espèces cibles.....	40
Tableau 7 : Méthodes de modélisation.....	46
Tableau 8 : Synthèse du jeu de donnée collecté des campagnes démersales effectuées sur le plateau continental de la zone d’étude	53
Tableau 9 : Caractéristiques et coordonnées géographiques des embouchures supposées à forte influence (source personnelle, 2024).....	62
Tableau 10 : Proportion des stations où les poissons étudiés ont été mesurés et non mesurés et nombre total de stations avec présence et occurrence de l’espèce	65
Tableau 11 : Taille et poids retenus pour la première maturité des espèces étudiées	65
Tableau 12 : Code couleur en fonction des intervalles de probabilité pour la définition des légendes	72
Tableau 13 : Résultats d’extrapolation des modèles	76
Tableau 14 : Valeurs extrêmes des densités calculées pour les poissons étudiés.....	81
Tableau 15 : Ajustement des modèles d’habitats	88
Tableau 16 : Résultats de la calibration et de la validation des sous-modèles	89
Tableau 17 : Contribution relative par superficie des juvéniles des espèces étudiées	98

Liste des figures

Figure 1 : Carte représentant les limites géographiques du Golfe de Guinée selon l’OHI et la Commission du Golfe de Guinée	8
Figure 2 : Représentation visuelle de la température moyenne de surface de la mer dans la région du Golfe de Guinée en saison marine chaude (A) et froide (B) sur la période 2010-2022	10
Figure 3 : Communauté d’espèces exploitées par la pêche artisanale maritime dans l’espace UEMOA	14
Figure 4 : Répartition dans le temps des débarquements de poissons de 1950 à 2019	14
Figure 5 : Zone d’étude, plateau continental Ivoiro-Ghanéen (source personnelle, 2024)	17
Figure 6 : Cartes montrant les principaux courants entre 0 et 100m de profondeur pour l’automne boréal (A) et le printemps boréal (B)	22
Figure 7 : Plage de roche à l’Est de Miamia (Ghana)	26
Figure 8 : Les eaux usées non traitées de la lagune de Korle déversées dans l’océan Atlantique, à Accra, au Ghana	29
Figure 9 : Le Mérou blanc <i>Epinephelus aeneus</i> (Arias, 2002a)	34
Figure 10 : L’Ombrine ou Sosso <i>Pseudotolithus senegalensis</i> (Arias, 2002b)	35
Figure 11 : Le Pageot <i>Pagellus bellottii</i> (Arias, 2000).....	36
Figure 12 : Cycle de vie des poissons marins.....	42
Figure 13 : Procédure générale pour la construction d’une carte d’habitat halieutique	44

Figure 14 : Chalut de fond.....	52
Figure 15 : Traits de chaluts par année pour les 3 projets en Côte d'Ivoire et au Ghana	52
Figure 16 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage des projets CHALCI (1978-1996)	55
Figure 17 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage des projets NANSEN (1999- 2019), Côte d'Ivoire - Ghana	55
Figure 18 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage du projet UEMOA (2015), Côte d'Ivoire - Ghana.....	57
Figure 19 : Arborescence des tables créés pour la base de données.....	57
Figure 20 : Carte bathymétrique du plateau continental de la zone ivoiro-ghanéenne.....	60
Figure 21 : Carte sédimentologique du plateau continental de la zone ivoiro-ghanéenne	60
Figure 22 : Rayon de 50 km autour des principales embouchures de la Côte d'Ivoire et du Ghana....	61
Figure 23 : Processus de résolution de l'enrichissement des données au calcul des CPUE (source personnelle)	65
Figure 24 : Stratégie de compilation des calques durant la construction des cartes d'habitats.....	73
Figure 25 : Information spatiale disponible pour la cartographie à l'unité de 15 secondes d'arc	73
Figure 26 : Poids moyen des poissons étudiés (mesurés et non mesurés) selon la bathymétrie	77
Figure 27 : Proportion de présence de juvéniles entre données réelles et données prédites.....	78
Figure 28 : Fréquence de taille issues des données brutes pour les espèces étudiées.....	80
Figure 29 : Variation des densités calculées par stade de vie.....	81
Figure 30 : Nombre d'échantillons par modalité	83
Figure 31 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez <i>Epinephelus aeneus</i>	84
Figure 32 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	85
Figure 33 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez <i>Pagellus bellottii</i>	86
Figure 34 : Prédiction et effet moyen des descripteurs d'habitats.....	89
Figure 35 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Epinephelus aeneus</i> avant les années 2000	92
Figure 36 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Epinephelus aeneus</i> après les années 2000	93
Figure 37 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Pseudotolithus senegalensis</i> avant les années 2000	94
Figure 38 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Pseudotolithus senegalensis</i> après les années 2000	95
Figure 39 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Pagellus bellottii</i> avant les années 2000	96
Figure 40 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de <i>Pagellus bellottii</i> après les années 2000	97
Figure 41 : Habitat simplifié de <i>Epinephelus aeneus</i> dans un plan de coupe du plateau continental dans le Golfe de Guinée entre les longitudes -7°31' et 1°12'.....	98
Figure 42 : Habitat simplifié de <i>Pseudotolithus senegalensis</i> dans une dimension spatiale plane dans le Golfe de Guinée entre les longitudes -7°31' et 1°12'	99
Figure 43 : Habitat simplifié de <i>Pagellus bellottii</i> dans un plan de coupe du plateau continental dans le Golfe de Guinée entre les longitudes -7°31' et 1°12'.....	99

Liste des annexes

Annexe 1 : Zone de pêche de selon le découpage de la FAO	146
Annexe 2 : Campagnes scientifiques démersales effectuées sur le plateau continental ivoiro-ghanéen avec une indisponibilité des données	147
Annexe 3 : Aires Marines Protégées dans le Golfe de Guinée	148
Annexe 4 : Quelques résultats de l'analyse préliminaire avec l'espèce <i>Epinephelus aeneus</i>	149
Annexe 5 : Résultats des modèles de <i>Epinephelus aeneus</i> (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte)	150
Annexe 6 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade juvénile de <i>Epinephelus aeneus</i>	151
Annexe 7 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade juvénile de <i>Epinephelus aeneus</i>	152
Annexe 8 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade adulte de <i>Epinephelus aeneus</i>	153
Annexe 9 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade adulte de <i>Epinephelus aeneus</i>	154
Annexe 10 : Résultats des modèles de <i>Pseudotolithus senegalensis</i> (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte).....	155
Annexe 11 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade juvénile de <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	157
Annexe 12 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade juvénile de <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	158
Annexe 13 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade adulte de <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	159
Annexe 14 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade adulte de <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	160
Annexe 15 : Résultats des modèles de <i>Pagellus bellottii</i> (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte)	161
Annexe 16 : Résultats graphiques du modèle de présence-absence au stade juvénile de <i>Pagellus bellottii</i>	162
Annexe 17 : Résultats graphiques du modèle de densité positive au stade juvénile de <i>Pagellus bellottii</i>	163
Annexe 18 : Résultats graphiques du modèle de présence-absence au stade adulte de <i>Pagellus bellottii</i>	164
Annexe 19 : Résultats graphiques du modèle de densité positive au stade adulte de <i>Pagellus bellottii</i>	165
Annexe 20 : Communication scientifique lors des doctoriales 2020 organisées à l'EDP/INPHB	166
Annexe 21 : Communication scientifique lors des doctoriales 2021, 2022 et 2023 organisées à l'EDP/INPHB	167
Annexe 22 : Résumé d'une communication conjointe Nord-Sud sur les habitats de <i>Epinephelus aeneus</i> à l'Amédée, le 06 Décembre 2022 à l'Ifremer Nantes, en France	168
Annexe 23 : Résumé d'une communication conjointe Nord-Sud sur les habitats de <i>Epinephelus aeneus</i> à la réunion régionale du PESCAO, en Avril 2023 à Abuja, au Nigéria.....	169
Annexe 24 : Article scientifique produit dans le cadre de la thèse	170

INTRODUCTION

Les écosystèmes côtiers et estuariens (ECE) abritent une grande diversité biologique qui fournissent des services écosystémiques (Barbier *et al.*, 2011). De nombreuses espèces marines qui présentent un intérêt pour la pêche effectuent au moins une partie de leur cycle de vie (reproduction, développement larvaire, stade de vie juvénile, stade de vie adulte) dans les zones côtières (Seitz *et al.*, 2014). Le stade de vie juvénile est une étape cruciale pour le recrutement et la survie de l'espèce (Able, 2005; van de Wolfshaar *et al.*, 2022). Il est fréquemment rencontré dans les zones côtières car les conditions de croissance et de protection contre les prédateurs sont optimales (Beck *et al.*, 2001). Cette tendance a été vérifiée dans les zones tempérées, mais aussi tropicales pour diverses ECE, à savoir les mangroves (Manson *et al.*, 2005), les herbiers marins (McDevitt-Irwin *et al.*, 2016) et les marais salants (Jänes *et al.*, 2020). Les systèmes lagunaires constituent également des zones de haute valeur dans les ECE pour les espèces marines.

Les systèmes côtiers lagunaires sont caractérisés, vis-à-vis du milieu marin, comme des zones peu profondes soumises à de faibles turbulences hydrologiques et des zones de dessalures vastes lorsqu'elles sont connectées à des fleuves. La température de l'eau y est souvent plus élevée que dans le milieu adjacent marin. Ces conditions engendrent des effets bénéfiques sur la reproduction, la survie et le développement des œufs et des larves (Amara *et al.*, 2000; Martinho *et al.*, 2013; Tsoukali *et al.*, 2016; Boyd *et al.*, 2018). Il en est de même pour le recrutement et la croissance des individus juvéniles et adultes (Vinagre *et al.*, 2012; Lourenço *et al.*, 2023). La salinité varie considérablement dans ces milieux et la teneur est toujours comprise entre celle des eaux douces et celle des eaux marines. Ce paramètre engendre une structuration des communautés de poissons, en raison de tolérances physiologiques différentes (Costa *et al.*, 2007; Henderson *et al.*, 2011; Pasquaud *et al.*, 2012; Cardoso *et al.*, 2015). De même, la turbidité est importante dans les systèmes lagunaires et les embouchures, en raison des matières en suspension transportées depuis les eaux continentales. Elle a pour conséquence de troubler la vision des espèces carnivores limitant ainsi le risque de prédation à vue (Chacin et Stallings, 2016; Lunt et Smee, 2020; Ortega *et al.*, 2020) ; ce qui fait de ces écosystèmes et des zones peu profondes des abris pour les espèces et leurs stades de vie fragiles (Rypel *et al.*, 2007).

Les écosystèmes côtiers sont souvent bordés d'une végétation particulière que sont les mangroves. Celles-ci favorisent au sein de leur environnement racinaire un réseau microbien riche et complexe qui assure une minéralisation de la litière, et des productions d'algues et de phytoplanctons variés (Rodriguez et Stoner, 1990). Ce micro-environnement est enrichi d'une présence de communautés zooplanctoniques diversifiées (Robertson *et al.*, 1988). Sous ses

racines échasses, les mangroves constituent des zones de nourricerie et de refuge de haute valeur pour les juvéniles de poissons (Nagelkerken, 2009; Igulu *et al.*, 2014; Lefcheck *et al.*, 2019). Les ressources halieutiques marines dépendent fortement ces nourriceries (Goñi *et al.*, 2011). L'abondance de leur stock est donc étroitement liée à la qualité de ces habitats.

La dégradation de ces habitats est en grande partie attribuable aux activités anthropiques. La déforestation (destruction des mangroves) et les activités d'urbanisation (Ortega *et al.*, 2020) réduisent la surface de ces habitats naturels. La forte densité humaine dans les zones littorales accentue la destruction de l'environnement marin et côtier par les pollutions industrielles, ménagères et agricoles (Pusceddu *et al.*, 2014; McConnaughey *et al.*, 2020). Ces pollutions parviennent à l'océan par les bassins versants ainsi que par les atteintes directes aux milieux marins. De même, la surexploitation des ressources halieutiques entraîne une baisse considérable de la biomasse des poissons disponible. Certaines méthodes de pêche pratiquant le chalutage de fond détruisent aussi les habitats benthiques marins (FAO, 2000; Koffie-Bikpo, 2010; Hiddink *et al.*, 2011). Ces pressions impactent négativement la productivité et la durabilité des stocks (Amador *et al.*, 2006; FAO, 2008; Koffie-Bikpo, 2010; Chatham House, 2013; Pauly et Zeller, 2016).

Le résultat de nombreuses études d'évaluations des stocks, notamment dans la zone Atlantique Centre-Est (Amponsah *et al.*, 2016; Tia *et al.*, 2017; Kouame *et al.*, 2020; FAO, 2022a), concluent que les stocks de certains poissons et invertébrés marins au cours des dernières décennies sont en déclin. Ce phénomène coïncide avec une dégradation généralisée de la qualité des habitats côtiers (Caddy, 2014), de sorte qu'il existe un besoin urgent de quantifier les rôles des habitats côtiers dans la régénération des populations qui en dépendent (Elliott *et al.*, 2016; Lipcius *et al.*, 2019). Selon Le Pape (2005), le renouvellement des ressources marines résulte (i) de l'importance de la biomasse féconde du stock et de la survie des stades précoces (œufs et larves) et (ii) de la contribution des nourriceries où se développent les stades juvéniles. Ainsi, est-il fondamental de protéger les habitats essentiels des espèces marines. Face à ces situations, la mise en place d'une approche écosystémique pour la gestion des pêches apparaît comme une solution idoine (Minns, 1997). L'un des concepts fondamentaux de l'approche écosystémique pour la gestion des pêches sous-tend que les habitats essentiels doivent être protégés (Lutchman, 2003; Valavanis *et al.*, 2008). Caractériser l'habitat nécessite une combinaison des données halieutiques et des dimensions spatiales et temporelles (Morrison *et al.*, 2001; Babcock *et al.*, 2005; Crec'hriou *et al.*, 2008; Valavanis *et al.*, 2008). Ainsi, la quantification, la cartographie et la valorisation des services des écosystèmes marins, et notamment de leurs fonctionnalités

en tant qu'habitats halieutiques essentiels, pourraient-elles modifier fondamentalement la prise de décision dans les environnements marins et côtiers (Guerry *et al.*, 2013).

Le Golfe de Guinée est une province biogéographique (Longhurst, 1995) avec des écosystèmes productifs, enrichis par d'importants apports d'eau douce et des upwellings saisonniers. Le paysage côtier reflète une abondance et une multiplicité d'habitats (mangroves, lagunes, marais salants, deltas, baies, embouchures de fleuves, etc.) (Adegoke *et al.*, 2010; Tang *et al.*, 2016; Buhl-Mortensen *et al.*, 2017; Haroun *et al.*, 2018; Mignard *et al.*, 2019; Bryan *et al.*, 2020; Okyere et Blay, 2020). Les habitats spécifiques des espèces marines, peu connus, ne concernent que ceux des tortues (Petrozzi *et al.*, 2021) et des oiseaux (Gbogbo *et al.*, 2013). Pour ce qui est des poissons, cette connaissance est particulièrement lacunaire. Cependant, des études descriptives sur la répartition spatiale des espèces dans le milieu ont été réalisées (Albaret, 1982, 1999; Caverivière, 1993; Le Loeuff *et al.*, 1993a; Durand *et al.*, 1994).

La présente thèse s'inscrit dans une problématique générale de préservation des espèces ciblées à la fois par les pêches artisanales et industrielles sur la zone ivoiro-ghanéenne. Trois espèces d'intérêt halieutique majeur ont été sélectionnées. Il s'agit du Thiof ou Mérou blanc (*Epinephelus aeneus*), du Sosso ou Ombrine (*Pseudotolithus senegalensis*) et du Pageot (*Pagellus bellottii*) respectivement rencontrés dans les zones côtières les moins profondes vers les zones relativement profondes.

Le Mérou blanc est la plus importante des espèces de Mérous en termes de captures. Il a des valeurs commerciale et culturelle élevées (son image est marquée sur un billet de banque de l'Afrique de l'Ouest). Cependant, ses débarquements restent faibles : 127 tonnes en 2019, soit 0,1% des captures démersales qui contribuent à 0,4% de la valeur commerciale dans la zone économique et exclusive (ZEE) de la Côte d'Ivoire et du Ghana (Derrick, 2020; Polido *et al.*, 2020). Cette espèce est considérée comme surexploitée dans la zone d'étude (Dongo *et al.*, 2010). L'Ombrine est une espèce économiquement importante (Sossoukpe *et al.*, 2013b) avec 7 432 tonnes débarquées soit 3,4% des captures démersales en 2019 et 3,8% des valeurs commerciales (Derrick, 2020; Polido *et al.*, 2020). L'Ombrine est classée parmi les espèces surexploitées dans la zone d'étude (Okyere et Blay, 2020; FAO, 2022a). Le Pageot est l'espèce la plus répandue de la famille des Sparidés ; il représente 2,5% pour 5 438 tonnes des captures démersales et atteint 4,6% des valeurs commerciales en 2019 (Derrick, 2020; Polido *et al.*, 2020) ; il est considéré en pleine exploitation dans la zone d'étude (Sylla *et al.*, 2017; Kouame *et al.*, 2020; FAO, 2022a).

Par ailleurs, le niveau d'exploitation de ces espèces nécessite des mesures de gestion efficaces. Dans les ZEE de la Côte d'Ivoire et du Ghana, ces mesures de gestion, en partie, sont axées sur la mise en place de repos biologiques. Ils consistent en une interdiction temporaire d'une durée de 1 (juillet) à 2 (juillet-août) mois pour les flottilles de pêche artisanale et industrielle, respectivement. L'existence de l'Aire Marine Protégée de Grand-Béréby (à l'Ouest de la Côte d'Ivoire) et des parcs côtiers contribuent également à la protection des populations de poissons marins.

L'objectif général de cette étude est de contribuer à la gestion écosystémique des pêches. L'un des principaux axes de cette gestion est l'identification des habitats. Cette identification se focalisera sur les habitats de juvéniles et d'adultes. En outre, il consiste à déterminer les zones fonctionnelles de ces trois espèces cibles de poissons osseux aux stades juvénile et adulte. Plus spécifiquement, il s'agit :

- d'identifier les stades de vie juvéniles et adultes des poissons au sein de données halieutiques ;
- d'analyser quantitativement les interactions entre les données halieutiques et les descripteurs d'habitats ;
- de produire des cartes de concentration d'abondance relative des espèces cibles pour les deux stades de vie (juvénile et adulte).

Dans ce manuscrit, la première partie est consacrée à la description de la zone d'étude et ses caractéristiques écologiques, les généralités sur l'écologie et la biologie des trois espèces cibles, et une synthèse sur les méthodes de recherche couramment utilisées pour analyser les objectifs spécifiques de cette étude. Ensuite, c'est dans une deuxième partie, le matériel et les méthodes sont présentés. Les résultats obtenus et la discussion sont présentés dans une troisième partie.

PARTIE 1 : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Golfe de Guinée

1.1.1. Définitions et limites

Le Golfe de Guinée est situé au milieu de la façade de l'Atlantique Centre-Est (Figure 1, Annexe 1), au centre du continent africain. Ses limites géographiques varient selon les auteurs et les contextes (maritime, piraterie, politique) (Chatham House, 2013; Bassou, 2014; Tamekamta, 2015). Une délimitation large de la zone conçoit le Golfe de Guinée comme allant du Sénégal au nord à l'Angola au sud (Bassou, 2014; Nchare, 2016). Une autre définition, plus restreinte, le cantonne à la partie du littoral africain de l'Atlantique, limitée au nord par la Côte d'Ivoire, et au sud par le Gabon.

Partant de cette dernière définition et tenant compte des deux organisations politiques sous-régionales (CEEAC et CEDEAO) (Tamekamta, 2015), le Golfe de Guinée est constitué de dix pays littoraux : la Côte d'Ivoire, le Ghana, le Togo, le Benin, le Nigéria, le Cameroun, la Guinée équatoriale, le Gabon, Sao-Tomé et Príncipe et le Congo Brazzaville (Bassou, 2014).

1.1.2. Description physique

Les pays côtiers du Golfe de Guinée, présentent globalement une côte rocheuse avec des plages de sable fin. Les caractéristiques géomorphologiques principales du plateau continental englobent diverses formations sous-marines. On y observe des crêtes de sable ondulantes, des canyons, des goulets, des bancs de coraux morts datant de l'Holocène, des zones de sol dur ainsi que des fonds rocheux (Awosika et Ibe, 1994; GCLME, 2006). Des canyons sous-marins sont présents en différents endroits : par exemple, près du canal de Vridi (connu sous le nom de Trou Sans Fond) en Côte d'Ivoire, à l'ouest du Nigeria (dans la région d'Avon Deep), dans la zone du delta de la Volta au Ghana, le long de la côte ouest du delta du Niger (dans le canyon de Mahin), ainsi que près de l'estuaire de Calabar, tous deux situés au Nigeria (GCLME, 2006; Peter et Badejo, 2006).

Les ZEE dans le Golfe de Guinée varient entre 2 100 et 283 000 km² selon les pays, avec des proportions relatives à la longueur de la côte et de la superficie du plateau continental (Tableau 1). La Côte d'Ivoire, le Togo, le Nigéria, la Guinée équatoriale et le Sao Tomé-et-Príncipe possèdent une marge continentale étroite tandis que les autres pays du Golfe de Guinée possèdent une marge continentale plus large.

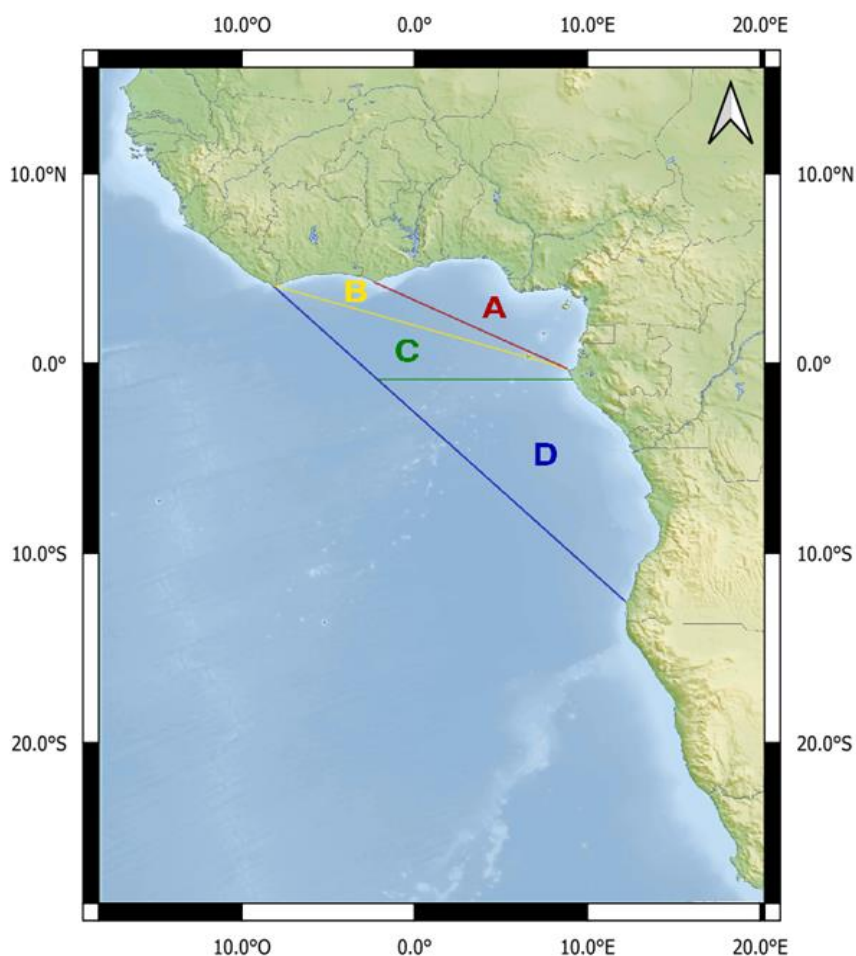


Figure 1 : Carte représentant les limites géographiques du Golfe de Guinée selon l’OHI et la Commission du Golfe de Guinée (modifiée en ajoutant les coordonnées géographiques d’après Sémhur, 2014)

* A ou Golfe intérieur, * AB ou Golfe selon l’OHI, * ABC ou Golfe tel que le plus couramment entendu, * ABCD ou Golfe selon la Commission du Golfe de Guinée

Tableau 1 : Longueur de la côte, la superficie du plateau et de la Zone Economique Exclusive (ZEE) des pays du Golfe de Guinée (modifié de GCLME, 2006)

Pays	Longueur de la côte (km)	Superficie du plateau continental (km ²)	ZEE (km ²)
Côte d’Ivoire	566	12 200	200 000
Ghana	590	23 700	225 000
Togo	50	1 300	2 100
Bénin	125	3 100	27 100
Nigéria	853	46 300	210 900
Cameroun	402	10 600	15 400
Guinée Équatoriale	296	14 710	283 200
Gabon	950	46 000	213 000
Congo Brazzaville	169	11 300	60 000
Sao Tomé et Príncipe	209	1 459	160 000

La température de la surface de l'eau dans le Golfe de Guinée permet de distinguer une nette saisonnalité entre les saisons chaudes et froides (Figure 2). La température moyenne des eaux de surface est d'environ 29°C en saison chaude (mars à mai, période 2010-2022). Elle est plus basse en saison froide (juillet à octobre, période 2010-2022), à environ 27°C, avec l'effet des apports des fleuves continentaux.

1.1.3. Diversité des habitats

Le littoral de la région abrite une grande diversité d'écosystèmes formés de zones humides, de mangroves, de lagunes côtières ouvertes et fermées, d'estuaires et d'herbiers marins (GCLME, 2006; UNEP, 2007).

Les zones humides se définissent comme des écosystèmes caractérisés par une végétation intertidale, des marais salants, des îles, des bancs sableux, des promontoires et des vasières, générés par la conjonction des mouvements des eaux douces et salées (courants et marées) et des dépôts de limon ou de sable (Skinner *et al.*, 1994). Elles recèlent d'importantes quantités de sels nutritifs apportées par les fleuves sous l'effet des eaux de pluies lessivées, qui favorisent la production primaire. C'est le cas de la zone marécageuse formée du delta du Niger. Elle est colonisée par des mangroves entrecoupées de chenaux fluviaux soumis à l'influence des marées (GCLME, 2006). Ce delta abrite l'une des plus grandes forêts de mangroves au monde avec une superficie estimée à 6 894 km² (Macintosh et Ashton, 2003; Watch, 2023). Les mangroves sont représentées par 18 familles de végétaux (Rhizophoraceae, Avicenniaceae, Combretaceae, Papilionaceae, Adiantaceae, Gramineae, Palmaceae, Mimosaceae, Loganiaceae, Poaceae, Arecaceae, Ficoidaceae, Malvaceae, Convolvulaceae, Portulacaceae, Cyperaceae, Moraceae, Typhaceae). Quelques espèces (*Rhizophora sp*, *Conocarpus sp*, *Avicennia sp*, *Mitragyna inermis*, *Languncularia sp*) sont dominantes (Tableau 2, GCLME, 2006; Bryan *et al.*, 2020). Quatre bassins majeurs (Comoé, Volta, Niger, Congo) favorisent la présence des zones humides dans le Golfe de Guinée à travers les apports fluviaux (UNEP, 2004). D'autre part, les zones humides jouent un rôle crucial en tant qu'habitat pour les oiseaux migrateurs et aquatiques, les poissons et les crustacés (Bhowmik, 2020; Conlisk *et al.*, 2023).

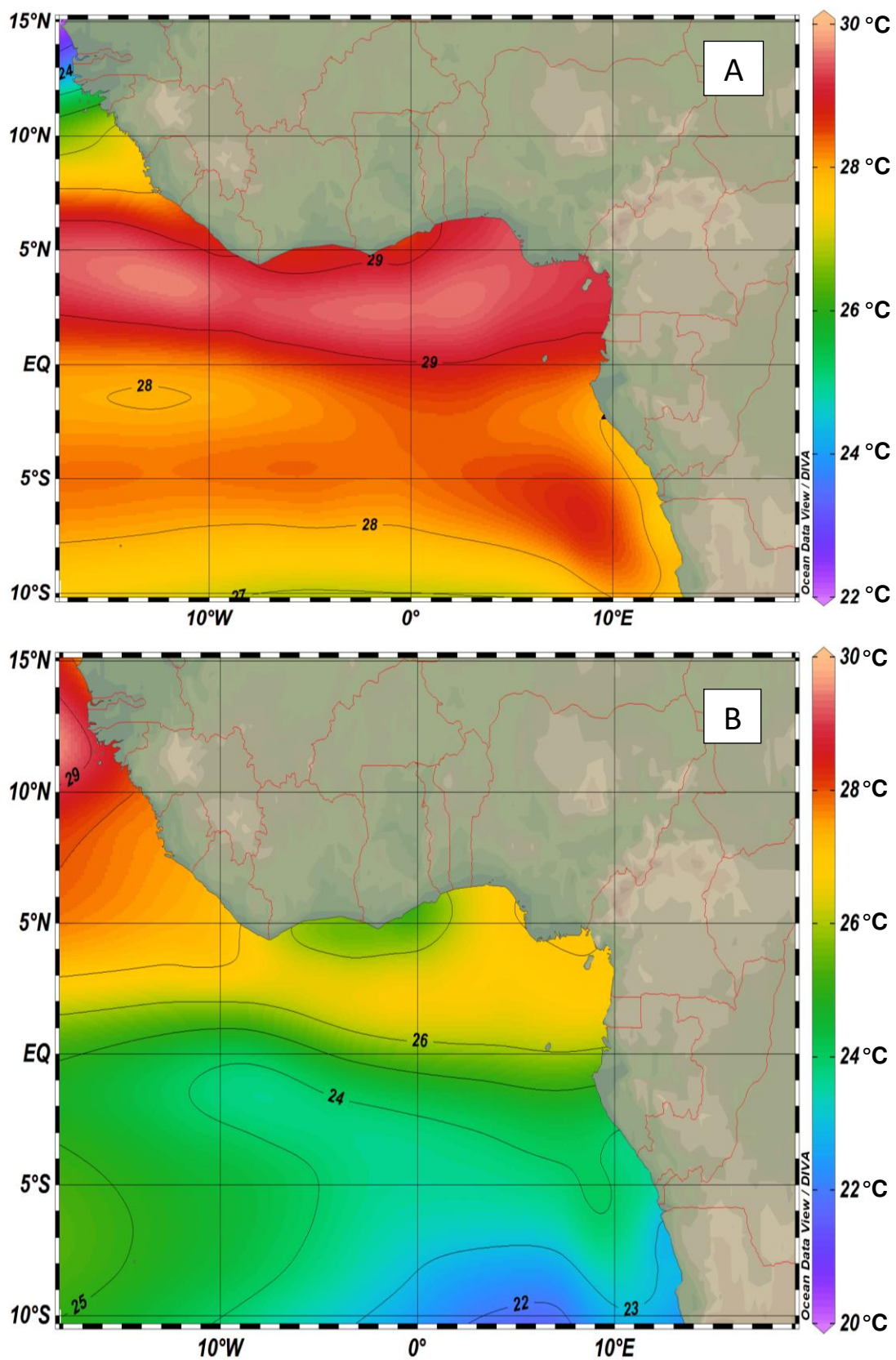


Figure 2 : Représentation visuelle de la température moyenne de surface de la mer dans la région du Golfe de Guinée en saison marine chaude (A) et froide (B) sur la période 2010-2022 (données d'après NASA Ocean Biology Processing Group, 2023)

Tableau 2 : Superficie de quelques habitats halieutiques (mangroves, marais salés et lagunes ouvertes) dans le Golfe de Guinée (données complétées d'après Lee *et al.*, 2006; Anoh, 2010; Fatoyinbo et Simard, 2013)

Pays	Mangroves (km ²)	Marais salés (km ²)	Lagunes ouvertes	
			Nom	Superficie (en km ²)
Côte d'Ivoire	32	501	Ebrié	566
			Aby	426
			Grand Lahou	190
			Fresco	17 à 29
Ghana	76	532	Mukwe	8
			Amisa	3
			Beya	4,5
			Korle	20
			Sakumo	2,7
Togo	200	5 200	Togoville	11,7
			Vogan	10,5
Bénin	18	111	Ouidah	40
Nigeria	8 573	888	Lekki	247
			Lagos	500 à 600
Cameroun	1 483	564	-	-
Guinée Equatoriale	181	434	-	-
Gabon	1 457	1 032	Nkomi	720
			Ndogo	487
Congo	15	155	Conkouati	24
Sao Tomé et Príncipe	0,8	206	-	-

Quant aux lagunes côtières, ce sont des étendues d'eau séparées de la mer par le littoral. Elles sont productives en raison de leur contribution à la biomasse des espèces aquatiques. Elles jouent un rôle important dans la production des pêcheries. Environ une vingtaine de lagunes longent les côtes du Golfe de Guinée avec des superficies variables (2,7 à 720 km², Tableau 2). Elles abritent des espèces d'eau douce, d'eau saumâtre et d'eau marine (Le Loeuff *et al.*, 1993a).

Les herbiers marins sont peu développés dans la région avec une présence bien définie à São Tomé-et-Principe et au Ghana et des indications de leur présence dans d'autres estuaires et embouchures de deltas (Alexandre *et al.*, 2017). De même que les herbiers, les récifs coralliens sont peu étudiés à l'échelle du Golfe de Guinée ; ils sont considérés comme absents en raison des courants Benguela et Canaries (GCLME, 2006). Des observations récentes ont toutefois décrit des récifs au Ghana et à Sao Tomé et Principe (Buhl-Mortensen *et al.*, 2017; Morais et Maia, 2017).

Les plages de sable sont en général réparties le long du littoral des côtes de la zone et sont des écosystèmes importants pour la nidification des tortues marines. Cependant, elles sont exposées à des courants forts et à la houle, ce qui les rend très vulnérables (Koffi *et al.*, 1993).

La région dispose d'environ 14 Aires Marines Protégées (Annexe 3), mais elles ne sont pas réparties dans toutes les zones biogéographiques. Le Gabon dispose du plus grand réseau de réserves marines protégées en Afrique (Parker, 2017). Ces réserves jouent un rôle dans la protection des écosystèmes et des espèces endémiques et/ou menacées. Elles permettent également la séquestration du carbone (McKenzi et Reuchlin-Hugenholtz, 2015).

1.1.4. Pêche et ressources exploitées

Les ressources halieutiques du Golfe de Guinée comprennent les petits pélagiques notamment les sardinelles et l'aloise, les grands pélagiques (les thons et les istiophoridés), les crustacés et les mollusques (les crevettes, les homards et les seiches) et les espèces démersales (les sparidés et les courbines). Elles sont exploitées à la fois par des flottes artisanales et industrielles (Mensah et Quatey, 2002). Une troisième catégorie, peu populaire est la pêche récréative.

1.1.4.1. Pêche artisanale

Dans cette région, la pêche artisanale constitue une activité importante qui contribue à la subsistance des communautés côtières. Cette forme de pêche est également appelée « pêche à petite échelle » (Reyes *et al.*, 2015). Elle s'effectue dans les lagunes et en mer dans les eaux peu profondes. Seuls les plus expérimentés s'aventurent dans les eaux relativement profondes (50-100 m, Domingo, 1980). Elle se caractérise par l'utilisation de pirogues fabriquées artisanalement principalement en bois. Les techniques de pêche sont relativement simples et elles utilisent des engins traditionnels (éperviers, sennes de plage, palangre, acadjas, dragues, filets maillants ; (D'Almeida *et al.*, 2017; Chavance et Morand, 2020). Ces engins permettent de capturer différentes espèces de poissons présentes dans les eaux côtières. Leur utilisation varie en fonction des conditions locales, des moyens financiers et humains des pêcheurs artisanaux. Globalement cette pêche cible les poissons d'eaux saumâtres et marines (espèces pélagiques et démersales) et les crustacés (Figure 3).

1.1.4.2. Pêche industrielle

Elle est subdivisée en pêche industrielle chalutière, sardinière, crevette et thonnière (Caverivière et Marcille, 1978). La pêcherie chalutière exploite principalement les espèces de poissons démersales dont les communautés des scianidés, des sparidés et des lutjanidés sont les plus représentatives (Domain *et al.*, 1993). Ces importantes ressources halieutiques ont attiré dans cette zone de nombreuses flottes de pêche nationales et/ou étrangères. La FAO (2022b) a estimé les débarquements de la pêche de toute la région dont fait partie la Côte d'Ivoire et le Ghana (zone 34, Atlantique Centre-Ouest, Annexe 1) à environ 1,5 million de tonnes durant l'an 2019. Les fluctuations des débarquements indiquent une instabilité de la biomasse et une surexploitation des ressources halieutiques (Figure 4 ; Ayilu *et al.*, 2023).

Le secteur de la pêche, qu'il soit artisanal ou industriel, est créateur d'emplois et de richesse pour les habitants ; il apporte également une contribution directe non négligeable au budget des pays côtiers. L'une des recettes de ce secteur correspond aux « droits de pêche » ou « droits d'usage » ou « licences d'exploitation ». Les licences sont accordées aux navires étrangers qui souhaitent pêcher dans la ZEE d'un pays. Ces licences s'appliquent à la pêche continentale et maritime (industrielle ou artisanale) (Tallec et Kébé, 2006).

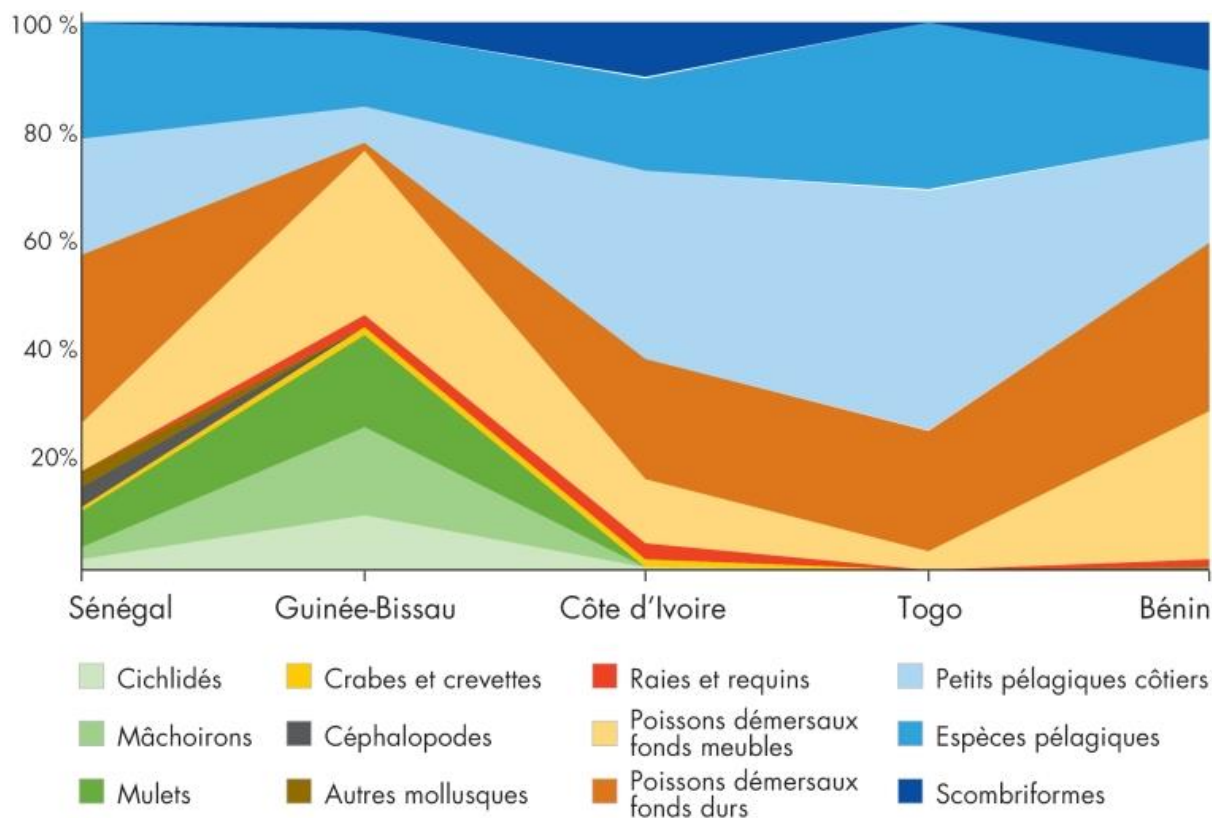


Figure 3 : Communauté d'espèces exploitées par la pêche artisanale maritime dans l'espace UEMOA (d'après Chavance et Morand, 2020)

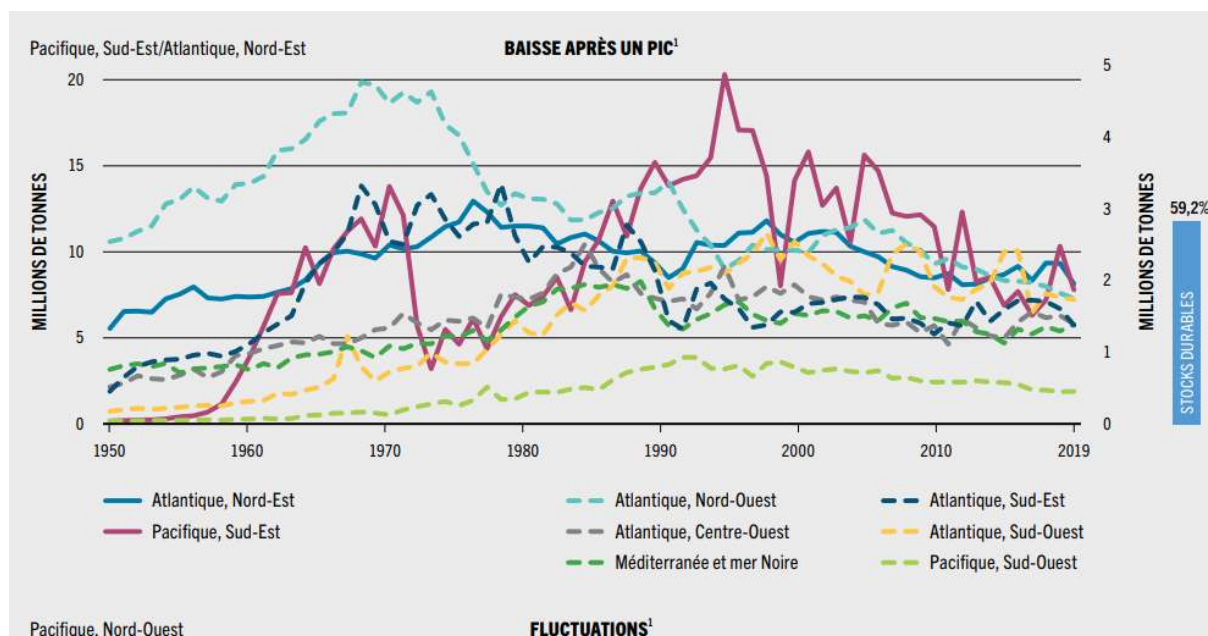


Figure 4 : Répartition dans le temps des débarquements de poissons de 1950 à 2019 (d'après FAO, 2022a)

La répartition dans le temps et dans l'espace des ressources halieutiques est caractérisée par des stocks considérés comme résidents du pays, des stocks partagés, des stocks chevauchants et des stocks migrants (GCLME, 2006). En outre, les pêcheries nationales sont également soutenues par des stocks des pays voisins.

1.1.4.3. Pêche récréative

La pêche récréative est peu développée dans la région contrairement à la zone du courant des Canaries, où elle attire les pêcheurs au trophée. Il existe un potentiel de développement similaire dans le GCLME. En plus de l'augmentation du tourisme dans la région, l'industrie de la pêche récréative pourrait jouer un rôle dans le développement économique et représenter des moyens de subsistance complémentaires pour les parties prenantes (GCLME, 2006).

1.2. Milieu côtier et plateau continental Ivoir-Ghanéen

La zone d'étude de ce projet constitue une sous entité du Golfe de Guinée. Elle concerne le plateau continental de la Côte d'Ivoire et du Ghana (Figure 5), entre les longitudes 7,5°W et 1,2°E. Ce plateau a une superficie estimée à 33 009 km² allant de la zone côtière jusque dans les profondeurs de 150 m. Il est étroit avec une largeur comprise entre 12 et 35 km du cap de Palmes, à l'Ouest, à la frontière du Libéria, jusqu'à Abidjan devant un canyon. Au-delà, le plateau devient plus large et atteint rapidement 100 km entre Takoradi et Cape Coast. Il rétrécit de nouveau vers l'Est jusqu'au Cap Saint-Paul. Cette zone est soumise à d'importantes contraintes hydrologiques dues aux apports continentaux.

1.2.1. Caractéristiques géomorphologiques

Dans l'Ouest, à partir de la frontière du Libéria jusqu'à Fresco (Figure 5), le socle est directement au contact de la mer. Il forme une côte rocheuse relativement basse dont l'altitude s'élève légèrement d'Ouest en Est (20 à 50 m jusqu'à San Pedro, 50 à 100 m de San Pedro à Sassandra (Le Loeuff *et al.*, 1993a). Cette partie du littoral présente un dessin en échelons avec une succession de tronçons rectilignes séparés par des décrochements qui abritent des anses peu protégées des houles. Cette zone ne subit qu'une faible érosion, les masses de sables disponibles sont faibles ; de plus, l'existence des caps s'oppose, ou, du moins, freine le transport littoral.

De Fresco à Assinie (Grand-Bassam), le socle est recouvert d'un manteau sédimentaire. Des masses considérables de sables quaternaires sont stockés dans de puissants cordons littoraux (Le Loeuff *et al.*, 1993b). Ces cordons sableux, marins, prennent une plus grande importance

et isolent l'océan des ensembles lagunaires (Grand-Lahou, Ebrié et Aby). On peut observer dans cette zone des falaises d'érosion de 1 à 2 m de hauteur qui entaillent les cordons anciens ; le recul de la côte est attesté par la présence de cocotiers déracinés et de villages déplacés.

D'Assinie à l'estuaire de l'Ankobra (près d'Axim), la côte comprend des plages de sable fin en pente douce adossées à des lagunes côtières. Les sédiments formant ces plages proviennent probablement des rivières Ankobra et Tano (Armah et Amlalo, 1998).

De l'estuaire de l'Ankobra jusqu'à la lagune de Laloi, à l'Ouest de Prampram, la côte est escarpée de promontoires rocheux et de bancs de sable avec des broches enserrant des lagunes côtières. La morphologie de cette côte est influencée par les sédiments provenant d'une série de rivières : principalement, Densu, Ayensu, Nakwa, Pra et Ankobra. Les sédiments ont tendance à être confinés dans des creux entre les promontoires rocheux. Les plages le long de certaines parties de cette côte sont assez stables (Armah et Amlalo, 1998).

De la lagune de Laloi, à l'Ouest de Prampram à Aflao (frontière togolaise), à l'Est, c'est une longue plage de sable érodée où la hauteur des vagues dépasse souvent le mètre dans la zone de surf (Ly, 1980). Les autres caractéristiques comprennent des plages et des barres rocheuses qui confinent les lagunes. Cette zone comprend un fleuve majeur, la Volta, qui tend à influencer sa géomorphologie. La géologie de surface de la zone est composée de sédiments fluviaux provenant du fleuve Volta, ainsi que de sédiments marins et fluvio-marins. Les plages de barrière, composées de sable moyen à grossier, s'élèvent à environ 2 m au-dessus du niveau moyen des mers.

Le plateau continental est peu accidenté dans son ensemble, il présente une pente régulière jusqu'à l'isobathe des 120 mètres où cette dernière s'accentue. Selon Martin (1973a), par commodité, la limite du plateau continental est considérée à l'isobathe de 120 m. On signale sur une distance importante, la présence de bancs rocheux parallèles à la côte entre les isobathes des 55 et 100 m et des affleurements rocheux dans la partie occidentale du plateau entre 0 et 50 m (Martin, 1977). Le reste du plateau comprend des fonds meubles vaseux, sableux et vase-sableux associés à des débris organiques (FAO, 1991). Par ailleurs, la morphologie du domaine profond est fortement marquée par la présence d'un canyon sous-marin appelé « Trou-sans-Fond » (profondeur supérieure à 3000 m, Buchanan, 1887) qui entaille la marge, de la côte à la plaine abyssale. Il est situé devant la ville d'Abidjan, en Côte d'Ivoire.

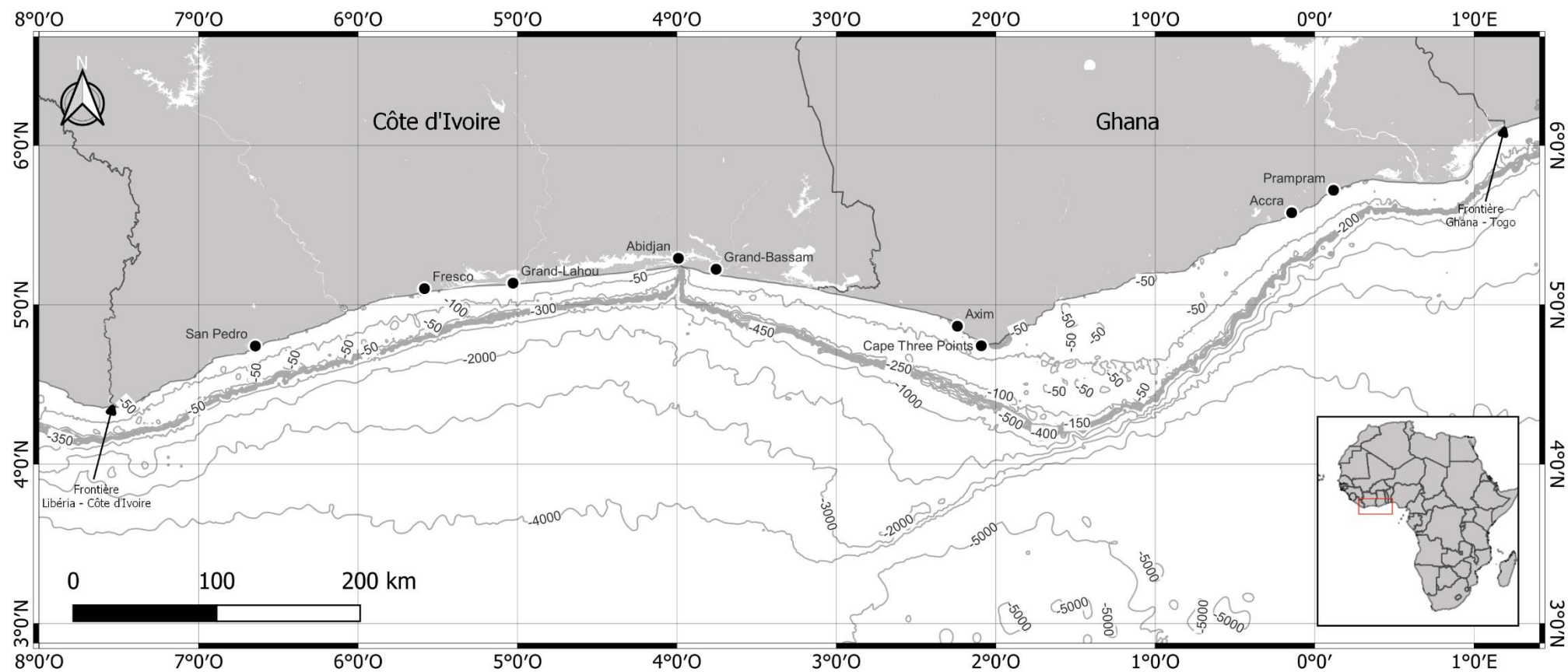


Figure 5 : Zone d'étude, plateau continental Ivoirio-Ghanéen (source personnelle, 2024)

Le fond marin au large de l'embouchure de la Volta, où l'isobathe de 20 m atteint la limite du plateau continental, consiste en un grand delta sous-marin formé de dépôts fluviaux. Hormis cette particularité physiographique, le plateau continental Est (Ghana) ne présente pas d'irrégularité notable, à l'exception d'une ceinture de coraux de madrépores morts à 75 m de profondeur, au début de la pente (FAO, 1991).

1.2.2. Couverture sédimentaire

Tout le rivage est soumis à des actions morphodynamiques intenses. De nombreux petits cours d'eau, à cause de leur faible débit ($<400 \text{ m}^3/\text{s}$), n'arrivent pas à franchir les cordons littoraux. Ils inondent ainsi les bas-fonds, créant de vastes zones marécageuses et n'arrivent à l'océan qu'épisodiquement lors des crues (Kébé *et al.*, 1997). Les grands fleuves, estuaires et deltas (Sassandra, Bandama, Comoé, Ankobra, Pra, Ayensu, Densu, Volta) créent les zones vaseuses du plateau continental.

Globalement, les sédiments sur le plateau continental peuvent être associés en cinq groupes (Martin, 1973a; Koranteng, 2001), il s'agit notamment de :

- **sables quartzeux** : ils sont dominés par le quartz et repartis en plusieurs catégories : les sables grossiers (entre 1,5 et 2,5), les sables moyens ($>1,5$), les sables fins ($<1,5$) et les sables très fins (~ 1) ;
- **sables organogènes et vaseux quartzeux** : ils sont rares. On les rencontre dans les affleurements rocheux, en bordure de sable, de même que les sables vaseux quartzeux coquilliers à « faecal-pellets » ;
- **sables vaseux et vases sableuses, organogènes** : ils contiennent de 50 à 90% d'éléments de dimension supérieure à 50 microns et une teneur en carbonate pouvant atteindre 75% du sédiment total ;
- **sédiments à pelotes fécales** : ces sédiments sont en général constitués de débris organogènes, de grains de quartz et jusqu'à 75% de pelotes fécales ;
- **vases** : elles contiennent plus de 75% de lutites. Les particules en suspension provenant des cours d'eau côtiers entraînées par le courant de surface, sont reprises par les sous-courants en profondeur. Elles forment une masse vaseuse d'une épaisseur maximum de 10 m mais beaucoup plus souvent voisine de 5 m.

1.2.3. Réseaux hydrographiques

Le plateau continental de la zone d'étude reçoit des apports importants des eaux continentales. Les zones de connexion sont multiples et communiquent avec l'Océan Atlantique via des systèmes lagunaires, des estuaires ou deltas (Tableau 3). Ses lagunes sont approvisionnées par des puissants fleuves (Bandama et Comoé respectivement pour les lagunes de Grand-Lahou et Ebrié) et les autres par de plus petits fleuves.

D'autre part, durant l'ère coloniale, des aménagements du réseau lagunaire ont été effectués dans la zone ivoirienne pour faciliter la navigation entre les lagunes de Grand-Lahou, Ebrié et Aby. Il s'agit notamment : du canal d'Asagny (creusé en 1939, reliant la lagune de Grand-Lahou à la lagune Ebrié), du canal d'Assinie (mis en place entre 1955 et 1957, reliant la lagune Ebrié à la lagune Aby) et du canal de Vridi (creusé en 1950, il connecte la lagune Ebrié à l'Océan Atlantique, Anoh, 2010).

1.2.4. Caractéristiques océaniques

1.2.4.1. Courants marins

Le Golfe de Guinée est une vaste étendue d'eau de l'Océan Atlantique Centre-Est, qui s'étend du Cap de Palmes au Libéria jusqu'au Cap de Lopez au Gabon (IHO, 1953; IHO et Sieger, 2012) englobant les plateaux continentaux de la Côte d'Ivoire et du Ghana. La circulation des eaux dans les couches superficielles est principalement conditionnée par le régime des alizés.

Entre le Cap de Palmes et le Cap des Trois Pointes (Ghana), on observe deux courants (Figure 6). Un courant de surface connu sous le nom de courant de Guinée et un sous-courant opposé au premier. Le courant de Guinée provient du contre-courant équatorial intensifié par les vents du Sud à Sud-Ouest. Il s'effectue d'Ouest en Est avec un débit, estimé dans les années 1970, à 100 000 m³/s (Lemasson et Rebert, 1973). Il est maximum durant l'été boréal et minimum durant l'hiver (Arnault, 1987). En réponse au vent, le courant de Guinée est intensifié au cours de l'été provoquant la remontée de la thermocline vers le Nord pour satisfaire l'équilibre géostrophique favorisant ainsi l'apparition d'un upwelling côtier vers 5°N le long des côtes du Golfe (Guiavarc'h, 2007).

En subsurface, le principal courant de l'océan Atlantique tropical est le Sous-Courant Equatorial (Hisard et Morlière, 1973). Il est alimenté par des eaux chaudes et salées provenant des régions subtropicales via la rétroflexion du Courant Nord Brésilien (Peterson et Stramma, 1991).

Tableau 3 : Longueur et superficie des principaux fleuves et lagunes reliés à l’Océan Atlantique par les zones côtières de la Côte d’Ivoire et du Ghana, ainsi que la description de leur embouchure (allant de l’Ouest vers l’Est) (complété d’après Gordon, 1987; Le Loeuff *et al.*, 1993a)

Pays d'origine	Principaux cours d'eau reliés à l'Océan	Longueur (km)	Superficie des bassins versants et des lagunes (km ²)	Description de l'embouchure
Côte d'Ivoire	Fleuve Cavally	700	28 800 (dont 15 000 km ² en Côte d'Ivoire (CI))	Estuaire
	Fleuve San Pedro		3 300	Estuaire
	Fleuve Sassandra	650	75 000 (67 000 en CI)	Estuaire
	Lagune Fresco (N’Gni)		17 à 29	Grau
	<i>Fleuve Niouniourou</i>		1 791	
	<i>Fleuve Boubo</i>	130	5 100	
	<i>Fleuve Go</i>			
	Lagune de Grand-Lahou		190	Grau
	<i>Fleuve Bandama</i>	1 050	97 000	
	Lagune Ebrié		566	Grau, canal
	<i>Fleuve Agnéby</i>	200	8 900	
	<i>Fleuve Mé</i>	140	4 300	
	<i>Fleuve Comoé</i>	1 160	78 000 (57 300 en CI)	
	Lagune Aby		426	Grau
	<i>Fleuve Tabou</i>		810	
	<i>Fleuve Soumié</i>			
	<i>Fleuve Tano</i>	400	15 000 (13 900 au Ghana)	
Ghana	Fleuve Ankobra	190	8 460	Estuaire
	Fleuve Pra	240		Estuaire
	Fleuve Densu	120	2 600	Estuaire
	Lagune Mukwe		8	Estuaire
	Lagune Amisa		3	Grau
	Lagune Benya		4,5	Grau
	Densu delta (Sakumo)			Delta, site RAMSAR
	Lagune Sakumo I		20	Canal
	Lagune Korle		2,7	Estuaire
	Fleuve Volta	1 599	400 000	Estuaire

La circulation dans les couches intermédiaires et profondes de cette zone océanique est fortement liée à la circulation thermohaline globale (Guiavarc'h, 2007). Dans les couches intermédiaires, entre 500 et 1200 m, la circulation est essentiellement alimentée par de l'eau Antarctique intermédiaire originaire du passage de Drake puis advectée vers le Nord par le courant des Falklands (Larqué *et al.*, 1997).

La marée est du type semi-diurne avec de fortes inégalités diurnes (coefficient de Van der Stock de 0,26) à l'Ouest de la zone d'étude et des marées de type diurne vers l'Est (Lemasson et Rebert, 1973; Kouassi *et al.*, 2016; Okyere, 2018). On observe donc deux basses mers par jour ; mais les hauteurs présentent de fortes irrégularités dues à la présence de l'onde diurne. Le marnage dépasse rarement 1,5 mètre en vives-eaux et peut descendre jusqu'à 0,4 mètre en mortes-eaux (Martin, 1977).

1.2.4.2. Saisons marines

Cette zone est soumise à quatre saisons marines (Koranteng et McGlade, 2001) :

- une petite saison froide (fin décembre à début janvier), avec une résurgence d'eau océanique froide (24-25°C) et salée (salinité supérieure à 35 ‰) ;
- une grande saison chaude (mars à mai) ; les eaux océaniques provenant du large s'installent devant la Côte d'Ivoire. Leur température oscille entre 27 et 28°C. La salinité est proche de 35 ‰ ;
- une grande saison froide (juillet à octobre), la Côte d'Ivoire est affectée par un fort upwelling avec une intensité maximale située devant le Ghana. La salinité des eaux marines côtières est d'environ 35 ‰ et la température de l'eau est inférieure à 23°C ;
- une petite saison chaude (novembre à décembre) ; les eaux guinéennes chaudes d'environ 28°C et dessalées (salinité inférieure à 35 ‰) recouvrent l'upwelling (Kébé *et al.*, 1997).

Des upwellings sont signalés au cours des deux saisons froides et amènent en surface des eaux riches en sels nutritifs susceptibles de développer de fortes productions phytoplanctonique et zooplanctonique (Binet, 1983). La productivité de l'écosystème est donc fortement influencée par l'intensité de ces upwellings saisonniers dont le régime semble s'être intensifié au cours de ces dernières années (Kébé *et al.*, 1997). Cette productivité est renforcée par les apports terrigènes des fleuves en période de crue.

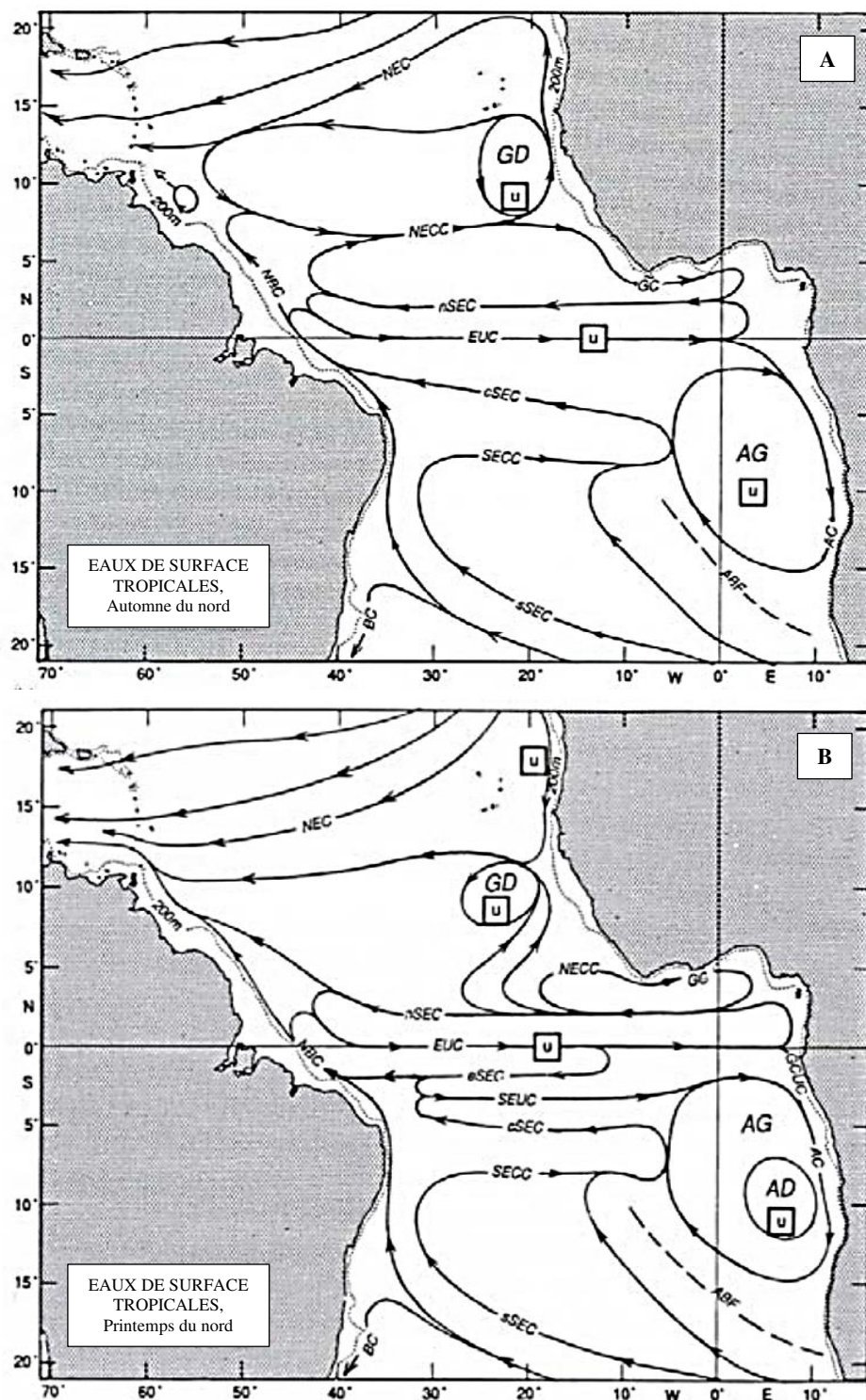


Figure 6 : Cartes montrant les principaux courants entre 0 et 100m de profondeur pour l'automne boréal (A) et le printemps boréal (B) (d'après Stramma et Schott, 1999 cité par Guiavarc'h, 2007)

NEC : courant équatorial Nord ; GD : dôme de Guinée ; NECC : contre-courant Nord équatorial ; GC : courant de Guinée ; SEC : courant équatorial Sud (SEC) et ses 4 branches Nord (nSEC), équatoriale (eSEC), centrale (cSEC) et Sud (sSEC) ; EUC : sous-courant équatorial ; NBC : le courant Nord brésilien ; GCUC : sous-courant Gabon-Congo ; AG : gyre d'Angola ; AC : courant d'Angola ; AD : dôme d'Angola ; SECC : contre-courant équatorial ; BC : courant du Brésil ; ABF : front Angola-Benguela ; u : zones de possible upwelling.

1.2.5. Peuplement ichtyologique

Le peuplement ichtyologique concerne les poissons marins rencontrés dans l'Atlantique Centre-Ouest (zone 34). La composition des espèces débarquées des lagunes et des estuaires comporte principalement : des Clupeidae notamment *Ethmalosa fimbriata*, des Cichlidés, des *Chrysichthys spp.* et *Synodontis spp.* Très souvent, on rencontre quelques espèces tolérantes à une montée du taux de salinité telles que : le hareng de lagune, la carpe blanche, le *Psettus sebae*, le *Cynoglossus senegalensis*, le *Lutjanus goreensis*, le *Lichia glauca* (Hauhouot, 2002).

Au niveau marin, trois grandes catégories d'espèces sont observées :

- **les espèces pélagiques** : les principaux stocks de poissons côtiers et marins du plateau continental ivoiro-ghanéen appartiennent à la catégorie des petits pélagiques. Leur abondance est fortement corrélée à l'ampleur des upwellings saisonniers et aux variations hydro-climatiques. Les principales espèces sont les sardinelles (*Sardinella aurita* et *S. maderensis*) et le pelon ou friture (*Brachydeuterus auritus*). Les anchois, chinchards et autres clupéidés et carangidés (maquereau notamment) sont d'importance secondaire (COMHAFAT, 2014) ;
- **les thonidés** : les stocks de thons étant fortement migrateurs, leur abondance est évaluée à l'échelle de la zone du Golfe de Guinée. Les trois principaux stocks sont constitués d'Albacore (*Thunnus albacares*), de Listao (*Katsuwonus pelamis*) et de Patudo (*Thunnus obesus*) (COMHAFAT, 2014) ;
- **les espèces démersales** : les ressources démersales sont composées : (i) d'espèces des fonds meubles dont les plus rencontrées appartiennent à la communauté des Sparidés (dentex, pageot, dorade royale, notamment), de Scianidés (courbine, etc.) et de crustacés (crevette rose et galathée), (ii) d'espèces de fonds rocheux appartenant à la communauté des Lutjanidés (Mérous, carpes rouges), et également de langoustes et cigales et (iii) d'espèces du talus et de pente comme les requins (COMHAFAT, 2014).

1.2.6. Habitats côtiers

Un habitat halieutique constitue un milieu de vie favorable, permettant d'assurer des fonctions spécifiques (reproduction, alimentation, migration, protection, etc.). Ils sont indispensables à l'accomplissement du cycle de vie des ressources marines exploitées (Beck *et al.*, 2001). Les habitats côtiers assurent des fonctions importantes dans le cycle de vie de la majorité des espèces marines (Seitz *et al.*, 2014). Ces habitats ou écosystèmes côtiers sont nombreux le long de la zone côtière ivoiro-ghanéenne. Il s'agit : des lagunes (ouvertes ou fermées), des embouchures (directes, estuaires et deltas), des plages (avec des façades rocheuses et sableuses), soumises à la dynamique des fleuves continentaux.

Les lagunes côtières sont qualifiées d'« ouvertes » lorsqu'elles sont connectées à l'océan et associées à des fleuves pérennes et toujours en contact avec l'océan, sinon elles sont dites « fermées », car le contact avec l'océan n'est pas permanent (Gordon, 1987). Ainsi, existe-t-il une dizaine de lagunes ouvertes d'importance majeure (Tableau 3). Leurs superficies sont plus grandes à l'Ouest (190 à 566 km² excepté la lagune de Fresco qui a une superficie de 17 km²) qu'à l'Est (1,5 à 20 km²). On rencontre dans ces lagunes : des zones de dessalure (marais d'eau douce ou salée), des zones de faible profondeur (1 m, profondeur minimale, à la lagune de Muni et 23 m, profondeur maximale, à la lagune Aby), des sédiments variables (rocheux, sableux et vaseux), une riche végétation (mangroves et prairies marécageuses), et souvent des prairies marines (John et Lawson, 1990; Oteng-Yeboah, 1999; CRCFN, 2011; Osemwegie *et al.*, 2016). Elles sont inféodées par des espèces marines parmi lesquelles des poissons (*Caranx hippos*, *Elops lacerta*, *Epinephelus aeneus*, *Mugil cephalus*, *Lethrinus atlanticus*, *Lutjanus fulgens*, *Pseudolithus spp*, *Syacium microrum*, etc.), des crustacés (*Callinectes amnicola*, *Pachygrapsus transversus*, *Penaeus sp*, *Plesiopenaeus edwardsianus*, *Sesarma huzardi*, *Uca tangerii*, etc.) et des mollusques (*Crassostrea tulipa*, etc.) (Nunoo *et al.*, 2006; Niyonkuru et Lalèyè, 2010; CRCFN, 2011; Okyere *et al.*, 2011; Aheto *et al.*, 2014; Bakari *et al.*, 2016; Tiéhoua *et al.*, 2016; Okyere, 2018; Okyere et Nortey, 2018; Eugenia *et al.*, 2019; Okyere et Blay, 2020).

Concernant les mangroves, de l'Ouest de la lagune Aby, les espèces dominantes sont *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans* et *Conocarpus erectus* (Sankaré *et al.*, 1999; UNEP, 2007) tandis qu'à l'Est on trouve, trois espèces dominantes supplémentaires *Acrostichum aurerum*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora harrisonii* (UNEP, 2007; Ajonina *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2016; Okyere, 2018). Toutes ces espèces végétales des mangroves ne coexistent pas dans toutes les zones. Seule *R. racemosa* est généralement l'espèce dominante et

elle pousse dans les zones de faible salinité et est observée aussi bien au bord de l'eau qu'à l'intérieur des terres. *A. germinans* survit dans les zones à forte salinité, tandis que *C. erectus* est rare. Elle pousse à l'interface des mangroves et la forêt. Ces espèces sont accompagnées par d'autres espèces, telles que : *Drepanocarpus lunatus*, *Hibiscus tiliaceus*, *Dalbergia ecastaphyllum*, *Acrostichum aureum*, *Phoenix reclinata*, *Pandanus candelabrum*, *Panicum repens* et *Paspalum vaginatum*. Les zones peu profondes sont dominées par *R. racemosa*, tandis que les lagunes côtières fermées avec des salinités élevées sont généralement couvertes par *A. germinans*, *C. erectus*, *L. racemosa* et *A. aurerum* (UNEP, 2007).

Les embouchures (Tableau 3) sont aussi quelques fois peuplées par les mangroves et des forêts marécageuses. Estuaires et deltas favorisent un enrichissement direct dans l'Océan par les apports de matière en suspension (solide ou dissous), organiques et minéraux (Binet, 1983; Herbland et Le Loeuff, 1993). Ainsi, l'ensemble du réseau hydrographique débouchant sur la zone côtière génère-t-il une mosaïque d'habitats essentiels pour l'ensemble des ressources halieutiques. Ces zones d'échange ont des fonctions d'alimentation et de reproduction (Binet, 1982; Cury et Roy, 1987, 1989; Pezennec *et al.*, 1993).

Par ailleurs, le littoral est bordé de plages de sable et de roches (Figure 7) constituant des habitats pour les mollusques (gastropodes, bivalves, etc.), les crustacés, les échinodermes, les anthozoaires et les macro-algues (CRCFN, 2011). Les zones peu profondes du plateau continental, près du littoral ont des sédiments majoritairement sableux et quelques fois rocheux et vaseux (Martin, 1973a; Koranteng, 2001). Les eaux sont riches en oxygène dissous, avec une salinité variable, dans lesquelles on retrouve assez souvent les espèces de *Pseudotolithus spp.*, des sardinelles, etc. Ce sont des zones de nourriceries de haute valeur.

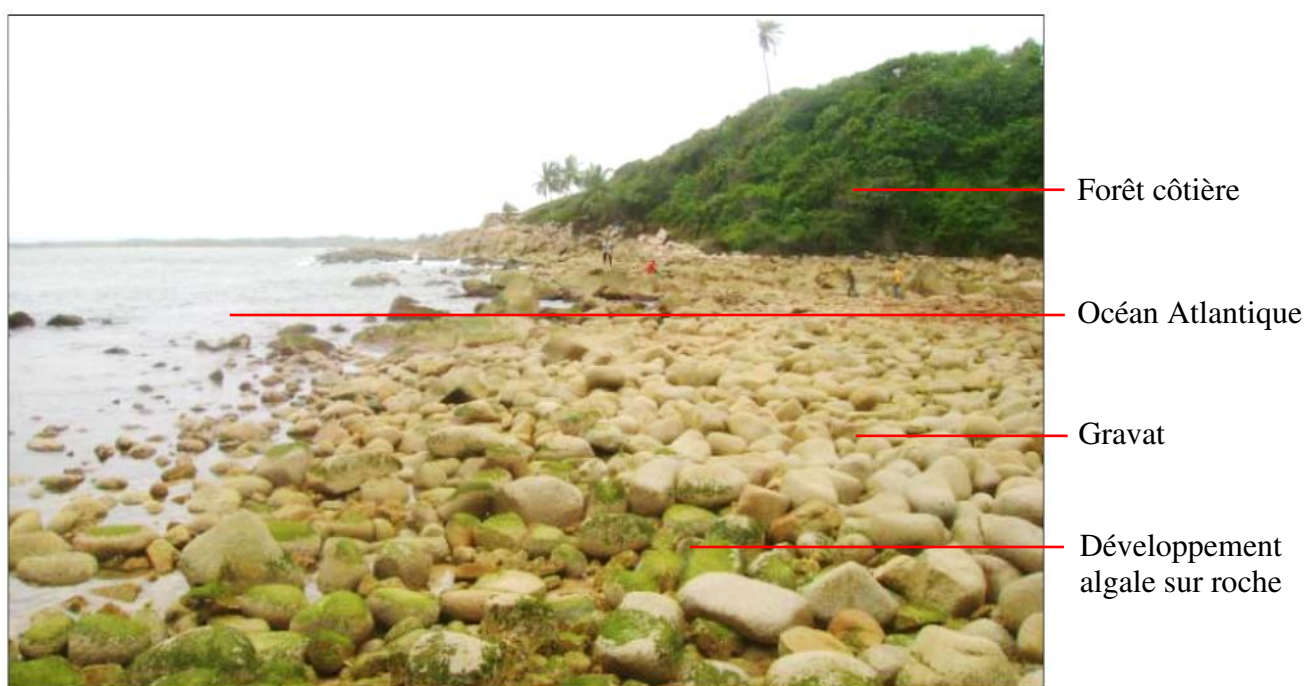


Figure 7 : Plage de roche à l'Est de Miamia (Ghana) (d'après CRCFN, 2011)

1.2.7. Menaces anthropiques

1.2.7.1. Exploitation

La surexploitation des stocks halieutiques est le résultat combiné de la pêche légale, artisanale et industrielle, mais aussi Illicite, Non réglementée et Non déclarée (INN), de la piraterie dans les zones côtières et sur le plateau continental. Elle entraîne une baisse considérable de la biomasse des populations marines (poissons, crustacés, mollusques, ...). Elle induit également des impacts négatifs sur l'environnement marin et côtier lorsque les pêcheurs utilisent des méthodes non conventionnelles telles que le cyanure de sodium et la dynamite (FAO, 2000; Koffie-Bikpo, 2010). Ces méthodes de pêche dégradent la qualité et l'environnement de toute la colonne d'eau jusque dans les fonds marins.

En raison de contrôles de sécurité inadéquats et inappropriés, des chalutiers s'aventurent illégalement dans les marines nationales pour la pêche (Chatham House, 2013; Affa'a-Mindzie et Blyth, 2014).

1.2.7.2. Destruction des habitats et réduction de surface

Les mangroves sont fortement exploitées pour les usages traditionnels, de fourniture de poteaux pour la construction, de bois de chauffage et pour les activités agricoles (comme tuteurs dans les cultures maraichères) (Coleman *et al.*, 2005; Armah *et al.*, 2010; Osemwegie *et al.*, 2016; Tang *et al.*, 2016). Dans la zone de Grand-Lahou, on observe une réduction notable de la couverture de mangrove due à la surexploitation, bien que les données ne soient pas actualisées en raison du manque de surveillance. A l'Est de notre zone d'étude (au Ghana), la superficie des mangroves est passée de 181 km² à 137 km² entre 1980 et 2006, soit 24% de perte (UNEP, 2007; Ajonina, 2008). Malgré cela, les mangroves y sont mieux conservées que dans la zone Ouest (Côte d'Ivoire) (Ajonina *et al.*, 2014).

D'autre part, l'érosion côtière est sévère le long de la côte Sud-Est où des taux de 1 à 2 m par an ont été signalés (Fresco, Vridi, Port-Bouët jusqu'à la frontière Ghana, zone portuaire d'Abidjan ; Koffi *et al.*, 1993; Touré *et al.*, 2012). A cela, il faut ajouter le dragage de sable le long du littoral à des fins de construction qui a tendance à détruire les habitats naturels. Cette activité accélère le recul du littoral, entraîne une augmentation de l'érosion et perturbe les écosystèmes fragiles (par exemple, les mangroves) (Abé et Affian, 1993).

Aussi, les divers engins de pêche dont le chalut de fond et des méthodes illégales comme la pêche aux explosifs ont-ils des impacts négatifs sur l'environnement (Saila *et al.*, 1993; FAO,

2000; Amoroso *et al.*, 2018) car ils détruisent le milieu de vie favorable au renouvellement des ressources halieutiques (Brown *et al.*, 2018).

1.2.7.3. Altération de la qualité des habitats

Les zones du littoral sont à très forte concentration humaine en raison de la présence des sites portuaires et de l'existence des premières villes coloniales. De ce fait, les pollutions via les déchets industriels et ménagers y sont accentuées. Les habitats côtiers subissent d'importantes dégradations par la pression des pollutions liée à la forte croissance démographique (Touré *et al.*, 2012).

Par ailleurs, la collecte, le transport et le traitement des eaux usées sont tellement limités que la plupart des boues se retrouvent dans les égouts en bordure de route et les égouts pluviaux avant d'être rejetés dans l'océan (Figure 8). Les conséquences sont très souvent remarquables par la coloration de l'eau, la présence de matières solides notamment les ordures ménagères et la perception d'odeurs désagréables. La qualité des habitats est principalement affectée par l'eutrophisation, les pollutions par les bassins versants et les pollutions en mer.

L'eutrophisation correspond à une surabondance de matière organique dans l'eau. Les baies connaissent une augmentation des concentrations en nitrate, phosphate et matière organique, qui entraînent une multiplication de microalgues puis une chute de l'oxygène par la décomposition de ces végétaux (Karikari *et al.*, 2009; Adingra et Kouassi, 2011; Ansa-Asare et Gordon, 2012; Faseyi *et al.*, 2022).

Les pollutions par les bassins versants interviennent au niveau des mines artisanales, on note la perturbation du réseau hydrographique par l'utilisation non contrôlée de produits toxiques, notamment le cyanure et le mercure, fortement utilisés dans les orpaillages clandestins (Darko *et al.*, 2013; Koffi *et al.*, 2014; Asare-Donkor et Adimado, 2016; Duncan *et al.*, 2018a, 2018b; Klubi *et al.*, 2018; Okyere et Nortey, 2018). Il y a également la pollution par les déchets urbains, la pollution fécale humaine, la pollution terrigène lors des pluies ou des crues des fleuves (Dufour *et al.*, 1994; Gordon, 1998). Les pollutions en mer sont observées à partir des activités extractives de pétrole, de mines et du gaz. Elles ont des impacts négatifs sur les ressources en eau. Les accidents suites à ces activités engendrent également des conséquences néfastes. Tel a été le cas pour une plate-forme pétrolière près de la localité de Jacqueville dont la marée noire a fortement dégradé la qualité des eaux marines au large, avec son corolaire de pertes en biodiversité de ce milieu aquatique (CEDRE, 2006).



Figure 8 : Les eaux usées non traitées de la lagune de Korle déversées dans l’océan Atlantique, à Accra, au Ghana (d’après Earth, 2023)

1.3. Espèces halieutiques étudiées

Les espèces étudiées dans ce travail sont : *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), *Pseudotolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) et *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882). Ce sont des poissons osseux démersaux respectivement de la famille des Serranidés, Sciaenidés et Sparidés.

1.3.1. Généralités sur les familles des espèces cibles

1.3.1.1. La famille des Serranidés

Les serranidés sont des poissons osseux marins appartenant à l'ordre des Perciformes, qui constituent l'une des familles de poissons marins les plus diversifiées, avec environ 450 espèces recensées (Nelson, 1994). Leur morphologie varie considérablement, avec des longueurs maximales allant de 3 cm à 3 m, des poids allant de 20 g à 400 kg et des durées de vie de 3 à plus de 40 ans (Bray, 2018).

Les serranidés se distinguent par leur corps légèrement allongé, une unique nageoire dorsale et une nageoire caudale arrondie, caractérisée par un pédoncule caudal épais. Leur peau est dotée d'écailles cténoïdes, et des épines sont présentes dans la région sub-operculaire. Robustes en général, ces poissons possèdent de grandes bouches et de fines épines sur les arcs branchiaux. Ils sont typiquement pourvus de multiples rangées de dents pointues, incluant souvent une paire de grandes dents canines saillantes de la mâchoire inférieure. Les motifs colorés vifs de ces poissons pourraient servir de camouflage disruptif, similaire aux rayures d'un tigre (Bauchot, 1992). De nombreuses espèces de serranidés sont de couleurs vives, beaucoup sont capturées commercialement pour se nourrir, mais aussi pour le commerce des aquariums marins (ex. : *Pseudanthias squamipinnis*).

Tous les serranidés sont des carnivores. Bien que certaines espèces, à des stades larvaires et juvéniles, se nourrissent de zooplancton, elles ont pour alimentation principale des poissons, des crustacés et des céphalopodes. Ce sont généralement des prédateurs vivant en solitaires (Bauchot, 1992), cachés entre les bords et les rebords des récifs.

Certaines espèces de serranidés, notamment *Epinephelus aeneus*, sont des hermaphrodites protogynes, ce qui signifie qu'elles commencent leur développement en tant que femelles et changent de sexe en mâles plus tard. Elles produisent de grandes quantités d'œufs et leurs larves sont planctoniques.

La grande majorité des serranidés habitent les régions côtières des océans tropicaux et subtropicaux du monde. Ces poissons se trouvent principalement dans des eaux peu profondes jusqu'à des profondeurs généralement inférieures à 300 m. Ils affectionnent particulièrement les récifs tropicaux et subtropicaux le long des côtes, préférant les zones proches du rivage. Ils occupent des habitats variés tels que les fonds rocheux et les herbiers marins. Certaines espèces de serranidés se trouvent également en eaux plus profondes, par exemple le serran commun (*Serranus cabrilla*), le serran écriture (*Serranus scriba*) et le serran hépate ou tambour (*Serranus hepatus*). Concernant les espèces marines, la plupart des jeunes individus pénètrent dans les eaux saumâtres et remontent parfois le cours inférieur des fleuves. Sur les 20 espèces connues sur les côtes ouest africaines, 3 peuvent pénétrer en eaux saumâtres, il s'agit de *Cephalopholis nigri*, *Epinephelus aeneus* et *Epinephelus guaza* (Bauchot, 1992).

Parmi les serranidés, le Mérou blanc, *Epinephelus aeneus*, est l'espèce la plus importante en termes de captures parmi les sept espèces de Mérou (Bruslé, 1985) présentes sur les côtes sénégalaises avec une très haute valeur commerciale locale (Cury et Worms, 1982). Son importance et sa valeur ont permis qu'il soit sur le billet de deux mille Fcfa, monnaie utilisée en Afrique de l'Ouest. Le Mérou blanc est principalement pêché par la palangrotte sur fond rocheux et ciblée par la pêche maritime au Ghana et en Côte d'Ivoire (Quatey, 1997; N'Da *et al.*, 2006; FAO, 2008; Kouassi *et al.*, 2010).

1.3.1.2. La famille des Sciaenidés

Les sciaenidés sont des poissons osseux, parfois considérés comme des poissons croasseurs à cause de leur capacité à produire du son lors de la période de reproduction avec un muscle sonique spécial en association étroite avec la vessie natatoire (Lagardère et Mariani, 2006; Duncan *et al.*, 2013). La famille comprend 270 espèces dans 70 genres dans l'ordre des Perciformes (Nelson, 1994). Les sciaenidés ont une nageoire dorsale longue près de la queue et nombreuses d'entre elles atteignent des tailles, parfois au-delà de 2 m. Les espèces de cette famille sont majoritairement des poissons marins bien que certaines espèces soient adaptées à la vie en eau saumâtre et douce (Bleeker, 1992; Duncan *et al.*, 2013).

Leur morphologie se caractérise par un corps comprimé latéralement, doté d'un ventre plat, légèrement incurvé ou granuleux. La bouche est assez grande et équipée de dents prédatrices, dont certaines peuvent être canines. Chez certaines espèces, on peut trouver de courts barbillons sur la mâchoire. La nageoire dorsale est unique, mais présente une encoche forte qui divise la

partie épineuse d'une autre avec des rayons mous, donnant l'impression qu'elle est double. Chez certaines espèces, la partie avant de cette nageoire peut avoir un long lobe. La nageoire anale a une paire de rayons épineux. La nageoire anale possède une paire de rayons épineux, tandis que la nageoire caudale est soit tronquée, soit arrondie sur le bord (Stiassny *et al.*, 2007). La ligne latérale se prolonge sur la nageoire caudale. Un trait distinctif est la vessie natatoire permettant de produire des sons audibles. La coloration typique de ces poissons est argentée ou gris mat ou bronze, souvent avec des lignes latérales ondulées, mais il y a des livrées avec du blanc et du noir, formant un motif de couleurs contrastées.

Tous les membres de cette famille sont des carnivores et certains de vrais carnassiers prédateurs de poissons, ainsi que de crustacés et de céphalopodes.

Lors de la reproduction, les œufs sont pélagiques et les larves sont morphologiquement différentes du poisson adulte (Duncan *et al.*, 2013).

Ces poissons se trouvent principalement dans les mers chaudes et tempérées, avec une concentration particulière dans les mers tropicales. Ils sont abondants dans les eaux chaudes et tempérées de l'océan Pacifique Est. Les scianidés sont souvent observés le long des côtes et préfèrent les fonds sableux en zone benthique, bien que certaines espèces habitent les zones rocheuses. De plus, de nombreuses espèces sont capables de tolérer des variations de salinité et peuvent migrer des lagunes et des embouchures vers les rivières, s'éloignant des eaux saumâtres des estuaires.

Sur les côtes ouest africaines, huit genres et 16 espèces sont reconnues. Parmi des sous-genres de *Pseudotolithus* trouvés en basse Guinée, seuls deux *Fonticulus* et *Pinnacorvina*, pénètrent en eaux douces (Stiassny *et al.*, 2007). Trois espèces de *Pseudotolithus* sont rencontrées en eaux saumâtres : *P. elongatus*, *P. epipercus* et *P. senegalensis* (Albaret, 1994) et deux d'entre elles, *P. elongatus* et *P. senegalensis*, signalées comme pénétrant dans les estuaires et lagunes de la côte ouest-africaine (Stiassny *et al.*, 2007).

L'Ombrine, *Pseudotolithus senegalensis*, est une espèce de Sciaenidés économiquement importante au Ghana et en Côte d'Ivoire (Koranteng, 1997; FAO, 2022a). Il en est de même dans les pays voisins de l'Afrique de l'Ouest notamment le Libéria, le Bénin, le Nigéria et le Cameroun (Djama et Pitcher, 1989; Anyanwu et Kusemiju, 1990; Sossoukpe *et al.*, 2013b; Wehye *et al.*, 2017). Elle est capturée par la pêche artisanale, la pêche industrielle et les pêches sportives (pêche individuelle à la canne) sur les plages (Weigel, 1989).

1.3.1.3. La famille des Sparidés

Les sparidés ou brèmes de mer sont des poissons marins qui appartiennent à l'ordre des Perciformes. Cette famille compte près de 37 genres et englobe plus de 148 espèces (Nelson *et al.*, 2016). Leurs tailles varient, allant de 12 cm à 2 m de long (Jawad *et al.*, 2012; Saad *et al.*, 2020).

Les espèces de la famille des sparidés ont un corps oblong, modérément profond et comprimé, avec un profil de tête large souvent avec un profil supérieur raide, régulièrement incurvé avec un maxillaire caché par une gaine lorsque la bouche est fermée. Ils ont 24 vertèbres et une seule nageoire dorsale, généralement avec 10 à 13 épines, et trois épines dans la nageoire anale (Nelson, 1994). Leur couleur globale est très variable, du rosâtre ou rougeâtre au jaunâtre ou grisâtre, souvent avec des reflets argentés ou dorés, et des taches, rayures ou barres sombres ou colorées (Basurco *et al.*, 2011).

Parmi les sparidés, se trouvent des omnivores, des herbivores exclusifs, ainsi que des espèces carnivores qui mangent principalement des proies à carapace dure, comme les moules, les escargots et les crabes. Les espèces ont des dents spécialisées en fonction de leur alimentation.

Les espèces de cette famille sont hermaphrodites avec alternance des rapports sexuels tout au long de leur vie, de sorte que chez certaines espèces, initialement femelles les premières années, les poissons deviennent des mâles, mais chez d'autres espèces de brèmes de mer, le premier stade est mâle.

Les sparidés sont des poissons marins, moins fréquents dans les eaux douces et saumâtres. Ils ont une large distribution, des eaux tropicales aux eaux tempérées. Leur habitat va du plateau continental au talus. Souvent, les sparidés se trouvent dans les estuaires, qui servent notamment de frayères (Carpenter et Niem, 2001).

Le Pageot, *Pagellus bellottii*, est une espèce de la famille des Sparidae, c'est une espèce « bon marché », facilement accessible, l'une des plus importantes économiquement (FAO, 1991). *Pagellus bellottii* est la plus importante et la plus répandue des espèces de la famille des Sparidae sur les côtes Ouest Africaines de Gibraltar à l'Angola (Kouame *et al.*, 2020). Elle est essentiellement capturée par la pêche au chalut (Weigel, 1989; Kouame *et al.*, 2020).

1.3.2. Classification et morphologie des espèces cibles

1.3.2.1. *Epinephelus aeneus*

La classification taxonomique simplifiée du Mérou ou thiof (*Epinephelus aeneus* ; Figure 9 ; GBIF Secretariat, 2022a) est la suivante :

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Ordre : Perciformes

Famille : Serranidés

Genre : *Epinephelus* Bloch, 1793

Espèce : *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)



Figure 9 : Le Mérou blanc *Epinephelus aeneus* (Arias, 2002a)

Epinephelus aeneus est un poisson recouvert d'écailles cténoïdes. Il a trois lignes obliques claires sur les opercules ; la ligne inférieure est quelques fois moins apparente. Il atteint une longueur maximale estimée à 120 cm (Heemstra et Randall, 1993) et dispose d'une nageoire caudale arrondie. La couleur du corps est grise-verte plus ou moins bronzée, quelques fois marbrée de taches claires ; cependant les nageoires sont d'une couleur brun violacé plus foncée, souvent presque noires et liserées de blanc ou de mauve clair. Les flancs des jeunes individus sont pourvus de bandes verticales claires, qui disparaissent avec l'âge (Cury et Worms, 1982).

1.3.2.2. *Pseudotolithus senegalensis*

La classification taxonomique simplifiée de l’Ombrine, Bobo ou Sosso (*Pseudotolithus senegalensis* ; Figure 10 ; GBIF Secretariat, 2022b) est la suivante :

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Ordre : Perciformes

Famille : Sciaenidés

Genre : *Pseudotolithus* Bleeker, 1863

Espèce : *Pseudotolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833)



Figure 10 : L’Ombrine ou Sosso *Pseudotolithus senegalensis* (Arias, 2002b)

Pseudotolithus senegalensis est un poisson allongé et comprimé, faiblement recouvert d’écailles cténoïdes avec une mâchoire inférieure proéminente et une nageoire dorsale longue, profondément échancrée. Son museau et la région suborbitale sont couverts d’écailles cycloïdes. Sa nageoire caudale est pointue. Il a une longueur maximale estimée à 114 cm pour un poids de 12 kg (IGFA, 2001). Son corps est d’une couleur grise argentée, avec une série de petites taches sombres suivant les rangées d’écailles, obliques sur la partie antérieure du dos et des flancs et horizontales postérieurement. On observe une tache noire à l’extrémité de la partie épineuse de la nageoire dorsale. Le bassin et la nageoire anale ont une couleur plus ou moins jaunâtre foncé tandis que la nageoire caudale est sombre et l’intérieur de l’opercule est noir (Bauchot, 2003). L’identification des juvéniles des *Pseudotolithus senegalensis* et *P. typus* est

confuse, il faut dans ce cas compter les épines dorsales : 30 chez *Pseudotolithus senegalensis* et 28 chez *P. typus* (Sun, 1975).

1.3.2.3. *Pagellus bellottii*

La classification taxonomique simplifiée du Pageot (*Pagellus bellottii* ; Figure 11 ; GBIF Secretariat, 2022c) est la suivante :

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Ordre : Perciformes

Famille : Sparidés

Genre : *Pagellus* Valenciennes, 1830

Espèce : *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882)

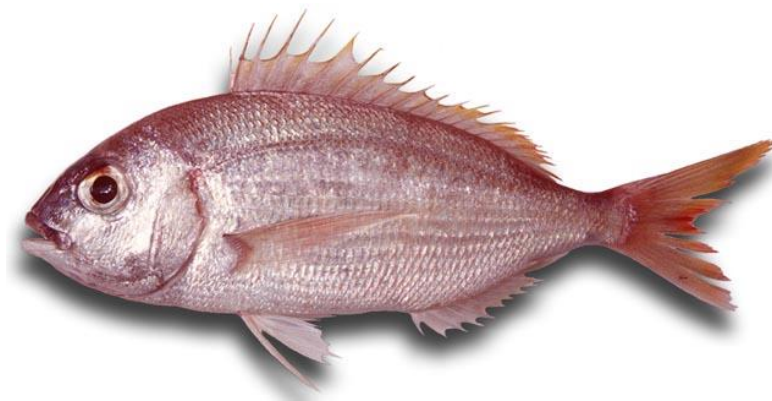


Figure 11 : Le Pageot *Pagellus bellottii* (Arias, 2000)

Pagellus bellottii a un corps oblong et comprimé, couvert d'écailles cycloïdes ou faiblement cténoïdes, avec des joues écailleuses et un préopercule dépourvu d'écailles. Dans la bouche, on observe une bande interne, de nombreuses dents caniformes légèrement plus petites se trouvent derrière la rangée externe de dents pointues. Sa longueur maximale est estimée à 42 cm. Il dispose d'une nageoire caudale fourchue et de 3 épines et 10 rayons sur la nageoire anale. Cette espèce a une couleur rouge plus ou moins vif avec des reflets argentés et souvent des taches bleues suivant les rangées d'écailles sur les flancs, sur les lignes horizontales. Il a singulièrement une tache rouge sombre à l'origine de la ligne latérale, sur le bord de l'opercule. L'intérieur de la bouche est blanchâtre. La base de la nageoire pectorale est plus foncée. La nageoire caudale est souvent bordée de rouge ou d'orange (Bauchot et Hureau, 1986).

1.3.3. Ecologie des espèces cibles

Le Mérou blanc, *Epinephelus aeneus* vit le long des côtes Est-Atlantique, du Maroc jusqu'au Sud de l'Angola, en passant par les îles du Golfe de Guinée. Cette espèce est fréquemment rencontrée sur les côtes Sud de la Méditerranée (Glamuzina *et al.*, 2000; Riutort, 2012). Il vit sur des fonds meubles, sableux ou vaseux, des eaux côtières jusqu'à près de 200 m de profondeur, surtout au stade adulte (Smith, 1990). Les jeunes individus se concentrent sur le littoral, notamment dans les estuaires. On les observe également entre 30 et 100 m de profondeur, surtout dans les zones principalement sableuses, mais également dans les zones rocheuses (Heemstra et Randall, 1993; Thiaw *et al.*, 2022). Ils peuvent également pénétrer dans les eaux saumâtres et les lagunes (Bauchot, 1992).

Pseudotolithus senegalensis a une distribution géographique en Atlantic Est qui s'étend depuis le Maroc jusqu'en Namibie y compris les Iles de Cap-Vert (mais rare au nord du Sénégal). Présent sur le plateau mauritanien (10-200 m), surtout au sud du Cap Timiris, et de 10 à 60 m sur fonds rocheux. La présence de l'espèce dans la zone nord (au-delà du nord de la Mauritanie) est considérée comme relativement faible (Sidibé, 2010). Elle est répartie le long de la côte ouest africaine sur des fonds de 15 à 50 mètres (Domain, 1989). C'est une espèce que l'on rencontre sur des fonds de sable vaseux et au voisinage des affleurements rocheux (Domain, 1989). Comme de nombreux sciaenidés, les jeunes individus préfèrent les zones côtières tandis que les adultes se trouvent en eaux plus profondes. Au Congo, ces poissons sont présents jusqu'à des profondeurs de 70 mètres, mais ils se rapprochent des couches superficielles en saison froide (Sidibé, 2010). Plus abondants au Sénégal pendant la saison froide, ils se concentrent sur des fonds rocheux et sablo-vaseux, avec une gradation de taille en fonction de la profondeur.

Pagellus bellottii est un poisson démersal présent dans les régions tropicales et subtropicales, réparti dans l'Atlantique Est, le long des côtes africaines (Franqueville, 1987). Il habite les fonds marins rocheux ou sablonneux, à des profondeurs allant jusqu'à 250 m. Il se déplace surtout en bancs dans les 120 premiers mètres (Bauchot, 1987). Sa distribution s'étend dans l'Atlantique Est, depuis le détroit de Gibraltar jusqu'à l'Angola, incluant les îles Canaries où il est occasionnellement observé (Ould Yarba *et al.*, 2004; Iglésias et Lorange, 2016). On peut également le trouver dans le sud-ouest de la Méditerranée, notamment dans la mer d'Alboran, au large des côtes algériennes, ainsi que dans le Golfe de Gabès (Ndiaye, 2014; Iglésias et Lorange, 2016).

1.3.4. Biologie des espèces cibles

1.3.4.1. Régimes alimentaires

Epinephelus aeneus est une espèce carnivore. Les juvéniles ont une forte préférence pour les crustacés et une moindre préférence pour les poissons et les mollusques. A l'inverse, les adultes préfèrent prioritairement les poissons (particulièrement les Serranidés et les Carangidés), les crustacés et les mollusques étant plutôt des proies accidentelles (Cadenat, 1954; Dah *et al.*, 1991; Kouassi *et al.*, 2010). Cadenat (1954) note que le Mérou s'alimente activement la nuit.

Pseudotolithus senegalensis et *Pagellus bellottii* sont des espèces omnivores à prédominance carnivores dont le régime alimentaire contient des poissons, des polychètes, des crustacés (crevettes, crabes, anomoures, isopodes, etc.), des mollusques, des échinodermes et faiblement des algues (Longhurst, 1960; Troadec, 1971; Rijavec, 1973; Bauchot et Hureau, 1990; Fehri-Bedoui *et al.*, 2009).

1.3.4.2. Reproduction et taille de première maturité sexuelle

Epinephelus aeneus et *Pagellus bellottii* sont hermaphrodites protogynes (Bruslé et Bruslé, 1976; Asabere-Ameyaw, 2000; Ndiaye *et al.*, 2013; Ndiaye, 2014; Kouame *et al.*, 2018). La protogynie chez une espèce qualifie son hermaphrodisme de séquentiel, les cellules reproductives femelles mûrissent avant celles des mâles.

Chez *Pseudotolithus senegalensis*, les individus mâles et femelles sont bien distincts. Dans le Golfe de Guinée, la reproduction a lieu de novembre à mars dans les eaux ayant des températures comprises en 22 et 25°C (Fishbase, 2023). En Côte d'Ivoire et au Congo, les femelles sont plus nombreuses que les mâles à partir de 40 cm, et au-delà de 48 cm, il n'y a plus que des femelles (Troadec, 1971). En Guinée, il y aurait équivalence de la proportion des deux sexes entre 22 et 45 cm, suivie d'une supériorité des femelles à partir de 46 cm (Sidibé, 2003).

Les tailles à la première maturité sexuelle sont distinctes et varient selon les zones géographiques (Tableau 4).

Tableau 4 : Synthèse des tailles à la première maturité sexuelle des trois espèces cibles

Espèces	Pays	Coordonnées latitudinales	Taille à 1ère maturité sexuelle (L ₅₀ , en cm)	Auteurs
<i>Epinephelus aeneus</i>	Sénégal	12°21'N à 16°05'N	49-55	Ndiaye <i>et al.</i> (2013)
	Tunisie	33°11'N à 37°25'N	40-50	Bouain (1980)
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	Congo		26,4-28	Troadec (1971)
	Nigeria	3°39'N à 6°21'N	35	Longhurst (1964)
	Bénin		30,4	Sossoukpe <i>et al.</i> (2013a)
	Côte d'Ivoire		22,2	Tia (2014)
	Liberia	4°09'N à 6°57'N	44,5	Wehye <i>et al.</i> (2017)
	Sénégal	12°21'N à 16°05'N	33-37,6	Sun (1975)
<i>Pagellus bellottii</i>	Ghana		13	Amponsah <i>et al.</i> (2016)
	Ghana	4°06'N à 6°08'N	20-21	Asabere-Ameyaw (2000)
	Ghana		10-11	Franqueville (1987)
	Côte d'Ivoire		12,41	Kouame <i>et al.</i> (2018)
	Sierra Leone	6°56'N to 8°24'N	22,40	Konoyima et Seisay (2021)
	Sénégal	12°21'N to 16°05'N	16,75	Ndiaye (2014)

1.3.4.3. Relation taille-poids et paramètres de croissance

Les trois espèces étudiées ont des tailles de maturité et des morphologies différentes, comme le montrent les relations taille-poids dans le Golfe de Guinée (Tableau 5). Bien qu'elles aient un régime alimentaire similaire, les paramètres de croissance sont très différents (Tableau 6).

1.3.5. Dépendance à des habitats côtiers

Epinephelus aeneus et *Pseudotolithus senegalensis* sont rencontrés dans les lagunes ouvertes, les estuaires et sur le plateau continental (Charles-Dominique *et al.*, 1980; Durand *et al.*, 1994; Nunoo *et al.*, 2006; Sossoukpe *et al.*, 2013b; Bakari *et al.*, 2016; Okyere, 2018; Eugenia *et al.*, 2019; Okyere et Blay, 2020).

Pagellus bellottii se trouve en mer ouverte et n'a aucune dépendance côtière marquée (Asabere-Ameyaw, 2000; Ofori-danson *et al.*, 2015; Amponsah *et al.*, 2016; Sylla *et al.*, 2017; Kouame *et al.*, 2020).

Tableau 5 : Equation de Von Bertalanffy représentant les relations taille-poids des trois espèces cibles

Espèces	Paramètres	Caractéristiques	Zone géographique	Auteurs
<i>Epinephelus aeneus</i>	$P = 0,012 \times L^{2,97}$ ($r = 0,98$)	n = 180 LT min = 8,8 cm LT max = 40,9 cm P min = 9 g P max = 970 g	Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire	Traore (2019)
	$P = 0,005285 \times L^{3,23}$ ($r = 0,9989$)	n = 40 LT min = 20 cm LT max = 98 cm P min = 99 g P max = 14800 g	Zone côtière, Sénégal	Franqueville et Fréon (1976)
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	$P = 0,0054 \times L^{3,04}$ ($r = 0,99$)	n = 584 LT min = 7,5 cm LT max = 105,4 cm P min = 2,9 g P max = 7634 g	Zone côtière à Anlo, Ghana	Okyere et Blay (2020)
	$P = 0,0075 \times L^{3,029}$ ($r = 0,957$)	n = 2062 P max = 112,31 g	Plateau continental, Côte d'Ivoire	Tia <i>et al.</i> , 2017
	$P = 0,0036 \times L^{3,24}$ ($r = 0,997$)	n = 2287		Troader (1971)
<i>Pagellus bellottii</i>	$P = 0,03 \times L^{2,75}$ ($r = 0,96$)	n = 8216	Plateau continental, Sierra Leone	Konoyima et Seisay (2021)
	$P = 0,0186 \times L^{2,9796}$ ($r = 0,98$)	n = 799	Plateau continental, Côte d'Ivoire	Kouame <i>et al.</i> , 2020

P : poids ; n : nombre d'individus ; LT : longueur totale ; min : minimum ; max ; maximum ; r : coefficient de détermination

Tableau 6 : Equation de Von Bertalanffy représentant les paramètres de croissance des trois espèces cibles

Espèces	Paramètres	Caractéristiques	Zone géographique	Auteurs
<i>Epinephelus aeneus</i>	$L_t = 143,96 \times (1 - \exp(-0,171(t+0,075)))$	$LT_{\infty} = 143,96$ cm $K = 0,17$ year ⁻¹	Zone côtière, Sénégal	Cury et Worms (1982)
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	$L_t = 47,90 \times (1 - \exp(-0,41(t+0,35)))$	$LT_{\infty} = 47,90$ cm $K = 0,41$ year ⁻¹ $\phi' = 2,97$	Plateau continental, Côte d'Ivoire	Tia <i>et al.</i> (2017)
	$L_t = 110,3 \times (1 - \exp(-0,2(t+0,59)))$	$LT_{\infty} = 110,3$ cm $K = 0,2$ year ⁻¹ $\phi' = 3,40$	Zone côtière, Ghana	Okyere et Blay (2020)
<i>Pagellus bellottii</i>	$L_t = 31,73 \times (1 - \exp(-0,42(t+0,35)))$	$LT_{\infty} = 31,73$ cm $K = 0,42$ year ⁻¹ $\phi' = 2,62$	Plateau continental, Côte d'Ivoire	Kouame <i>et al.</i> (2020)
	$L_t = 19,43 \times (1 - \exp(-0,42(t+0,44)))$	$LT_{\infty} = 19,43$ cm $K = 0,42$ year ⁻¹ $\phi' = 2,20$	Plateau continental, Ghana	Amponsah <i>et al.</i> (2016)

Lt : longueur à l'âge t ; LT_{∞} : longueur asymptotique maximale ; K : coefficient de croissance ; ϕ' : indice de performance de la croissance

1.4. Modélisation des habitats halieutiques

1.4.1. Intérêt et définition de l'habitat de poisson

Les espèces marines ont en général un cycle de vie caractérisé par trois phases qui sont un stade larvaire après la ponte, une phase de vie juvénile et une phase de vie adulte (Figure 12). Chacune de ces étapes intervient l'une après l'autre dans le but d'assurer un cycle de vie complet. La survie de ces espèces dépend du succès de chaque phase (Able, 2005; van de Wolfshaar *et al.*, 2022). Dans le milieu marin, le cycle de vie de nombreuses espèces de poissons débute au large de l'océan par la ponte des œufs. Durant la phase larvaire qui est pélagique, les vents, vagues et marées conduisent les larves vers la côte avant de se métamorphoser. Les juvéniles qui ont atteint les zones côtières se nourrissent, grandissent, deviennent des adultes et retournent de nouveau vers le large de l'océan. Pendant le déroulement de ce cycle, le nombre d'individus décroît exponentiellement depuis la phase larvaire pélagique jusqu'aux individus adultes avec un taux de survie moyen à la maturité de 1/100000 (Le Pape et Bonhommeau, 2015). Cette mortalité naturelle est modulée par la quantité de nourriture, la qualité physico-chimique des eaux, les interactions avec d'autres espèces et la qualité de l'habitat (Minto *et al.*, 2008; Le Pape et Bonhommeau, 2011).

Un habitat de poisson est un milieu de vie favorable au développement et à l'évolution du poisson en comblant ses besoins vitaux notamment les besoins d'alimentation, de reproduction et de survie. Ces besoins varient selon les stades de croissance qui sont les larves, les juvéniles et les adultes. La qualité de l'habitat est fondamentale pour pérenniser les espèces. Cet habitat peut être fixe, temporaire ou mobile selon les besoins, les stades de croissance et les caractéristiques intrinsèques de l'espèce (Werner et Gilliam, 1984; Huijbers *et al.*, 2013). Les besoins variables des poissons conduisent ces individus à changer périodiquement d'habitat. C'est ainsi que les saumons après une durée de 1 à 3 ans retournent dans les rivières où ils sont nés pour se reproduire (Healey, 2001; Miller *et al.*, 2009) ; le mulot qui est une espèce qui tolère de grandes variations de salinité part se reproduire en haute mer et retourne dans les zones côtières peu profondes (Whitfield *et al.*, 2012). L'hétérogénéité des milieux joue, de cette façon, un rôle fondamental dans l'organisation des peuplements (Barbault, 1990, 1992). La connectivité entre les habitats est cruciale pour assurer le renouvellement des populations (Manson *et al.*, 2005; Baguette *et al.*, 2013; Huijbers *et al.*, 2013), et permettre à chaque stade d'évolution du poisson de migrer vers les habitats favorables (Gillanders *et al.*, 2003; Able, 2005; Martinho, 2020) au stade ultérieur. Les larves migrent vers les nourriceries (van de

Wolfshaar *et al.*, 2022), les juvéniles vers les aires de grossissement (Berkström *et al.*, 2020), les adultes vers les frayères.

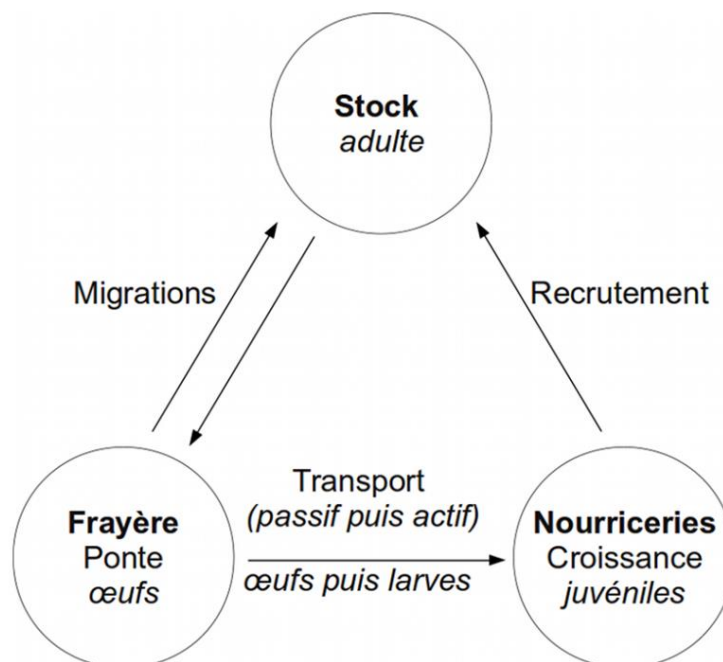


Figure 12 : Cycle de vie des poissons marins (d’après Jones, 1968)

Un habitat de poisson est également un paysage aquatique, un environnement spatial qui prend en compte les paramètres abiotiques (l’eau et ses paramètres physico-chimiques, les sédiments, le relief, etc) et biotiques notamment la végétation. En fonction de ces paramètres les habitats forment une multitude de biotopes dont certains sont bien connus comme étant particulièrement productifs : les herbiers, les récifs coralliens, les mangroves, les marais salés, etc (Barbier *et al.*, 2011; Whitfield, 2017). Les écosystèmes côtiers formés des lagunes, embouchures ou zones littorales sont des habitats de haute valeur pour les espèces marines, nombreuses espèces en dépendent pour au moins une étape de leur cycle de vie (Costanza *et al.*, 1997). Ces habitats deviennent d’autant plus importants lorsqu’ils abritent de fortes densités de poissons sur de petites superficies (Swain et Morin, 1996; Tamdrari *et al.*, 2010). Les eaux continentales enrichissent les eaux marines par les apports fluviaux (riche en minéraux et en matière organique) et alimentent le réseau trophique qui soutient la production des ressources vivantes (très souvent au stade juvénile ; Igulu *et al.*, 2014; Lefcheck *et al.*, 2019; Martinho, 2020). Dans les embouchures, les apports continentaux sont déversés dans la mer. La zone d’interface, riche en sels nutritifs, est par conséquent très productive et héberge des habitats d’une grande diversité faunistique et floristique.

1.4.2. Concepts et définitions des modèles d'habitats

Un modèle d'habitat de poisson est une relation mathématique entre les descripteurs biologiques que sont la biomasse, la densité d'un groupe fonctionnel, d'une espèce ou d'un stade de vie et les descripteurs de l'habitat que sont la bathymétrie, le sédiment et la température de l'eau (Barry et Elith, 2006; Le Pape *et al.*, 2014; Lipcius *et al.*, 2019). Ce sont de véritables outils pour approfondir la compréhension de la relation entre les poissons et leurs habitats, pour prédire la distribution des espèces et pour quantifier les besoins en habitat (Boisclair, 2001; Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006; Chamberland, 2011; Lauria *et al.*, 2011).

En écologie marine, pour l'identification des habitats, Le Pape *et al.* (2014) indiquent une procédure générale (Figure 13) de construction de cartes quantitatives pour laquelle la modélisation de l'habitat est essentielle.

De nombreux modèles ont été développés et de multiples travaux d'identification d'habitat de poissons, d'oiseaux, d'espèces végétales ont été menés (Elith, 2000; Guisan et Zimmermann, 2000; Lipcius *et al.*, 2019; Carrasco-Hernandez, 2020). L'identification des habitats passe par la définition des descripteurs environnementaux et l'analyse quantitative des données (Figure 13). Cette dernière nécessite une analyse statistique pour modéliser les relations espèce-habitat et leur variabilité, puis les cartographier (Le Pape *et al.*, 2003a; Crec'hriou *et al.*, 2008; Valavanis *et al.*, 2008). Par conséquent, l'analyse quantitative est formulée par la construction d'un modèle, le plus souvent statistique.

1.4.3. Principe de modélisation et choix de la méthode

La modélisation des habitats repose sur des techniques analytiques qui permettent à l'utilisateur d'estimer la valeur respective de différents habitats pour la faune étudiée. Ces méthodes de modélisation, appliquées pour divers objectifs (intérêt économique, et/ou de conservation), sont nombreuses (Stevens *et al.*, 2013; Strickland *et al.*, 2014; Jalali *et al.*, 2015; Proestos *et al.*, 2015; Sangermano *et al.*, 2015; Xu *et al.*, 2015; Duflot *et al.*, 2018). Les méthodes les plus communes sont répertoriées dans le tableau 7.

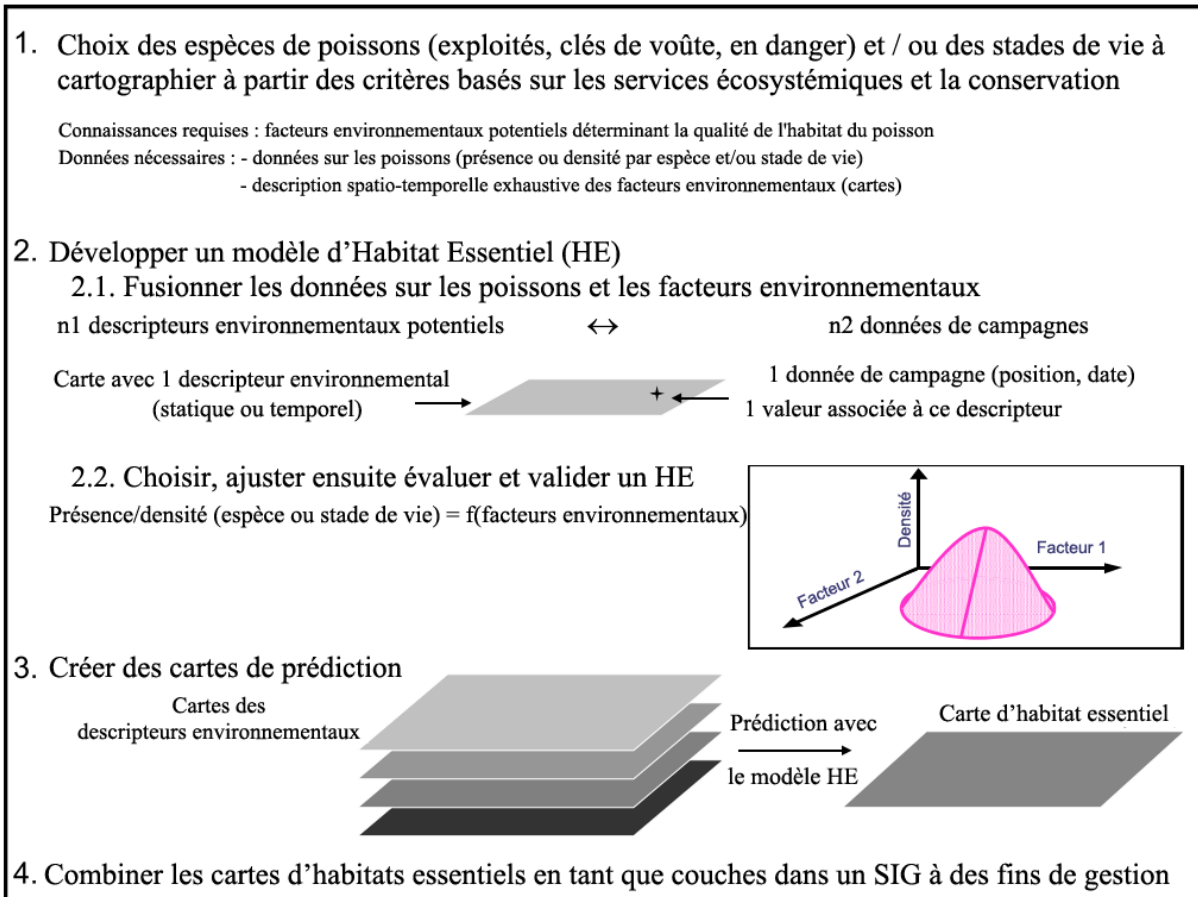


Figure 13 : Procédure générale pour la construction d'une carte d'habitat halieutique (d'après Le Pape *et al.*, 2014)

Les modèles linéaires généralisés (*Generalized Linear Model*, GLM) et modèles additifs généralisés (*Generalized Additive Model*, GAM) sont les plus utilisés (Elith, 2000; Guisan et Zimmermann, 2000; Venables et Ripley, 2002). Les GLM sont une large classe de modèles statistiques linéaires qui incluent la régression ordinaire et l'analyse de la variance (Elith, 2000). Les GAM sont couramment utilisés pour implémenter des lisseurs non paramétriques dans les modèles linéaires (Yee et Mitchell, 1991; Brown, 1994; Austin et Meyers, 1996; Bio *et al.*, 1998; Franklin, 1998; Leathwick, 1998; Lehmann, 1998; Guisan et Zimmermann, 2000). Ils sont parfois utilisés de manière exploratoire, pour identifier la forme la plus probable des courbes de réponse qui sont ensuite ajustées avec un GLM pour des raisons de parcimonie (Brown, 1994 et Franklin, 1998 cité par Guisan et Zimmermann, 2000). Ils peuvent également être utilisés directement pour ajuster le modèle final (Leathwick, 1998; Lehmann, 1998 cité par Guisan et Zimmermann, 2000).

Le choix de la méthode varie selon (i) la qualité des données dont l'échantillonnage peut contenir des variables de présence et/ou d'abondance, (ii) la taille des jeux de données à travers le volume d'échantillonnage, et (iii) la connaissance des variables environnementales qui conditionnent l'habitat, et la disponibilité des données correspondantes. Guisan et Zimmermann (2000) résument le processus de construction d'un modèle en quatre étapes : (a) conception du modèle et formulation statistique ; (b) calibration ; (c) validation ; d) prédiction.

Tableau 7 : Méthodes de modélisation (version traduite et modifiée de Elith, 2000)

Méthodes	Type de variable réponse	Référence	Exemples d'études réalisées sur la modélisation d'habitats
Enveloppes bioclimatiques (ANUCLIM, BIOCLIM)	Données de présence	Nix (1986) ; Xu et Hutchinson (2013)	Eucalyptus en Afrique du Sud (Richardson et McMahon, 1992) ; Myrtle Beech en Australie (Busby, 1986) ; Opossum de Leadbeater (Lindenmayer <i>et al.</i> , 1991b) ; Pin kauri en Nouvelle-Zélande (Mitchell, 1991) ; Poisson au Honduras (McMahan <i>et al.</i> , 2020)
Analyse canonique des correspondances (CCA)		ter Braak, 1986; Jongman <i>et al.</i> , 1995	Végétation d'affleurement rocheux aux États-Unis (Wiser <i>et al.</i> , 1996) ; communautés de plantes halophytes en Chine (Pan <i>et al.</i> , 1998)
Méthodes de distance multivariées (DOMAIN)			Marsupiaux en Australie (Carpenter <i>et al.</i> , 1993)
Modèles linéaires généralisés (GLM)	Données de présence ou d'abondance	Agresti (1996) ; McCullagh et Nelder (1989)	Eucalyptus en Australie (Austin <i>et al.</i> , 1983, 1984, 1990, 1994) ; Habitat de poisson en France (Le Pape <i>et al.</i> , 2007; Trimoreau <i>et al.</i> , 2013) ; Marsupiaux arboricoles en Australie (Lindenmayer <i>et al.</i> , 1990b, 1990a, 1991a) ; Plantes alpines en Suisse (Guisan <i>et al.</i> , 1998) ; Une espèce d'oiseau en Amérique (Franklin, 1998)
Modèles additifs généralisés (GAM)	Données de présence ou d'abondance	Hastie et Tibshirani (1990)	Arbres de Nouvelle-Zélande (Yee et Mitchell, 1991) ; Eucalyptus en Australie (Austin et Meyers, 1996) ; Plantes des zones humides aux Pays-Bas (Bio <i>et al.</i> , 1998) ; Poissons pélagiques au Japon (Murase <i>et al.</i> , 2009) ; Ressources halieutiques dans la mer d'Arabie (Solanki <i>et al.</i> , 2017)
Indice de qualité de l'habitat (HSI)		Schamberger et O'Neil (1984)	Oiseaux aux États-Unis (Van Home et Wiens, 1991) ; Bandicoots en Australie (Reading <i>et al.</i> , 1996)
Méthodes d'apprentissage automatique > Arbres de décision		Breiman <i>et al.</i> (1984)	Végétation en Australie (Keith et Bedward, 1999) ; Type de forêt aux États-Unis (Lynn <i>et al.</i> , 1995)
> Réseaux de neurones		Aleksander et Morton (1990)	Poissons en France (Mastorillo <i>et al.</i> , 1997) ; Cartographie de systèmes écologiques terrestres au Canada (Gong <i>et al.</i> , 1996)
> Algorithmes génétiques : Algorithme génétique pour la production d'ensemble de règles (GARP)	Données de présence-absence	Mitchell (1996)	Protection de végétaux (Elith <i>et al.</i> , 1998) ; Poisson dans la mer Jaune (Li <i>et al.</i> , 2023)
Formules Bayésiennes		Guisan et Zimmermann (2000)	Evaluation de stock de poisson dans la manche (Alemany <i>et al.</i> , 2017) ; Indicateur de poissons côtiers dans la mer Baltique (Laurila-Pant <i>et al.</i> , 2021) ; Prises accessoires d'un albatros aux Etats-Unis (Good <i>et al.</i> , 2022)

1.4.4. Modèles deltas

La méthode delta a été introduite par Crame'r en 1946 et répandue dans le domaine de la modélisation écologique par Seber en 1973 (Magnusson *et al.*, 2013). Le modèle delta est décrit comme une distribution mixte, comprenant une quantité importante de valeurs nulles et une distribution conditionnelle pour les valeurs positives (Aitchison, 1955). Elle permet de modéliser séparément la probabilité de rencontrer une espèce spécifique dans un échantillon, appelée « probabilité de rencontre », et la distribution de la biomasse de l'échantillon lorsque l'espèce est présente, désignée par « taux de capture positif » (Thorson *et al.*, 2021).

Cette distribution peut être qualifiée de delta-lognormale lorsqu'elle utilise une fonction de lien logit pour modéliser approximativement la probabilité de rencontrer des valeurs nulles en fonction linéaire par des covariables, tel l'exemple des distributions de Poisson pleines de valeurs nulles (Lambert, 1992). Pennington (1983) a été le premier à appliquer la distribution delta-lognormale aux pêcheries en 1983 pour modéliser la production d'œufs de maquereau de l'Atlantique.

De plus, d'autres modèles deltas qualifiés de 'spatio-temporels' prennent en compte la corrélation entre les observations dues à leur proximité dans l'espace et/ou dans le temps (Banerjee *et al.*, 2003; Cressie et Wikle, 2011; Shelton *et al.*, 2014; Thorson *et al.*, 2015, 2021). Les modèles deltas spatio-temporels sont utilisés pour l'inférence écologique afin de décrire les variations dans la distribution, la concentration et l'association des habitats des espèces (Thorson et Kristensen, 2016). Un modèle delta spatio-temporel présente des avantages notables par rapport aux estimateurs basés sur le plan d'échantillonnage. En particulier, la variabilité spatialement corrélée de la qualité de l'habitat peut induire une variance résiduelle entre les échantillons dans chaque strate spatiale d'un plan stratifié aléatoire, augmentant ainsi la variance de l'indice estimé. En considérant la localisation aléatoire des échantillons, un modèle delta spatio-temporel permet de contrôler cette variabilité spatialement corrélée, réduisant ainsi de manière significative les erreurs types associées aux indices spatio-temporels (Shelton *et al.*, 2014; Cao *et al.*, 2017). De plus, ces modèles diminuent la variation biologiquement improbable des indices pour les espèces à longue durée de vie (Thorson et Kristensen, 2016).

1.4.5. Intérêts des cartes d'habitats

L'intérêt des cartes d'habitats peut être porté à trois niveaux (Le Pape *et al.*, 2014) à savoir l'identification des habitats, l'analyse de l'impact des pressions anthropiques et l'aide à la décision pour la gestion.

En ce qui concerne l'identification des habitats halieutiques, elle est essentielle pour connaître les préférences environnementales des poissons et la contribution des zones afin d'identifier les espaces de haute valeur. Une forte concentration de poisson sur une petite superficie constitue un habitat sensible dans le cycle de vie des espèces dépendantes (Beck *et al.*, 2001). Estimer la contribution d'un habitat au renouvellement d'une espèce permet ensuite d'identifier les habitats efficaces (Dahlgren *et al.*, 2006). La construction des cartes d'habitats s'avère particulièrement utile et la compilation de cartes permet de révéler des points chauds, c'est-à-dire des sites restreints avec une grande contribution pour de multiples espèces (Cheung *et al.*, 2009; Le Pape *et al.*, 2014).

Le Pape *et al.* (2014) et Börjeson *et al.* (2005) ont souligné que l'analyse des pressions anthropiques permet d'apprécier l'effet des actions passées, actuelles et futures par l'analyse des scénarios. Les modèles et les cartes quantitatives permettent d'informer sur l'évolution spatio-temporelle des ressources halieutiques. Ils constituent des moyens appropriés pour analyser les conséquences des pressions anthropiques (Courrat *et al.*, 2009; de Jonge *et al.*, 2012; Le Pape *et al.*, 2014). De multiples études basées sur ces approches de modélisation ont permis d'estimer et de prédire l'effet des changements climatiques (Cheung *et al.*, 2009, 2010), des pêcheries (Mahévas et Pelletier, 2004) et des pollutions (Courrat *et al.*, 2009) sur les ressources halieutiques.

Quant aux réseaux d'AMP, ils constituent une approche efficace de gestion spatialisée pour la conservation de la biodiversité marine (Leathwick *et al.*, 2008) et la gestion des ressources halieutiques et des pêcheries. Les approches de modélisation et de cartographie d'habitat fournissent des outils extrêmement utiles pour leur conception et leur mise en place (Brown *et al.*, 2000; Possingham *et al.*, 2000; Rubec *et al.*, 2001; Store et Jokimäki, 2003; Moilanen *et al.*, 2005, 2009; Malcolm *et al.*, 2012; Hattab *et al.*, 2013).

PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES

2.1. MATERIELS

Comme évoqué dans la partie 1, la zone d'étude concerne le plateau continental Ouest Africain du Golfe de Guinée, compris entre les longitudes 7,5°W et 1,2°E et les trois espèces d'intérêt halieutique majeure prises en compte sont : *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*.

Les éléments fondamentaux pour l'identification des habitats sont des données halieutiques et les données descripteurs d'habitats. Chacune des sous-sections suivantes contribuera à présenter ces données.

2.1.1. Données halieutiques

Dans cette section, l'ensemble des données collectées et leurs caractéristiques sont présentées. Les campagnes effectuées dans la zone d'étude dont les données n'ont pu être obtenues sont synthétisées en Annexe 2. Les données disponibles provenant de projets différents sont unies dans une même base de données. L'absence de mesures pour certaines variables utiles à l'étude a nécessité des méthodes appropriées pour combler ces valeurs manquantes. La méthodologie générale de collecte à bord est décrite dans la suite par l'opération de chalutage.

2.1.1.1. Opération de chalutage et procédure de collecte de données

Une grande proportion des campagnes scientifiques d'évaluation des ressources halieutiques est réalisée par chalutage. C'est notamment le cas en ce qui concerne les ressources halieutiques démersales du plateau continental et de ses marges qui sont la partie côtière et la partie supérieure du talus continental, qui sont le plus souvent évaluées par des campagnes utilisant un chalut de fond (Figure 14).

Ce dernier est un filet conique à large ouverture doté de poids attachés à la ligne inférieure et de bouées sur la ligne supérieure. Lorsque le navire est engagé dans le chalutage, le filet est posé au fond de l'eau. Il est maintenu ouvert par des panneaux (structures en bois ou en fer) et tiré par des chaînes attachées vers l'avant au milieu des panneaux, de manière qu'elles aient tendance à se séparer (Sathianandan *et al.*, 2017).

Le remorquage du chalut s'effectue grâce à la puissance mécanique du moteur du navire. Les panneaux sont reliés au treillis par une bride. Les chaluts peuvent mesurer jusqu'à 200 m de

long et scruter les fonds marins sur une large zone. La forme des filets incite les poissons à se diriger vers le filet et augmentent ainsi l'efficacité du filet. La forme, la taille et le maillage des chaluts utilisés varient en fonction du type de poisson ciblé et du lieu de pêche. Le câble de fond peut être équipé de bobines afin que le chalut puisse être utilisé sur fond rocheux (fond rugueux) sans dommage. La queue de l'appareil utilisé pour collecter les poissons capturés est appelée « cul de chalut ». C'est à ce niveau que s'effectue le tri des tailles de poisson. Lors des campagnes scientifiques, un maillage relativement petit est nécessaire pour obtenir un échantillon représentatif de la gamme complète de tailles des espèces à prélever.

L'opération de chalutage suit un protocole préétabli spécifiant le plan d'échantillonnage ainsi que les caractéristiques et la taille des engins de pêche à utiliser. Une fois capturés, les poissons sont triés par espèce, comptés, pesés et mesurés le plus souvent. Ce qui permet d'obtenir des données de capture pour chaque station chalutée en nombre d'individus capturés par heure de chalutage ou par unité de surface.

2.1.1.2. Projets de campagnes démersales et données disponibles

Les données de pêche scientifique sur le plateau continental obtenues pour cette étude sont issues de trois projets : CHALCI, NANSEN et PRESH-UEMOA. Il s'agit d'un jeu de données constitué sur cinq décennies (1978-2019, Figure 15 et Tableau 8) au travers des campagnes scientifiques effectuées sur l'ensemble de la zone d'étude (Côte d'Ivoire – Ghana) et présentant au moins les caractéristiques suivantes : (i) données biologiques (capture, espèce, nombre, poids) ; (ii) position géolocalisée des stations et ; (iii) fréquences de taille (partielles, a minima). Ce type de données permet d'apprécier la variabilité spatiale et temporelle.

Le tableau 8 synthétise l'ensemble des campagnes scientifiques démersales, pour lesquelles nous avons obtenu et traité les données, sur la zone d'étude. Toutes ces données sont obtenues à partir d'un échantillonnage réalisé selon des conditions comparables : durée de trait [20-60] minutes, vitesse de traine [3-3,2] nœuds.

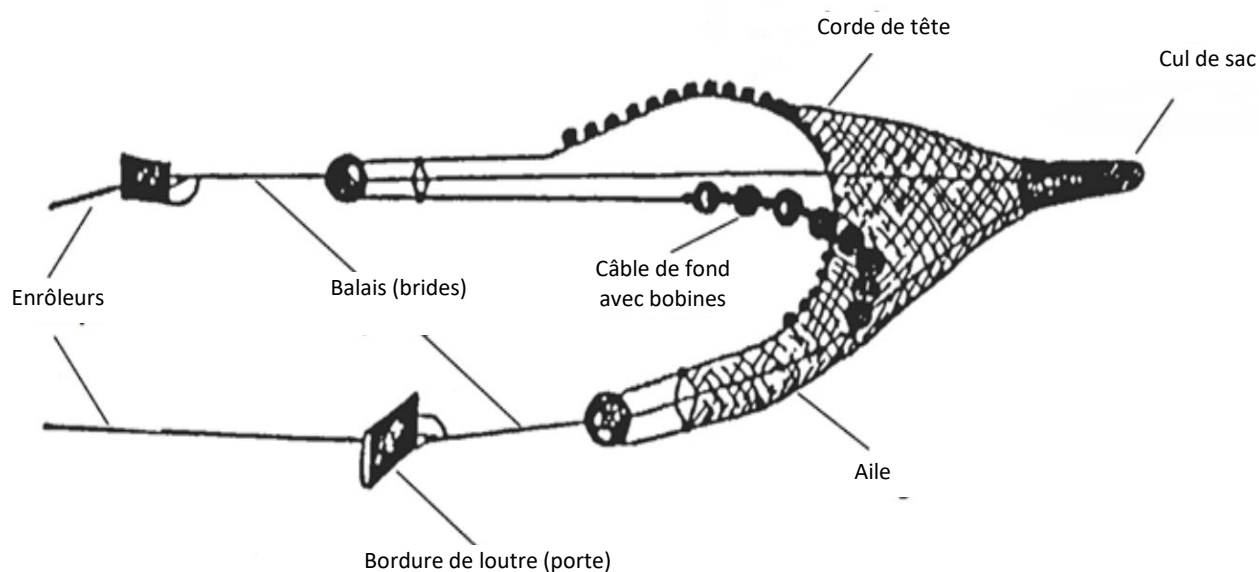


Figure 14 : Chalut de fond (version traduite, d'après Sathianandan *et al.*, 2017)

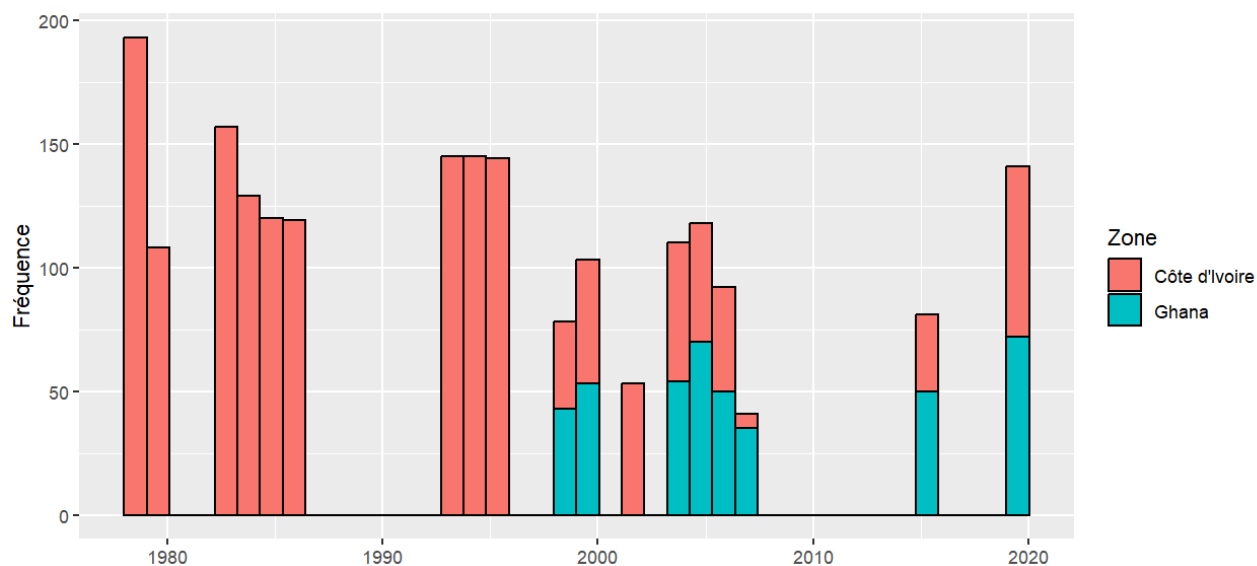


Figure 15 : Traits de chaluts par année pour les 3 projets en Côte d'Ivoire et au Ghana

Tableau 8 : Synthèse du jeu de donnée collecté des campagnes démersales effectuées sur le plateau continental de la zone d'étude

Pays	Campagnes	Navires	Engins	Nombre total de traits de chalut	Année	Sources
CÔTE D'IVOIRE	CHALCI	N/O André Nizery	Chalut grée par l'arrière de type PICARD, de 24,6 m de corde de dos et dont l'ouverture de maille du cul était de 39 mm ou 48 mm	826	1978 ; 1979 ; 1980 ; 1983 ; 1984 ; 1985 ; 1986	CRO
CÔTE D'IVOIRE	CHALCI	N/O Antéa	Chalut grée par l'arrière de type PICARD, de 24 m de corde de dos et dont l'ouverture de maille du cul était de 28 mm	434	1993 ; 1994 ; 1995	CRO
CÔTE D'IVOIRE	NANSEN NANSEN	N/R Dr Fridtjof Nansen	Chalut de fond Super Gisund ; tête de 31 m ; maille du cul = 20 mm avec un filet intérieur de 10 mm de maille	359	1999 ; 2000 ; 2002 ; 2004 ; 2005 ; 2006 ; 2007 ; 2019	MIRAH
GHANA				377		<i>Fisheries Commission of Ghana</i>
CÔTE D'IVOIRE	CAMPAGNE DEMERSALE UEMOA-SUD	N/O Général Lansana Conté	Chalut de fond à panneaux ; longueur de corde de dos = 33,1 m ; largeur d'ouverture = 15,85 m ; hauteur d'ouverture = 4 m ; maille du cul = 25 mm	31	2015	MIRAH
GHANA				50		<i>Fisheries Commission of Ghana</i>

2.1.1.2.1. Projet CHALCI

Les campagnes de CHALutage en Côte d'Ivoire (CHALCI) se sont effectuées à bord des navires océanographiques hauturiers André Nizery et Antéa (ORSTOM-IRD) IFREMER, 1994; Roederer et Bless-Burcklé, 2005). Les objectifs ont été multiples : principalement l'évaluation des biomasses chalutables des poissons démersaux et des céphalopodes, mais aussi la vérification de la carte sédimentologique du plateau continental ivoirien et quelques fois le recueil de données biologiques de certaines espèces.

Les données ont été obtenues auprès du Département des Ressources Aquatiques Vivantes (DRAV) du Centre de Recherches Océanologiques (CRO). Elles sont la propriété du Ministère des Ressources Animales et Halieutiques (MIRAH) de Côte d'Ivoire et elles ont été financées par l'ORSTOM (IFREMER, 1994; Roederer et Bless-Burcklé, 2005). Les données des campagnes CHALCI de 1978, 1979, 1980, 1983, 1984, 1985, 1986, 1993, 1994 et 1995 ont été saisies et répertoriées. Les traits sont principalement effectués avec un chalut de type Picard (Tableau 8). La technique d'échantillonnage employée est dérivée de celles utilisées dans le cadre de l'ICNAF (International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries ; Doubleday, 1976). Ces campagnes ont permis de réaliser 1 260 stations de chalutage (Figure 16 ; Tableau 8) comportant environ 338 espèces.

2.1.1.2.2. Projet NANSEN

Les campagnes NANSEN sont menées dans le cadre de l'évaluation des ressources halieutiques et des écosystèmes dans les eaux marines d'Afrique de l'Ouest, notamment celles de la Côte d'Ivoire et du Ghana. Ces campagnes s'effectuent à bord du navire Dr Fridtjof NANSEN, du nom d'un explorateur scientifique et diplomate Norvégien. Deux types de campagnes (démersales et/ou pélagiques) sont souvent réalisées concomitamment. Cependant, seules les données démersales sont utilisées dans le cadre de cette étude.

Les données ont été obtenues auprès du DRAV du CRO (propriété du MIRAH) et de la *Fisheries Commision of Ghana*. Le projet NANSEN est entièrement financé par l'Agence norvégienne de coopération pour le développement (Norad). Les données des campagnes démersales disponibles sont celles des années 1999, 2000, 2002, 2004, 2005, 2006, 2007 et 2019. Il s'agit des chalutages de fond (Tableau 8) effectués sur 736 stations (Figure 17).



Figure 16 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage des projets CHALCI
(1978-1996)

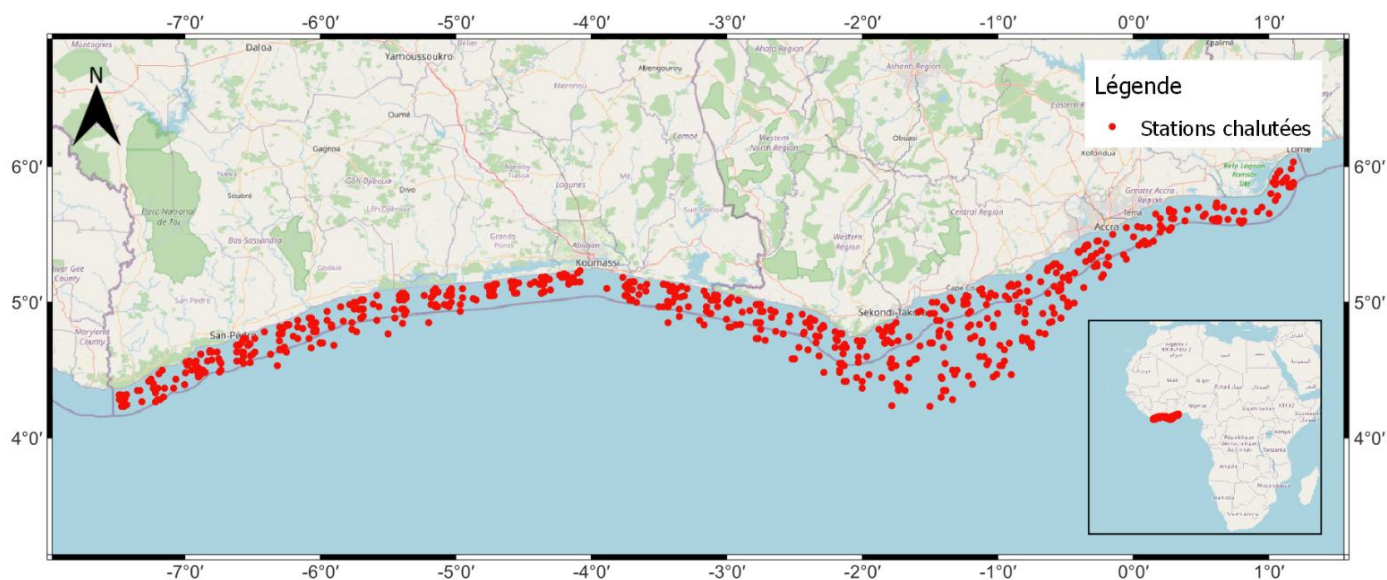


Figure 17 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage des projets NANSEN
(1999-2019), Côte d'Ivoire - Ghana

2.1.1.2.3. Projet PRESH-UEMOA

Le Projet d'Evaluation des Stocks Halieutiques (PRESH) constitue l'un des programmes d'aménagement adopté par le Conseil des Ministres Statutaire de l'UEMOA en 2007. Il a été instauré dans le cadre de l'évaluation des stocks halieutiques et est financé par l'UEMOA. A ce titre, neuf pays côtiers Ouest-Africain sont concernés dont la Côte d'Ivoire et le Ghana. Une campagne démersale réalisée en 2015, a pu être exploitée. Les données ont été obtenues auprès du DRAV du CRO (propriété du MIRAH) et de la *Fisheries Commision of Ghana*. Au sein de la zone d'étude, 83 stations ont été chalutées (Côte d'Ivoire et Ghana ; Figure 18 ; Tableau 8) selon un plan d'échantillonnage Aléatoire Stratifié (EAS) dans trois strates bathymétriques (10 à 25 m, 25 à 50 m et 50 à 100 m). Cet échantillonnage a été effectué avec un chalutage diurne d'une durée de trait de 30 minutes (UEMOA, 2015). Des données collectées sur la station 15 dans le secteur Ghanéen ont été enregistrées avec des coordonnées inadéquates (hors de la zone). Dans ce même secteur, il eut un accrochage du chalut à la station 59, sans capture. Ainsi, ces deux stations ont-elles été retirées du jeu de données.

2.1.1.3. Consolidation et conservation des données

Les données récupérées ont été saisies, compilées et archivées dans une base de données unique dont l'architecture est présentée en Figure 19. Elles ont été stockées sur un serveur sécurisé sous un système de gestion de bases de données libres, PostgreSQL, accessible via des requêtes d'identification disponibles auprès des services du DRAV-CRO/MIRAH et la *Fisheries Commission of Ghana*.

Pour les analyses de notre étude, toutes les sources de données ont été extraites depuis cette base de données via des requêtes de lien SQL. Toutes les analyses ont été effectuées sur le logiciel libre R depuis les versions 3.6.1 à 4.1.1, au moyen de multiples packages selon les besoins.



Figure 18 : Stations d'échantillonnage des campagnes de chalutage du projet UEMOA (2015), Côte d'Ivoire - Ghana

Table des CAPTURES

```
> dbListFields(uemoa, "capture")
[1] "code_pays"
[2] "code_projet"
[3] "code_campagne"
[4] "code_station"
[5] "nom_taxonomique"
[6] "no_echant"
[7] "code_espece"
[8] "total_capture"
[9] "total_echant"
[10] "nombre"
[11] "nombre_echant"
[12] "unit_mesure"
[13] "suivi_structure_taille"
[14] "suivi_biologie"
[15] "remarques"
```

Table des STATIONS

```
> dbListFields(uemoa, "station")
[1] "code_pays"
[3] "code_campagne"
[5] "code_station"
[7] "latitude_deb"
[9] "latitude_fin"
[11] "profond_deb"
[13] "heure_debut"
[15] "vitesse_chalutage"
[17] "vitesse_vent"
[19] "vitesse_courant"
[21] "nature_fond"
[23] "temperature_surface"
[25] "do_surface"
[27] "salinite_fond"
[29] "long_fune"
[31] "nbre_espece"
[33] "remarques"
[35] "geom2"
"code_projet"
"code_engin"
"date_chalutage"
"longitude_deb"
"longitude_fin"
"profond_fin"
"heure_fin"
"direction"
"direction_vent"
"direction_courant"
"strate"
"salinite_surface"
"temperature_fond"
"do_fond"
"jour_nuit"
"ouverture_chalut"
"geom"
```

Table des FREQUENCES DE TAILLE

```
> dbListFields(uemoa, "lf")
[1] "code_pays"
[2] "code_projet"
[3] "code_campagne"
[4] "code_station"
[5] "nom_taxonomique"
[6] "sexe"
[7] "no_echant"
[8] "type_mesure"
[9] "lclass"
[10] "uclass"
[11] "frequence"
```

Table des ENGINS DE PECHE

```
> dbListFields(uemoa, "engin_peche")
[1] "code_engin"
[2] "nom_engin"
[3] "long_cord_dos"
[4] "long_bourrelet"
[5] "larg_ouverture"
[6] "haut_ouverture"
[7] "maillage_cul"
[8] "materiel"
[9] "photo"
[10] "remarques"
```

Figure 19 : Arborescence des tables créés pour la base de données

2.1.2. Descripteurs d'habitats pris en compte dans les modèles

2.1.2.1. Descripteurs environnementaux

Les descripteurs environnementaux présélectionnés sont : la bathymétrie, les sédiments, la proximité aux embouchures des estuaires et un zonage longitudinal. Ces descripteurs sont connus pour, ou supposés, influencer la répartition des espèces et donc expliquer la pertinence des habitats en milieu marin (Riou *et al.*, 2001; Le Pape *et al.*, 2007; Lauria *et al.*, 2011; Trimoreau *et al.*, 2013; Husson *et al.*, 2020; Vally *et al.*, 2023).

2.1.2.1.1. Bathymétrie

Les données sont extraites via GEBCO (NOAA, 2022). L'objet géométrique est un raster avec une résolution de 15 secondes d'arc (450 m). Cette carte sera utilisée uniquement lors de la prédiction des données (Figure 20). Ce descripteur est utilisé alternativement soit en valeur numérique continue, soit en plage de valeur par classe (en m). Les classes sont les suivantes : [10, 20[, [20, 30[, [30, 40[, [40, 50[, [50, 60[, [60, 70[, [70, 80[, [80, 90[, [90, 100[et ≥ 100 .

2.1.2.1.2. Sédiments

Des données sur les sédiments détaillés étaient disponibles pour la zone Ouest (Côte d'Ivoire ; Martin, 1973b) sur une carte physique. En revanche, pour la zone Est (Ghana), nous n'avons pas pu obtenir une carte physique ou digitalisée détaillée. Koranteng (2001) a produit une carte avec des sédiments globaux pour le Ghana. Ces cartes ont été digitalisées sur QGIS et associées (Figure 20). La digitalisation est une méthode manuelle qui consiste à vectoriser les habitats sous forme de polygones géoréférencés dans l'espace (Clair *et al.*, 2006; Granger, 2018). La continuité et l'intégrité des différentes entités sur la carte ont été respectées, chaque point de l'espace est inclus dans un seul polygone et les contours sont parfaitement joints. Pour décrire les habitats halieutiques, les sédiments ont été regroupés en quatre catégories : la vase, le sable, les bancs rocheux et les zones rocheuses.

2.1.2.1.3. Distance aux estuaires

Douze embouchures ont été sélectionnées comme étant des entrées estuariennes majeures à partir des lagunes côtières et des fleuves débouchant sur l'océan (Figure 22, Tableau 9).

Pour décrire la proximité de ces connexions avec les charges d'eau douce, trois rayons ont été testés : 30 km, 40 km et 50 km (Figure 22). Ces rayons ont été présélectionnés en tenant compte du plateau continental assez étroit dans la zone Ouest et de l'effet maximum que le débit des fleuves pourrait entraîner sur une distance. Ce descripteur est un facteur à deux classes : près

de l'embouchure (inférieur au rayon pertinent) et loin de l'embouchure (supérieur au rayon pertinent).

2.1.2.1.4. Zone géographique longitudinal

Le secteur géographique concerne deux zones, à savoir la zone occidentale (longitude 7°30'W à 3°06'W) et la zone orientale (longitude 3°06'W à 1°12'E). Elle correspond aux eaux territoriales et aux Zones Economiques Exclusives (ZEE) respectives de la Côte d'Ivoire et du Ghana. Cette stratification a été prise en compte en raison des différents niveaux d'activités de pêche exercés par les pays, dont les modalités de gestion halieutiques sont distinctes.

2.1.2.2. Descripteur temporel

Les données sont réparties sur 41 années discontinues (Tableau 8). Pour évaluer l'effet temporel, deux périodes ont été définies : l'une avant l'an 2000 et l'autre après l'an 2000, soit respectivement 11 années distinctes de campagnes pour 65,4% des traits de chalut et 8 années distinctes de campagnes pour 35,6% des traits de chalut.

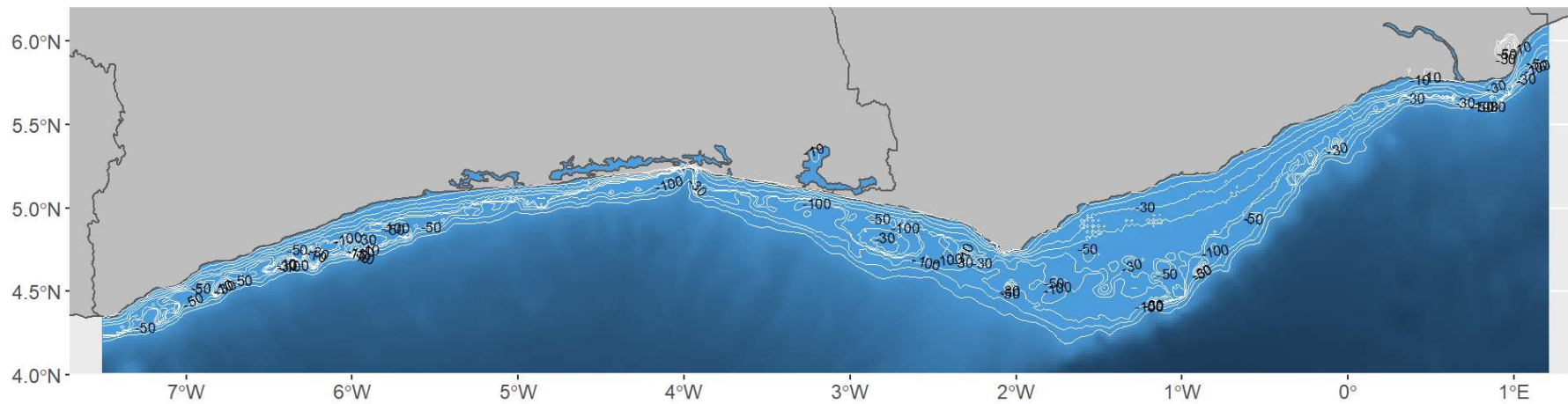


Figure 20 : Carte bathymétrique du plateau continental de la zone ivoiro-ghanéenne

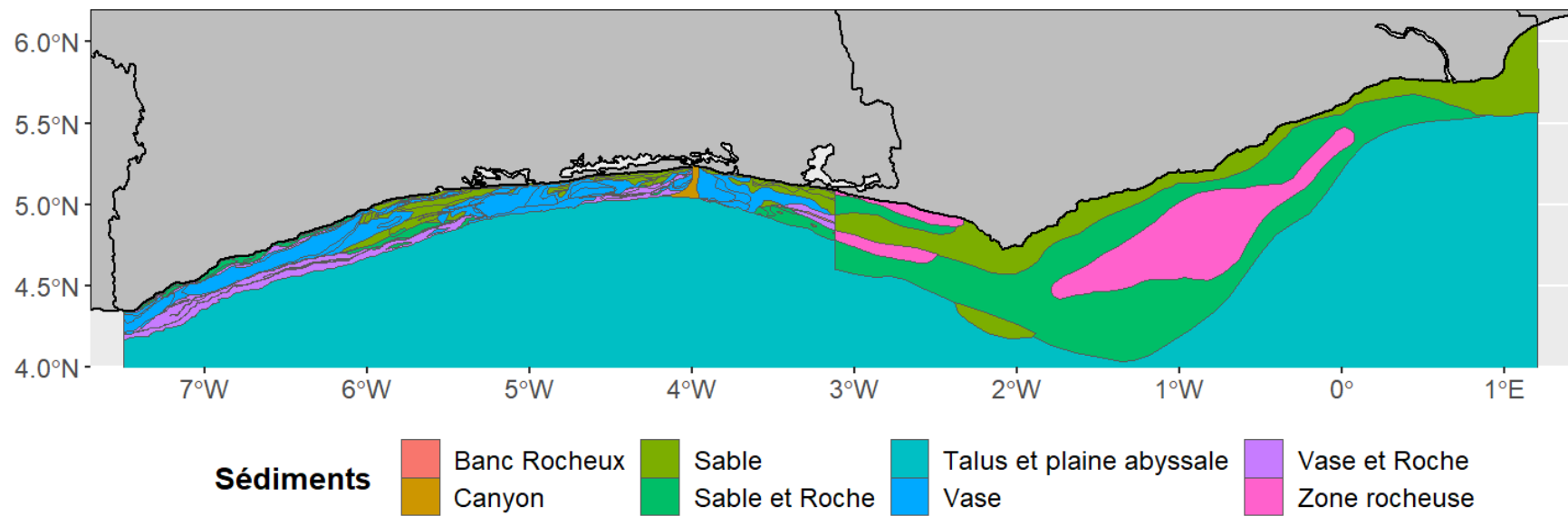


Figure 21 : Carte sédimentologique du plateau continental de la zone ivoiro-ghanéenne

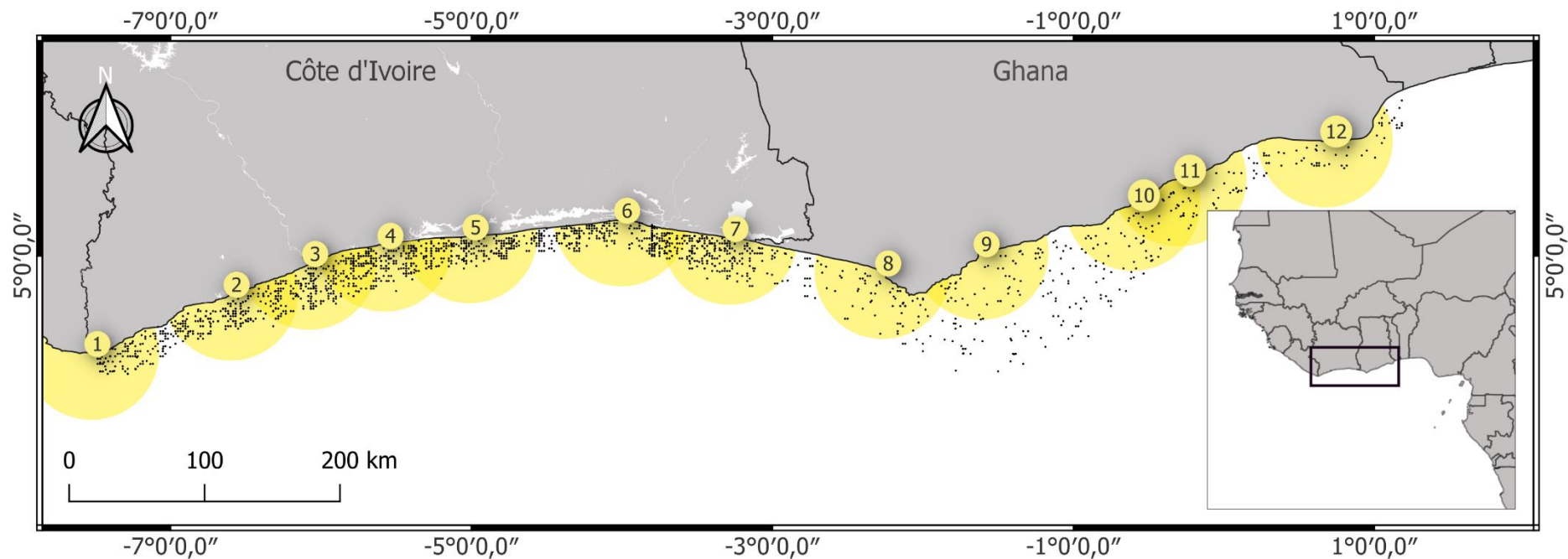


Figure 22 : Rayon de 50 km autour des principales embouchures de la Côte d'Ivoire et du Ghana

De gauche à droite : 1: l'estuaire du fleuve Cavally ; 2: l'estuaire du fleuve San Pedro ; 3: l'embouchure du fleuve Sassandra ; 4: le grau de la lagune de Fresco ; 5: le grau de la lagune de Grand-Lahou ; 6: le canal de la lagune Ebrié ; 7: le grau de la lagune Aby ; 8: l'estuaire du fleuve Ankobra ; 9: l'estuaire du fleuve Pra ; 10: l'estuaire du fleuve Ayensu ; 11: le delta du Densu ; 12: l'estuaire du fleuve Volta

Tableau 9 : Caractéristiques et coordonnées géographiques des embouchures supposées à forte influence (source personnelle, 2024)

N°	Nom de l'embouchure	Caractéristiques	Latitude	Longitude
1	Embouchure du fleuve Cavally	Embouchure	4,361840	-7,525611
2	Embouchure de la rivière San Pedro	Embouchure	4,755808	-6,600437
3	Embouchure du fleuve Sassandra	Embouchure	4,960271	-6,077659
4	Lagune Fresco	Lagune	5,080945	-5,575815
5	Lagune Grand-Lahou	Lagune	5,136828	-5,011779
6	Lagune Ebrié (canal de Vridi)	Lagune	5,249172	-4,003665
7	Lagune Aby	Lagune	5,126408	-3,283619
8	Embouchure du fleuve Ankobra	Embouchure	4,899193	-2,268481
9	Estuaire de la rivière Pra	Estuaire	5,025629	-1,616485
10	Embouchure de la rivière Ayensu	Embouchure	5,351505	-0,606449
11	Embouchure du delta Densu	Embouchure	5,514269	-0,299943
12	Estuaire de la Volta	Estuaire	5,773665	0,671564

2.2. METHODES

La méthode mise en place pour identifier les zones fonctionnelles des 3 espèces cibles obéît aux trois étapes suivantes : (i) assemblage des données de campagnes scientifiques démersales de chalutage et estimation des densités de poissons par stade de croissance ; (ii) modélisation des habitats ; et (iii) production des cartes pour les juvéniles et les adultes. La résolution de chaque section sera dépendante des résultats de la section précédente ; hormis celle de la section 2.2.1.

2.2.1. Assemblage des données de campagnes démersales et calcul des densités par stade de croissance

2.2.1.1. Estimation de la proportion complète des stades de croissance des espèces

Les données des fréquences de taille ne sont pas complètes, toutes les captures des campagnes scientifiques sur le plateau continental n'ont pas fait l'objet de mensurations. Les captures de *Epinephelus aeneus* n'ont été mesurées que dans 17% des traits de chalut où l'espèce a été capturée, et ce pourcentage reste modeste pour les deux autres espèces : 46% chez *Pseudotolithus senegalensis* et 52% chez *Pagellus bellottii* (Tableau 10). L'existence de valeur manquante dans les données de mensurations utilisées pour la distinction des stades de vie nécessite un traitement préalable.

Une imputation des valeurs manquantes par la moyenne conditionnelle ou une régression a été nécessaire. Elle utilise les variables auxiliaires disponibles pour prédire des valeurs de remplacements des données manquantes à l'aide de modèles linéaires. La corrélation doit être importante entre les données manquantes et les variables auxiliaires (Buck, 1960; Little et Rubin, 2002; Peugh et Enders, 2004) pour permettre cette approche.

Des méthodes ont été mises en œuvre pour estimer la proportion de juvéniles/adultes dans l'ensemble ces captures (Figure 23) pour lesquelles nous avons distingué :

- i. échantillon partiellement mesuré ;
- ii. échantillon non mesuré contenant un poisson ;
- iii. échantillon non mesuré contenant plus de un poisson.

Les tailles et poids à la maturité sexuelle par espèce permettent de distinguer les stades de vie (juvénile et adulte) pour la suite de cette étude (Tableau 11). Ces valeurs ont été déterminées à partir de l'analyse bibliographique préalable (voir 1.3.4.2 et 1.3.4.3).

2.2.1.1.1. Estimation dans les échantillons partiellement mesurés

Pour les traits de chalut dans lesquels seule une fraction des captures d'une espèce a été mesurée, les mensurations ont été extrapolées à l'ensemble du trait de chalut. Par exemple, pour une capture contenant 10% de poissons mesurés parmi lesquels on compte 40% de juvéniles (soit 60% d'adultes), on extrapole ces 40% de juvéniles à la capture totale de l'espèce. Ces données ont été associées à celles des poissons mesurés contenus dans la 2^{ème} colonne du tableau 10.

2.2.1.1.2. Estimation dans les échantillons non mesurés contenant un seul poisson

Durant les campagnes scientifiques tous les poissons sont pesés (voir 2.1.1). Si un seul poisson a été capturé et n'a pas été mesuré, son poids est utilisé pour déterminer son stade de maturité en fonction du poids à la première maturité sexuelle (Tableau 11).

2.2.1.1.3. Estimation dans les échantillons non mesurés contenant plus de un poisson

Prenons pour exemple, deux individus de *Epinephelus aeneus* capturés dont le poids total est de 5 kg et qui n'ont pas fait l'objet de mesure. Il n'est pas possible de déterminer le stade de vie.

Il faut d'abord analyser le poids moyen des captures (poids total des captures/nombre d'individus) mesurées et non mesurées par espèce pour tester un biais éventuel de structure en taille sur la fraction mesurée. Puis, construire un modèle basé sur les captures avec mensurations. Ceci permet d'estimer la proportion de juvéniles à partir d'un descripteur qui est le poids moyen des captures.

Pour chaque espèce, un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution de Bernoulli a été utilisé pour estimer la proportion de juvéniles dans les données pour lesquelles la structure de taille est disponible (*Equation 1*) :

$$J \approx covariable(X) + \varepsilon, weights = C \quad (\text{Équation 1})$$

J: variable réponse, proportion de juvénile dans un échantillonnage (trait de chalut)

X: poids moyen

C: nombre de poissons mesurés

ε : les résidus du modèle

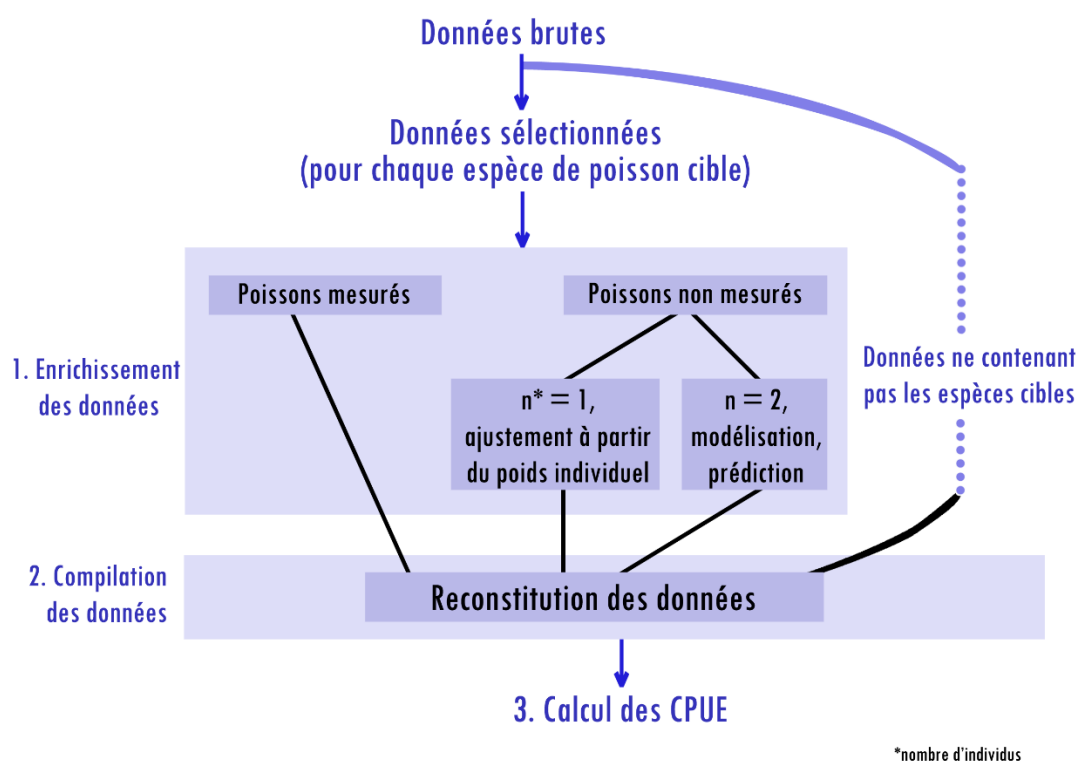


Figure 23 : Processus de résolution de l'enrichissement des données au calcul des CPUE (source personnelle)

Tableau 10 : Proportion des stations où les poissons étudiés ont été mesurés et non mesurés et nombre total de stations avec présence et occurrence de l'espèce

Espèces	Stations où les poissons ont été mesurés* (%)	Stations où les poissons n'ont pas été mesurés (%)		Nombre total de stations avec présence de l'espèce	Occurrence* (%)
		Capture = 1 poisson	> 1 poisson		
<i>Epinephelus aeneus</i>	17,08	27,78	55,14	691	33,26
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	46,46	4,87	48,67	452	21,76
<i>Pagellus bellottii</i>	52,42	2,46	45,12	1 383	66,58

* par rapport aux 2077 traits de chalut

Tableau 11 : Taille et poids retenus pour la première maturité des espèces étudiées

Espèces	Taille à la première maturité sexuelle (cm)	Poids à la taille de première maturité sexuelle (kg)
<i>Epinephelus aeneus</i>	50	1,9
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	32	0,4
<i>Pagellus bellottii</i>	13	0,1

Les résultats des modèles relatifs aux 3 espèces ont été utilisés pour prédire la proportion de juvéniles et déduire le nombre respectif de juvéniles et d'adultes dans les captures (*Equation 2*). La validation de ces modèles est effectuée par appréciation des proportions de présence dans les données réelles en comparaison des données prédites.

$$N = \hat{f} \times C \quad (\text{Equation 2})$$

où N est le nombre de juvéniles déduit dans les captures ; $\hat{f}$ est la proportion prédite de juvéniles, et C est le nombre de poissons capturés. Un seuil est utilisé lorsque $N < 1$ pour être remplacé par 0 (absence) ; et le nombre d'adultes = $C - N$.

2.2.1.2. Calcul des densités de juvéniles et d'adultes par espèce à chaque trait de chalut

Les densités des juvéniles et des adultes sont estimées à partir des Captures par Unité d'Effort (CPUE) lors des campagnes scientifiques. Elles sont déterminées à partir du nombre d'individus capturés et la superficie chalutée. Cette densité concerne les individus juvéniles/adultes distingués par une taille limite (L_{50}) qui correspond à la taille de première maturité sexuelle.

Toutes les données précédentes (absence de l'espèce, données des poissons mesurés, données extrapolées par stade de vie) ont été compilées (Figure 23) pour revenir à un jeu de donnée équilibré (2077 traits de chaluts) dans lequel nous avons tous les effectifs de juvéniles et d'adulte connus. Les densités (CPUE) ont été calculées selon l'équation (3) suivante :

$$CPUE = \frac{\text{Nombre d'individus juvéniles ou adultes}}{\text{Durée de chalutage} * \text{Vitesse de chalutage} * \text{Largeur d'ouverture du chalut}} \quad (\text{Équation 3})$$

où les CPUE sont en nombre de poissons/km².

2.2.2. Modélisation des habitats : modèle delta

La modélisation des habitats consiste à générer des modèles qui expliquent les liens entre les données halieutiques et les descripteurs d'habitats. Un modèle statistique nommé 'delta', résultant de deux autres modèles statistiques « classiques », portant respectivement sur les données de présence et les densités positives, est utilisé dans cette section pour quantifier les habitats des 3 espèces de poissons démersaux étudiées. Les données de base utilisées comme variable réponse, *i.e.*, les données halieutiques de CPUE, ont été calculées à la section précédente (*cf.* 2.2.1.2). Les descripteurs d'habitats ont été également présentés à la section 2.1.2.

2.2.2.1. Construction et ajustement des modèles

L'analyse consiste à modéliser l'habitat essentiel de nourricerie, sur la base de méthodes GLM. Les occurrences de *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis*, et *Pagellus bellottii*, dans toutes les stations chalutées, sont respectivement de 33,26%, 21,76%, et 66,58% (Tableau 10) et encore moins par stade de croissance. Du fait de cette forte proportion de valeurs nulles (pas de capture dans les traits de chalut), un modèle Delta a été utilisé. Un modèle Delta est une combinaison de deux sous-modèles : l'un basé sur la présence-absence et l'autre sur l'abondance pour les valeurs non nulles (Stefánsson, 1996; Le Pape *et al.*, 2003a; Vasconcelos *et al.*, 2013).

Dans cette partie, une analyse exploratoire permettra d'ajuster efficacement les modèles lors de leur construction. Les meilleurs modèles seront couplés pour obtenir les modèles delta et ces derniers seront évalués afin d'apprécier leur robustesse et leur validité.

2.2.2.1.1. Construction des sous-modèles

Les sous-modèles à mettre en place sont le sous-modèle 1 (probabilité de présence) et le sous-modèle 2 (densités positives Y+).

S'agissant du sous-modèle 1, il vise à expliquer la probabilité de présence du poisson pour un stade de vie donné, avec une distribution binomiale (*Equation 4*) basée sur les données de présence/absence (valeur booléenne, 0 si aucun poisson n'a été capturé pour l'espèce et le stade de vie étudié, sinon 1).

$$Y_{0/1} \approx \mu_{0/1} + \beta_{Période} + \beta_{Bathymétrie} + \beta_{Embouchure} + \beta_{Sédiments} + \beta_{Zone} + \varepsilon_{0/1} \quad (\text{Équation 4})$$

$Y_{0/1}$ est une valeur booléenne (0 s'il n'y a pas de poisson pour l'espèce étudiée à son stade de vie sinon 1), β sont les différents facteurs explicatifs, et $\varepsilon_{0/1}$ les résidus.

Quant au sous-modèle 2 (Équation 5), il utilise un GLM gaussien sur les densités positives log-transformées pour normaliser la distribution asymétrique des indicateurs des densités positives (CPUE). Les analyses préliminaires ont montré que cette option était la meilleure pour décrire la distribution des valeurs positives dans le jeu de données.

$$\log(Y_+) \approx \mu_+ + \omega_{Période} + \omega_{Bathymétrie} + \omega_{Embouchure} + \omega_{Sédiments} + \omega_{Zone} + \varepsilon_+ \quad (\text{Équation 5})$$

Y_+ est la variable réponse, ω sont les différents facteurs explicatifs, et ε_+ les résidus.

Pour les deux sous-modèles, pour chaque espèce et chaque stade de vie, la sélection des facteurs explicatifs a été basée sur le Critère d'Information d'Akaike (AIC), une différence de 3 dans la valeur de l'AIC étant considérée comme significative (Bozdogan, 1987). Les sous-modèles sont comparés un à un en ajoutant un facteur supplémentaire.

2.2.2.1.2. Estimation de l'ajustement et validation des modèles

Pour évaluer la qualité de l'ajustement (GOF : *Good Of Fitness*) des modèles de présence-absence basés sur des valeurs booléennes, la méthode de l'aire sous la courbe (AUC : *Area Under Curve*) a été utilisée (Elith *et al.*, 2006). Le coefficient de détermination (R^2) a été utilisé comme outil pour évaluer le GOF du sous-modèle sur les densités positives.

Étant donné que les modèles dont le pouvoir de prédiction est faible et/ou biaisé peuvent conduire à des conclusions erronées (Vasconcelos *et al.*, 2013), leur validation doit faire l'objet d'une attention particulière. Afin de valider les modèles, leur GOF a été évaluée en comparant les valeurs observées aux valeurs prédites à l'aide d'une procédure de calibration/validation. Chaque jeu de données (12, 2 sous-modèles $\times$ 2 stades de vie $\times$ 3 espèces) a été divisé en deux parties : la calibration est basée sur 75 % des données et la validation sur les 25 % de données restantes. La sélection de ces deux jeux de données distincts a été effectuée aléatoirement en fonction de la quantité relative de données dans les différentes classes de facteurs. Pour chaque

espèce et chaque stade de vie, les deux sous-modèles binomiaux et positifs ont été ajustés à l'aide des données de calibration. Leurs GOF ont été testés à la fois sur les données de calibration et de validation en comparant les prédictions des modèles avec les données. Les prédictions sont les valeurs des modèles ajustées pour les données de calibration et les estimations des modèles pour les données de validation (Trimoreau *et al.*, 2013).

Cette procédure a été répétée 100 fois et les estimations moyennes de l'étalonnage par rapport à la validation ont été comparées. Il convient de noter que pour limiter une éventuelle corrélation spatiale, cette procédure a également été testée après avoir divisé l'ensemble de données en deux catégories géographiques (séparées par pays) à partir d'une validation croisée avec 100 permutations. Des résultats similaires nous ont amenés à considérer la version "simple" sans cette structure spatiale dans les résultats présentés.

2.2.2.1.3. Couplage des deux sous-modèles : modèle delta

Une fois les meilleurs sous-modèles sélectionnés pour chaque espèce et stade de vie, ils ont été couplés (Équation 6), en appliquant la correction de Laurent (1963) pour obtenir une estimation non biaisée à partir d'un modèle linéaire basé sur la transformation logarithmique (Trimoreau *et al.*, 2013).

$$\widehat{YS} = \widehat{YS}_{0/1} \times e^{(\log(YS_+))} \times e^{\left(\frac{\hat{\sigma}^2(\log(YS_+))}{2}\right)} \quad (\text{Équation 6})$$

$\widehat{YS}$, $\widehat{YS}_{0/1}$ et YS_+ sont respectivement les estimations issues des deux sous modèles : proportion de présence et densité positive.

2.2.2.2. Prédiction : intervalle de confiance avec la méthode de Monte Carlo

Dans un modèle delta, les effets combinés sur la distribution binomiale et sur les données logarithmiques positives ne peuvent pas être directement interprétés ensemble (Ye *et al.*, 2001). Les effets moyens combinés ont été calculés pour obtenir les effets relatifs de chaque modalité de facteur, avec leur incertitude associée.

En utilisant une méthode de Monte Carlo (Moore, 1996; Jia, 2018), nous avons procédé en 3 étapes :

- i. générer 5000 prédictions aléatoires à partir du sous-modèle de présence-absence $\mathcal{N}(\widehat{Y}_{0/1}, \sigma_{0/1})$ et du sous-modèle de densité positive $\mathcal{N}(\widehat{Y}_+, \sigma_+)$, pour chaque combinaison de modalités des descripteurs ;
- ii. coupler les valeurs obtenues à partir des deux sous-modèles pour obtenir des densités prédites (Équation 7) ;
- iii. calculer les quantiles 5%, 50% et 95% de la distribution, c'est-à-dire la médiane et l'intervalle de confiance à 90% associé pour présenter les sorties par modalité de chaque descripteur.

$$\widehat{YS} = \widehat{YS}_{0/1} \times e^{(\log(YS_+))} \quad (\text{Équation 7})$$

$\widehat{YS}$, $\widehat{YS}_{0/1}$ et YS_+ sont respectivement les proportions prédites de réponse, de présence-absence et densité positive.

Ces estimations assorties d'intervalles de confiance permettent de représenter la distribution des densités par stade de vie pour chaque espèce en fonction des modalités des descripteurs spatio-temporels retenus dans les modèles, et donc de décrire l'influence des descripteurs sur ces distributions.

2.2.3. Habitats spécifiques des espèces : application à la cartographie

Cette section traitera de l'application des données issues de la section 2.2.2 à la cartographie quantitative. Les étapes de la construction des cartes seront présentées. Les cartes serviront à l'identification des zones fonctionnelles (juvéniles et adultes) et les données spatiales à la contribution des nourriceries.

2.2.3.1. Application de la cartographie

La construction des cartes a été effectuée à partir des descripteurs environnementaux retenus dans le modèle de l'espèce cible et les densités prédites. Techniquement, ces cartes sont le résultat de la superposition de raster (image en format pixelisée) et de vecteurs (points, lignes et polygones), comme illustré à la figure 24 (Berry, 1995).

En chaque entité spatiale du plateau continental de la zone d'étude, les concentrations de densités correspondantes sont représentées pour chaque stade de vie par espèce. Chaque espèce dispose de 4 cartes (2 stades de vie et 2 périodes, avant et après 2000, *cf.* 2.1.2.2).

La construction des cartes a été effectuée avec le logiciel libre R depuis les versions 3.6.1 à 4.1.1 et au moyen de multiples packages selon les besoins. Elle a procédé en 4 étapes dont la (i) constitution d'un jeu de données géoréférencées, (ii) la valeur de légende et échelle, (iii) création de la carte et (iv) la sauvegarde de la carte.

La donnée de base géoréférencée est la carte bathymétrique (*cf.* 2.1.2.1). Chaque position GPS extraite de cette carte fournit la valeur numérique de la profondeur et permet de calculer la distance par rapport à l'embouchure proche. Chaque point géoréférencé dispose ainsi de toutes les données descripteurs d'habitats (Figure 25). Une valeur de densité relative prédite est également associée à cette position de l'espace.

Les quantiles sont les valeurs qui divisent un jeu de données en intervalles de même probabilité. Cinq quantiles ont été créés et chaque quantile représente 20% des éléments géographiques. A chaque quantile, une couleur graduelle a été associée (Tableau 12).

Les données (i et ii) et les rasters ont été superposés pour obtenir les cartes quantitatives. Ces cartes ont été enregistrées à une résolution de 300 ppp (points par pouce) et une compression 'LZW' qui représente un algorithme de compression de données sans perte.

Tableau 12 : Code couleur en fonction des intervalles de probabilité pour la définition des légendes

Intervalle de probabilité du quantile	Code couleur	Couleur
[0,0 - 0,2[	#FFE800	
[0,2 - 0,4[	#FF8B00	
[0,4 - 0,6[	#FF5D00	
[0,6 - 0,8[	#FF2E00	
[0,8 – 1,0[	#A52A2A	

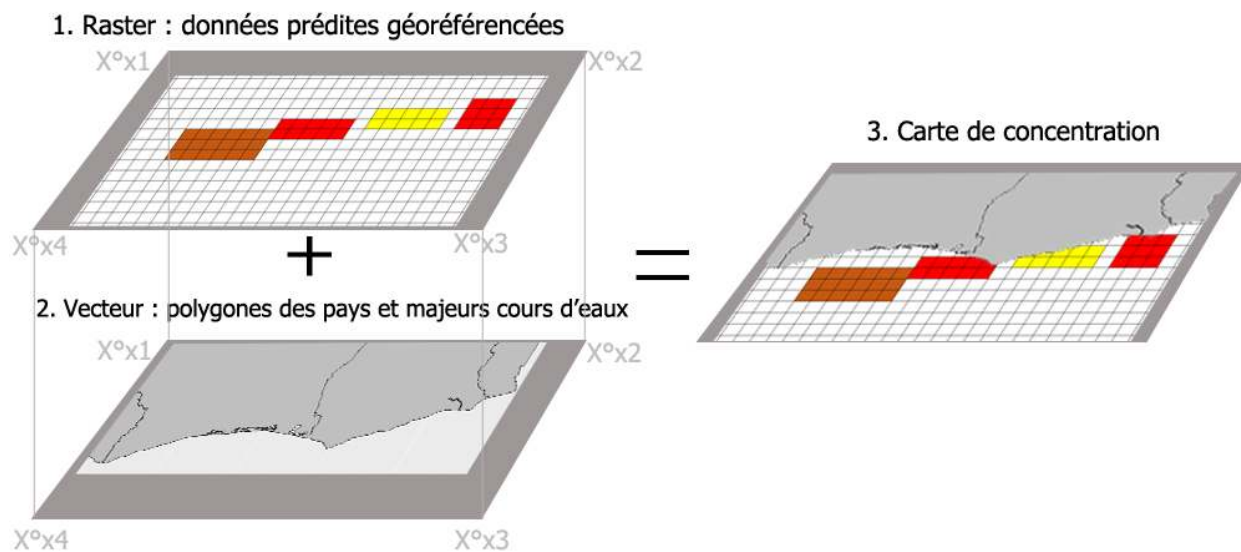


Figure 24 : Stratégie de compilation des calques durant la construction des cartes d'habitats

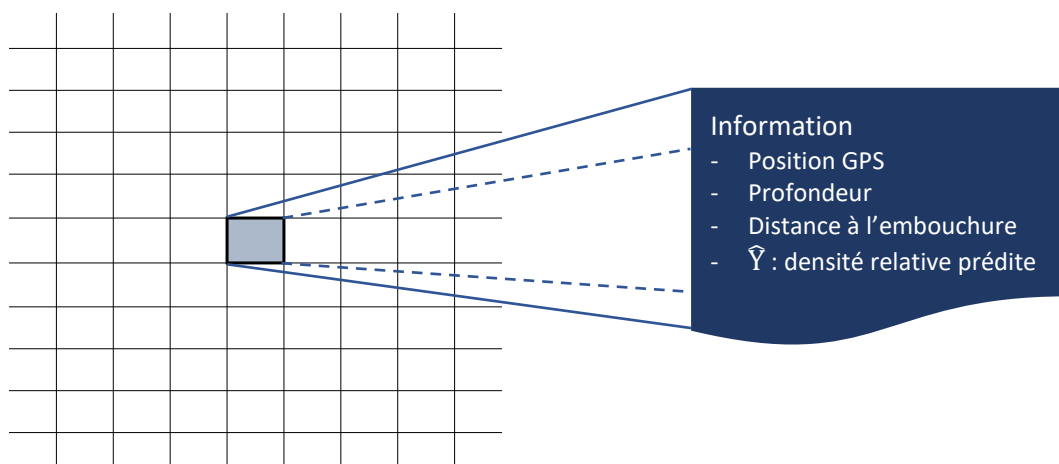


Figure 25 : Information spatiale disponible pour la cartographie à l'unité de 15 secondes d'arc

2.2.3.2. Contribution des habitats de nourriceries

La contribution de chaque habitat au renouvellement d'une population pour un stade de vie donné dépend à la fois de la densité estimée à ce stade de vie sur cet habitat et de la surface qu'il représente (Dahlgren *et al.*, 2006). A partir du travail de modélisation et de cartographie réalisé, il est possible de calculer la contribution des différents habitats de juvénile (nourriceries) à l'échelle de la zone d'étude (Le Pape *et al.*, 2003a; Trimoreau *et al.*, 2013). Cette contribution est estimée comme la proportion de l'abondance de juvéniles pour chaque classe de descripteurs retenus. Ainsi, les valeurs prédites par les modèles et les SIG ont été combinées pour déterminer les contributions respectives des différents habitats à l'abondance totale pour chaque stade de vie et chaque espèce. Le calcul a procédé en deux étapes :

- la surface de chaque strate (classe de bathymétrie, des embouchures, des sédiments et des zones) a été calculée (Équation 8) ;
- un nombre relatif de juvéniles a été calculé, pour chaque strate, comme le produit de sa surface et de la densité prédite correspondante (Équation 9).

$$Surface_{ij}(\text{en } \%) = \frac{surface_{ij}}{\sum surface_{ij}} \quad (\text{Équation 8})$$

$$Contribution_{ij}(\text{en } \%) = \frac{densité_{ij} \times surface_{ij}}{\sum (densité_{ij} \times surface_{ij})} \quad (\text{Équation 9})$$

Où i est le i-ème descripteur (bathymétrie, embouchures, sédiments et zones)

j, le j-ème classe du i-ème descripteur

et la surface en km² et la densité en nombre/km²

PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. RESULTATS

3.1.1. Données de captures ajustées aux stades de vie

3.1.1.1. Attribution des captures au stade de vie en absence de structure en taille

L'analyse préliminaire a démontré l'absence de biais dans le poids moyen entre les captures mesurées et non mesurées pour chaque espèce (Figure 26). De même, les modèles fournissent des prédictions non biaisées de la proportion d'individus juvéniles dans les captures de l'étude (Figure 27). Les valeurs prédites sont quasi identiques à la structure des données initiales.

Les déviations expliquées des modèles d'extrapolation ont atteint 73,29%, 76,34%, et 62,22% respectivement pour *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis*, et *Pagellus bellottii*. Le niveau d'explication de ces modèles a été satisfaisant (Figure 27 et Tableau 13) et ces modèles ont été utilisés pour prédire la proportion de juvéniles afin de compléter les données avec le nombre de juvéniles et d'adultes dans les captures, lorsque la structure en taille n'était pas disponible.

Tableau 13 : Résultats d'extrapolation des modèles

Espèces	Descripteurs	DoF	Déviante	Pr(>Chi)	AIC	DE (%)
a) <i>Epinephelus aeneus</i>						
	NULL	70	236	-	296	-
	Poids moyen	69	63	1,9E-39	125	73,29
b) <i>Pseudotolithus senegalensis</i>						
	NULL	198	3189	-	3795	-
	Poids moyen	197	754	0	1363	76,34
c) <i>Pagellus bellottii</i>						
	NULL	712	18532	-	20606	-
	Poids moyen	711	7001	0	9077	62,22

AIC : Critère d'Information d'Akaike

DoF : degré de liberté et déviance présentés comme résidus

DE : déviance expliquée en pourcentage

Pr(>Chi) sont les p-values p du test de Chi-2

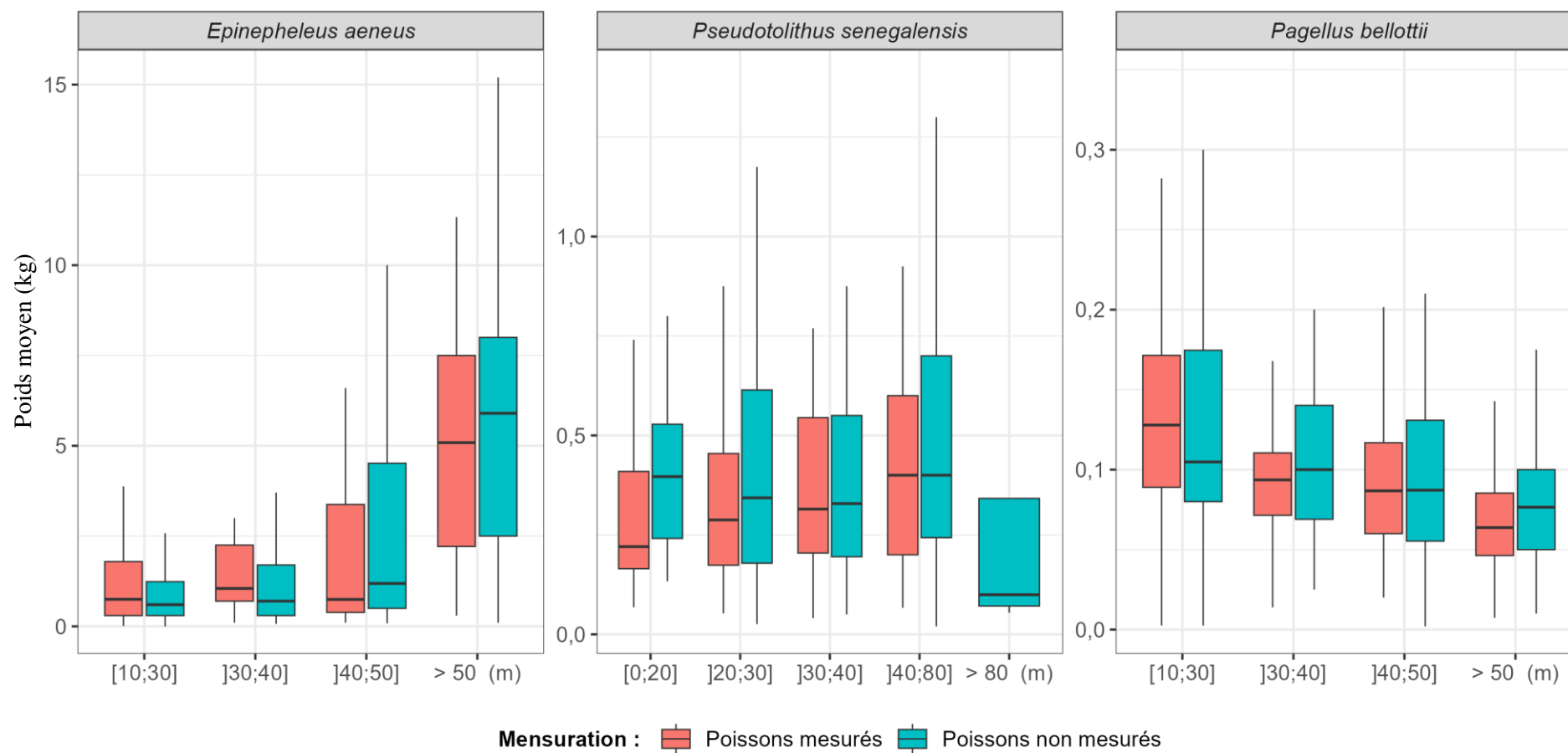


Figure 26 : Poids moyen des poissons étudiés (mesurés et non mesurés) selon la bathymétrie

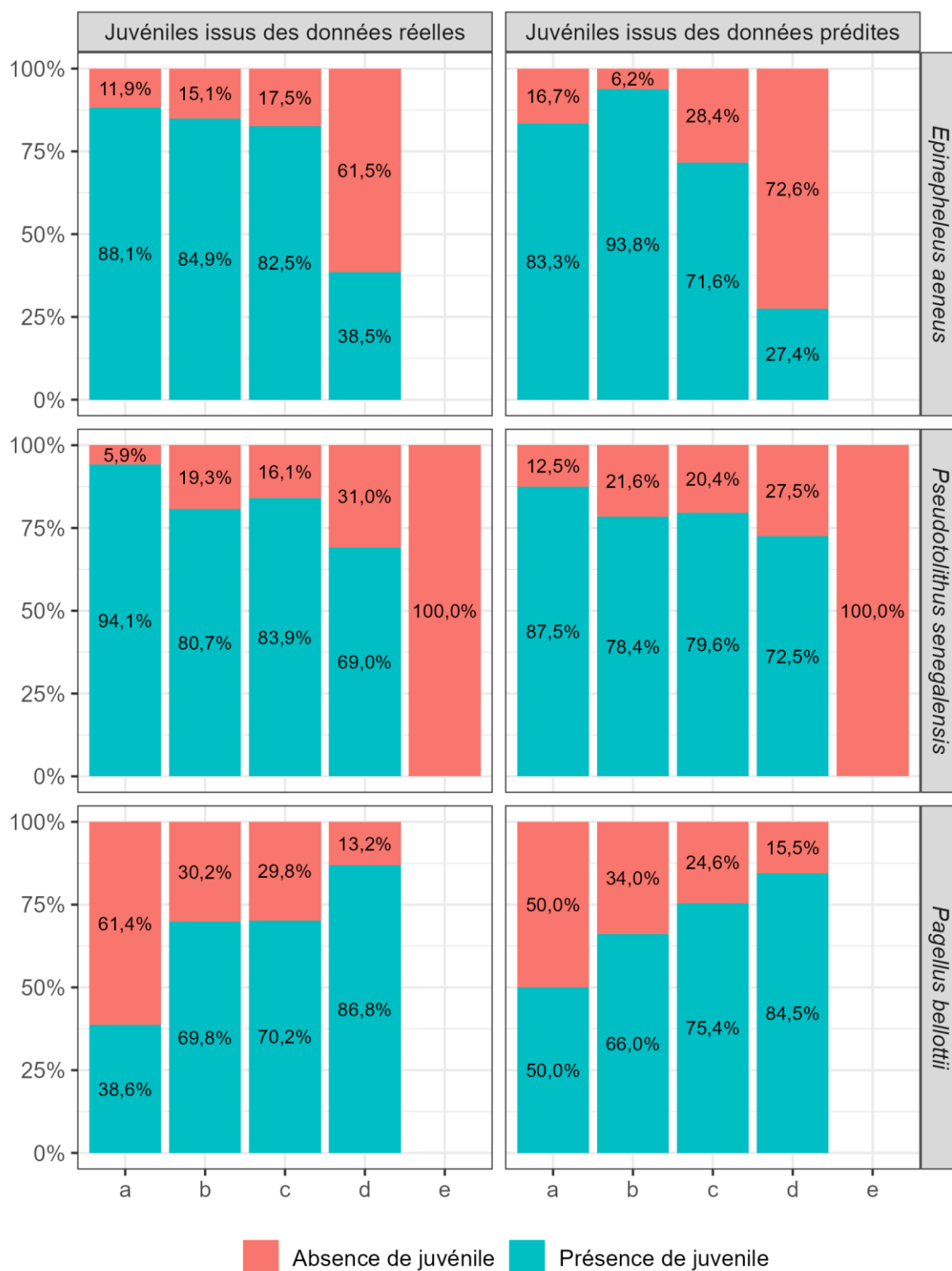


Figure 27 : Proportion de présence de juvéniles entre données réelles et données prédites

a= [10-30] m, b= (30-40] m, c= (40-50] m, d= supérieur à 50 m pour *Epinephelus aeneus* et *Pagellus bellottii*, et a= [10-20] m, b= (20-30] m, c= (30-40] m, d= (40-80] m et e= supérieur à 80 m pour *Pseudotolithus senegalensis*

3.1.1.2. Structure en taille des espèces dans les données d'origine

La structure en taille des espèces étudiées est mise en évidence par les histogrammes de fréquence de taille. Celle de *Epinephelus aeneus* atteint deux pics. Elle est donc de type bimodal tandis que celles de *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii* sont de type unimodale (Figure 28).

Les mensurations effectuées sur *Epinephelus aeneus* varient de 10 à 98 cm avec un pic entre 40 et 50 cm (Figure 28). Chez *Pseudotolithus senegalensis* les tailles des poissons mesurés sont comprises entre 6 et 82 cm avec un pic entre 22,5 et 25 cm (Figure 28). De même pour *Pagellus bellottii*, on observe que les tailles se situent entre 1 et 56 cm avec un pic entre 15 et 20 cm (Figure 28). Selon la taille maximale estimée à partir de la littérature (42 cm, cf. 1.3.2), nous pouvons mentionner que nous avons un record de taille à 56 cm dans notre jeu de données. Cette mesure a été effectuée le 25 juillet 2019 par le NANSEN sur le plateau continental Ghanéen. Cela pourrait également être une valeur aberrante.

A l'issue de cette section, toutes les espèces étudiées ont été considérées comme mesurées et réparties entre les deux stades de vie (adulte ou juvénile). L'espèce *Epinephelus aeneus* qui compte 4 133 individus est constituée de 48% de juvéniles et 52% d'adultes. *Pseudotolithus senegalensis* compte 353 446 individus dont 73% sont juvéniles et 27% des adultes. *Pagellus bellottii* compte 3 246 861 individus dont 37% sont juvéniles et 63% des adultes.

3.1.1.3. Variation de la densité des poissons aux deux stades de vie

Les densités des poissons ont des valeurs extrêmes souvent très élevées et éloignées de l'ensemble des observations (Tableau 14). C'est le cas chez les trois espèces, les valeurs maximales sont très éloignées des valeurs modales. Ce sont des valeurs isolées qui empêchent l'observation des valeurs plus représentatives. Pour éviter cette dispersion, elles ont été log-transformées à la Figure 29. *Pseudotolithus senegalensis* est la seule espèce qui est présente en dessous de 10 m de profondeur.

L'espèce *Epinephelus aeneus* présente des densités similaires dans toutes les classes bathymétriques où elle est présente. La variation de la densité est plus large dans les bathymétries comprises entre 10 et 40 m chez les adultes contrairement aux juvéniles. Les juvéniles ne semblent pas dépendre d'autres facteurs influençant leur concentration que la bathymétrie.

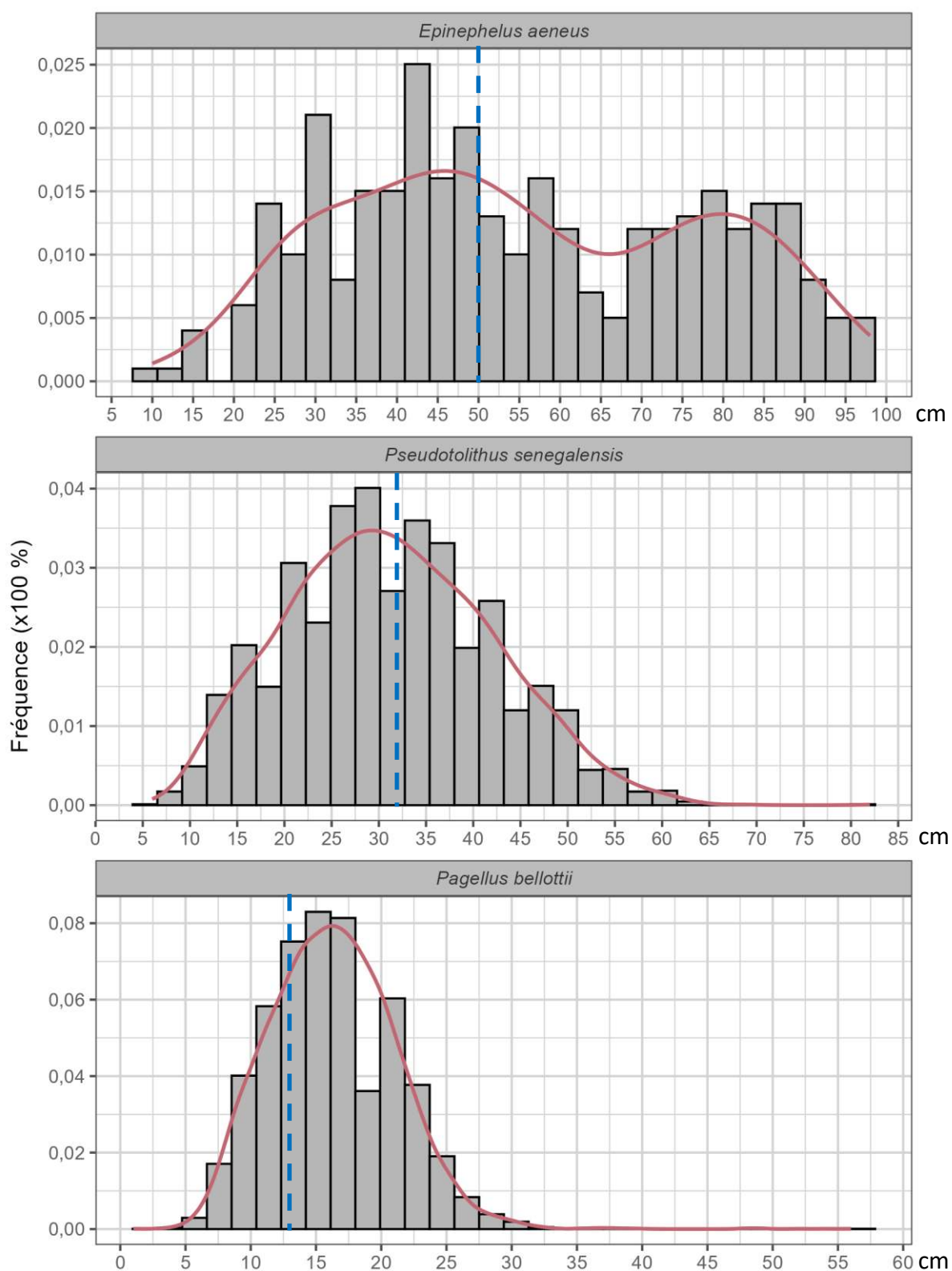


Figure 28 : Fréquence de taille issues des données brutes pour les espèces étudiées

Les barres en tirets de couleur bleue représentent les tailles à première maturité des espèces qui sont respectivement 50 cm pour *Epinephelus aeneus*, 32 cm pour *Pseudotolithus senegalensis* et 13 cm pour *Pagellus bellottii*.

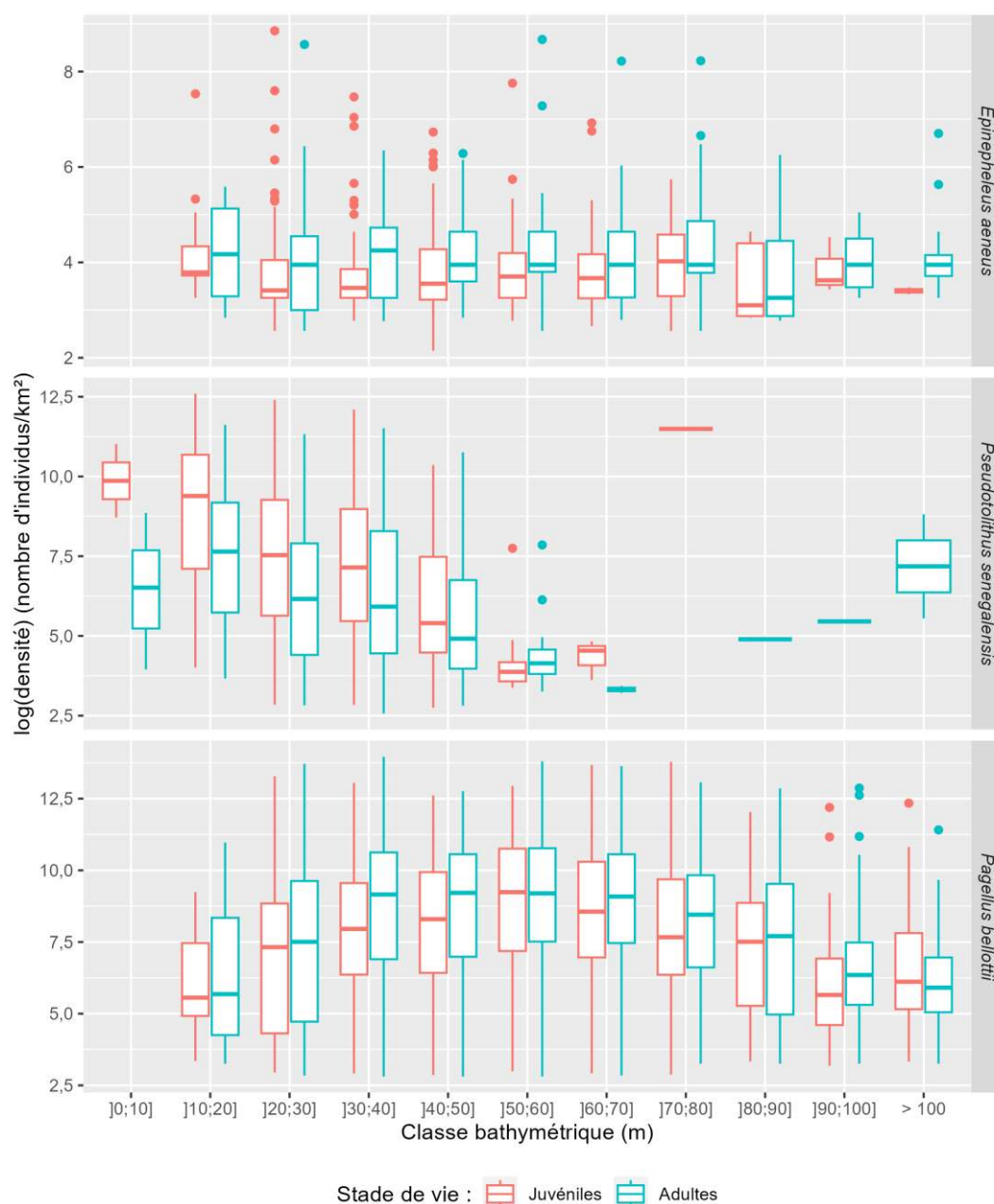


Figure 29 : Variation des densités calculées par stade de vie

Tableau 14 : Valeurs extrêmes des densités calculées pour les poissons étudiés

Espèce de poisson	Stade de vie	Valeur minimale (ind./km²)	Valeur modale (ind./km²)	Valeur maximale (ind./km²)	log(valeur maximale) (ind./km²)
<i>Epinephelus aeneus</i>	Juvéniles	8,6	34,3	7 009	8,85
	Adultes	13,0	51,9	5 841	8,67
<i>Pseudolithus senegalensis</i>	Juvéniles	15,6	1 402,0	295 263	12,60
	Adultes	13,0	382,0	110 847	11,60
<i>Pagellus bellottii</i>	Juvéniles	17,4	2 853,0	966 757	13,80
	Adultes	16,6	5 007,0	1 162 876	13,96

*ind. = nombre d'individus par km²

Chez *Pseudotolithus senegalensis*, les adultes occupent plus de classes bathymétriques que les juvéniles qui ne sont plus présents au-delà de 80 m. Les juvéniles de *Pseudotolithus senegalensis* sont plus concentrés en dessous de 10 m de profondeur. Lorsque les deux stades de vie cohabitent, la dispersion de la densité est presque identique avec des juvéniles plus abondants avant 50 m de profondeur. La tendance entre les deux stades est inversée au-delà de 50 m.

Chez *Pagellus bellottii*, une cohabitation presque parfaite entre les juvéniles et les adultes est observée. Les densités fluctuent de manière similaire. Des zones peu profondes jusqu'au large de l'océan, les densités augmentent progressivement autour de la classe bathymétrique de 50 à 60 m de profondeur et redescendent de manière identique. Les densités aux extrémités des plages de profondeur (10-20 m et >100 m) sont semblables.

3.1.2. Modèles retenus, prédictions et incertitude

L'analyse préliminaire avec les sédiments montre que la structure des sédiments ne constitue pas un facteur significatif qui influe sur l'abondance des poissons juvéniles ou adultes pour les trois espèces étudiées à cette résolution spatiale (Annexe 4). Il en est de même avec les descripteurs de zones (Ghana/Côte d'Ivoire). Les résultats d'analyse suivants ont donc été obtenus sans distinction de zone et sans prise en compte des sédiments.

3.1.2.1. Exploration et structuration des données de CPUE

La dispersion des données bathymétriques montre une parcimonie entre les classes et présente les strates bathymétriques qui ont été soumises à un effort élevé d'échantillonnage. Le profil bathymétrique du plateau continental justifie que les données soient moins abondantes à travers sa pente abrupte, au-delà de 80 m (Figures 5 (cf. 1.2) et 30). Le nombre important d'embouchures majeures, proches les unes des autres (Figure 22), ajouté de plus à l'étroitesse du plateau continental du secteur ivoirien, a conduit à une classification plus abondante des stations chalutées dans la zone 'proche'. Le rayon de distance a également été un facteur influençant cette répartition, son influence est analysée dans la section suivante.

Les données périodiques sont réparties avec une tendance de 1/3 pour l'ensemble des données avant 2000 et le reste après. Les données présentent de fortes proportions de captures nulles (A et C des figures 31, 32 et 33) et confirment la pertinence de l'application des modèles delta.

Les données halieutiques de CPUE sont constituées de 2077 traits de chalut classés selon les facteurs des descripteurs de bathymétrie, d'embouchures et périodes (Figure 30).

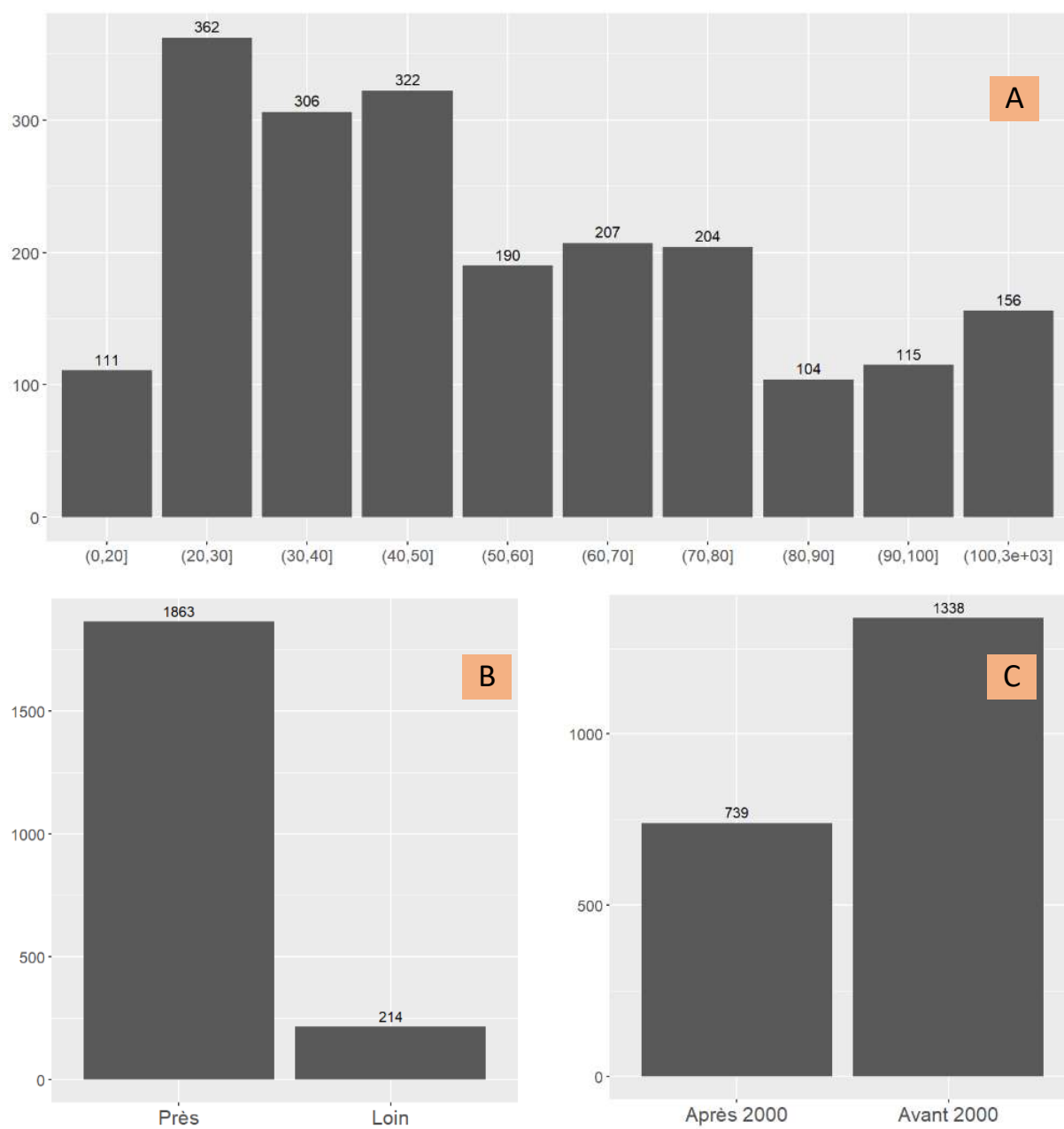


Figure 30 : Nombre d'échantillons par modalité
A : bathymétrie ; B : distance aux embouchures ; C : période

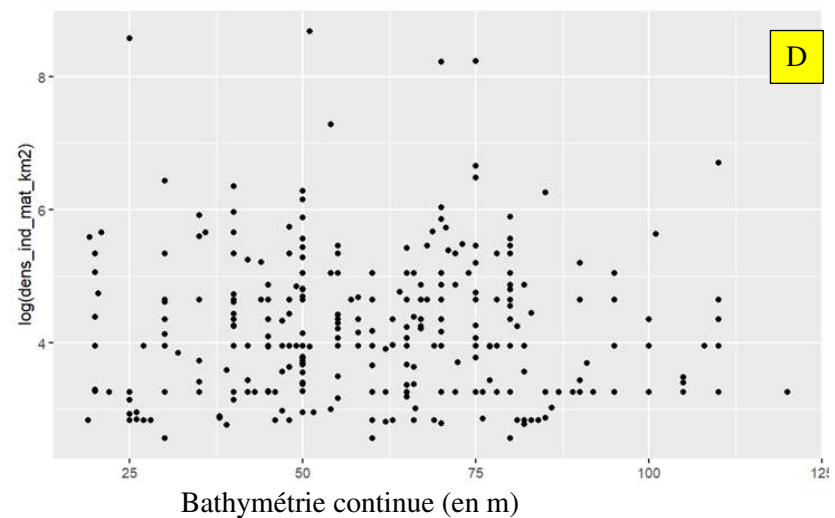
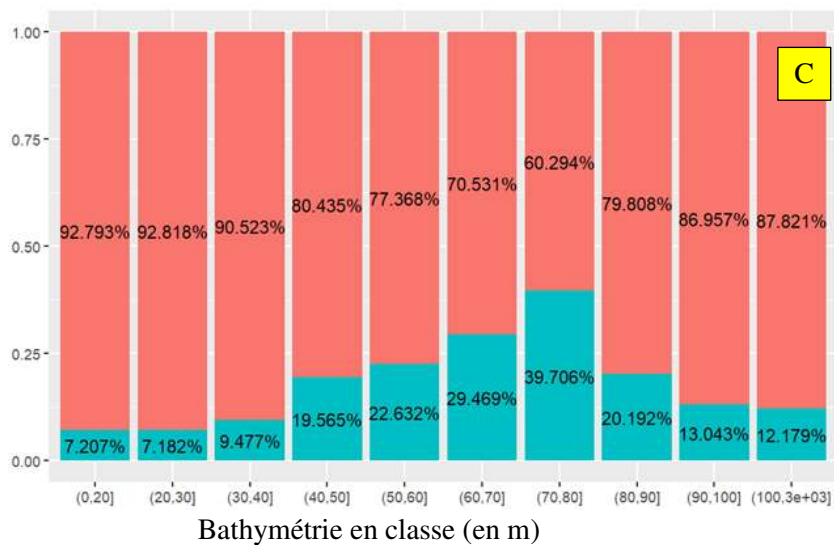
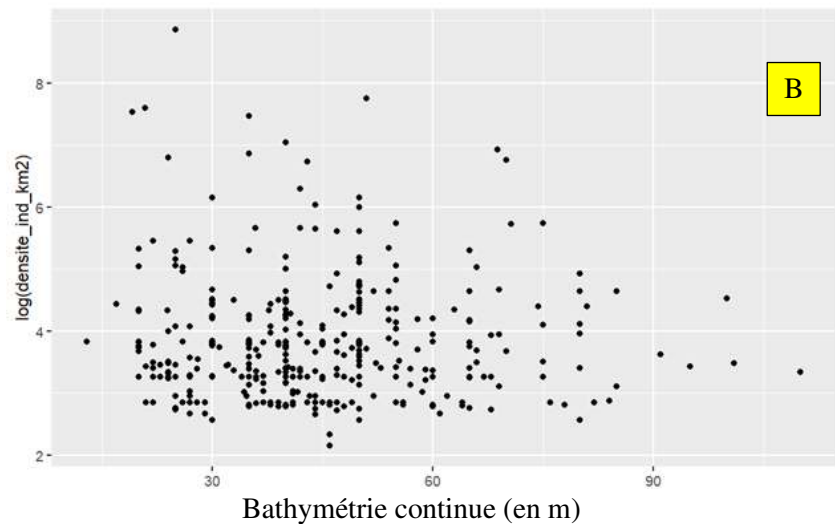
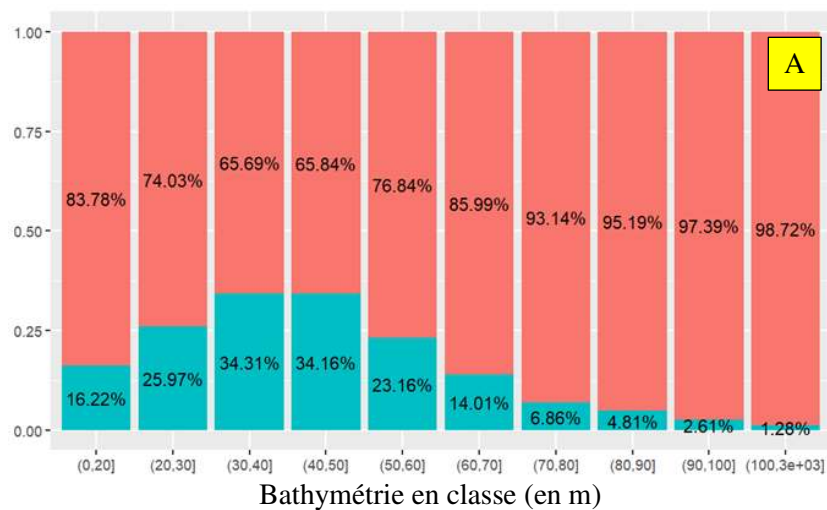


Figure 31 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez *Epinephelus aeneus* (A et B pour les juvéniles ; C et D pour les adultes)

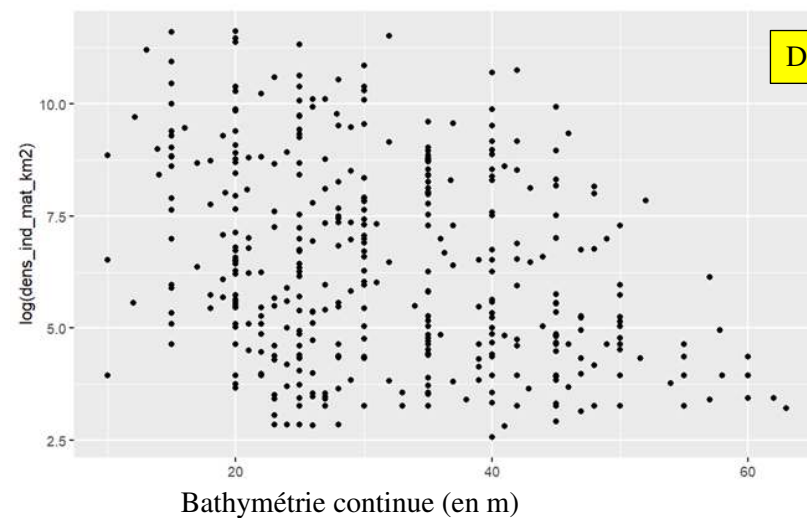
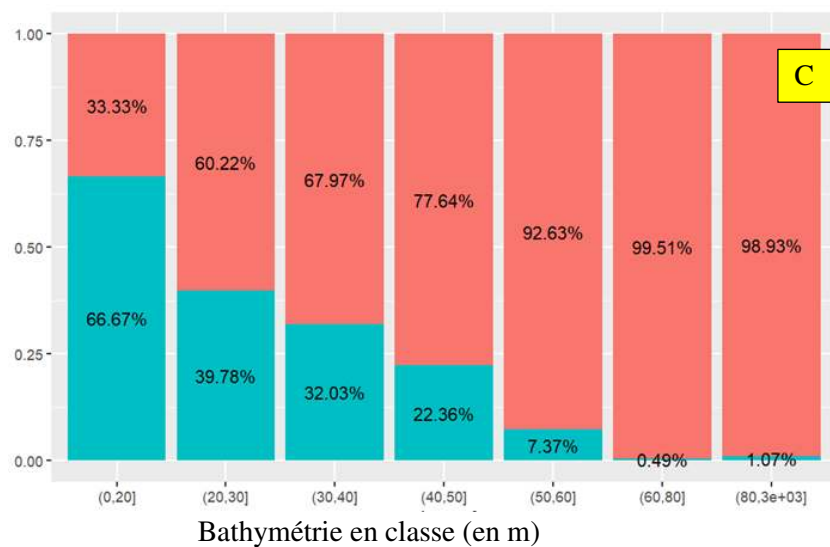
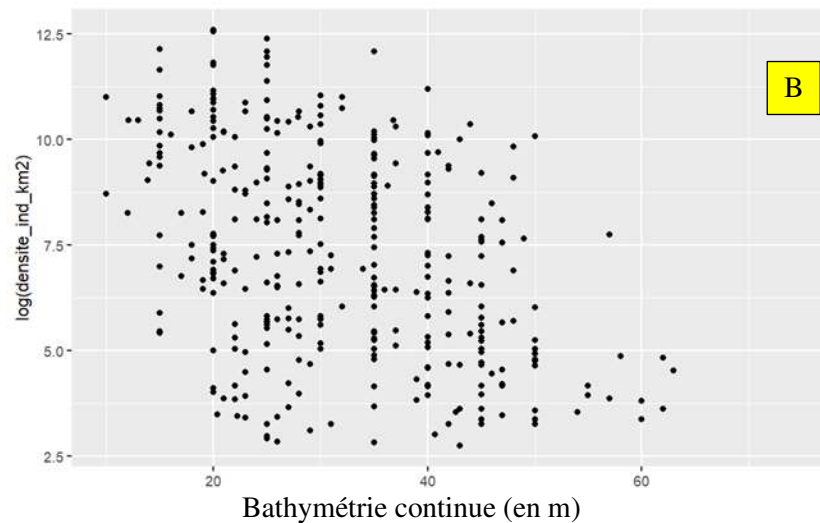
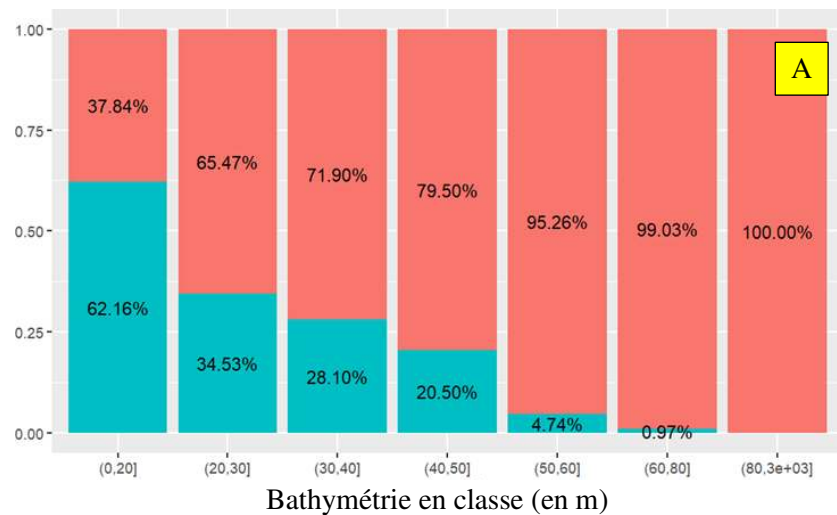


Figure 32 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez *Pseudotolithus senegalensis*
(A et B pour les juvéniles ; C et D pour les adultes)

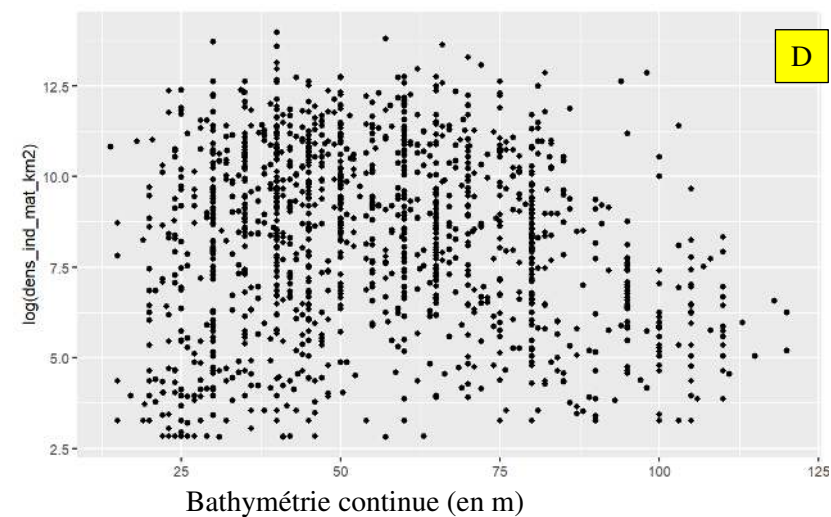
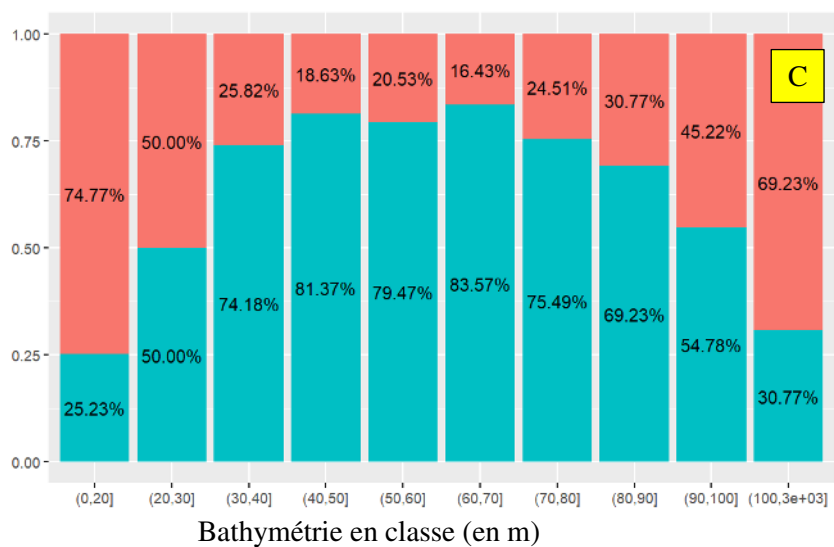
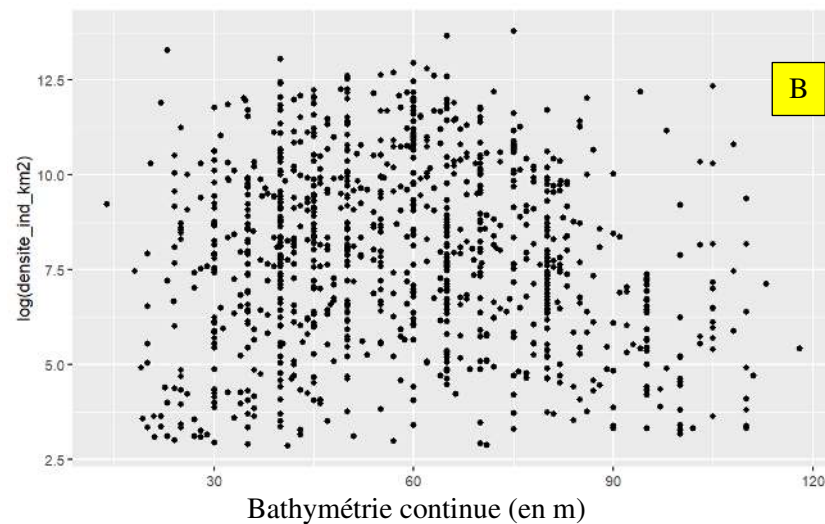
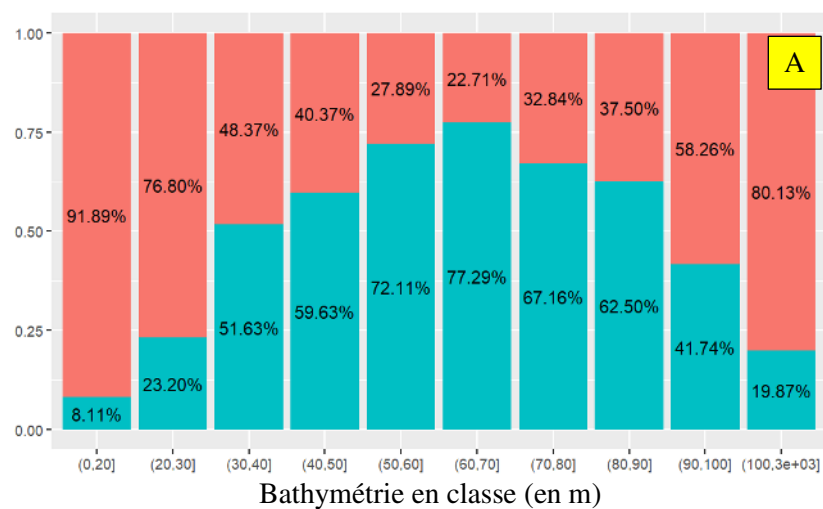


Figure 33 : Proportion de présence et d'absence (A et C) et, densités non nulles (B et D) chez *Pagellus bellottii*
(A et B pour les juvéniles ; C et D pour les adultes)

3.1.2.2. Descripteurs sélectionnés et validation des modèles

Les 3 descripteurs que sont la bathymétrie, la distance à l'embouchure et la période ont été retenus dans les modèles (Tableau 15).

Les résultats de l'AUC pour les juvéniles et les adultes sont compris entre 0,70 et 0,85 sauf pour le sous-modèle de présence-absence des adultes de *Epinephelus aeneus* (Tableau 15). Les valeurs de calibration et de validation sont de même ordre. Tous les sous-modèles de présence-absence sont donc considérés comme robustes. Pour les sous-modèles de densité positive, le coefficient r^2 est analytiquement équivalent au pourcentage de déviance expliquée (du fait de l'utilisation d'une distribution normale sur les données log-transformées). La performance des modèles est donc logiquement très proche sur l'ensemble des données (Tableau 14) que sur le jeu de calibration (Tableau 15). La dégradation de r^2 chez les espèces de *Epinephelus aeneus* a atteint environ 50 % chez les juvéniles et 80 % chez les adultes. Pour les autres espèces, elle était inférieure à 20 % et considérée comme fiable.

3.1.2.3. Effets des descripteurs

Globalement, la bathymétrie a eu une influence importante (Annexes 4 à 18 ; Tableau 15). La densité de *Epinephelus aeneus* est maximale dans les zones peu profondes pour les juvéniles, abondants entre 10 et 50 m, alors que les adultes sont distribués vers des zones plus profondes (Figures 34, 35 et 36). *Pseudotolithus senegalensis* est concentré dans les zones les moins profondes, en dessous de 20 m (Figures 34, 37 et 38). *Pagellus bellottii* a une distribution plus large vers la haute mer avec une abondance maximale entre 40 et 70 m et une faible densité dans la frange côtière peu profonde (Figures 34, 39 et 40). Pour *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*, la distribution bathymétrique des juvéniles et des adultes se chevauche.

La distance par rapport à l'embouchure a une influence additionnelle modérée sur les stades de vie et les espèces (Annexes 4 à 18). Les adultes de *Epinephelus aeneus* et les deux stades de vie de *Pseudotolithus senegalensis* sont plus abondants et fréquemment présents près des embouchures (Tableau 15 ; Figures 34, 36, 37 et 38).

La période a un effet significatif, sauf pour la présence de juvéniles de *Epinephelus aeneus* et la densité (non nulles) de *Pagellus bellottii*, indiquant des schémas temporels dans l'abondance des poissons juvéniles et adultes pour les 3 espèces avec une tendance générale à la baisse dans les densités pour les 3 espèces (Annexes 4 à 18 ; Tableau 15 ; Figures 34, 35, 36, 37, 38, 39 et 40).

Tableau 15 : Ajustement des modèles d'habitats

Espèces (et stade de vie)	Modèle de présence-absence (A)						Modèle de densité positive (B)				
	Descripteurs	DoF	Déviance	Pr(>Chi)	AIC	DE(%)	DoF	Déviance	Pr(>Chi)	AIC	DE(%)
<i>a) Epinephelus aeneus</i>											
Juvenile	NULL	2076	2102	-	2104	-	423	376	-	1156	-
Juvenile	Période						422	362	5,4E-05	1142	3,72
Juvenile	+Bathymétrie	2067	1885	7,2E-42	1905	10,34					
Juvenile	+Embouchure					<i>Pas significatif</i>					
Adulte	NULL	2076	1934	-	2104	-	365	359	-	1035	-
Adulte	Période	2075	1834	1,7E-23	1838	5,16	364	342	1,9E-05	1020	4,73
Adulte	+Bathymétrie	2066	1686	1,9E-27	1708	12,83					
Adulte	+Embouchure	2065	1682	4,8E-02	1706	13,03	363	337	2,7E-02	1017	6,00
<i>b) Pseudolithus senegalensis</i>											
Juvenile	NULL	2076	1912	-	1914	-	358	2172	-	1669	-
Juvenile	Période	2075	1892	5,4E-06	1435	1,08	357	2134	5,7E-03	1665	1,76
Juvenile	+Bathymétrie ^{b,c}	2069	1399	3,7E-103	1415	26,83	355	1779	4,0E-16	1603	18,12
Juvenile	+Embouchure	2068	1383	5,3E-05	1401	27,68					
Adulte	NULL	2076	2058	-	1914	-	407	2003	-	1811	-
Adulte	Période	2075	2039	1,3E-05	2043	0,93	406	1926	2,7E-05	1797	3,80
Adulte	+Bathymétrie ^{b,c}	2069	1501	5,4E-113	1517	27,07	404	1745	7,9E-10	1761	12,84
Adulte	+Embouchure	2068	1492	2,6E-03	1510	27,51					
<i>c) Pagellus bellottii</i>											
Juvenile	NULL	2076	2879	-	2881	-	1020	5907	-	4694	-
Juvenile	Période	2075	2864	1,0E-04	2868	0,52					
Juvenile	+Bathymétrie ^{a,b}	2066	2439	8,6E-86	2461	15,26	1014	5335	3,9E-21	4602	9,68
Juvenile	+Embouchure					<i>Pas significatif</i>					
Adulte	NULL	2076	2678	-	2881	-	1358	8681	-	6381	-
Adulte	Période	2075	2657	3,3E-06	2661	0,81	1357	8657	4,0E-02	6379	0,28
Adulte	+Bathymétrie ^{a,b}	2066	2327	1,2E-65	2349	13,12	1351	7811	4,8E-29	6251	10,02
Adulte	+Embouchure					<i>Pas significatif</i>					

AIC : Critère d'Information d'Akaike

DoF : degré de liberté et déviance présentés comme résidus

DE : déviance expliquée en pourcentage

Pr(>Chi) sont les p-values p du test de Chi-2

a, b, c : Bathymétrie comme facteur respectivement avec 10 classes, 7 classes et 3 classes

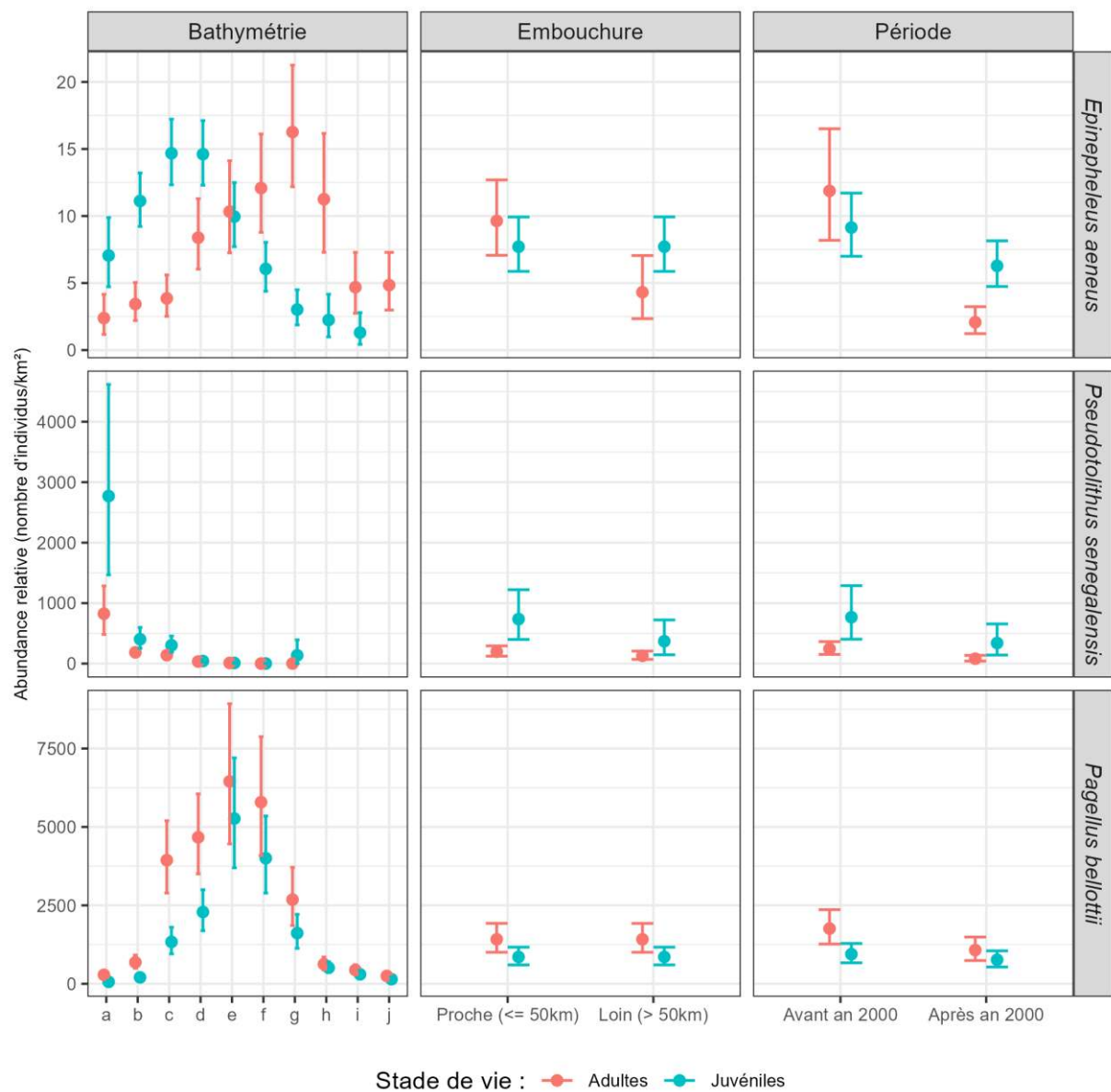


Figure 34 : Prédiction et effet moyen des descripteurs d'habitats où a: [10,20] m, b: (20,30] m, c: (30,40] m, d: (40,50] m, e: (50,60] m, f: (60,70] m, g: (70,80] m, h: (60,80] m, i: (80,90] m, j: > 80 m, k: (90,100] m, l: >100 m

Tableau 16 : Résultats de la calibration et de la validation des sous-modèles

Espèces	Juvéniles				Adultes			
	AUC		r^2		AUC		r^2	
	Calib. ^a	Valid. ^b	Calib.	Valid.	Calib.	Valid.	Calib.	Valid.
<i>Epinephelus aeneus</i>	0,709	0,701	0,037	0,049	0,442	0,432	0,065	0,049
<i>Pseudolithus senegalensis</i>	0,845	0,844	0,178	0,192	0,841	0,844	0,132	0,119
<i>Pagellus bellottii</i>	0,752	0,748	0,097	0,091	0,737	0,735	0,099	0,097

*^a Calibration et ^b Validation

3.1.3. Habitats spécifiques des espèces et variation temporelle

3.1.3.1. Cartes de concentration des espèces

Les cartes d'habitats et de concentration des individus de *Epinephelus aeneus* sont présentées sur les figures 35 et 36. La densité varie significativement entre les deux périodes (avant et après les années 2000). L'effet des embouchures qui attire les individus apparaît clairement sur les cartes des adultes. Les juvéniles sont plus concentrés dans les zones très côtières, près du littoral, contrairement aux adultes. Le lien entre les abondances des juvéniles et des adultes est bien observé car les effectifs des juvéniles sont toujours plus importants que ceux des adultes.

Les cartes d'habitats et de concentration des individus de *Pseudotolithus senegalensis* sont présentées sur les figures 37 et 38. Cette espèce a une concentration très côtière, sur le littoral, dans les zones peu profondes, aux stades juvénile et adulte. La présence et la concentration de l'espèce dans la même zone malgré l'effet du déclin du stock de la période avant 'l'an 2000' et après 'l'an 2000' indique sa forte préférence aux zones peu profondes. Cette pression sur le stock ne modifie pas la préférence à l'habitat. Les 2 stades de vie semblent partager les mêmes habitats. Le déclin du stock est peu visible sur les cartes (Figures 37 et 38).

Enfin, les cartes d'habitats et de concentration des individus de *Pagellus bellottii* sont présentées sur les figures 39 et 40. Les individus de cette espèce sont concentrés plus loin sur le plateau continental, au large. Les concentrations des individus adultes paraissent plus importantes que celle des juvéniles. Les juvéniles et les adultes semblent partager les mêmes habitats cependant les individus juvéniles ont une forte préférence pour les zones profondes situées au large.

3.1.3.2. Contribution des habitats de juvéniles

84% des juvéniles de *Epinephelus aeneus* se trouvent entre 10 et 50 m (Tableau 17 ; figures 35 et 36). 84% des juvéniles de *Pseudotolithus senegalensis* sont concentrés entre 10 et 20 m, soit 20% seulement de la zone, avec une préférence élevée pour les zones proches des embouchures (Tableau 17 ; figures 37 et 38). L'habitat des juvéniles ou nourricerie de *Pseudotolithus senegalensis* peut donc être considéré près du littoral, dans les eaux peu profondes (< 20 m) et près des embouchures. Pour *Pagellus bellottii*, 80 % des juvéniles se trouvent dans des profondeurs de 40 à 70 m (Tableau 17 ; figures 39 et 40). Cette espèce n'est pas tributaire du littoral.

3.1.3.3. Schémas simplifiés des habitats des espèces

Trois images de synthèse ont été conçues pour simplifier l'observation des zones de concentration des poissons. Chaque espèce a été présentée dans un plan qui la décrit le mieux. *Pseudotolithus senegalensis* a été présentée dans un plan planétaire montrant que l'espèce reste côtière, préférentiellement près des estuaires (Figure 42). *Epinephelus aeneus* (Figure 41) et *Pagellus bellottii* (Figure 43) ont été présentées dans un plan de coupe. Les juvéniles de *Epinephelus aeneus* cohabitent jusqu'à la profondeur de 50 m dans le golfe de Guinée entre les longitudes $-7^{\circ}31'$ et $1^{\circ}12'$; au-delà, seuls les adultes s'y aventurent. Les juvéniles et les adultes de *Pagellus bellottii* cohabitent parfaitement sur toute leur zone de répartition.

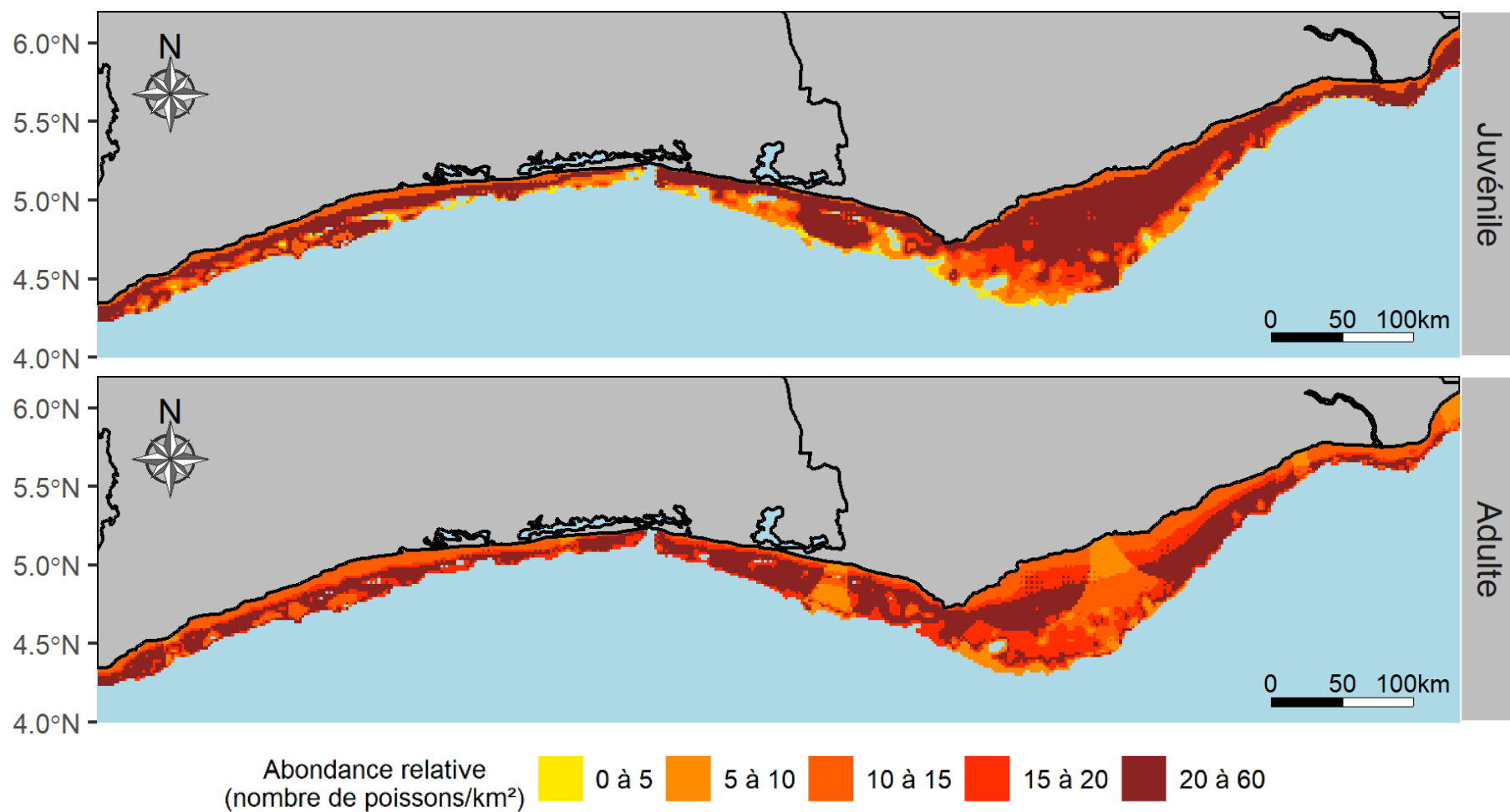


Figure 35 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Epinephelus aeneus* avant les années 2000

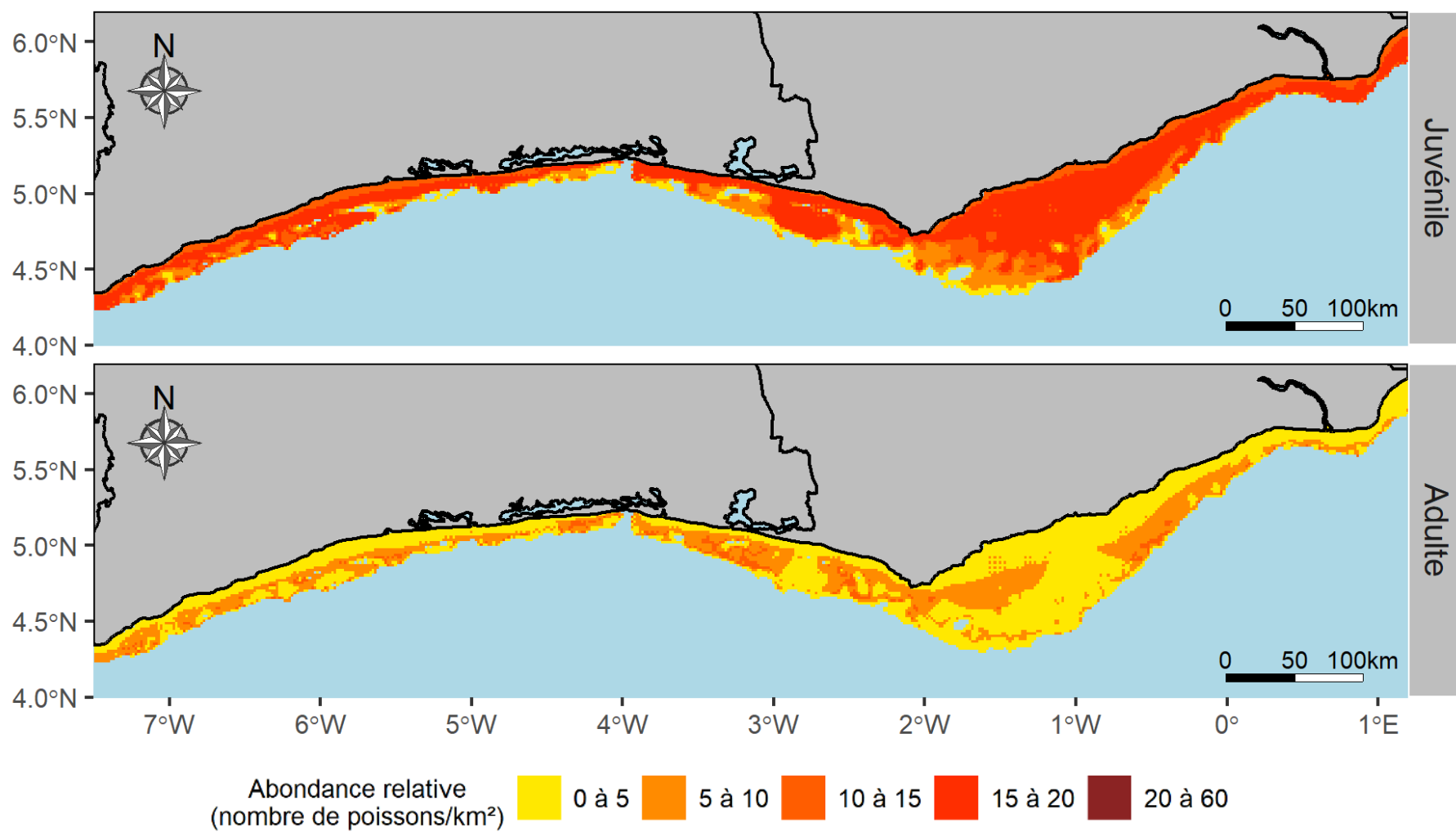


Figure 36 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Epinephelus aeneus* après les années 2000

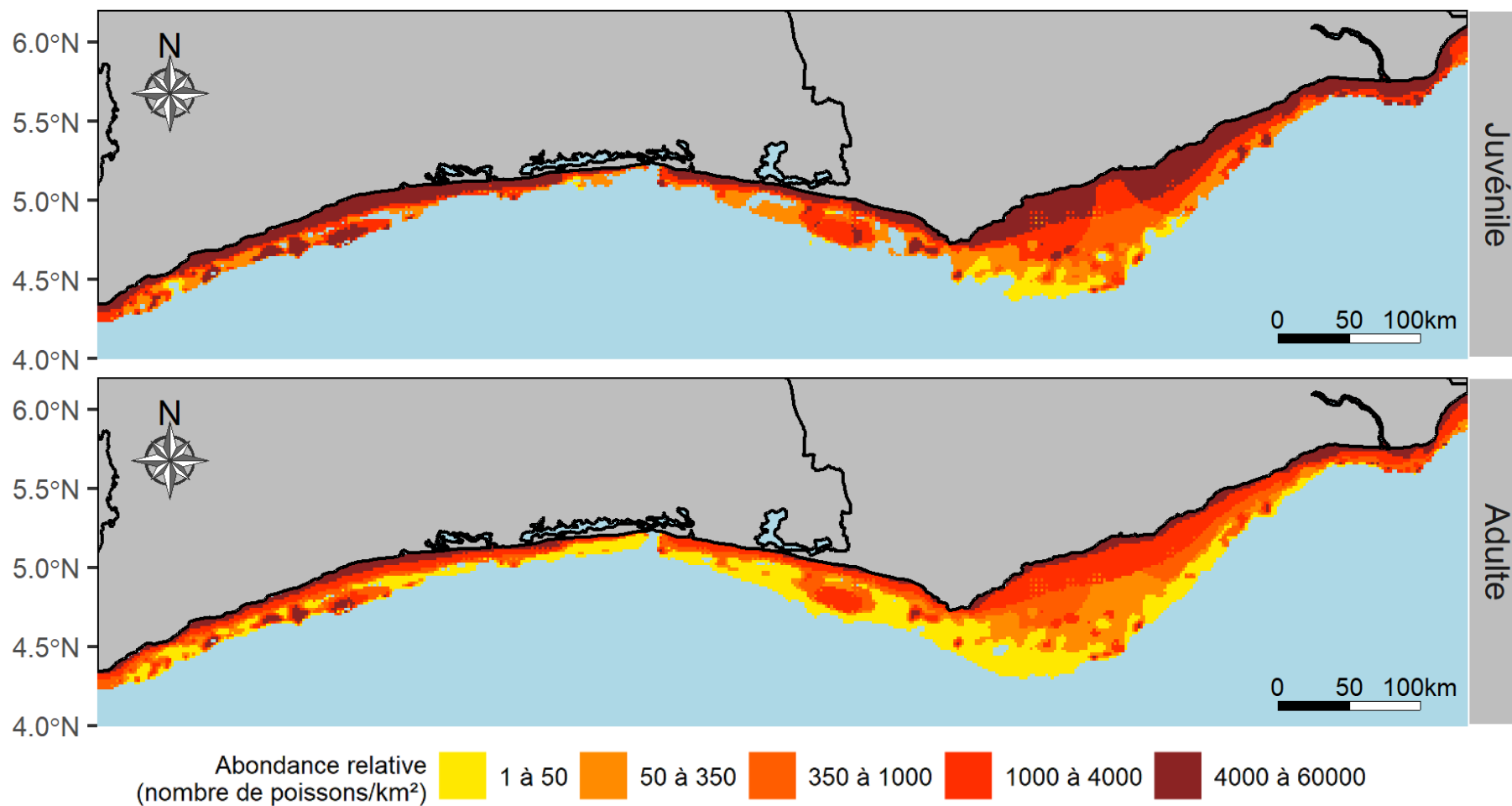


Figure 37 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Pseudotolithus senegalensis* avant les années 2000

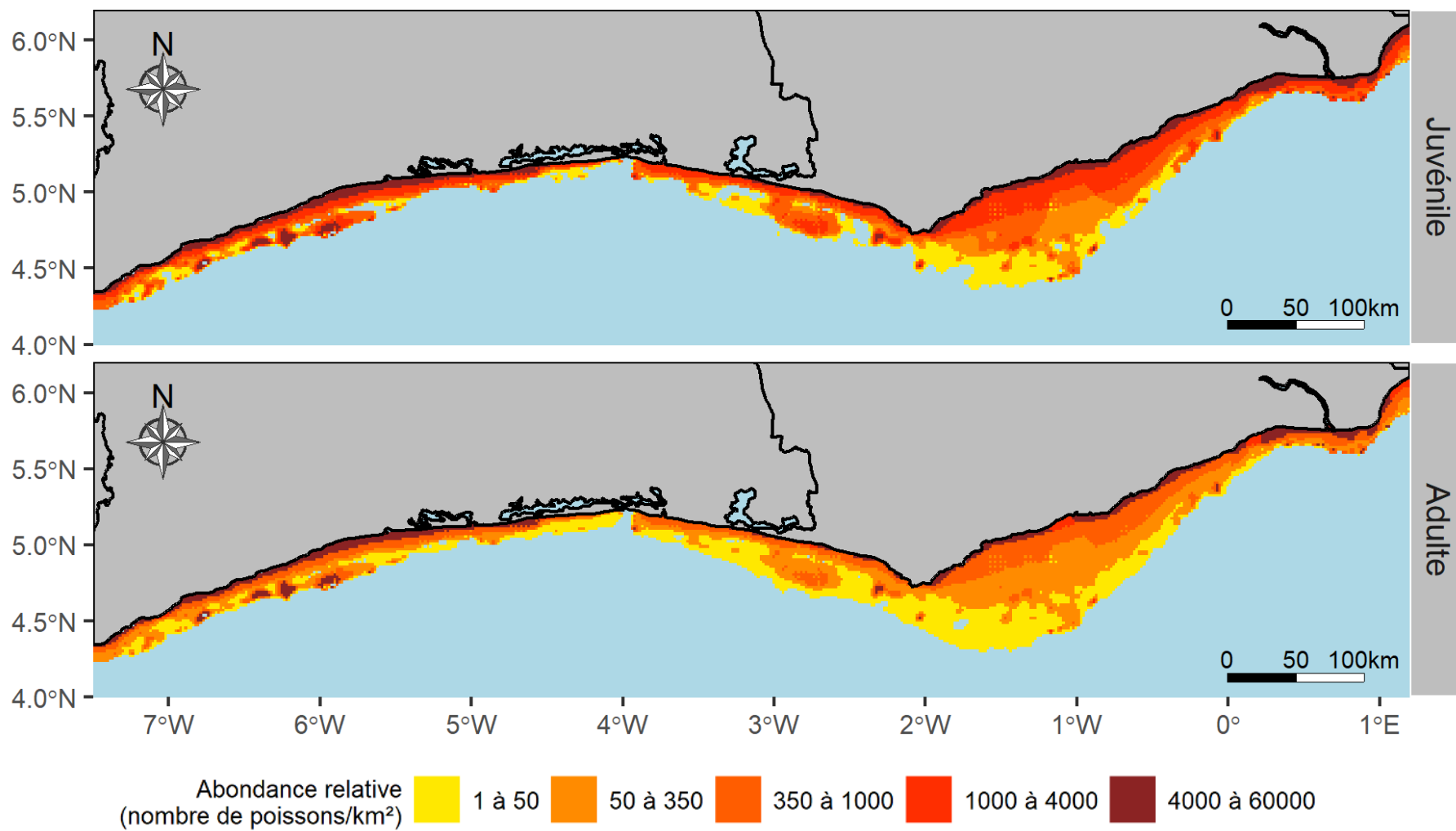


Figure 38 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Pseudotolithus senegalensis* après les années 2000

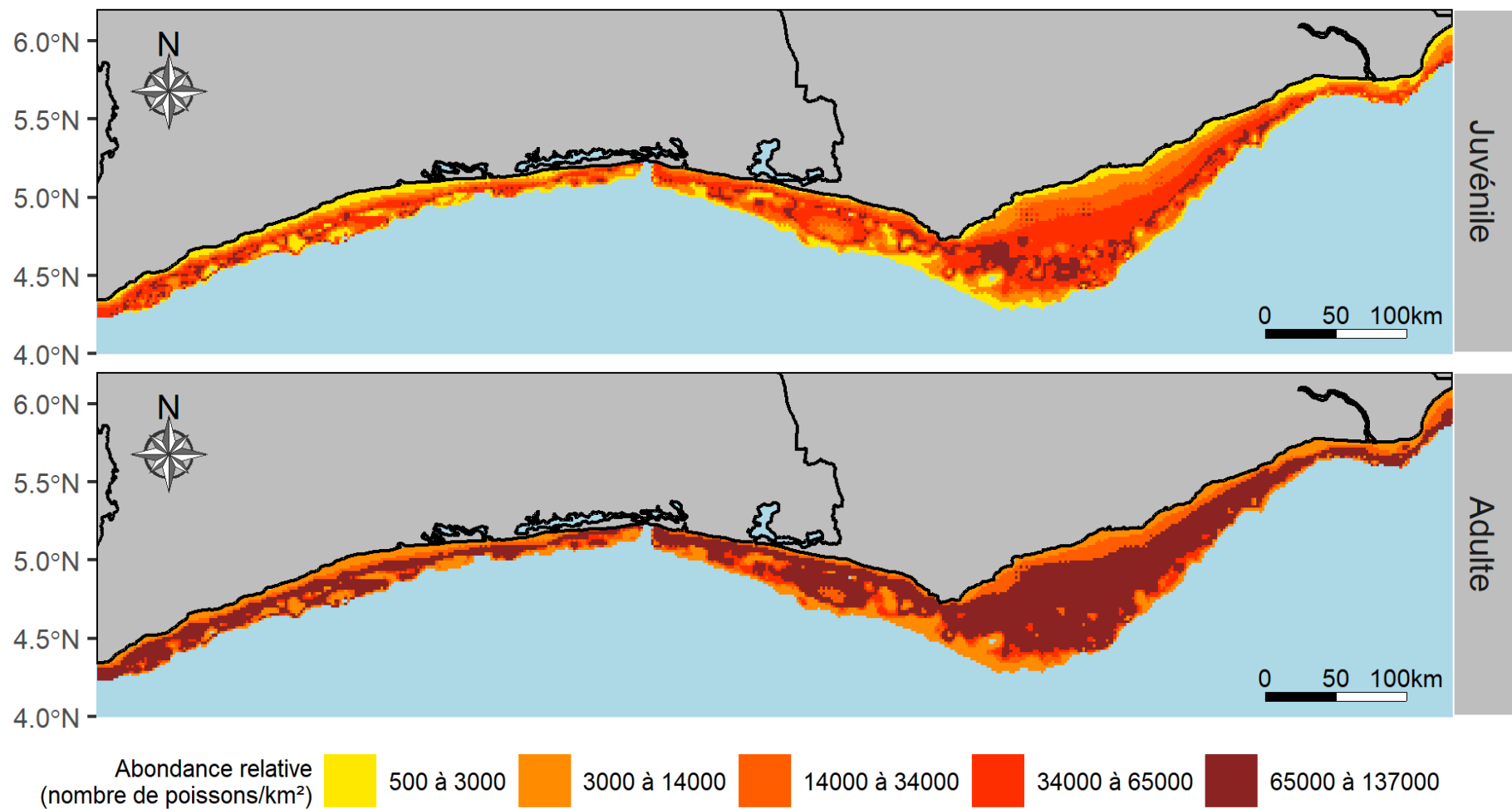


Figure 39 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Pagellus bellottii* avant les années 2000

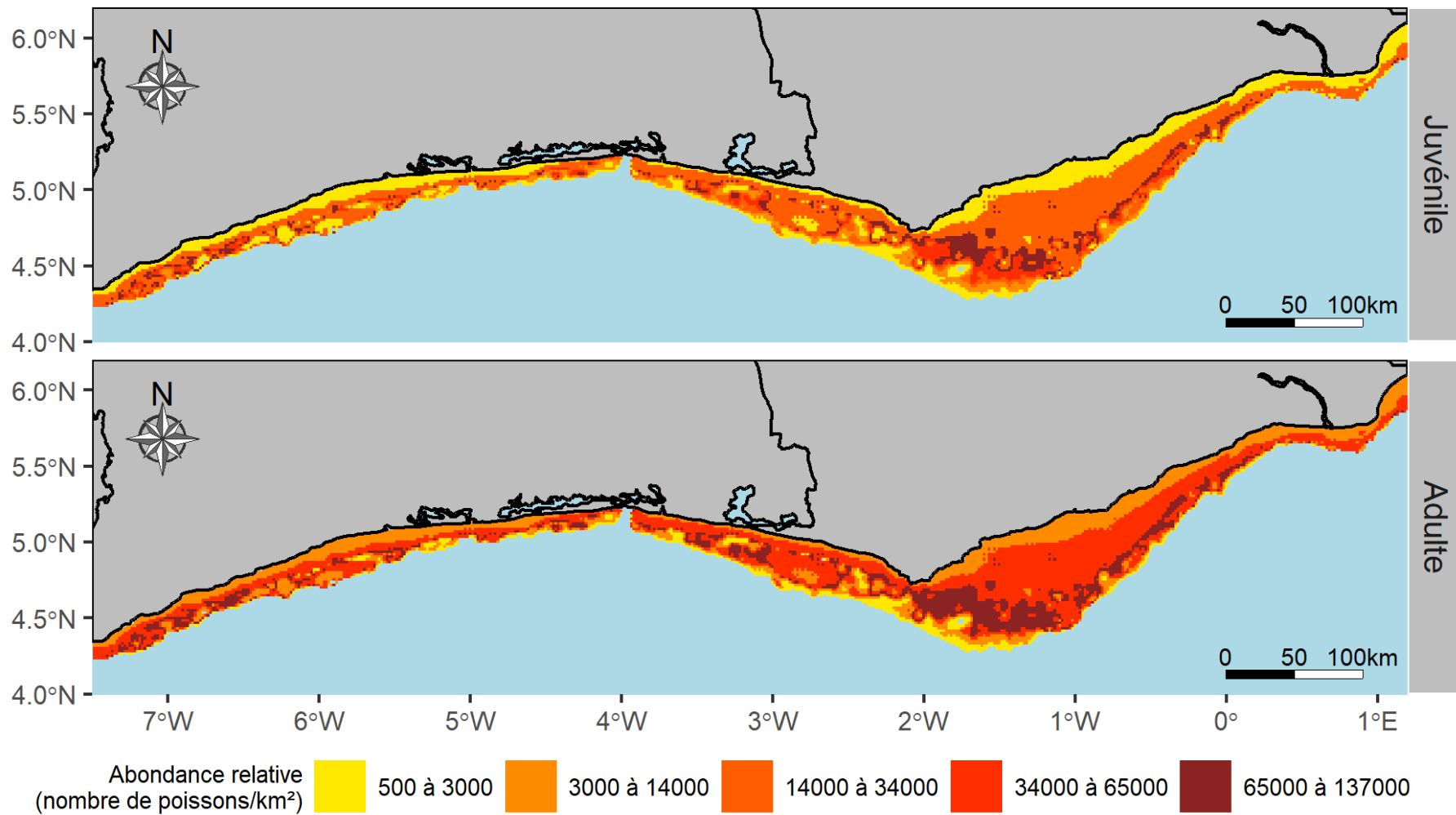


Figure 40 : Cartes d'habitats des juvéniles et des adultes de *Pagellus bellottii* après les années 2000

Tableau 17 : Contribution relative par superficie des juvéniles des espèces étudiées

Descripteurs	Espèces	<i>Epinephelus aeneus</i>		<i>Pseudolithus senegalensis</i>		<i>Pagellus bellottii</i>	
	Classes	Contribution (%)	Superficie (%)	Contribution (%)	Superficie (%)	Contribution (%)	Superficie (%)
Bathymétrie	[10,20 m]	13	18	84	20	1	17
	(20,30 m]	13	12	8	13	1	11
	(30,40 m]	22	15	7	16	11	14
	(40,50 m]	36	25	1	27	33	23
	(50,60 m]	9	9	0	9	28	8
	(60,70 m]	5	8	-	-	19	7
	(60,80 m]	-	-	0	15	-	-
	(70,80 m]	2	6	-	-	6	5
	(80,90 m]	1	4	-	-	1	4
	(90,100 m]	0	4	-	-	1	3
	(100m, et au-delà]	-	-	-	-	1	8
Embouchure	Proche	*	75	96	76	*	76
	Loin	*	25	4	24	*	24

* l'effet de l'embouchure n'est pas significatif comme descripteur dans les modèles

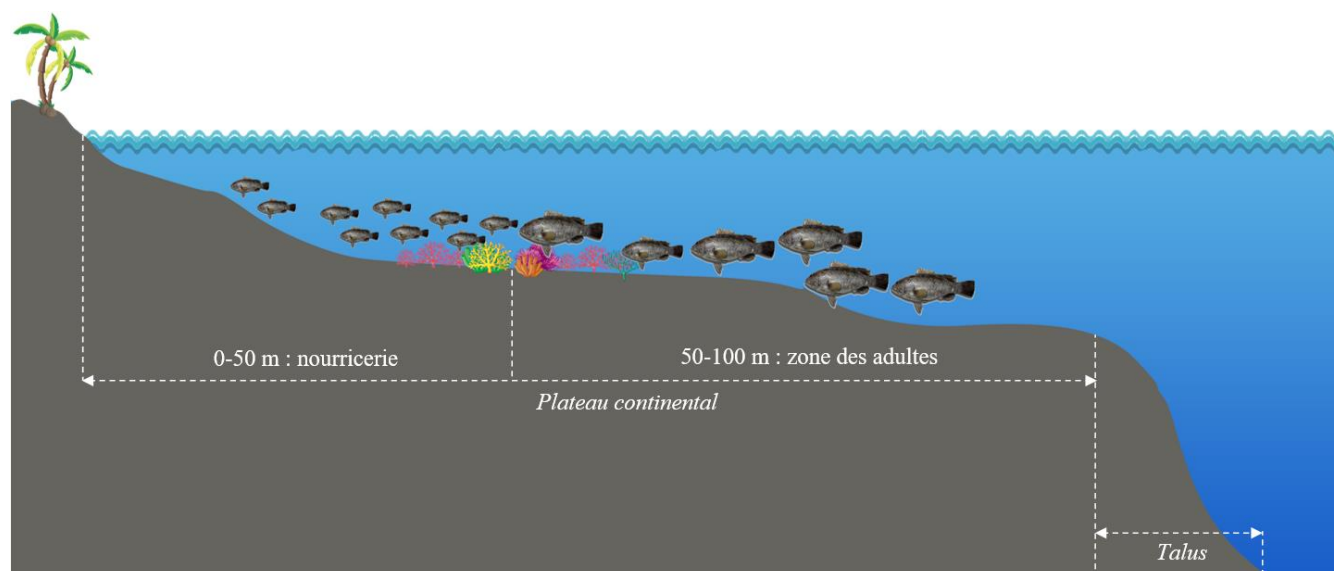


Figure 41 : Habitat simplifié de *Epinephelus aeneus* dans un plan de coupe du plateau continental dans le Golfe de Guinée entre les longitudes -7°31' et 1°12'

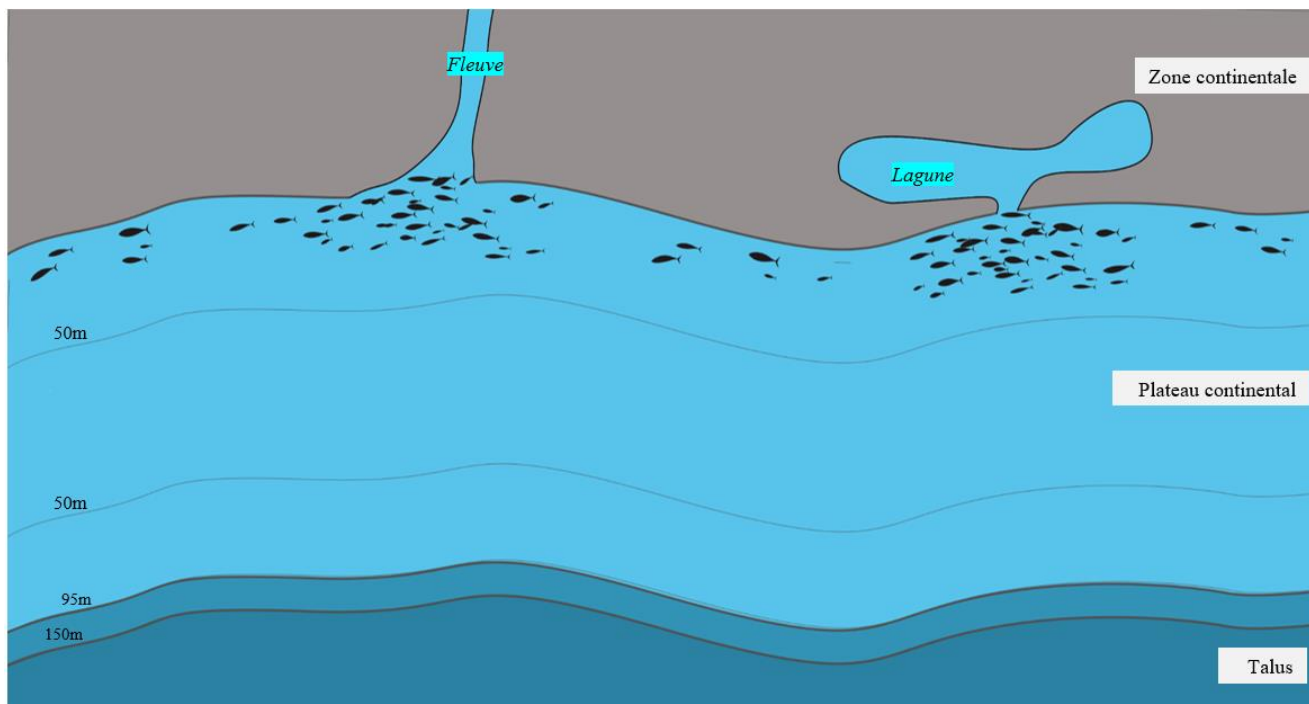


Figure 42 : Habitat simplifié de *Pseudotolithus senegalensis* dans une dimension spatiale plane dans le Golfe de Guinée entre les longitudes $-7^{\circ}31'$ et $1^{\circ}12'$

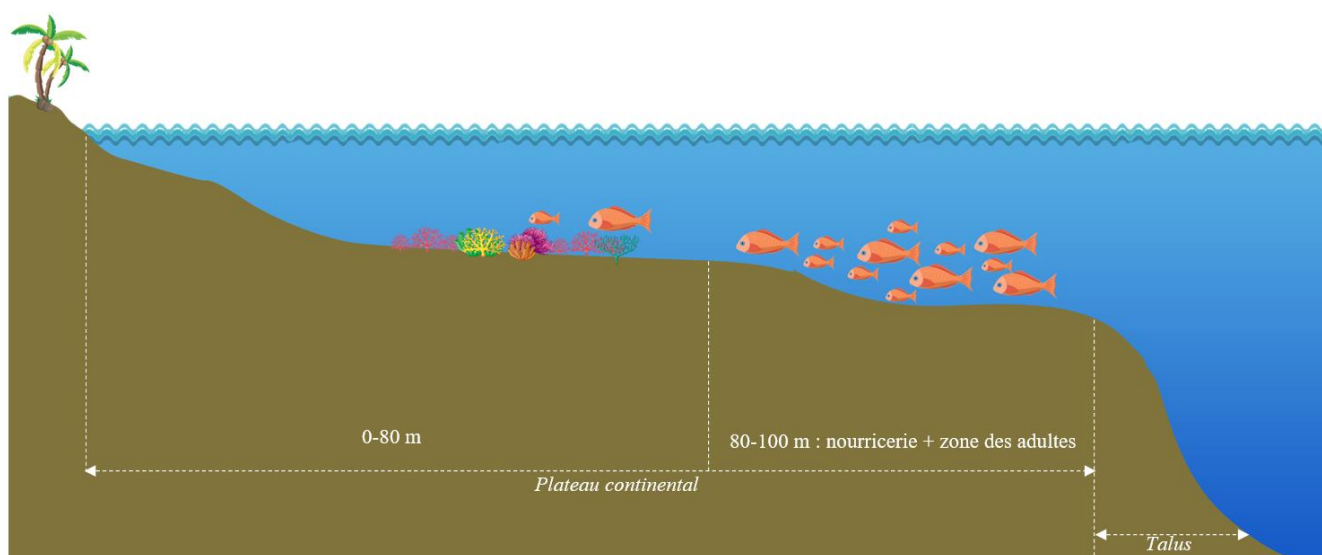


Figure 43 : Habitat simplifié de *Pagellus bellottii* dans un plan de coupe du plateau continental dans le Golfe de Guinée entre les longitudes $-7^{\circ}31'$ et $1^{\circ}12'$

3.2. DISCUSSION

3.2.1. Structure des populations de *Epinephelus aeneus*, *Pseudolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*

La structure de la population a eu pour principal objectif de déterminer l'étape du cycle de vie auquel appartient chacun des poissons capturés selon son espèce. Des informations manquantes, en proportion partielle, sur la taille des poissons capturés ont conduit à employer des méthodes mathématiques. La structure des résultats, issue de ces méthodes, sont à apprécier comparativement aux données d'origine, de même que la conformation numérique de la population.

3.2.1.1. Approche méthodologique sur l'extrapolation des stades de vie

La collecte des données de pêche est couteuse et contraignante (Stamatopoulos, 2009). Elle conduit à recueillir une fraction de données sur la population étudiée. Les campagnes de type scientifiques conduisent les chercheurs à échantillonner proportionnellement à la structure des poissons capturés. L'hypothèse de cette représentativité s'évalue au biais ou à la variance (Gulland, 1965). Dans un modèle statistique, elle serait évaluée par la déviance. La déviance, étant un objet de qualité d'ajustement des modèles, permet de mesurer les effets qui s'éloignent de la courbe à ajuster (Herrmann et Bucksch, 2014).

Chez les trois espèces, le poids moyen a été la variable explicative qui a permis de réduire au maximum les écarts entre les déviances avec plus de 62% de précision et des p-values du test de Chi-2 quasi-nulles ($p < 0,05$). Ce taux reste largement supérieur comparé aux études de Vally *et al.* (2023) sur l'extrapolation des données des stades de vie. Ces valeurs (déviance et test de Chi-2) intermédiaires des modèles confirment la forte corrélation entre la courbe à ajuster et les données d'origine (Murtaugh, 2014). Les similarités entre les proportions de juvéniles dans les données d'origine et les données prédites confirment également l'absence de biais (Herrmann et Bucksch, 2014). Ce résultat avec la variable 'poids moyen' serait dû à deux facteurs combinés : (i) la relation taille-poids et (ii) la relation de la distribution des tailles de poisson en fonction de la bathymétrie.

A contrario, la bathymétrie en continu ou en classe n'a pas donné de résultats significatifs. La bathymétrie qui est une variable qui explique majoritairement la répartition des espèces ne contribue pas nécessairement à structurer les âges ou les tailles des poissons (Macpherson et Duarte, 1991; Mindel *et al.*, 2018).

3.2.1.2. Quantification et répartition des individus aux stades de vie juvéniles et adultes

Selon Gulland et Rosenberg (1992), une superposition de courbe gaussienne dans un histogramme de fréquence de taille indique la présence de différents groupes d'âges ou cohortes. La tendance chez l'espèce *Epinephelus aeneus* est de type bimodal tandis que chez les deux autres espèces elle est unimodale. L'espèce *Epinephelus aeneus* a visiblement présenté deux groupes d'âges au fil des années pendant que les deux autres en ont présenté un seul. Ce caractère à deux groupes d'âges est observé chez cette espèce sur les côtes sénégalaises (Laurans *et al.*, 2003; Ndiaye *et al.*, 2013) mais également avec un seul groupe d'âge sur les côtes ivoiriennes (inclus dans la zone d'étude) dans une étude menée par Kouassi *et al.* (2010). Cette distinction pourrait être portée à la taille des échantillons ou à la durée de prélèvement des échantillons. Chez *Pseudotolithus senegalensis*, malgré que la distribution soit polymodale au Libéria (Wehye *et al.*, 2017), au Ghana (Okyere et Blay, 2020), au Cameroun (Djama et Pitcher, 1989) et au Congo (Troader, 1971), elle reste unimodale sur les côtes béninoises (Sossoukpe *et al.*, 2013a). Pour ces distributions à multiples cohortes, Okyere et Blay (2020) admettent que ces échantillons pourraient contenir des poissons immigrants. La structure de la population de *Pagellus bellottii* est la même à travers d'autres études menées dans la même région (Côte d'Ivoire-Ghana) (Asabere-Ameyaw et Blay, 1999; Kouame *et al.*, 2020) et de même en Sierra Leone (Mansaray, 2021). Koranteng et Pitcher (1987) ont effectué une analyse plus fine des paramètres de la population de *Pagellus bellottii* et ont observé deux cohortes. Enfin, cette diversité structurelle chez l'ensemble de ces populations pourrait provenir d'une différence de croissance (lente, rapide) selon les zones (Sissenwine, 1984; Franqueville, 1987; Djama et Pitcher, 1989), d'une ou plusieurs périodes de reproduction par an, de migration, d'alimentation, de prédation, des pressions et des facteurs environnementaux (Sissenwine, 1984).

Les classes de taille des trois espèces sont multiples (>13) et les échantillons sont compris entre 10 et 98 cm, 6 et 82 cm et 1 et 56 cm respectivement pour *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*. La majorité des tailles de poissons mesurés sont compris dans des plages de valeurs qui coïncident avec de multiples études (Koranteng et Pitcher, 1987; Asabere-Ameyaw et Blay, 1999; Kouassi *et al.*, 2010; Wehye *et al.*, 2017; Kouame *et al.*, 2020; Okyere et Blay, 2020; Mansaray, 2021) à l'exception de *Pagellus bellottii*. Selon la littérature, la taille maximale de *Pagellus bellottii* est de 42 cm (Fishbase, 2024a). *Pagellus bellottii* a, soit atteint une taille record au sein de ce jeu de donnée ou, soit enregistré par erreur une valeur aberrante à bord du navire. La taille maximale de *Epinephelus aeneus* est généralement connue

comme étant de 120 cm (Fishbase, 2024b) tandis que dans la même zone d'étude (ivoiro-ghanéenne), des individus de cette espèce ont été rencontrés à des tailles plus grandes atteignant 190 cm (Kouassi *et al.*, 2010). Cette dernière est issue de la pêche artisanale, qui capture mieux cette espèce (N'Da *et al.*, 2006). La taille maximale de *Pseudotolithus senegalensis* est de 114 cm (Fishbase, 2023). L'ensemble de ces individus ont une taille en deçà de cette limite mais avec une distribution plus large et des individus plus grands qu'au Libéria (Wehye *et al.*, 2017), au Bénin (Sossoukpe *et al.*, 2013a), au Cameroun (Djama et Pitcher, 1989) et au Congo (Troadec, 1971).

La dynamique des populations des poissons propose que le nombre d'individus depuis le stade d'œuf au stade adulte décroît exponentiellement au fil du temps (Faillettaz, 2015; Le Pape et Bonhommeau, 2015). Cependant, dans cette étude les classes initiales constituées d'individus de petites tailles ont des proportions numériques très faibles. Les engins ont un maillage de filet (20-48 mm) qui a dû éviter de capter un grand effectif d'individus naissants ; quoique ce soit tout de même l'intérêt des maillages des filets. Cette faible proportion de petits individus pourrait être justifiée par l'absence des zones de frayères dans les zones chalutées, ou par des durées d'échantillonnages courtes et/ou à des saisons différentes, ou à des pêches effectuées dans les zones très peu profondes dont la bathymétrie est en dessous de 10 m. Des études de sélectivité pour ces trois espèces n'ont pas été observées dans la littérature. Pour un même maillage, la capacité à capturer les individus de *Epinephelus aeneus* de 10 cm, de *Pseudotolithus senegalensis* de 6 cm et de *Pagellus bellottii* de 1 cm pourrait résider dans la disponibilité numérique des individus (par exemple, pour ce jeu de donnée 4 133 individus de *Epinephelus aeneus* ont été capturés, 353 446 individus de *Pseudotolithus senegalensis* et 3 246 861 de *Pagellus bellottii*). La capacité numérique limite la sélectivité des poissons (Swain et Sinclair, 1994; Hubert *et al.*, 2007) car plus le nombre d'individus à capturer est important, plus les mailles du filet se retrouvent rapidement obstruées. Ces individus naissants (larves ou alevins), présents dans les frayères, peuvent être localisés dans des zones difficilement accessibles (rocheuses ou ravins) par les chaluts. Chez certaines espèces, ils sont pélagiques et pourraient donc résider plus haut dans la colonne d'eau (Faillettaz, 2015). La faible proportion des individus plus grands est due aux multiples pressions environnementales et anthropiques dont les principales sont la mortalité naturelle et la mortalité par pêche (Koranteng, 1998; Hiddink *et al.*, 2011; Le Pape et Bonhommeau, 2015).

Le poids limite qui distingue les individus juvéniles des adultes divise presque équitablement les effectifs dans les deux stades de vie. Cette grande proportion d'individus adultes représente une biomasse féconde importante qui favorisera aisément le renouvellement des cohortes.

3.2.2. Modélisation et prédiction des abondances dans la zone ivoiro-ghanéenne

L'objectif de cette section a été de concevoir des modèles statistiques suffisamment robustes dans le but de prédire des valeurs de densités sur toute la surface de la zone d'étude. Ces modèles des habitats ont été développés à partir des facteurs physiques du paysage et un effet temporel. Il découle de la robustesse de ces modèles des résultats fortement dépendants. Ainsi, la conception de ces modèles nécessite-t-elle une appréciation du processus méthodologique utilisé et plus tard de la pertinence des résultats.

3.2.2.1. Approche méthodologique : performance et limite des modèles d'habitats

Un GLM Delta combinant deux sous-modèles, pour la probabilité de présence et les densités positives, a été appliqué pour s'adapter à ces données contenant un nombre important de valeurs nulles (Vasconcelos *et al.*, 2013). Des modèles d'habitats basés sur des descripteurs abiotiques de l'environnement (bathymétrie) et du paysage marin (proximité des embouchures de rivières), intégrant deux périodes temporelles, ont partiellement (3,7-27,7%) permis d'expliquer la distribution des juvéniles et des adultes pour les trois espèces ; une grande partie de la variabilité de la distribution n'étant pas expliquée par les descripteurs.

Un faible pouvoir explicatif est courant dans les modélisations d'habitat des poissons marins et la variabilité résiduelle est importante (Le Pape *et al.*, 2014). Ceci a été vérifié dans la présente étude ; les incertitudes proviennent des processus d'observation (manque de données, variabilité à petites échelles spatiales et temporelles), mais aussi du manque de descripteurs environnementaux structurants pris en compte dans la formulation du modèle (Guisan et Zimmermann, 2000).

Le processus d'observation est particulièrement critique dans notre cas d'étude ; l'ensemble des données fusionne plusieurs campagnes scientifiques réalisées avec différents chaluts et couvrant 4 décennies. Les contrastes dans la capturabilité et la sélectivité des chaluts pourraient avoir réduit la précision des estimations de CPUE, en particulier pour les plus jeunes juvéniles. Cependant, aucune information fiable d'intercalibration n'était disponible à partir de ces enquêtes réalisées dans différentes zones à différentes périodes. En outre, l'utilisation d'une

seule taille à première maturité pendant toute la période pourrait avoir conduit à des erreurs d'estimation en séparant les juvéniles et les adultes. En conséquence, considérer comme adultes tous les individus après leur première maturité a conduit à considérer les poissons protogynes comme matures avant la maturité mâle et à ne fournir qu'une approximation de la structure des stades de vie.

La prise en compte d'un nombre restreint de descripteurs environnementaux constitue une autre limite au niveau d'explication de la modélisation d'habitat des poissons marins. D'autres descripteurs ont été testés sans être retenus, et d'autres encore auraient pu contribuer à la description des habitats : (i) la structure sédimentaire, (ii) effets géographiques et (iii) la variabilité temporelle et paramètres hydrologiques.

Les paramètres hydrologiques, tels que la salinité et la concentration en nutriments, sont des descripteurs d'habitat complémentaires potentiels. Par exemple la salinité peut permettre une meilleure précision que la distance du paysage marin à l'embouchure de la rivière pour décrire l'influence de l'enrichissement estuarien (Chatfield *et al.*, 2010; Trimoreau *et al.*, 2013; Husson *et al.*, 2020). Dans le contexte du changement climatique, une description plus précise des modèles temporels, intégrant un descripteur de température, aurait également pu améliorer la précision du modèle (Lauria *et al.*, 2011). Cependant, ces descripteurs n'ont pas été pris en compte dans la présente analyse. Le manque de données a principalement empêché cette utilisation. Les cartes hydrologiques de la température et de la salinité de surface ne sont pas disponibles pour les premières années de la série chronologique des relevés au chalut et aucune information n'est disponible pour les eaux de fond, où vivent ces trois espèces démersales. De plus, l'ajout des paramètres hydrologiques aurait nécessité la prise en compte de modèles temporels, c'est-à-dire pour tenir compte de la variabilité interannuelle (Trimoreau *et al.*, 2013) et pour intégrer la réponse saisonnière de la distribution des poissons à la température, qui est loin d'être constante tout au long de l'année. Le faible volume des données de traits de chalut n'a pas permis de développer des modèles aussi complexes. La prise en compte de la variabilité hydrologique est bien sûr une voie de recherche majeure qui devra être approfondie à l'avenir.

Cette approche de modélisation peut donc être considérée comme brute, ne fournissant qu'une approximation de la densité de poissons et expliquant partiellement la distribution spatiale et les schémas temporels sur le long terme, sans intégrer la distribution à fine échelle liée aux facteurs biotiques (Le Pape *et al.*, 2013; Jänes *et al.*, 2020) ni la variabilité temporelle multi-échelle. Cependant, une procédure de cross-validation "out-of-bag" a permis de valider leur

robustesse, sauf pour les adultes *Epinephelus aeneus* pour lesquels la qualité du modèle est plus faible (Planque *et al.*, 2011; Trimoreau *et al.*, 2013). Même si des données et des descripteurs environnementaux additionnels auraient permis d'affiner la description et la cartographie, la présente étude a contribué à la modélisation et à la cartographie de distribution des 3 espèces.

3.2.2.2. Qualité prédictive et sensibilité aux descripteurs

Les trois descripteurs (bathymétrie, embouchure et période) engendrent un effet positif sur la répartition des habitats de *Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*. Leur effet moyen décrit leur particularité sur cette zone d'étude. La bathymétrie révèle sur plusieurs de ses modalités les préférences des poissons. En halieutique, c'est le descripteur considéré le plus structurant (Arcos *et al.*, 1903). Cette propriété est en effet liée à de multiples autres paramètres (abiotiques et hydrologiques) combinées : la température, la salinité, les courants d'eau, etc. Quant à l'embouchure, elle modifie localement les concentrations biotiques et abiotiques du milieu créant des zones de forte abondance des poissons (Kouassi *et al.*, 2016). Chez *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*, elle n'a pas permis de distinguer visiblement les préférences des juvéniles ou des adultes ; qu'ils soient 'proche' ou 'loin' de l'embouchure. Chez *Epinephelus aeneus*, les juvéniles ne sont pas dépendants des embouchures contrairement aux adultes. Dans la zone mauritano-sénégalaise, cette espèce aux deux stades sont très peu dépendantes des estuaires (Vally *et al.*, 2023). L'effet temporel a eu un effet similaire que l'embouchure sur les espèces. Cependant, il faut noter que dans cette étude les relations entre le descripteur du paysage 'embouchure' et celui du temps 'période' ne peuvent être corrélés. Car pour chaque période l'effet des autres variables n'a pas été influencé. Cette remarque indique que la période a influencé uniquement les densités et pas la mobilité des poissons ou la modification de leurs zones de vie.

Les intervalles de confiance autour des densités moyennes décrivent la sensibilité des modèles pour chaque variable. Dans les zones où l'espèce est fortement concentrée, la variabilité est grande. Cette observation émet deux hypothèses : (i) une selon laquelle l'espèce est tributaire d'une ou plusieurs modalités du descripteur et (ii) l'autre selon laquelle une sous-unité/surface abrite le maximum d'individus. Dans le second cas, si cette modalité est combinée à d'autres facteurs spatiaux (cas des sédiments), il serait plus évident d'identifier un habitat avec plus de précision. Ainsi, une zone qui abrite une forte concentration sur une petite superficie est-elle une zone de forte contribution qu'il convient de préserver (Beck *et al.*, 2001).

3.2.3. Habitats spécifiques des espèces *Epinephelus aeneus*, *Pseudolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii* et aux stades juvénile et adulte, et tendance temporelle

Les études d'assemblages de poisson sur le littoral ivoiro-ghanéen (Okyere *et al.*, 2011; Jennifer *et al.*, 2013; Aheto *et al.*, 2014; Bakari *et al.*, 2016; Tiéhoua *et al.*, 2016; Bertrand *et al.*, 2018; Okyere et Nortey, 2018; Eugenia *et al.*, 2019; Okyere et Blay, 2020) permettent d'avoir des informations qualitatives sur l'utilisation des habitats côtiers via l'occurrence des espèces marines lors des différents stades de vie. Ils mettent en évidence les biens et services qu'apportent les habitats côtiers (Barbier *et al.*, 2011; Basset *et al.*, 2013), particulièrement dans la partie occidentale du Golfe de Guinée.

Cette étude intervient pour accroître les connaissances sur les habitats de poissons dans le Golfe de Guinée (De Esteban *et al.*, 2023) et en particulier sur les côtes ivoiro-ghanéennes en apportant les premiers schémas cartographiques quantitatifs d'habitats halieutiques des espèces d'intérêt majeur.

Les embouchures et les estuaires sont des zones de transition entre les eaux douces et salées. Ce sont des zones de productivité élevée en raison des apports de nutriments provenant des cours d'eau continentaux. Les matières organiques apportées par les fleuves et rivières constituent une source importante de nourriture pour les poissons démersaux qui se nourrissent près du fond marin. Les conditions estuariennes, caractérisées par des eaux plus calmes et une variété d'habitats (tel que les mangroves, les herbiers marins, les zones de vase), offrent des zones de croissance optimales pour les juvéniles de poissons démersaux. La complexité structurelle (racines échasses des mangroves, plantes des herbiers touffues, etc.) et la turbidité de l'eau offrent une protection aux juvéniles de poissons démersaux contre les prédateurs marins plus grands. Les estuaires servent également de zones de transition cruciales pour les espèces de poissons démersaux qui migrent entre les eaux douces et les eaux marines, ou de corridors migratoires pour les espèces qui se déplacent entre leurs habitats de reproduction et leurs zones d'alimentation. L'influence des apports estuariens est donc un facteur complémentaire expliquant en partie la distribution spatiale des espèces marines (Larson *et al.*, 2013), en particulier aux stades juvéniles (Beck *et al.*, 2001; Le Pape *et al.*, 2003b). L'enrichissement de la partie côtière du plateau continental à partir des apports fluviaux des estuaires (Le Pape *et al.*, 2013) rend les zones à proximité particulièrement propices à la croissance et à la survie des juvéniles (Olson *et al.*, 2019; Berkström *et al.*, 2020; Kimball *et al.*, 2021; Eggertsen *et al.*, 2022). Cependant, la contribution de cette composante du paysage

marin (Drew et Eggleston, 2008; Olds *et al.*, 2012; Nagelkerken *et al.*, 2015; Drakou *et al.*, 2017) aux modèles d'habitats est plus faible que celles de la bathymétrie, et n'a concerné que deux espèces (*Epinephelus aeneus* et *Pseudotolithus senegalensis*).

Les espèces du genre *Epinephelus* sont sensibles à la surpêche du fait de leurs traits de vie propres à la famille des Serranidae (Ndiaye *et al.*, 2013; Sadovy de Mitcheson *et al.*, 2020). En général, ils sont sédentaires avec une croissance lente, une longue durée de vie et une maturité sexuelle tardive, couplées à une grande fidélité à l'habitat (Frias-Torres, 2006; Pina-Amargós et González-Sansón, 2009; Giglio *et al.*, 2014; Kindsvater *et al.*, 2017; Orth, 2023). Les individus juvéniles sont fortement présents dans les zones côtières peu profondes : les mangroves, les lagunes et les zones sujettes à une complexité du fond (rocheuse, petite grotte, touffue, crevasse, cavité sous blocs, etc.) (Machado *et al.*, 2003). De même, dans la présente zone d'étude, les juvéniles de *Epinephelus aeneus* sont rencontrés dans les lagunes, les baies et les estuaires (Durand *et al.*, 1994; Nunoo *et al.*, 2006; Sossoukpe *et al.*, 2013b; Bakari *et al.*, 2016; Okyere et Nortey, 2018; Eugenia *et al.*, 2019; Okyere et Blay, 2020). A ce stade de vie, leur alimentation est constituée essentiellement par des crustacés (Kouassi *et al.*, 2010) concentrés dans les zones côtières du plateau continental. Les conditions de dépendance à un habitat confirment la forte concentration des juvéniles de *Epinephelus aeneus* nettement plus abondants en dessous de 50 m de profondeur, sur la frange côtière du plateau continental (Domain, 1980; Özbek *et al.*, 2013; Vally *et al.*, 2023). En grandissant, à compter de la taille de maturité, les jeunes individus matures se déplacent vers les zones plus profondes, très souvent rocheuses (N'Da *et al.*, 2006) avec un régime alimentaire constitué majoritairement de céphalopodes pour *Epinephelus aeneus* (Kouassi *et al.*, 2010). Les tailles des individus matures (>50cm) en font des sujets suffisamment grands pour être peu prédatés (Sadovy et Eklund, 1999). Ainsi, au stade adulte, *Epinephelus aeneus* préfère-t-il les zones plus profondes et a une distribution considérablement plus large avec une préférence pour la proximité des estuaires (Cury et Worms, 1982; Vally *et al.*, 2023) quoique sporadiquement présent sur les fonds rocheux, dans les zones peu profondes, en dessous de 25 m (N'Da *et al.*, 2006).

Pseudotolithus senegalensis est une espèce démersale très présente dans les zones côtières (Durand *et al.*, 1994; Nunoo *et al.*, 2006; Sossoukpe *et al.*, 2013b; Walsh et Mamonekene, 2014; Okyere et Nortey, 2018; Okyere et Blay, 2020). Elle n'est pas strictement marine car elle est quelques fois observée dans les estuaires et lagunes ouvertes (Albaret, 1982; Akpan et Isangedighi, 2004). La richesse alimentaire fortement disponible dans les estuaires concentre davantage cette espèce au détriment des zones côtières sans embouchures (Longhurst, 1964).

Sur le plateau continental, sa répartition spatiale est unimodale avec une préférence maximale pour les eaux peu profondes (< 20 m) aux stades juvénile et adulte (Longhurst, 1969; Domain, 1980). Les zones près du rivage représentent donc un habitat hautement sensible pour *Pseudotolithus senegalensis*. Cette espèce utilise les zones littorales sous influence fluviale comme nourriceries, zones d'alimentation des adultes et zones de frai (McConnell, 1962; Sossoukpe *et al.*, 2013a).

Pagellus bellottii est une espèce hermaphrodite protogyne se reproduisant deux fois par année. Ce caractère hermaphrodite est observé sur une proportion de sa population et varie selon zones de distribution (Spedicato *et al.*, 2002; Velasco *et al.*, 2011; Ndiaye, 2014; Kouame *et al.*, 2018). *Pagellus bellottii* est reconnue comme une espèce vivant au large (Asabere-Ameyaw, 2000; Ofori-danson *et al.*, 2015; Amponsah *et al.*, 2016; Sylla *et al.*, 2017; Kouame *et al.*, 2020), dans les zones profondes. Les habitats spécifiques, de cette espèce, aux différents stades de croissance ne sont pas clairement définis mais indiquent tout comme chez les sparidés (*Dentex spp*, *Diplodus spp*, *Pagellus spp*, *Pagrus spp*, *etc.*) que les juvéniles vivent dans les zones côtières ou peu profondes tandis que les adultes vivent en eaux profondes (Rijavec, 1973; Asabere-Ameyaw et Blay, 1999; Spedicato *et al.*, 2002; Afonso *et al.*, 2009, 2012; Mytilineou *et al.*, 2013; Altın, 2023; Di Franco *et al.*, 2023). Selon la littérature, la distinction des habitats de juvéniles et d'adultes est évidente mais elle est très peu justifiée. Les résultats de la présente étude, basée sur plusieurs décennies de données de chalutage, indiquent que les juvéniles et les adultes de *Pagellus bellottii* partagent le même habitat. Les engins de pêche ont des mailles comprises entre 20 et 48 mm dont environ 60% des traits de chalut ont utilisé des mailles entre 39 et 48 mm. La taille de première maturité chez *Pagellus bellottii* est à 13 cm et la capturabilité des individus plus jeunes a paru moins importante (Joksimovic *et al.*, 2009; Amponsah *et al.*, 2016). Les abondances des adultes sont plus importantes que celles des juvéniles néanmoins leur recrudescence en dessous de 30 m est similaire et confirme bien que les individus juvéniles et adultes partagent le même habitat.

L'aire de répartition bathymétrique chez les sparidés (Koranteng, 1998, 2001) est variable selon les espèces, tel chez *Pagellus bogaraveo* où les juvéniles sont repartis sur le plateau continental jusqu'à 170 m de profondeur et les adultes sur le talus entre 400 et 500 m (Mytilineou *et al.*, 2013). De même, les préférences de *Pagellus bellottii* se situent essentiellement entre 30 et 80 m (Rijavec, 1973; Domain, 1980; Asabere-Ameyaw et Blay, 1999) sans réelle influence des zones côtières. Ces préférences bathymétriques et cette disparité d'habitats sont liés aux températures basses et aux aptitudes des stades larvaires (Norcross et Shaw, 1984; Labropoulou

et al., 1999; Sheaves, 2006; D'Onghia *et al.*, 2012). Les stades larvaires des sparidés étant pélagiques, leur capacité à sentir leur environnement, à s'orienter et à nager verticalement ou horizontalement sont distinctes (Norcross et Shaw, 1984; Faillettaz, 2015). D'autre part, des études indiquent que les *Pagellus spp* vivent au large (par rapport au trait de côte) mais sur des promontoires rocheux (Morato *et al.*, 2001; Afonso *et al.*, 2012). Sur le plateau continental ivoiro-ghanéen, il existe au large des récifs rocheux mettant en présence des bathymétries faibles (30-50 m). Le marquage de ces secteurs et la prise en compte des fortes pentes (Spedicato *et al.*, 2002; Menezes *et al.*, 2006) dans une étude postérieure améliorerait nettement la couverture spatiale de *Pagellus bellottii*.

Pour les trois espèces, les abondances diminuent après les années 2000 aux stades juvénile et adulte. Plusieurs facteurs justifient cette baisse considérable des stocks inter-périodes ou interannuels. Cette tendance est à mettre en relation avec l'augmentation du niveau de mortalité par pêche. Cette surexploitation est avérée par les évaluations de stocks pour *Pseudotolithus spp* (Tia *et al.*, 2017; Okyere et Blay, 2020; FAO, 2022a) et se vérifie aussi pour les deux autres espèces. Par ailleurs, cet effet temporel n'a pas suscité de ce changement d'habitat ou de variation avec la structure des descripteurs d'habitats. Elle indique très probablement la sédentarité ou le degré de fidélité de ces espèces à ces habitats.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La connaissance des habitats est essentielle dans un contexte de préservation des ressources halieutiques. Les habitats de poissons démersaux ont été étudiés dans la région ouest du Golfe de Guinée. Deux des trois espèces prises en compte, *Epinephelus aeneus* et *Pseudotolithus senegalensis*, ont une grande valeur commerciale mais sont quantitativement moins abondantes que la troisième espèce, *Pagellus bellottii*. Cette dernière est importante par le volume de ses débarquements et durant les campagnes de chalutage d'évaluation.

A partir des données halieutiques issues de campagnes scientifiques disponibles (CHALCI, NANSEN et PRESH-UEMOA) depuis les années 1978 à 2019, il a été possible d'identifier les habitats de ces espèces. Pour distinguer les stades de vie juvénile et adulte, un traitement sur les données manquantes par une imputation simple pour certains et une modélisation pour d'autres ont permis de combler les données sur les fréquences de taille. Pour quantifier la répartition et les préférences des espèces à des zones spécifiques, des paramètres descripteurs d'environnement et du paysage marin ont été utilisés. La combinaison des données halieutiques et des descripteurs environnementaux à travers des méthodes mathématiques et statistiques ont permis de comprendre les relations qui les lient.

Pour deux périodes (avant et après l'an 2000) et chaque espèce aux deux stades de vie, des modèles ont été construits et ajustés. Ils se sont révélés robustes pour *Pseudotolithus senegalensis* et *Pagellus bellottii*. En ce qui concerne *Epinephelus aeneus*, les modèles développés sont relativement fiables pour les juvéniles et moins pour les adultes. Néanmoins, ces modèles ont tous servi à prédire des densités de poissons à chaque unité de superficie (km²) de l'ensemble du plateau continental ivoiro-ghanéen. Chacune des espèces a montré un comportement et des préférences aux paysages différentes.

La distribution spatiale des juvéniles de *Epinephelus aeneus* et les deux stades de vie de *Pseudotolithus senegalensis* ont mis en évidence une forte affinité pour les zones côtières peu profondes (< 50 m) tandis que les adultes de *Epinephelus aeneus* se répartissent au large. Par contre, *Pagellus bellottii* ne dépend pas des zones côtières. Le descripteur temporel a conduit à apprécier un déclin généralisé sur les densités des espèces.

L'identification quantitative et la cartographie des habitats essentiels des poissons est une étape préliminaire pour une approche écosystémique visant à préserver les ressources exploitées. La protection des habitats essentiels de poissons est importante pour le renouvellement des stocks et sa prise en compte dans les programmes de gestion des pêcheries pour maintenir les

ressources et les pêcheries est nécessaire. Les juvéniles de *Epinephelus aeneus* et les deux stades de vie de *Pseudotolithus senegalensis* sont concentrés, dans la frange côtière.

Il est urgent de préserver/restaurer cette frange côtière du plateau continental pour favoriser le renouvellement des populations de ces deux espèces. Les impacts des perturbations anthropiques locales sur les espèces dépendantes du littoral sont bien documentés. Ces perturbations ont des effets néfastes sur la production et l'exploitation des populations. La dégradation locale de l'habitat impacte les populations d'espèces résidant dans cet habitat côtier tout au long de leur cycle de vie, comme *Pseudotolithus senegalensis*, mais a également des conséquences néfastes à une échelle beaucoup plus grande pour les espèces qui y sont concentrées uniquement au stade juvénile, comme *Epinephelus aeneus*. Cependant, les conséquences de ces dégradations d'habitats sur le renouvellement des populations de poissons exploités restent mal prises en compte.

Dans le même temps, il est nécessaire de réglementer la pêche dans la partie côtière du plateau continental. Repousser l'effort de pêche au-delà de la zone côtière en utilisant des zones protégées pourrait être une option efficace pour les nourriceries de *Epinephelus aeneus*, avec un impact positif sur les stocks de poissons. Cependant, cela impliquerait de restreindre l'accès aux stades juvéniles et adultes de *Pseudotolithus senegalensis*. Cela réduirait considérablement son niveau de surexploitation mais empêcherait de maintenir les débarquements des pêcheries. Une réglementation de la taille des mailles des engins de pêche ciblant ces espèces dans la frange côtière pourrait être une option complémentaire pour éviter la capture de juvéniles, concentrés dans cette zone pour *Epinephelus aeneus* et représentant une forte proportion des débarquements de poissons pour *Pseudotolithus spp.*

Dans le but d'améliorer l'identification des habitats de poissons, des études postérieures sur quatre différents axes sont fortement suggérées : (i) réaliser des études de relevé sédimentaire dans la zone ghanéenne, (ii) évaluer la pertinence des systèmes lagunaires comme nourricerie, (iii) ré-évaluer les habitats sur les périodes où il serait possible d'obtenir les paramètres abiotiques (température et salinité) et (iv) une étude des données historiques de la pêche artisanale maritime de ces trois espèces.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- Abé, J., Affian, K., 1993. Morphology and Tourist Infrastructures of the Ivorian Coast BT - Tourism vs Environment: The Case for Coastal Areas, in: Wong, P.P. (Éd.), . Springer Netherlands, Dordrecht, p. 99-108. https://doi.org/10.1007/978-94-011-2068-5_8
- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 5-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.002>
- Adegoke, J.O., Fageja, M., James, G., Agbaje, G., Ologunorisa, T.E., 2010. An Assessment of Recent Changes in the Niger Delta Coastline Using Satellite Imagery. *J. Sustain. Dev.* 3. <https://doi.org/10.5539/jsd.v3n4p277>
- Adingra, A.A., Kouassi, A.M., 2011. Pollution en lagune Ebrié et ses impacts sur l'environnement et les populations riveraines. *Fiches Tech. Doc. Vulg.* 53, 48-53.
- Affa'a-Mindzie, M., Blyth, F., 2014. Insecurity in the Gulf of Guinea: Assessing the Threats, Preparing the Response. New York.
- Afonso, P., Fontes, J., Guedes, R., Tempera, F., Holland, K.N., Santos, R.S., 2009. A Multi-Scale Study of Red Porgy Movements and Habitat Use, and Its Application to the Design of Marine Reserve Networks. p. 423-443. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9640-2_25
- Afonso, P., Graça, G., Berke, G., Fontes, J., 2012. First observations on seamount habitat use of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) using acoustic telemetry. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 436-437, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.08.003>
- Agresti, A., 1996. An Introduction to Categorical Data Analysis, 2nd ed. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Aheto, D.W., Okyere, I., Asare, N.K., Dzakpasu, M.F.A., Wemegah, Y., Tawiah, P., Dotsey-Brown, J., Longdon-Sagoe, M., 2014. A survey of the benthic macrofauna and fish species assemblages in a mangrove habitat in Ghana. *West Afr. J. Appl. Ecol.* 22, 1-15.
- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., Bobée, B., 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Res. Appl.* 22, 503-523. <https://doi.org/10.1002/rra.918>
- Aitchison, J., 1955. On the Distribution of a Positive Random Variable Having a Discrete Probability Mass at the Origin. *J. Am. Stat. Assoc.* 50, 901. <https://doi.org/10.2307/2281175>
- Ajonina, G., 2008. Inventory and modelling mangrove forest stand dynamics following different levels of wood exploitation pressures in the Douala-Edea Atlantic Coast of Cameroon, Central Africa.
- Ajonina, G.N., Agardy, T., Lau, W., Agbogah, K., Gormey, B., 2014. Mangrove Conditions as Indicator for Potential Payment for Ecosystem Services in Some Estuaries of Western Region of Ghana, West Africa. p. 151-166. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1_13
- Akpan, A., Isangedighi, I., 2004. Aspects of the feeding ecology of three species of *Pseudotolithus* (Sciaenidae) in the inshore waters of southeastern Nigeria, east of the Niger Delta, Nigeria. *J. Aquat. Sci.* 19. <https://doi.org/10.4314/jas.v19i2.20024>
- Albaret, J.-J., 1999. Les peuplements des estuaires et des lagunes, in: Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme. IRD, {P}aris, p.

- Albaret, J.-J., 1994. Les poissons : biologie et peuplements, in: Environnement et ressources aquatiques en Côte d'Ivoire : 2. Les milieux lagunaires. ORSTOM, Paris, p. 239-280.
- Albaret, J.-J., 1982. Les poissons : biologie et peuplements.
- Aleksander, I., Morton, H., 1990. An introduction to neural computing. Chapman and Hall, London, New York.
- Aleman, J., Rivot, E., Foucher, E., Vigneau, J., Robin, J.-P., 2017. A Bayesian two-stage biomass model for stock assessment of data-limited species: An application to cuttlefish (*Sepia officinalis*) in the English Channel. Fish. Res. 191, 131-143. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.03.010>
- Alexandre, A., Silva, J., Ferreira, R., Paulo, D., Serrão, E.A., Santos, R., 2017. First description of seagrass distribution and abundance in São Tomé and Príncipe. Aquat. Bot. 142, 48-52. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.06.008>
- Altın, A., 2023. Early life traits of the common two-banded seabream, *Diplodus vulgaris* (Perciformes: Sparidae), inhabiting the shallow waters of Gökçeada Island, Turkey. Ciencias Mar. <https://doi.org/10.7773/cm.y2023.3344>
- Amador, K., Bannerman, P., Quatey, Ashong, R. et, R., 2006. Ghana Canoe Frame Survey. Information report number 34. Marine Fisheries Research Division. Ministry of Fisheries. Ghana. 43.
- Amara, R., Lagardere, F., Desaunay, Y., Marchand, J., 2000. Metamorphosis and estuarine colonisation in the common sole, *Solea solea* (L.): implications for recruitment regulation. Oceanol. Acta 23, 469-484. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(00\)00134-1](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(00)00134-1)
- Amoroso, R.O., Pitcher, C.R., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Suuronen, P., Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Althaus, F., Baird, S.J., Black, J., Buhl-Mortensen, L., Campbell, A.B., Catarino, R., Collie, J., Cowan, J.H., Durholtz, D., Engstrom, N., Fairweather, T.P., Fock, H.O., Ford, R., Gálvez, P.A., Gerritsen, H., Góngora, M.E., González, J.A., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Intelmann, S.S., Jenkins, C., Jonsson, P., Kainge, P., Kangas, M., Kathena, J.N., Kavadas, S., Leslie, R.W., Lewis, S.G., Lundy, M., Makin, D., Martin, J., Mazor, T., Gonzalez-Mirelis, G., Newman, S.J., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Rochester, W., Russo, T., Sala, A., Semmens, J.M., Silva, C., Tsoilos, A., Vanelslander, B., Wakefield, C.B., Wood, B.A., Hilborn, R., Kaiser, M.J., Jennings, S., 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. Proc. Natl. Acad. Sci. 115, E10275-E10282. <https://doi.org/10.1073/pnas.1802379115>
- Amponsah, S.K.K., Danson, P.K.O., Nunoo, F.K., Ameyaw, G.A., 2016. Aspects of population dynamics of Red Pandora, *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882) from the coastal waters of Ghana. J. Sci. Innov. Res. 5, 215-224. <https://doi.org/10.31254/jsir.2016.5604>
- Anoh, K.P., 2010. Stratégies comparées de l'exploitation des plans d'eau lagunaire de Côte-d'Ivoire. Cah. O. M. 347-363. <https://doi.org/10.4000/com.6038>
- Ansa-Asare, O.D., Gordon, C., 2012. Water quality assessment of Densu, Birim and Ayensu Rivers in the Okyeman area. West Afr. J. Appl. Ecol. 20, 53-64.
- Anyanwu, A.O., Kusemiju, K.I., 1990. Food of the croakers *Pseudotolithus senegalensis* (C.

- & V.) and *Pseudotolithus typus* (Bleeker) off the coast of Lagos, Nigeria. J. Fish Biol. 37, 823-825. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb02545.x>
- Arcos, B.D., Cooke, K., Sepulveda Dagoberto Arcos Oceanographer, A., Sepulveda Marine Biologist, A., 1903. Bathymetric Requirements for Fisheries Research.
- Arias, A.M., 2002a. *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) [WWW Document]. ICTIOTERM está hospedada en el Cons. Super. Investig. Científicas. URL http://www.ictioterm.es/nombre_cientifico.php?nc=70 (consulté le 1.3.25).
- Arias, A.M., 2002b. *Pseudotolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) [WWW Document]. ICTIOTERM está hospedada en el Cons. Super. Investig. Científicas. URL http://www.ictioterm.es/nombre_cientifico.php?nc=92 (consulté le 1.3.25).
- Arias, A.M., 2000. *Pagellus bellottii* Steindachner, 1882 [WWW Document]. ICTIOTERM está hospedada en el Cons. Super. Investig. Científicas. URL http://www.ictioterm.es/nombre_cientifico.php?nc=119 (consulté le 1.3.25).
- Armah, A., Amlalo, D., 1998. Coastal Zone Profile of Ghana Gulf of Guinea Large Marine Ecosystem Project. Minist. Environ. Sci. Technol. Innov. 10-16.
- Armah, F.A., Yawson, D.O., Pappoe, A.N.M., Afrifa, E.K.A., 2010. Participation and Sustainable Management of Coastal Lagoon Ecosystems: The Case of the Fosu Lagoon in Ghana. Sustainability 2, 383-399. <https://doi.org/10.3390/su2010383>
- Arnault, S., 1987. Tropical Atlantic geostrophic currents and ship drifts. J. Geophys. Res. 92, 5076. <https://doi.org/10.1029/JC092iC05p05076>
- Asabere-Ameyaw, A., 2000. Aspects of the reproductive biology of the red Pandora *Pagellus bellottii* (Pisces: Sparidae) in Ghana. J. Ghana Sci. Assoc. 2. <https://doi.org/10.4314/jgsa.v2i1.17835>
- Asabere-Ameyaw, A., Blay, J., 1999. Growth and mortality parameters of *Pagellus bellottii* (sparidae) in the Cape Coast area of Ghana. J. Ghana Sci. Assoc. 1, 53-62.
- Asare-Donkor, N.K., Adimado, A.A., 2016. Influence of mining related activities on levels of mercury in water, sediment and fish from the Ankobra and Tano River basins in South Western Ghana. Environ. Syst. Res. 5, 5. <https://doi.org/10.1186/s40068-016-0055-4>
- Austin, M.P., Cunningham, R.B., Fleming, P.M., 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. Vegetatio 55, 11-27. <https://doi.org/10.1007/BF00039976>
- Austin, M.P., Cunningham, R.B., Good, R.B., 1983. Altitudinal distribution of several eucalypt species in relation to other environmental factors in southern New South Wales. Austral Ecol. 8, 169-180. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1983.tb01604.x>
- Austin, M.P., Meyers, J.A., 1996. Current approaches to modelling the environmental niche of eucalypts: implication for management of forest biodiversity. For. Ecol. Manage. 85, 95-106. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03753-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03753-X)
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Doherty, M.D., Meyers, J.A., 1994. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a β -function. J. Veg. Sci. 5, 215-228. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/3236167>
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Margules, C.R., 1990. Measurement of the Realized Qualitative Niche: Environmental Niches of Five Eucalyptus Species. Ecol. Monogr. 60, 161-177.

<https://doi.org/10.2307/1943043>

- Awosika, L.F., Ibe, A., 1994. Geomorphic features of the Gulf of Guinea shelf and littoral drift dynamics, in: Ibe, A., Awosika, L., Aka, K. (Éd.), *Nearshore Dynamics and Sedimentology of the Gulf of Guinea*. p. 21-27.
- Ayilu, R.K., Fabinyi, M., Barclay, K., Bawa, M.A., 2023. Blue economy: industrialisation and coastal fishing livelihoods in Ghana. *Rev. Fish Biol. Fish.*
<https://doi.org/10.1007/s11160-022-09749-0>
- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., McAllister, M.K., Apostolaki, P., Santora, C., 2005. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 469-476.
<https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.010>
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M., Turlure, C., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biol. Rev.* 88, 310-326.
<https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Bakari, C., Léonard, T., Toussaint, J.-T.G., Tidiani, K., Kouamelan, P.-E., 2016. Fish assemblage structure in the Tropical Coastal Lagoon of Grand Lahou (Côte d'Ivoire, West Africa). *Int. J. Fish. Aquac.* 8, 1-13.
<https://doi.org/https://doi.org/10.5897/IJFA2015.0537>
- Banerjee, S., Carlin, B.P., Gelfand, A.E., 2003. Hierarchical modeling and analysis for spatial data. Chapman and Hall/CRC.
- Barbault, R., 1992. *Écologie des populations et des peuplements : des théories aux faits*, Masson. ed. Paris.
- Barbault, R., 1990. *Écologie générale : Structure et fonctionnement de la biosphère.*, Masson. ed. Paris.
- 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. *Ecol. Monogr.* 81, 169-193.
<https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barry, S., Elith, J., 2006. Error and uncertainty in habitat models. *J. Appl. Ecol.* 43, 413-423.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.x>
- Basset, A., Elliott, M., West, R.J., Wilson, J.G., 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 132, 1-4.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.018>
- Bassou, A., 2014. La Mer du Golfe de Guinée : Richesses, conflits et insécurité, in: Internationales, R.M.-E. de droit international et relations (Éd.), *Paix et Sécurité Internationales. Revue Maroc-Espanole de droit international et relations internationales*, p. 151-163.
- Basurco, B., Lovatelli, A., García, B., 2011. Current Status of Sparidae Aquaculture. *Sparidae Biol. Aquac. Gilthead Sea Bream other Species* 1-50.
<https://doi.org/10.1002/9781444392210.ch1>
- Bauchot, M.-L., 1992. SERRANIDAE, in: Lévêque, C., Paugy, D., Teugels, G.G. (Éd.), *Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest : Tome 2*. ORSTOM, Paris, p. 664-667.

- Bauchot, M.-L., 1987. Sparid, in: FAO (Éd.), Méditerranée et mer noire. Zone de pêche 37. Rome, p. 1367-1371.
- Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., 1990. Sparidae, in: Quero, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (Éd.), Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris, p. 790-812.
- Bauchot, M.L., 2003. Faune des poissons d'eaux douce et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome 2. Coll. Faune et Flore tropicales 40, in: Lévêque, C., Paugy, D., Teugels, G.G. (Éd.), Sciaenidae. Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique, Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, France et Institut de Recherche pour le Développement, Paris, France, p. 504-511.
- Bauchot, M.L., Hureau, J.C., 1986. Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris.
- 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: A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nurse. *Bioscience* 51, 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)
- 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 (Cop.)*. 43, 882-896. <https://doi.org/10.1111/ecog.04868>
- Berry, J.K., 1995. Spatial reasoning for effective GIS.
- Bertrand, M.G., J.M., E., Simier, 2018. Les tables et variables de la base de données bdppeao sur les Peuplements de poissons et la Pêche artisanale des Ecosystèmes estuariens, lagunaires ou continentaux d'Afrique de l'Ouest. Inst. Rech. pour le Dev. Document T, 47.
- Bhowmik, S., 2020. Ecological and Economic Importance of Wetlands and Their Vulnerability. p. 95-112. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1226-5.ch006>
- Binet, D., 1983. Phytoplankton et production primaire des régions côtières à upwellings saisonniers dans le Golfe de Guinée. *Océanogr.trop.* 18, 331-355.
- Binet, D., 1982. Influence des variations climatiques sur la pêche de *Sardinella aurita* ivoiro-ghanéennes : relation sécheresse-surpêche. *Oceanol. Acta* 5, 443-452.
- Bio, A.M.F., Alkemade, R., Barendregt, A., 1998. Determining alternative models for vegetation response analysis: a non-parametric approach. *J. Veg. Sci.* 9, 5-16. <https://doi.org/10.2307/3237218>
- Bleeker, P., 1992. Review Sciaenidae 432-440.
- Boisclair, D., 2001. Fish habitat modeling: from conceptual framework to functional tools. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1-9. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-1-1>
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Finnveden, G., Ekvall, T., 2005. Towards a user's guide to scenarios - a report on scenario types and scenario techniques. Stockholm,

Sweden.

- Bouain, A., 1980. Sexualité et cycle sexuel des mérours (poissons, téléostéens, serranidés) des côtes du sud tunisien. Bull. off. natn. Pêch. Tunisie 4, 215-229.
- Boyd, P.W., Collins, S., Dupont, S., Fabricius, K., Gattuso, J.-P., Havenhand, J., Hutchins, D.A., Riebesell, U., Rintoul, M.S., Vichi, M., Biswas, H., Ciotti, A., Gao, K., Gehlen, M., Hurd, C.L., Kurihara, H., McGraw, C.M., Navarro, J.M., Nilsson, G.E., Passow, U., Pörtner, H.-O., 2018. Experimental strategies to assess the biological ramifications of multiple drivers of global ocean change-A review. Glob. Chang. Biol. 24, 2239-2261. <https://doi.org/10.1111/gcb.14102>
- Bozdogan, H., 1987. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. Psychometrika 52, 345-370. <https://doi.org/10.1007/BF02294361>
- Bray, D.J., 2018. Groupers, rockcods, SERRANIDAE [WWW Document]. Fishes Aust. URL <https://fishesofaustralia.net.au/home/family/76> (consulté le 9.11.23).
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., Stone, C.J., 1984. Classification And Regression Trees, 1st Editio. ed. Wadsworth International Group, Belmont, California.
- Brown, D.G., 1994. Predicting vegetation types at treeline using topography and biophysical disturbance variables. J. Veg. Sci. 5, 641-656. <https://doi.org/10.2307/3235880>
- Brown, E.J., Vasconcelos, R.P., Wennhage, H., Bergström, U., Støttrup, J.G., van de Wolfshaar, K., Millisenda, G., Colloca, F., Le Pape, O., 2018. Conflicts in the coastal zone: human impacts on commercially important fish species utilizing coastal habitat. ICES J. Mar. Sci. 75, 1203-1213. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx237>
- Brown, S.K., Buja, K.R., Jury, S.H., Monaco, M.E., Banner, A., 2000. Habitat Suitability Index Models for Eight Fish and Invertebrate Species in Casco and Sheepscot Bays, Maine. North Am. J. Fish. Manag. 20, 408-435. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2000\)020<0408:HSIMFE>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2000)020<0408:HSIMFE>2.3.CO;2)
- Bruslé, J., 1985. Exposé synoptique des données biologiques sur les mérours *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint Hilaire, 1809) et *Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1758) de l'Océan Atlantique et de la Méditerranée, in: FAO Synopsis sur les pêches N° 129. p. 64.
- Bruslé, J., Bruslé, S., 1976. Contribution à l'étude de la reproduction de deux espèces de mérours *E. aeneus* G. Saint-Hilaire, 1809 (Linnaeus, 1758) et *E. guaza* des côtes de Tunisie. Rev. des Trav. l'Institut des Pêches Marit. 39, 313-320.
- Bryan, T., Virdin, J., Vegh, T., Kot, C.Y., Cleary, J., Halpin, P.N., 2020. Blue carbon conservation in West Africa: a first assessment of feasibility. J. Coast. Conserv. 24, 8. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00722-x>
- Buchanan, J.Y., 1887. On the land slopes separating continents and ocean basins, especially those on the west coast of Africa. Scott. Geogr. Mag. 3, 217-238. <https://doi.org/10.1080/14702548708521126>
- Buck, S.F., 1960. A Method of Estimation of Missing Values in Multivariate Data Suitable for Use with an Electronic Computer. J. R. Stat. Soc. Ser. B 22, 302-306. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1960.tb00375.x>
- Buhl-Mortensen, L., Serigstad, B., Buhl-Mortensen, P., Olsen, M.N., Ostrowski, M.,

- Błażewicz-Paszkowycz, M., Appoh, E., 2017. First observations of the structure and megafaunal community of a large Lophelia reef on the Ghanaian shelf (the Gulf of Guinea). *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 137, 148-156.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.06.007>
- Busby, J.R., 1986. A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) Oerst. in southeastern Australia. *Austral Ecol.* 11, 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1986.tb00912.x>
- Caddy, J.F., 2014. Why do assessments of demersal stocks largely ignore habitat? *ICES J. Mar. Sci.* 71, 2114-2126. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss199>
- Cadenat, J., 1954. Note d'Ichtyologie ouest-africaine, in: *Bulletin de l'Institut Français d'Afrique noire*. Tome XVI, Serie A. p. 564-583.
- Cao, J., Thorson, J.T., Richards, R.A., Chen, Y., 2017. Spatiotemporal index standardization improves the stock assessment of northern shrimp in the Gulf of Maine. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 1781-1793. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0137>
- Cardoso, J.F.M.F., Freitas, V., Quilez, I., Jouta, J., Witte, J.I., Van Der Veer, H.W., 2015. The European sea bass *Dicentrarchus labrax* in the Dutch Wadden Sea: from visitor to resident species. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 95, 839-850.
<https://doi.org/10.1017/S0025315414001714>
- Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodivers. Conserv.* 2, 667-680.
<https://doi.org/10.1007/BF00051966>
- Carpenter, K.E., Niem, V.H., 2001. The living marine resources of the Western Central Pacific, in: *FAO species identification guide for fishery purpose*. Rome, p. 2791-3380.
- Carrasco-Hernandez, R., 2020. A didactic approach to models of habitat suitability (HS) and the potential distribution of biological species. *J. Biol. Educ.* 54, 433-442.
<https://doi.org/10.1080/00219266.2019.1609546>
- Caverivière, A., 1993. Les peuplements ichthyologiques démersaux, écologie et biologie, in: Pierre, L.L., Emile, M., Jean-Baptiste, A.K. (Éd.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire*. p. 271-320. <https://doi.org/10.1192/bjp.111.479.1009-a>
- Caverivière, A., Marcille, J., 1978. La pêche industrielle en Côte d'Ivoire : bilan et perspectives. *La pêche Marit.* 2-7.
- CEDRE, 2006. La lettre du Cedre. Cent. Doc. Rech. d'expérimentations sur les pollutions Accid. des eaux N°130, 1-2.
- Chacin, D.H., Stallings, C.D., 2016. Disentangling fine- and broad- scale effects of habitat on predator-prey interactions. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 483, 10-19.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.05.008>
- Chamberland, J.-M., 2011. Échantillonnage et modélisation de l'habitat des communautés de poissons de rivière des basses Laurentides. Université de Montréal.
- Charles-Dominique, E., Ecoutin, J.-M., A. San, G., 1980. La pêche artisanale en lagune Aby-Tendi-Ehy (Côte d'Ivoire) : premières estimations de la production. *Arch. Sci. . Cent. Rech. Océanogr. Abidjan* 6.
- Chatfield, B.S., Van Niel, K.P., Kendrick, G.A., Harvey, E.S., 2010. Combining

- environmental gradients to explain and predict the structure of demersal fish distributions. *J. Biogeogr.* 37, 593-605. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02246.x>
- Chatham House, 2013. Maritime Security in the Gulf of Guinea, Report of the conference held at Chatham House. London.
- Chavance, P., Morand, P., 2020. Chapitre 3. L'activité de pêche artisanale maritime et son environnement, in: Chavance, P., Morand, P. (Éd.), *Atlas des pêches et pêcheurs artisans d'Afrique de l'Ouest. États membres de l'UEMOA : Bénin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Guinée-Bissau, Mali, Niger, Sénégal, Togo*. Marseille, Ouagadougou, p. 45-79.
- Cheung, W.W.L., Lam, V.W.Y., Sarmiento, J.L., Kearney, K., Waston, R., Zeller, D., Pauly, D., 2010. Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Glob. Chang. Biol.* 16, 24-35. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01995.x>
- Cheung, W.W.L., Lam, V.W.Y., Sarmiento, J.L., Kearney, K., Watson, R., Pauly, D., 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish Fish.* 10, 235-251. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00315.x>
- Clair, M., Gaudillat, V., Herard, K., 2006. Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquée aux sites terrestres du réseau Natura 2000. Guide méthodologique.
- Coleman, T., Manu, A., Twumasi, Y., 2005. Application of Landsat Data to the Study of Mangrove Ecologies Along the Coast of Ghana.
- COMHAFAT, 2014. Rapport n°7 de la revue de l'industrie des pêches et de l'aquaculture dans la zone de la COMHAFAT, Industrie des pêches et de l'aquaculture en Côte d'Ivoire.
- Conlisk, E., Chamberlin, L., Vernon, M., Dybala, K.E., 2023. Evidence for the Multiple Benefits of Wetland Conservation in North America: Carbon, Biodiversity, and Beyond 119.
- Costa, M.J., Vasconcelos, R., Costa, J.L., Cabral, H.N., 2007. River flow influence on the fish community of the Tagus estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 587, 113-123. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0690-x>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O., 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 81, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.10.017>
- CRCFN, 2011. Assessment of Critical Coastal Habitats of the Western Region, Ghana.
- Crec'hriou, R., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P., Bernard, G., Roussel, E., Le Diréach, L., Planes, S., 2008. Spatial patterns and GIS habitat modelling of fish in two French Mediterranean coastal areas. *Hydrobiologia* 612, 135-153. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9483-0>

- Cressie, N., Wikle, C.K., 2011. Statistics for spatio-temporal data. John Wiley & Sons.
- Cury, P., Roy, C., 1989. Optimal Environmental Window and Pelagic Fish Recruitment Success in Upwelling Areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 670-680.
<https://doi.org/10.1139/f89-086>
- Cury, P., Roy, C., 1987. Upwelling et pêche des espèces pélagiques côtières de Côte d'Ivoire : une approche globale. *Oceanologica* 10, 347-357.
- 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.
- D'Almeida, A.F.M., Agbanlin, A., Chikou, A., 2017. Engins et méthodes de pêche continentale au Bénin : Cas du lac Nokoué, Editions u. ed.
- D'Onghia, G., Maiorano, P., Carlucci, R., Capezzuto, F., Carluccio, A., Tursi, A., Sion, L., 2012. Comparing Deep-Sea Fish Fauna between Coral and Non-Coral "Megahabitats" in the Santa Maria di Leuca Cold-Water Coral Province (Mediterranean Sea). *PLoS One* 7, e44509. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044509>
- Dah, A., Girardin, M., Vall, M., 1991. Les poissons de la communauté à Sciaenidés, in: Chavance, P., Girardin, M. (Éd.), *L'environnement, les ressources et les pecheries de la zee Mauritanienne*. p. 92-119.
- Dahlgren, C., Kellison, G., Adams, A., Gillanders, B., Kendall, M., Layman, C., Ley, J., Nagelkerken, I., Serafy, J., 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 312, 291-295.
<https://doi.org/10.3354/meps312291>
- Darko, H.F., Ansa-Asare, O., Paintsil, A., 2013. A Number Description of Ghanaian Water Quality—A Case Study of the Southwestern and Coastal Rivers Systems of Ghana. *J. Environ. Prot. (Irvine, Calif.)* 04, 1318-1327. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.411153>
- De Esteban, M.C., Haroun, R., Tuya, F., Abreu, A.D., Otero-Ferrer, F., 2023. Mapping marine habitats in the Gulf of Guinea: A contribution to the future establishment of Marine Protected Areas in Principe Island. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 57, 102742.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102742>
- de Jonge, V.N., Pinto, R., Turner, R.K., 2012. Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under the EU Directives' 'ecosystem approach'. *Ocean Coast. Manag.* 68, 169-188.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.05.017>
- Derrick, B., 2020. Côte d'Ivoire: Updated catch reconstruction for 2011-2018. Updat. to 2018 1950-2010 Mar. Catch Reconstr. *Sea Around Us Part I – Africa, Antarct. Eur. North Atl.* 28, 31-34.
- Di Franco, E., Rossi, F., Di Iorio, L., Sdiri, K., Calò, A., Di Franco, A., Harmelin-Vivien, M., Spennato, G., Cottalorda, J.-M., Derijard, B., Bussotti, S., Pierson, P., Guidetti, P., 2023. Marine Noise Effects on Juvenile Sparid Fish Change among Species and Developmental Stages. *Diversity* 15, 92. <https://doi.org/10.3390/d15010092>
- Djama, T., Pitcher, T.J., 1989. Comparative stock assessment of two sciaenid species, *Pseudotolithus typus* (Bleeker, 1863) and *Pseudotolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) off Cameroon. *Fish. Res.* 7, 111-125. <https://doi.org/10.1016/0165->

- Domain, F., 1989. Rapport des campagnes de chalutages du N.O. André Nizery dans les eaux de la Guinée de 1985 à 1988, Document Scientifique - CRHB. CRHB, Conakry.
- Domain, F., 1980. Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental Sénégal-Mauritanien: Les ressources démersales dans le contexte général du Golfe de Guinée. Université Pierre et Marie - Paris VI.
- Domain, F., Keita, M., Morlze, E., 1993. Typologie générale des ressources démersales du plateau continental 53-85.
- Domingo, J., 1980. Aspects de l'évolution récente des pêches artisanales en Côte d'Ivoire. Norois 106, 181-198. <https://doi.org/10.3406/noroi.1980.3885>
- Dongo, K.K., Konan, N., Yaya, S., 2010. Dynamique de la population du mérou blanc, *Epinephelus aeneus* (geoffroy saint hilaire 1817), serranidae, sur le littoral ivoirien. Eur. J. Sci. Res. 43, 516-526.
- Doubleday, W.G., 1976. Contribution to Manual on ICNAF Groundfish Surveys. ICNAF Res.Doc.76/VI/99.
- Drakou, E.G., Pendleton, L., Effron, M., Ingram, J.C., Teneva, L., 2017. When ecosystems and their services are not co-located: oceans and coasts. ICES J. Mar. Sci. 74, 1531-1539. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx026>
- Drew, C., Eggleston, D., 2008. Juvenile fish densities in Florida Keys mangroves correlate with landscape characteristics. Mar. Ecol. Prog. Ser. 362, 233-243. <https://doi.org/10.3354/meps07430>
- Duflot, R., Avon, C., Roche, P., Bergès, L., 2018. Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: An applied methodological framework and a species case study. J. Nat. Conserv. 46, 38-47. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.005>
- Dufour, P., Kouassi, A.M., Lanusse, A., 1994. Les pollutions, in: Durand, J.-R., Dufour, P., Guiral, D., Zabi, S.G.F. (Éd.), Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - les milieux lagunes. p. 309-333.
- Duncan, A.E., de Vries, N., Nyarko, K.B., 2018a. Assessment of heavy metal pollution in the main Pra River and its tributaries in the Pra Basin of Ghana. Environ. Nanotechnology, Monit. Manag. 10, 264-271. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2018.06.003>
- Duncan, A.E., de Vries, N., Nyarko, K.B., 2018b. Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediments of the River Pra and Its Tributaries. Water, Air, Soil Pollut. 229, 272. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3899-6>
- Duncan, N.J., Estévez, A., Fernández-Palacios, H., Gairin, I., Hernández-Cruz, C.M., Roo, J., Schuchardt, D., Vallés, R., 2013. Aquaculture production of meagre (*Argyrosomus regius*): hatchery techniques, ongrowing and market, in: Advances in Aquaculture Hatchery Technology. Elsevier, p. 519-541. <https://doi.org/10.1533/9780857097460.3.519>
- Durand, J.-R., Dufour, P., Guiral, D., Zabi, S.G.F., 1994. Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - les milieux lagunes, ORSTOM. ed.
- Earth, G., 2023. Google Earth Korle lagoon location [WWW Document]. URL

- <https://earth.google.com/web/search/Korle+Lagoon,+Accra,+Ghana/> (consulté le 9.7.23).
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 266, 107738. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107738>
- Elith, J., 2000. Quantitative Methods for Modeling Species Habitat: Comparative Performance and an Application to Australian Plants, in: Solow, A., Helser, T. (Éd.), *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer-Verlag, New York, p. 39-58. https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6_4
- Elith, J., Burgman, M., Minchin, P., 1998. Improved protection strategies for rare plants: consultancy report for Environment Australia Project FB-NP22. Canberra, Australia.
- 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 (Cop.)*. 29, 129-151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elliott, S., Milligan, R., Heath, M., Turrell, W., Bailey, D., 2016. Disentangling Habitat Concepts for Demersal Marine Fish Management, in: Hughes, R.N., Hughes, D.J., Smith, I.P., Dale, A.C. (Éd.), *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. CRC Press, Boca Raton, p. 173-192. <https://doi.org/10.1201/9781315368597-4>
- Eugenia, B.B., Armah, A.K., Dankwa, H.R., 2019. Fish as bioindicators of habitat degradation in coastal lagoons of Ghana. *Bonorowo Wetl.* 9. <https://doi.org/10.13057/bonorowo/w90102>
- Faillottaz, R., 2015. Estimation des capacités comportementales des larves de poissons et leurs implications pour la phase larvaire : un cas d'étude des espèces démersales de Méditerranée Nord-Occidentale. Université Pierre et Marie Curie - Paris 6. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.4811.4009>
- FAO, 2022a. Fishery Committee for the Eastern Central Atlantic (CECAF), Scientific Sub-Committee, Ninth Session, Demersal resources Working Group South 2022 – meeting summary. Nouakchott, Mauritania.
- FAO, 2022b. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- FAO, 2020. FAO Major Fishing Areas [WWW Document]. URL <https://www.fao.org/fishery/fr/area/search> (consulté le 5.7.23).
- FAO, 2008. Vue générale du secteur des pêches national la République de Côte d'Ivoire 42.
- FAO, 2000. World review of fisheries and aquaculture, in: Division, F.I. (Éd.), *The state of world fisheries and aquaculture*.
- FAO, 1991. The « GUINEA 90 » survey, CECAF|ECAAF. ed. Fishery Committee for the Eastern Central Atlantic.
- Faseyi, C.A., Miyittah, M.K., Sowunmi, A.A., Yafetto, L., 2022. Water quality and health

- risk assessments of illegal gold mining-impacted estuaries in Ghana. *Mar. Pollut. Bull.* 185, 114277. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114277>
- Fatoyinbo, T.E., Simard, M., 2013. Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM. *Int. J. Remote Sens.* 34, 668-681. <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.712224>
- Fehri-Bedoui, R., Mokrani, E., Ben Hassine, O.K., 2009. Feeding habits of *Pagellus acarne* (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean. *Sci. Mar.* 73, 667-678. <https://doi.org/10.3989/scimar.2009.73n4667>
- Fishbase, 2024a. *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882) [WWW Document]. Fishbase.se. URL <https://www.fishbase.se/Summary/SpeciesSummary.php?id=436&lang=french> (consulté le 11.13.24).
- Fishbase, 2024b. *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) [WWW Document]. Fishbase.se. URL <https://www.fishbase.se/summary/426> (consulté le 11.14.24).
- Fishbase, 2023. *Pseudolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) [WWW Document]. Fishbase.se. URL <https://www.fishbase.se/summary/432> (consulté le 8.7.23).
- Franklin, J., 1998. Predicting the distribution of shrub species in southern California from climate and terrain-derived variables. *J. Veg. Sci.* 9, 733-748. <https://doi.org/10.2307/3237291>
- Franqueville, C., 1987. Etat du stock de *Pagellus bellottii* au large du Sénégal. CECAF/ECAF Ser. (FAO). no. 86/38.
- Franqueville, C., Fréon, P., 1976. Relations poids-longueurs des principales espèces de poissons marins du Sénégal.
- Frias-Torres, S., 2006. Habitat use of juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* in the Florida Keys, USA. *Endanger. Species Res.* 2, 1-6.
- GBIF Secretariat, 2022a. *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) [WWW Document]. GBIF Backbone Taxon. <https://doi.org/https://doi.org/10.15468/39omei>
- GBIF Secretariat, 2022b. *Pseudolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) [WWW Document]. GBIF Backbone Taxon. <https://doi.org/https://doi.org/10.15468/39omei>
- GBIF Secretariat, 2022c. *Pagellus bellottii* Steindachner, 1882 [WWW Document]. GBIF Backbone Taxon. <https://doi.org/https://doi.org/10.15468/39omei>
- Gbogbo, F., Acheampong, G.K., Atiemo, J.-M.Y., Crepindale, Q.E., 2013. Habitat use pattern of three species of egrets in a small coastal lagoon in Ghana. *Ostrich* 84, 213-217. <https://doi.org/10.2989/00306525.2013.867549>
- GCLME, 2006. Transboundary Diagnostic Analysis, Guinea Current Large Marine Ecosystem.
- Giglio, V.J., Adelir-Alves, J., Gerhardinger, L.C., Grecco, F.C., Daros, F.A., Bertoncini, Á.A., 2014. Habitat use and abundance of goliath grouper *Epinephelus itajara* in Brazil: a participative survey. *Neotrop. Ichthyol.* 12, 803-810. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130166>
- Gillanders, B., Able, K., Brown, J., Eggleston, D., Sheridan, P., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important

- component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247, 281-295.
<https://doi.org/10.3354/meps247281>
- Glamuzina, B., Tutman, P., Geffen, A.J., Kožul, V., Skaramuca, B., 2000. First record of white grouper, *Epinephelus aeneus* (Serranidae) in the South Eastern Adriatic. *Cybium*.
<https://doi.org/10.26028/cybium/2000-243-010>
- Gong, P., Pu, R., Chen, J., 1996. Mapping Ecological Land Systems and Classification Uncertainties from Digital Elevation and Forest-Cover Data Using Neural Networks. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 62, 1249-1260.
- Goñi, R., Badalamenti, F., H. Tupper, M., 2011. FISHERIES – Effects of marine protected areas on local fisheries: evidence from empirical studies, in: *Marine Protected Areas*. Cambridge University Press, p. 72-98. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139049382.006>
- Good, T.P., Jannot, J.E., Somers, K.A., Ward, E.J., 2022. Using Bayesian time series models to estimate bycatch of an endangered albatross. *Fish. Res.* 256, 106492.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106492>
- Gordon, C., 1998. Mass transport of major solutes and sediments by the Volta river, Ghana, West Africa. *SIL Proceedings, 1922-2010* 26, 911-915.
<https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900851>
- Gordon, C., 1987. The Coastal lagoons of Ghana : African, in: Burgis, M.J., Symoens, J.J. (Éd.), *African wetlands and shallow water bodies*. p. 177-182.
- Granger, A., 2018. *Cartographie des habitats naturels sur le domaine de la tour Valat*. Université de Toulouse III.
- Guerri, A.D., Ruckelshaus, M.H., Plummer, M.L., Holland, D., 2013. Modeling Marine Ecosystem Services, in: Levin, S.A. (Éd.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition). Academic Press, Waltham, p. 329-346.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00333-6>
- Guiavarc'h, C., 2007. *Modélisation haute-résolution des courants dans le Golfe de Guinée : Etude des oscillations bimensuelles*.
- Guisan, A., Theurillat, J.-P., Kienast, F., 1998. Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *J. Veg. Sci.* 9, 65-74. <https://doi.org/10.2307/3237224>
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Modell.* 135, 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gulland, J.A., 1965. *Méthodes d'analyse des populations de poissons*. Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer.
- Gulland, J.A., Rosenberg, A.A., 1992. A review of length-based approaches to assessing fish stocks, No. 323. ed. Rome.
- Haroun, R., Herrero Barrencua, A., Abreu, A.D., 2018. Mangrove Habitats in São Tomé and Príncipe (Gulf of Guinea, Africa): Conservation and Management Status, in: Makowski, C., Finkl, C.W. (Éd.), *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*. Springer International Publishing, Cham, p. 589-605.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-73016-5_27
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J., 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, London, New York.

- Hattab, T., Ben Rais Lasram, F., Albouy, C., Sammari, C., Romdhane, M.S., Cury, P., Leprieux, F., Le Loc'h, F., 2013. The Use of a Predictive Habitat Model and a Fuzzy Logic Approach for Marine Management and Planning. PLoS One 8, e76430. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076430>
- Hauhouot, C., 2002. Les problèmes de l'aménagement de l'estuaire du fleuve Comoé à Grand-Bassam 307-324. <https://doi.org/10.4000/com.1012>
- Healey, M.C., 2001. Patterns of gametic investment by female stream-and ocean-type chinook salmon. J. Fish Biol. 58, 1545-1556. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb02311.x>
- Heemstra, P.C., Randall, J.E., 1993. FAO species catalogue. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae) : An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fish. Synops 16, 382.
- Henderson, P.A., Seaby, R.M.H., Somes, J.R., 2011. Community level response to climate change: The long-term study of the fish and crustacean community of the Bristol Channel. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 400, 78-89. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.028>
- Herbland, A., Le Loeuff, P., 1993. Les sels nutritifs au large de la Côte d'Ivoire, in: Le Loeuff, P., Marchal, E., Kothias, A.J.-B. (Éd.), Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome I - Le milieu marin. p. 123-150.
- Herrmann, H., Bucksch, H., 2014. Size Frequency. Dict. Geotech. Eng. Geotech. 1240-1240. https://doi.org/10.1007/978-3-642-41714-6_193984
- Hiddink, J.G., Johnson, A.F., Kingham, R., Hinz, H., 2011. Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. J. Appl. Ecol. 48, 1441-1449. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02036.x>
- Hisard, P., Morlière, A., 1973. La terminaison du contre courant équatorial subsuperficiel Atlantique (courant de Lomonosov) dans le golfe de Guinée. Cah. ORSTOM. Série Océanographie 11, 455-464.
- Hubert, W., Fabrizio, M., Guy, C., Brown, M., 2007. Relative abundance and catch per unit effort. Anal. Interpret. ... 279-326.
- Huijbers, C.M., Nagelkerken, I., Debrot, A.O., Jongejans, E., 2013. Geographic coupling of juvenile and adult habitat shapes spatial population dynamics of a coral reef fish. Ecology 94, 1859-1870. <https://doi.org/10.1890/11-1759.1>
- Husson, B., Certain, G., Filin, A., Planque, B., 2020. Suitable habitats of fish species in the Barents Sea. Fish. Oceanogr. 29, 526-540. <https://doi.org/10.1111/fog.12493>
- IFREMER, 1994. Recueil annuel des campagnes océanographiques françaises.
- IGFA, 2001. Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA.
- Iglésias, S.P., Lorange, P., 2016. First record of *Pagellus bellottii* (Teleostei: Sparidae) in the Bay of Biscay, France. Mar. Biodivers. Rec. 9, 16. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0007-8>
- 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, e114715. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114715>

- IHO, 1953. Limite des Océans et des Mer, Bureau Hydrographique International. Monaco.
- IHO, I.H.O., Sieger, R., 2012. Limits of oceans and seas in digitized, machine readable form. Alfred Wegener Institute, Helmholtz Cent. Polar Mar. Res. Bremerhaven.
<https://doi.org/10.1594/PANGAEA.777975>
- Jalali, M.A., Ierodiasconou, D., Monk, J., Gorfine, H., Rattray, A., 2015. Predictive mapping of abalone fishing grounds using remotely-sensed LiDAR and commercial catch data. Fish. Res. 169, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.009>
- Jänes, H., Macreadie, P.I., Nicholson, E., Ierodiasconou, D., Reeves, S., Taylor, M.D., Carnell, P.E., 2020. Stable isotopes infer the value of Australia's coastal vegetated ecosystems from fisheries. Fish Fish. 21, 80-90. <https://doi.org/10.1111/faf.12416>
- Jawad, L.A., Al-Shogebai, S., Al-Mamry, J.M., 2012. First record of *atractoscion aequiden* (Sciaenidae) from the Arabian sea coasts of oman and *acanthopagrus catenula* (Sparidae) from the Oman sea (Gulf of Oman), northwestern Indian ocean (Teleostei, sciaenidae, Sparidae). Arx. Misc. Zool. 10, 9-15.
<https://doi.org/10.32800/amz.2012.10.0009>
- Jennifer, S., Francis, N.K.E., Hederick, D.R., 2013. Species Composition, Abundance, and Growth of Three Common Fish Species of the Volta Estuary, Ghana. Int. J. Fish. Aquac. Sci. 3, 79-97.
- Jia, B., 2018. The application of Monte Carlo methods for learning generalized linear model. Biometrics Biostat. Int. J. 7. <https://doi.org/10.15406/bbij.2018.07.00241>
- John, D.M., Lawson, G.W., 1990. A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. Estuar. Coast. Shelf Sci. 31, 505-518.
[https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90009-G](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90009-G)
- Joksimovic, A., Regner, S., Sacchi, J., 2009. The effects of trawl codend mesh size selectivity on the length composition of catches of pandora, *Pagellus erythrinus* L. 1758 in the shelf area of the Montenegrin coast (South Adriatic). Acta Adriat. 50, 151-157.
- Jones, H.F.R., 1968. Fish migration. Edward Arnold, London.
- Jongman, R.H.G., ter Braak ter, C.J.F., van Tongeren, O.F.R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.
- Karikari, A., Asante, K., Biney, C., 2009. Water quality characteristics at the estuary of Korle Lagoon in Ghana. West Afr. J. Appl. Ecol. 10.
<https://doi.org/10.4314/wajae.v10i1.45700>
- Kébé, M., Gallène, J., Njock, J.C., 1997. Revue sectorielle de la pêche artisanale maritime et lagunaire en Côte d'Ivoire. Program. Développement Intégré des Pêches Artis. en Afrique l'Ouest Document T, 45.
- Keith, D.A., Bedward, M., 1999. Native vegetation of the South East Forests region, Eden, New South Wales.
- 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, 1568-1578.
<https://doi.org/10.1007/s12237-021-00939-w>

- Kindsvater, H.K., Reynolds, J.D., Sadovy de Mitcheson, Y., Mangel, M., 2017. Selectivity matters: Rules of thumb for management of plate-sized, sex-changing fish in the live reef food fish trade. *Fish Fish.* 18, 821-836. <https://doi.org/10.1111/faf.12208>
- Klubi, E., Abril, J.M., Nyarko, E., Delgado, A., 2018. Impact of gold-mining activity on trace elements enrichment in the West African estuaries: The case of Pra and Ankobra rivers with the Volta estuary (Ghana) as the reference. *J. Geochemical Explor.* 190, 229-244. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.03.014>
- Koffi, K.P., Affian, K., Abé, J., 1993. Contribution à l'étude des caractéristiques morphologiques de l'unité littorale de Côte d'Ivoire, Golfe de Guinée: cas du périmètre littoral de Port-Bouet. *J. Ivoir. d'Océanologie Limnol.* 2, 43-52.
- Koffi, Y.B., Ahoussi, K.E., Kouassi, A.M., Biemi, J., 2014. Ressources minières , pétrolières et gazières de la Côte d'Ivoire et problématique de la pollution des ressources en eau et des inondations. *Geo. Eco. Trop.* 38, 119-136.
- Koffie-Bikpo, C.Y., 2010. La pêche maritime en Côte-d'Ivoire face à la piraterie halieutique. *Cah. d'Outre-Mer* 63, 321-346. <https://doi.org/10.4000/com.6032>
- Konoyima, K.J., Seisay, L.D., 2021. Growth, Mortality and Exploitation Rate of *Pagellus bellottii* Harvested from the Marine Territorial Waters of Sierra Leone. *Acta Aquat. Aquat. Sci. J.* 8, 60. <https://doi.org/10.29103/aa.v8i2.4774>
- Koranteng, K., 2001. Structure and dynamics of demersal assemblages on the continental shelf and upper slope off Ghana, West Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 220, 1-12. <https://doi.org/10.3354/meps220001>
- Koranteng, K.A., 1998. The impacts of environmental forcing on the dynamics of demersal fishery resources of Ghana. University of Warwick.
- Koranteng, K.A., 1997. Marine fishery resources of Ghana's coastal zone, in: Evans, S.M., Vanderpuye, C.J., Armah, A.K. (Éd.), *The coastal zone of West Africa: problems and management. Proceedings of an International Seminar 23-28 March, 1996.* Accra, Ghana.
- Koranteng, K.A., McGlade, J.M., 2001. Climatic trends in continental shelf waters off Ghana and in the Gulf of Guinea, 1963–1992. *Oceanol. Acta* 24, 187-198. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(01\)01140-9](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(01)01140-9)
- Koranteng, K.A., Pitcher, T.J., 1987. Population parameters, biannual cohorts, and assessment in the *Pagellus bellottii* (Sparidae) fishery off Ghana. *ICES J. Mar. Sci.* 43, 129-138. <https://doi.org/10.1093/icesjms/43.2.129>
- Kouame, A.C., Soumaïla, S., Stanislas, A., Kouadio Frederic, K., Stanislas Silvain, Y., 2018. Parameters of Reproductive biology of Red Pandora *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882) in the Ivoirian coast (Cote d'Ivoire). *J. Bio. Env. Sci* 185.
- Kouame, A.C., Sylla, S., Yao, S.S., Tia, C.B., Loukou, G.A., 2020. Stock assessment of red Pandora *Pagellus Bellottii* (Steindachner, 1882) in the Ivorian continental shelf (West Africa). *Agron. Africaine* 32, 423-438.
- Kouassi, K.D., N'Da, K., Diaha, N.C., 2010. Régime alimentaire du mérrou blanc, *Epinephelus aeneus* (Serranidae), de la pêche artisanale en Côte d'Ivoire. *Cybiu* 34, 263-268.

- Kouassi, K D, N'da, K., Soro, Y., 2010. Fréquence de taille et relation taille-poids des mérours (*Epinephelidae*) de la pêche artisanale maritime ivoirienne. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i3.60508>
- Kouassi, K.L., Deme, M., Konan, K.S., Yahiri, B.P., Koné, D., Sanchez, M., Aka, K., 2016. Modélisation du fonctionnement hydrodynamique de l'embouchure du fleuve Bandama, Grand-Lahou, Côte d'Ivoire 219-228. <https://doi.org/10.5150/jngcgc.2016.025>
- Labropoulou, M., Machias, A., Tsimenides, N., 1999. Habitat selection and diet of juvenile red porgy, *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758). *Fish. Bull. Natl. Ocean. Atmos. Adm.* 97.
- Lagardère, J.P., Mariani, A., 2006. Spawning sounds in meagre *Argyrosomus regius* recorded in the Gironde estuary, France. *J. Fish Biol.* 69, 1697-1708. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01237.x>
- Lambert, D., 1992. Zero-Inflated Poisson Regression, With An Application to Defects in Manufacturing. *Technometrics* 34, 1-14. <https://doi.org/10.1080/00401706.1992.10485228>
- Larqué, L., Maamaatuaiahutapu, K., Garçon, V., 1997. On the intermediate and deep water flows in the South Atlantic Ocean. *J. Geophys. Res. Ocean.* 102, 12425-12440. <https://doi.org/10.1029/97JC00629>
- Larson, J.H., Trebitz, A.S., Steinman, A.D., Wiley, M.J., Mazur, M.C., Pebbles, V., Braun, H.A., Seelbach, P.W., 2013. Great Lakes rivermouth ecosystems: Scientific synthesis and management implications. *J. Great Lakes Res.* 39, 513-524. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.06.002>
- Laurans, M., Gascuel, D., Barry, M., 2003. Revue des connaissances sur la biologie du thiof (*Epinephelus aeneus*) et diagnostic de l'état du stock au Sénégal, in: D. Gascuel, M. Barry, M.L. et A.S. (Éd.), Évaluations des stocks démersaux en Afrique du Nord-Ouest Travaux du Groupe «Analyses monospécifiques» du projet SIAP. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome.
- Laurent, A.G., 1963. The Lognormal Distribution and the Translation Method: Description and Estimation Problems. *J. Am. Stat. Assoc.* 58, 231. <https://doi.org/10.2307/2282966>
- Lauria, V., Vaz, S., Martin, C.S., Mackinson, S., Carpentier, A., 2011. What influences European plaice (*Pleuronectes platessa*) distribution in the eastern English Channel? Using habitat modelling and GIS to predict habitat utilization. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 1500-1510. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr081>
- Laurila-Pant, M., Mäntyniemi, S., Östman, Ö., Olsson, J., Uusitalo, L., Lehtikainen, A., 2021. A Bayesian approach for assessing the boundary between desirable and undesirable environmental status – An example from a coastal fish indicator in the Baltic Sea. *Ecol. Indic.* 120, 106975. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106975>
- Le Loeuff, P., Marchal, E., Kothias, A.J.-B., 1993a. Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome I - Le milieu marin, ORSTOM. ed. <https://doi.org/10.1192/bjp.111.479.1009-a>
- Le Loeuff, P., Marchal, E., Kothias, A.J.-B., 1993b. Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire, ORSTOM Edi. ed.
- 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 : l'exemple des nourriceries côtières de poissons plats.
Agrocampus Rennes.

- Le Pape, O., Baulier, L., Cloarec, A., Martin, J., Le Loc'h, F., Désaunay, Y., 2007. Habitat suitability for juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France): A quantitative description using indicators based on epibenthic fauna. *J. Sea Res.* 57, 126-136. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.08.011>
- Le Pape, O., Bonhommeau, S., 2015. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish Fish.* 16, 373-398. <https://doi.org/10.1111/faf.12063>
- Le Pape, O., Bonhommeau, S., 2011. Density dependence and trophic limitation on coastal and estuarine nursery grounds for marine fishes, in: 8th International Flatfish Symposium. Ijmuiden (NL), Netherlands.
- Le Pape, O., Chauvet, F., Mahévas, S., Lazure, P., Guérault, D., Désaunay, Y., 2003a. 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. *J. Sea Res.* 50, 139-149. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(03\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(03)00059-5)
- 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 Coast. Manag.* 87, 8-19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.018>
- Le Pape, O., Désaunay, Y., Guérault, D., 2003b. Relationship between fluvial discharge and sole (*Solea solea* L.) recruitment in the Bay of Biscay (France). *ICES Mar. Sci. Symp.* 219, 241-248. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.19271810>
- Le Pape, O., Modéran, J., Beaunée, G., Riera, P., Nicolas, D., Savoye, N., Harmelin-Vivien, M., Darnaude, A.M., Brind'Amour, A., Le Bris, H., Cabral, H., Vinagre, C., Pasquaud, S., França, S., Kostecki, C., 2013. Sources of organic matter for flatfish juveniles in coastal and estuarine nursery grounds: A meta-analysis for the common sole (*Solea solea*) in contrasted systems of Western Europe. *J. Sea Res.* 75, 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.05.003>
- Leathwick, J., Moilanen, A., Francis, M., Elith, J., Taylor, P., Julian, K., Hastie, T., Duffy, C., 2008. Novel methods for the design and evaluation of marine protected areas in offshore waters. *Conserv. Lett.* 1, 91-102. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00012.x>
- Leathwick, J.R., 1998. Are New Zealand's Nothofagus species in equilibrium with their environment? *J. Veg. Sci.* 9, 719-732. <https://doi.org/10.2307/3237290>
- Lee, M.E., Alonso, A., Dallmeier, F., Campbell, P., Pauwels, O.S.G., 2006. Le Complexe d'aires protégées de Gamba: Une illustration de la biodiversité du Gabon. *Bull. Biol. Soc. Washingt.* 1-16.
- Lefcheck, J.S., Hughes, B.B., Johnson, A.J., Pfirrmann, B.W., Rasher, D.B., Smyth, A.R., Williams, B.L., Beck, M.W., Orth, R.J., 2019. Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis. *Conserv. Lett.* e12645. <https://doi.org/10.1111/conl.12645>
- Lehmann, A., 1998. GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models. *Plant Ecol.* 139, 113-124. <https://doi.org/10.1023/A:1009754417131>
- Lemasson, L., Rebert, J.-P., 1973. Les courants marins dans le Golfe Ivoirien. *Cah. ORSTOM* XI, 67-95.

- Li, G., Xiong, Y., Zhong, X., Song, D., Kang, Z., Li, D., Tang, J., Wang, Y., Wu, L., 2023. Changes in overwintering ground of small yellow croaker (*Larimichthys polyactis*) based on MaxEnt and GARP models: A case study of the southern Yellow Sea stock. *J. Fish Biol.* <https://doi.org/10.1111/jfb.15383>
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R., Tanton, M., Smith, A., Nix, H., 1990a. Habitat Requirements of the Mountain Brushtail Possum and the Greater Glider in the Montane Ash-Type Eucalypt Forests of the Central Highlands of Victoria. *Wildl. Res.* 17, 467. <https://doi.org/10.1071/WR9900467>
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Tanton, M.T., Nix, H.A., Smith, A.P., 1991a. The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the Central Highlands of Victoria, South-East Australia: III. The habitat requirements of leadbeater's possum *Gymnobelideus leadbeateri* and models of the diversity and abundance of arbo. *Biol. Conserv.* 56, 295-315. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90063-F](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90063-F)
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Tanton, M.T., Smith, A.P., Nix, H.A., 1990b. The conservation of arboreal marsupials in the Montane ash forests of the central highlands of Victoria, Southeast Australia: I. Factors influencing the occupancy of trees with hollows. *Biol. Conserv.* 54, 111-131. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90137-E](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90137-E)
- Lindenmayer, D.B., Nix, H.A., McMahon, J.P., Hutchinson, M.F., Tanton, M.T., 1991b. The Conservation of Leadbeater's Possum, *Gymnobelideus leadbeateri* (McCoy): A Case Study of the Use of Bioclimatic Modelling. *J. Biogeogr.* 18, 371. <https://doi.org/10.2307/2845479>
- Lipcius, R.N., Eggleston, D.B., Fodrie, F.J., van der Meer, J., Rose, K.A., Vasconcelos, R.P., van de Wolfshaar, K.E., 2019. Modeling Quantitative Value of Habitats for Marine and Estuarine Populations. *Front. Mar. Sci.* 6, 280. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00280>
- Little, R.J.A., Rubin, D.B., 2002. Statistical Analysis with Missing Data, 2nd ed, Wiley Series in Probability and Statistics. Wiley, New York. <https://doi.org/10.1002/9781119013563>
- Longhurst, A., 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Prog. Oceanogr.* 36, 77-167. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(95\)00015-1](https://doi.org/10.1016/0079-6611(95)00015-1)
- Longhurst, A.R., 1969. Synopsis of biological data on West African croakers (*Pseudotolithus typus*, *P. senegalensis* and *P. elongatus*). *FAO Fish. Synopsis* 1-49.
- Longhurst, A.R., 1964. Bionomics of the sciaenidae of tropical West Africa. *ICES J. Mar. Sci.* 29, 93-114. <https://doi.org/10.1093/icesjms/29.1.93>
- Longhurst, A.R., 1960. A summary survey of the food of West African demersal fish. *Bull. l'Institut français d'Afrique noire* 22, 276-282.
- Lourenço, S., Bueno-Pardo, J., Vaz, A., Primo, A.L., Costa, F., Pardal, M.A., Martinho, F., 2023. Short and long-term temperature variations drive recruitment variability in marine and estuarine juvenile fishes. *Mar. Pollut. Bull.* 192, 115093. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115093>
- Lunt, J., Smee, D.L., 2020. Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition. *ICES J. Mar. Sci.* 77, 379-387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
- Lutchman, I., 2003. New technical approaches in fisheries management: the precautionary approach and the ecosystem approach, in: De Fontaubert, C., Lutchman, I. (Éd.), *Achieving Sustainable Fisheries: Implementing the New International Legal Regime*.

- IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, Switzerland and Cambridge, p. 31-45.
- Ly, C.K., 1980. The role of the Akosombo Dam on the Volta river in causing coastal erosion in central and eastern Ghana (West Africa). *Mar. Geol.* 37, 323-332.
[https://doi.org/10.1016/0025-3227\(80\)90108-5](https://doi.org/10.1016/0025-3227(80)90108-5)
- Lynn, H., Mohler, C.L., DeGloria, S.D., McCulloch, C.E., 1995. Error assessment in decision-tree models applied to vegetation analysis. *Landsc. Ecol.* 10, 323-335.
<https://doi.org/10.1007/BF00130210>
- Machado, L., Bertoni, Á., Hostim-Silva, M., Barreiros, J., 2003. Habitat use by juvenile dusky grouper *Epinephelus marginatus*. *Aqua* 6, 133-138.
- Macintosh, D.J., Ashton, E.C., 2003. Report on the Africa Regional Workshop on the sustainable management of mangrove forest ecosystems. Accra, Ghana.
- Macpherson, E., Duarte, C.M., 1991. Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationship? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71, 103-112.
<https://doi.org/10.3354/meps071103>
- Magnusson, A., Punt, A.E., Hilborn, R., 2013. Measuring uncertainty in fisheries stock assessment: the delta method, bootstrap, and MCMC. *Fish Fish.* 14, 325-342.
<https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2012.00473.x>
- Mahévas, S., Pelletier, D., 2004. ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecol. Modell.* 171, 65-84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.04.001>
- Malcolm, H.A., Foulsham, E., Pressey, R.L., Jordan, A., Davies, P.L., Ingleton, T., Johnstone, N., Hessey, S., Smith, S.D.A., 2012. Selecting zones in a marine park: Early systematic planning improves cost-efficiency; combining habitat and biotic data improves effectiveness. *Ocean Coast. Manag.* 59, 1-12.
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.12.001>
- Mansaray, A., 2021. Evaluation of length-based stock assessment approaches: A preliminary assessment of the status of *Pagellus bellotti* and *Galeoides decadactylus* in Sierra Leone coastal waters. Reykjavik.
- Manson, F.J., Loneragan, N.R., Skilleter, G.A., Phinn, S.R., 2005. An Evaluation of the Evidence for Linkages Between Mangroves and Fisheries: A Synthesis of the Literature and Identification of Research Directions, in: *Oceanography and Marine Biology*. CRC Press, p. 493-524. <https://doi.org/10.1201/9781420037449-12>
- Martin, L., 1977. Morphologie, sédimentologie et paléogéographie au Quaternaire récent du plateau continental ivoirien.
- Martin, L., 1973a. La sédimentation actuelle sur le plateau continentale de Côte d'Ivoire. *Cah. ORSTOM V*, 155-168.
- Martin, L., 1973b. Carte sédimentologique du plateau continental de Côte d'Ivoire. Paris.
- Martinho, F., 2020. Nursery areas for marine fish, in: *Life below Water*, 64: 1--11. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Springer International Publishing, 2020 Cham.
- Martinho, F., van der Veer, H.W., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2013. Juvenile nursery colonization patterns for the European flounder (*Platichthys flesus*): A latitudinal

- approach. J. Sea Res. 84, 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.07.014>
- Mastrorillo, S., Lek, S., Dauba, F., 1997. Predicting the abundance of minnow *Phoxinus phoxinus* (Cyprinidae) in the River Ariège (France) using artificial neural networks. Aquat. Living Resour. 10, 169-176. <https://doi.org/10.1051/alr:1997018>
- McConnaughey, R.A., Hiddink, J.G., Jennings, S., Pitcher, C.R., Kaiser, M.J., Suuronen, P., Sciberras, M., Rijnsdorp, A.D., Collie, J.S., Mazor, T., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Hilborn, R., 2020. Choosing best practices for managing impacts of trawl fishing on seabed habitats and biota. Fish Fish. 21, 319-337. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/faf.12431>
- McConnell, R.H.L., 1962. The fishes of the British Guiana continental shelf, Atlantic coast of South America, with notes on their natural history. J. Linn. Soc. London, Zool. 44, 669-700. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1962.tb01964.x>
- McCullagh, P., Nelder, J.A., 1989. Generalized Linear Models. Springer US, Boston, MA. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-3242-6>
- McDevitt-Irwin, J., Iacarella, J., Baum, J., 2016. Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: a meta-analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser. 557, 133-143. <https://doi.org/10.3354/meps11848>
- McKenzi, E., Reuchlin-Hugenholtz, E., 2015. Aires marines protégées - Un bon investissement pour la santé des océans.
- McMahan, C.D., Fuentes-Montejo, C.E., Ginger, L., Carrasco, J.C., Chakrabarty, P., Matamoros, W.A., 2020. Climate change models predict decreases in the range of a microendemic freshwater fish in Honduras. Sci. Rep. 10, 12693. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69579-7>
- Menezes, G., Sigler, M., Silva, H., Pinho, M., 2006. Structure and zonation of demersal fish assemblages off the Azores Archipelago (mid-Atlantic). Mar. Ecol. Prog. Ser. 324, 241-260. <https://doi.org/10.3354/meps324241>
- Mensah, M.A., Quatey, S.N.K., 2002. 17 An overview of the fishery resources and fishery research in the gulf of guinea. p. 227-iii. [https://doi.org/10.1016/S1570-0461\(02\)80039-8](https://doi.org/10.1016/S1570-0461(02)80039-8)
- Mignard, S., Mulder, T., Martinez, P., Garlan, T., 2019. The Ogooue Fan (offshore Gabon): a modern example of deep-sea fan on a complex slope profile. Solid Earth 10, 851-869. <https://doi.org/10.5194/se-10-851-2019>
- Miller, K.M., Schulze, A.D., Ginther, N., Li, S., Patterson, D.A., Farrell, A.P., Hinch, S.G., 2009. Salmon spawning migration: Metabolic shifts and environmental triggers. Comp. Biochem. Physiol. Part D Genomics Proteomics 4, 75-89. <https://doi.org/10.1016/j.cbd.2008.11.002>
- Mindel, B.L., Neat, F.C., Webb, T.J., Blanchard, J.L., 2018. Size-based indicators show depth-dependent change over time in the deep sea. ICES J. Mar. Sci. 75, 113-121. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx110>
- Minns, C.K., 1997. Quantifying “no net loss” of productivity of fish habitats. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54, 2463-2473. <https://doi.org/10.1139/f97-149>
- Minto, C., Myers, R.A., Blanchard, W., 2008. Survival variability and population density in fish populations. Nature 452, 344-347. <https://doi.org/10.1038/nature06605>

- Mitchell, M., 1996. An Introduction to Genetic Algorithms. Massachusetts Institute of Technology Press.
- Mitchell, N.D., 1991. The derivation of climate surfaces for New Zealand, and their application to the bioclimatic analysis of the distribution of kauri (*Agathis australis*). J. R. Soc. New Zeal. 21, 13-24. <https://doi.org/10.1080/03036758.1991.10416106>
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 272, 1885-1891. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3164>
- Moilanen, A., Kujala, H., Leathwick, J.R., 2009. The Zonation framework and software for conservation prioritization. Spat. Conserv. Prioritization Quant. Methods Comput. Tools 196-210.
- Moore, D.R.J., 1996. Using Monte Carlo analysis to quantify uncertainty in ecological risk assessment: Are we gilding the lily or bronzing the dandelion? Hum. Ecol. Risk Assess. An Int. J. 2, 628-633. <https://doi.org/10.1080/10807039609383639>
- Morais, R.A., Maia, H.A., 2017. Lush underwater forests in mesophotic reefs of the Gulf of Guinea. Coral Reefs 36, 95-95. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1523-z>
- Morato, T., Solà, E., Grós, M., Menezes, G., 2001. Feeding habits of two congener species of seabreams, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus acarne*, off the Azores (Northeastern Atlantic) during spring of 1996 and 1997. Bull. Mar. Sci. 69, 1073-1087.
- Morrison, H.A., Minns, C.K., Koonce, J.F., 2001. A methodology for identifying and classifying aquatic biodiversity investment areas: Application in the Great Lakes basin. Aquat. Ecosyst. Health Manag. 4, 1-12. <https://doi.org/10.1080/146349801753569234>
- Murase, H., Nagashima, H., Yonezaki, S., Matsukura, R., Kitakado, T., 2009. Application of a generalized additive model (GAM) to reveal relationships between environmental factors and distributions of pelagic fish and krill: a case study in Sendai Bay, Japan. ICES J. Mar. Sci. 66, 1417-1424. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp105>
- Murtaugh, P.A., 2014. In defense of P values. Ecology 95, 611-617. <https://doi.org/10.1890/13-0590.1>
- Mytilineou, C., Tsagarakis, K., Bekas, P., Anastasopoulou, A., Kavadas, S., Machias, A., Haralabous, J., Smith, C.J., Petrakis, G., Dokos, J., Kapandagakis, A., 2013. Spatial distribution and life-history aspects of blackspot seabream *Pagellus bogaraveo* (Osteichthyes: Sparidae). J. Fish Biol. 83, 1551-1575. <https://doi.org/10.1111/jfb.12271>
- N'Da, K., Dongo, K.K., Ya, N., 2006. Pêche artisanale maritime et commercialisation du mérour blanc (*Epinephelus aeneus* Geoffroy Saint Hilaire, 1817) en Côte d'Ivoire. Tropicultura 24, 107-110.
- Nagelkerken, I., 2009. Evaluation of Nursery function of Mangroves and Seagrass beds for Tropical Decapods and Reef fishes: Patterns and Underlying Mechanisms, in: Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 357-399. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_10
- 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 Fish. 16, 362-371. <https://doi.org/10.1111/faf.12057>

- NASA Ocean Biology Processing Group, 2023. Ancillary Data Sources [WWW Document]. URL <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/> (consulté le 7.10.23).
- Nchare, T.M., 2016. Le Golfe de Guinée face aux enjeux des nouvelles routes maritimes, in: Nouvelles routes maritimes. Origines, évolutions et perspectives. p. 4-5.
- Ndiaye, A.M., 2014. Etude du cycle sexuel et l'inversion sexuelle de *Pagellus bellottii* (Téléostéen : Sparidae) dans les eaux sénégalaises. *Afrique Sci.* 10, 257-266.
- Ndiaye, W., Thiaw, M., Diouf, K., Ndiaye, P., Thiaw, O.T., Panfili, J., 2013. Changes in population structure of the white grouper *Epinephelus aeneus* as a result of long-term overexploitation in Senegalese waters. *Afr. J. Mar. Sci.* 35, 465-472. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2013.847495>
- Nelson, J.S., 1994. Fishes of the world. New York. <https://doi.org/10.1017/S0025315400090378>
- Nelson, J.S., Grande, T.C., Wilson, M.V.H., 2016. Fishes of the World. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119174844>
- Nix, H., 1986. A Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes, in: Longmore, R. (Éd.), Atlas of elapid snakes of Australia. Australian Government Publishing Service Canberra, p. 4-15.
- Niyonkuru, C., Lalèyè, P.A., 2010. Impact of acadja fisheries on fish assemblages in Lake Nokoué, Benin, West Africa. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 05. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010033>
- NOAA, 2022. ETOPO 2022 15 Arc-Second Global Relief Model. Natl. Centers Environ. Inf. <https://doi.org/https://doi.org/10.25921/fd45-gt74>
- Norcross, B.L., Shaw, R.F., 1984. Oceanic and Estuarine Transport of Fish Eggs and Larvae: A Review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113, 153-165. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1984\)113<153:OAETOF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1984)113<153:OAETOF>2.0.CO;2)
- Nunoo, F., Eggleston, D., Vanderpuye, C., 2006. Abundance, biomass and species composition of nearshore fish assemblages in Ghana, West Africa. *Afr. J. Mar. Sci.* 28, 689-696. <https://doi.org/10.2989/18142320609504217>
- Ofori-danson, P.K., Abdulhakim, A., Amponsah, S.K.K., 2015. Fecundity of Some Commercially Important Demersal Fish Species in Ghanaian Coastal Waters, West Africa. *J. Fish. Int.* 10, 33-38.
- Okyere, I., 2018. Influence of diurnal tides and other physico-chemical factors on the assemblage and diversity of fish species in River Pra Estuary, Ghana. *Trop. Ecol.* 59, 83-90.
- Okyere, I., Blay, J., 2020. Assessment of the fishery, growth and mortality characteristics of the cassava croaker, *Pseudolithus senegalensis* (Sciaenidae) from coastal waters of Ghana. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 39, 101425. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101425>
- Okyere, I., Blay, J., Aggrey-Fynn, J., Aheto, D.W., 2011. Composition, Diversity and Food Habits of the Fish Community of a Coastal Wetland in Ghana. *J. Environ. Ecol.* 3. <https://doi.org/10.5296/jee.v3i1.892>
- Okyere, I., Nortey, D., 2018. Assessment of the Ecological Health Status of River Pra Estuary (Ghana) and Adjoining Wetland using Physico-chemical Conditions and

- Macroinvertebrate Bioindicators. West Afr. J. Appl. Ecol. 26, 44-55.
- Olds, A.D., Connolly, R.M., Pitt, K.A., Maxwell, P.S., 2012. Habitat connectivity improves reserve performance. Conserv. Lett. 5, 56-63. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00204.x>
- Olson, A.M., Hessing-Lewis, M., Haggarty, D., Juanes, F., 2019. Nearshore seascape connectivity enhances seagrass meadow nursery function. Ecol. Appl. 29. <https://doi.org/10.1002/eap.1897>
- Ortega, J.C.G., Figueiredo, B.R.S., da Graça, W.J., Agostinho, A.A., Bini, L.M., 2020. Negative effect of turbidity on prey capture for both visual and non-visual aquatic predators. J. Anim. Ecol. 89, 2427-2439. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13329>
- Orth, D., 2023. 13. Grouper and Spawning Aggregations, in: Fish, Fishing, and Conservation. Virginia Tech Publishing. <https://doi.org/10.21061/fishandconservation>
- Osemwegie, I., Hyppolite, D.N., Stumpp, C., Reichert, B., Biemi, J., 2016. Mangrove Forest Characterization in Southeast Côte d'Ivoire. Open J. Ecol. 06, 138-150. <https://doi.org/10.4236/oje.2016.63014>
- Oteng-Yeboah, A.A., 1999. Biodiversity studies in three Coastal Wetlands in Ghana, West Africa. J. Ghana Sci. Assoc. 1, 147-149.
- Ould Yarba, L., Ghorbel, M., Bouain, A., 2004. Age et croissance de *Pagellus bellottii* (Sparidae) des cotes Mauritanienues. Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer Salammbô 31, 8.
- 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). Journal 19, 23-45.
- Pan, D., Bouchard, A., Legendre, P., Domon, G., 1998. Influence of edaphic factors on the spatial structure of inland halophytic communities: a case study in China. J. Veg. Sci. 9, 797-804. <https://doi.org/10.2307/3237045>
- Parker, L., 2017. New Ocean Reserve, Largest in Africa, Protects Whales and Turtles [WWW Document]. Natl. Geogr. Mag. URL <https://www.nationalgeographic.com/science/article/gabon-marine-protected-area-ocean-conservation> (consulté le 7.13.23).
- Pasquaud, S., Béguer, M., Larsen, M.H., Chaalali, A., Cabral, H., Lobry, J., 2012. Increase of marine juvenile fish abundances in the middle Gironde estuary related to warmer and more saline waters, due to global changes. Estuar. Coast. Shelf Sci. 104-105, 46-53. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.03.021>
- Pauly, D., Zeller, D., 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. Nat. Commun. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>
- Pennington, M., 1983. Efficient Estimators of Abundance, for Fish and Plankton Surveys. Biometrics 39, 281. <https://doi.org/10.2307/2530830>
- Peter, N.C., Badejo, O.T., 2006. Impacts and Management of Oil Spill Pollution along the Nigerian Coastal Areas. Adm. Mar. Spaces 1-15.
- Peterson, R.G., Stramma, L., 1991. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. Prog.

- Oceanogr. 26, 1-73. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(91\)90006-8](https://doi.org/10.1016/0079-6611(91)90006-8)
- Petrozzi, F., Ajong, S.N., Pacini, N., Dendi, D., Bi, S.G., Fa, J.E., Luiselli, L., 2021. Spatial Niche Expansion at Multiple Habitat Scales of a Tropical Freshwater Turtle in the Absence of a Potential Competitor. *Diversity* 13, 55. <https://doi.org/10.3390/d13020055>
- Peugh, J.L., Enders, C.K., 2004. Missing Data in Educational Research: A Review of Reporting Practices and Suggestions for Improvement. *Rev. Educ. Res.* 74, 525-556. <https://doi.org/10.3102/00346543074004525>
- Pezennec, O., Marchal, É., Bard, F.-X., 1993. Les espèces pélagiques côtières de Côte d'Ivoire : ressources et exploitation, in: Le Loeuff, P., Marchal, E., Kothias, A.J.-B. (Éd.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome I - Le milieu marin.* p. 387-426.
- Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., 2009. Movement patterns of goliath grouper *Epinephelus itajara* around southeast Cuba: implications for conservation. *Endanger. Species Res.* 7, 243-247. <https://doi.org/10.3354/esr00192>
- Planque, B., Bellier, E., Loots, C., 2011. Uncertainties in projecting spatial distributions of marine populations. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 1045-1050. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr007>
- Polido, R., Noël, S.-L., Amador, K., 2020. Ghana: Updated catch reconstruction for 2011 – 2018, in: Derrick, B., Khalfallah, M., Relano, V., Zeller, D., Pauly, D. (Éd.), *Fisheries Centre Research Report.* p. 40-45.
- Possingham, H., Ball, I., Andelman, S., 2000. Mathematical Methods for Identifying Representative Reserve Networks, in: *Quantitative Methods for Conservation Biology.* Springer-Verlag, New York, p. 291-306. https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6_17
- Proestos, Y., Christophides, G.K., Ergüler, K., Tanarhte, M., Waldock, J., Lelieveld, J., 2015. Present and future projections of habitat suitability of the Asian tiger mosquito, a vector of viral pathogens, from global climate simulation. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370, 20130554. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0554>
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., Danovaro, R., 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 8861-6. <https://doi.org/10.1073/pnas.1405454111>
- Quatey, S., 1997. Synthesis of recent evaluations undertaken on the major fish stocks in Ghanaian waters: A Working Document for the Eleventh Session of the CECAF Working Party on Resource Evaluation held in Accra, Ghana 35.
- Reading, R., Clark, T., Seebeck, J., Pearce, J., 1996. Habitat suitability index model for the eastern barred bandicoot, *Perameles gunnii*. *Wildl. Res.* 23, 221. <https://doi.org/10.1071/WR9960221>
- Reyes, N., Bahuchet, S., Wahiche, J.-D., 2015. Quelle définition des « petits métiers » de la pêche ? *Rev. d'ethnoécologie.* <https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.2221>
- Richardson, D.M., McMahon, J.P., 1992. A bioclimatic analysis of *Eucalyptus nitens* to identify potential planting regions in southern Africa. *S. Afr. J. Sci.* 88, 380-387. https://doi.org/10.10520/AJA00382353_9503

- Rijavec, L., 1973. Biology and dynamics of *Pagellus coupei* (Dieuz. 1960), *Pagrus ehrenbergi* (Val. 1830) and *Dentex canariensis* (Poll. 1954) in Ghana waters.
- Riou, P., Le Pape, O., IRogersc, S., 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. *Aquat. Living Resour.* 14, 125-135. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(01\)01110-X](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(01)01110-X)
- Riutort, J.-J., 2012. First record of *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St. Hilaire, 1817) (Perciformes, Serranidae), in the French Mediterranean waters. *Bull. la Société des Sci. Hist. Nat. la Corse* 738-739, 183-192.
- Robertson, A., Dixon, P., Daniel, P., 1988. Zooplankton dynamics in mangrove and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43, 139-150. <https://doi.org/10.3354/meps043139>
- Rodriguez, C., Stoner, A.W., 1990. The epiphyte community of mangrove roots in a tropical estuary: Distribution and biomass. *Aquat. Bot.* 36, 117-126. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(90\)90076-W](https://doi.org/10.1016/0304-3770(90)90076-W)
- Roederer, P., Bless-Burcklé, M.-M., 2005. *Laboureurs d'océans - la marine ORSTOM - tome II*, Pays & Ter. ed. Cholet.
- Rubec, P., Bexley, J.C.W., Norris, H., Coyne, M., Monaco, M., Smith, S.G., Ault, J., 2001. Suitability modeling to delineate habitat essential to sustainable fisheries. *Am. Fish. Soc. Symp.* 22, 108-133.
- Rypel, A.L., Layman, C.A., Arrington, D.A., 2007. Water depth modifies relative predation risk for a motile fish taxon in Bahamian tidal creeks. *Estuaries and Coasts* 30, 518-525. <https://doi.org/10.1007/BF03036517>
- Saad, A., Masri, M., Sabour, W., 2020. First confirmed record of Sparid *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Syrian marine waters (Levantine Basin). *Mar. Biodivers. Rec.* 13, 1. <https://doi.org/10.1186/s41200-020-0185-2>
- Sadovy de Mitcheson, Y.J., Linardich, C., Barreiros, J.P., Ralph, G.M., Aguilar-Perera, A., Afonso, P., Erisman, B.E., Pollard, D.A., Fennessy, S.T., Bertoncini, A.A., Nair, R.J., Rhodes, K.L., Francour, P., Brulé, T., Samoilys, M.A., Ferreira, B.P., Craig, M.T., 2020. Valuable but vulnerable: Over-fishing and under-management continue to threaten groupers so what now? *Mar. Policy* 116, 103909. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103909>
- Sadovy, Y., Eklund, A.-M., 1999. Synopsis of Biological Data on the Nassau Grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the Jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). NOAA Tech. Rep. NMFS 146.
- Saila, S., Kocic, V.I., McManus, J., 1993. Modelling the effects of destructive fishing practices on tropical coral reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 94, 51-60. <https://doi.org/10.3354/meps094051>
- Sangermano, F., Bol, L., Galvis, P., Gullison, R.E., Hardner, J., Ross, G.S., 2015. Habitat suitability and protection status of four species of amphibians in the Dominican Republic. *Appl. Geogr.* 63, 55-65. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.002>
- Sankaré, Y., Avit, J.-B.L.F., Egnankou, W., Saenger, P., 1999. Etude floristique des mangroves des milieux margino-littoraux de Côte d'Ivoire. *Bull. du Jard. Bot. Natl.*

- Belgique / Bull. van Natl. Plantentuin van België 67, 335-360.
<https://doi.org/10.2307/3668434>
- Sathianandan, T.V., George, G., Kuriakose, S., 2017. Exploratory survey for biomass estimation.
- Schamberger, M., O'Neil, L., 1984. Concepts and constraints of habitat-model testing, Wildlife 2. ed. University of Wisconsin Press, Madison.
- Seitz, R.D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R.N., Ysebaert, T., 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. ICES J. Mar. Sci. 71, 648-665. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152>
- Sémhur, 2014. Carte montrant les différentes limites du golfe de Guinée, suivant différentes définitions [WWW Document]. Wikimedia Commons. URL https://commons.wikimedia.org/w/index.php?title=File:Limites_du_golfe_de_Guinée-fr.svg&lang=fr&uselang=fr (consulté le 5.7.23).
- Sheaves, M., 2006. Is the timing of spawning in sparid fishes a response to sea temperature regimes? Coral Reefs 25, 655-669. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0150-5>
- Shelton, A.O., Thorson, J.T., Ward, E.J., Feist, B.E., 2014. Spatial semiparametric models improve estimates of species abundance and distribution. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71, 1655-1666. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0508>
- Sidibé, A., 2010. Utilisation de la Liste Rouge de l'UICN pour le suivi des risques de perte de biodiversité : application aux poissons démersaux exploités d'Afrique du Nord Ouest.
- Sidibé, A., 2003. Les ressources halieutiques démersales côtière de la Guinée : exploitation, biologique et dynamique des principales de la communauté des scianidés. ENSAR Rennes.
- Sissenwine, M.P., 1984. Why Do Fish Populations Vary?, in: Exploitation of Marine Communities. p. 59-94.
- Skinner, J., Beaumont, N., Pirot, J.-Y., 1994. Manuel de formation à la gestion des zones humides tropicales, UICN. Gland, Suisse.
- Smith, C., 1990. Serranidae, in: Quéro, J., Hureau, J., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (Éd.), Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). Lisbon, p. 695-706.
- Solanki, H.U., Bhatpuria, D., Chauhan, P., 2017. Applications of generalized additive model (GAM) to satellite-derived variables and fishery data for prediction of fishery resources distributions in the Arabian Sea. Geocarto Int. 32, 30-43. <https://doi.org/10.1080/10106049.2015.1120357>
- Sossoukpe, E., Nunoo, F.K.E., Adite, A., 2013a. Population structure and reproductive parameters of the Cassava croaker, *Pseudolithus senegalensis* (Pisces, Valenciennes, 1833) in nearshore waters of Benin (West Africa) and their implications for management. Int. J. Dev. Res. 3, 37-45.
- Sossoukpe, E., Nunoo, F.K.E., Ofori-Danson, P.K., Fiogbe, E.D., Dankwa, H.R., 2013b. Growth and mortality parameters of *P. senegalensis* and *P. typus* (Sciaenidae) in nearshore waters of Benin (West Africa) and their implications for management and conservation. Fish. Res. 137, 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.08.020>
- Spedicato, M.T., Greco, S., Sophronidis, K., Lembo, G., Giordano, D., Argyri, A., 2002.

- Geographical distribution, abundance and some population characteristics of the species of the genus *Pagellus* (Osteichthyes: Perciformes) in different areas of the Mediterranean. *Sci. Mar.* 66, 65. <https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s265>
- Stamatopoulos, C., 2009. Prospections halieutiques par échantillonnage, FAO Docume. ed.
- Stefánsson, G., 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 577-588. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0079>
- Stevens, K.B., Gilbert, M., Pfeiffer, D.U., 2013. Modeling habitat suitability for occurrence of highly pathogenic avian influenza virus H5N1 in domestic poultry in Asia: A spatial multicriteria decision analysis approach. *Spat. Spatiotemporal. Epidemiol.* 4, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.sste.2012.11.002>
- Stiassny, M., Teugels, G.G., Hopkins, C., 2007. Poissons d'eaux douces et saumâtres de Basse Guinée, ouest de l'Afrique centrale. *The Fresh and Brackish Water Fishes of Lower Guinea, West-Central Africa.*
- Store, R., Jokimäki, J., 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecol. Modell.* 169, 1-15. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00203-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00203-5)
- Strickland, C., Dangelmayr, G., Shipman, P.D., 2014. Modeling the presence probability of invasive plant species with nonlocal dispersal. *J. Math. Biol.* 69, 267-294. <https://doi.org/10.1007/s00285-013-0693-3>
- Sun, C., 1975. Etude de la biologie et de la dynamique de *Pseudotolithus senegalensis* V. (1833) - Poisson Sciaenidae - sur la côte Sénégalaise. Bretagne Occidentale.
- Swain, D.P., Morin, R., 1996. Relationships between geographic distribution and abundance of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 106-119. <https://doi.org/10.1139/f95-163>
- Swain, D.P., Sinclair, A.F., 1994. Fish Distribution and Catchability: What Is the Appropriate Measure of Distribution? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1046-1054. <https://doi.org/10.1139/f94-104>
- Sylla, S., Kouakou, K.F., Tia, C.B., Yao, S.S., Atse, B.C., 2017. The spatial distribution of coastal fish assemblage in Côte d'Ivoire's Exclusive Economic Zone (EEZ), West Africa. *J. Appl. Biosci.* 108, 10519. <https://doi.org/10.4314/jab.v108i1.5>
- Talleg, F., Kébé, M., 2006. Evaluation de la contribution du secteur des pêches à l'économie nationale en Afrique de l'Ouest et du Centre. *Fao - Dfid* 29.
- Tamdrari, H., Castonguay, M., Brêthes, J.-C., Duplisea, D., 2010. Density-independent and -dependent habitat selection of Atlantic cod (*Gadus morhua*) based on geostatistical aggregation curves in the northern Gulf of St Lawrence. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 1676-1686. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq108>
- Tamekamta, A.Z., 2015. Le Golfe de Guinée : Inflation criminelle et stratégies institutionnelles (No. NDR n°20). Yaoundé.
- Tang, W., Feng, W., Jia, M., Shi, J., Zuo, H., Trettin, C.C., 2016. The assessment of mangrove biomass and carbon in West Africa: a spatially explicit analytical framework. *Wetl. Ecol. Manag.* 24, 153-171. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9474-7>
- ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* 67, 1167-1179.

<https://doi.org/10.2307/1938672>

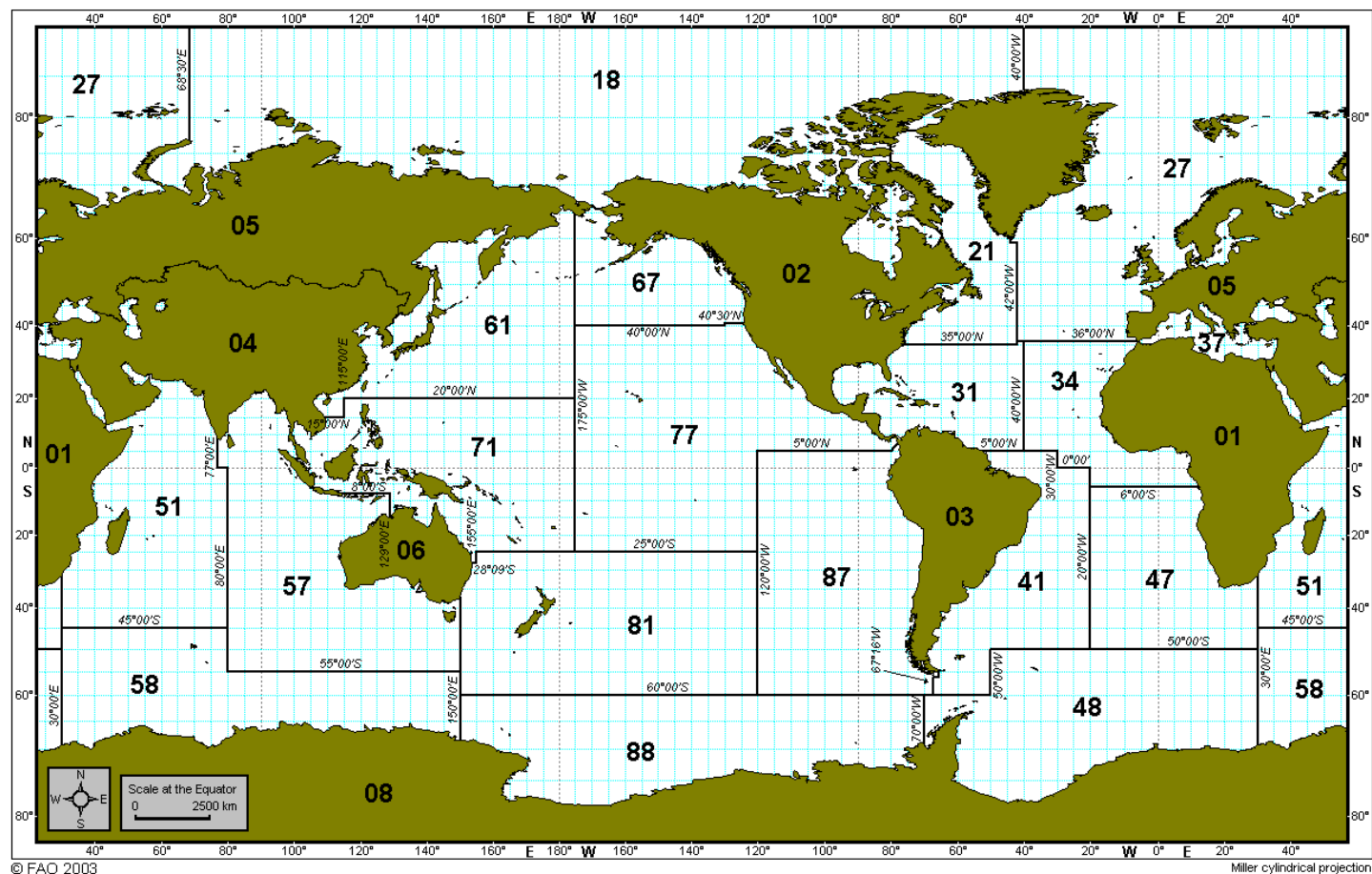
- Thiaw, M., Bâ, K., Habib, B.M., Quemper, F., Gascuel, D., Guitton, J., 2022. Evolution de l'abondance du thiof *Epinephelus aeneus* au Sénégal 1-34.
<https://doi.org/10.57745/SSLWRE/JWMMDX>
- Thorson, J.T., Cunningham, C.J., Jorgensen, E., Havron, A., Hulson, P.-J.F., Monnahan, C.C., von Szalay, P., 2021. The surprising sensitivity of index scale to delta-model assumptions: Recommendations for model-based index standardization. *Fish. Res.* 233, 105745. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105745>
- Thorson, J.T., Kristensen, K., 2016. Implementing a generic method for bias correction in statistical models using random effects, with spatial and population dynamics examples. *Fish. Res.* 175, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.11.016>
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., Skaug, H.J., 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1297-1310. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu243>
- Tia, C.B., Konan, K.J., Sylla, S., Kouamelan, E.P., Atse, B.C., 2017. Population Parameters and Stock Assessment of the Cassava Croaker *Pseudotolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) in the Coastal Waters of Côte d'Ivoire. *Int. J. Sci. Res. Methodol. Hum. Journals* 6, 79-95.
- Tiéhoua, K., Irène, K.F.K., Sylvain, K.K., Konan, N., 2016. Biologie De La Reproduction Du Sciaenidae *Pseudotolithus Elongatus* Dans La Lagune Ebrie (Cote d'Ivoire). *Eur. Sci. J.* 12, 327. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n6p327>
- Touré, B., Kouamé, K.F., Souleye, W., Collet, C., Affian, K., Ozer, A., Rudant, J.-P., Biémi, J., 2012. L'influence des actions anthropiques dans l'évolution historique d'un littoral sableux à forte dérive sédimentaire : la baie de Port-Bouët (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Géomorphologie Reli. Process. Environ.* 18, 369-382.
<https://doi.org/10.4000/geomorphologie.9990>
- Traore, N.C., 2019. Biologie et Ecologie des juvéniles de *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint Hilaire, 1817) dans des écosystèmes estuariens, lagunaires et côtiers de l'Afrique de l'Ouest. Mémoire de Master. Université Cheikh Anta Diop de Dakar.
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 133, 193-205.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.027>
- Troadec, J.P., 1971. Biologie et dynamique d'un Sciaenidae ouest-africain *Pseudotolithus senegalensis*. *Doc. Sci. ORSTOM* 2, 231.
- Tsoukali, S., Visser, A., MacKenzie, B., 2016. Functional responses of North Atlantic fish eggs to increasing temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 555, 151-165.
<https://doi.org/10.3354/meps11758>
- UEMOA, 2015. Atlas des Campagnes d'Evaluation des Stocks Halieutiques de l'UEMOA [WWW Document]. URL http://atlas.statpeche-uemoa.org/atlas_presh/ (consulté le 3.3.23).
- UNEP, 2007. Mangroves of Western and Central Africa, UNEP-Regio. ed. United Kingdom.

- UNEP, 2004. GIWA Assessment - Guinea Current 42.
- Valavanis, V.D., Pierce, G.J., Zuur, A.F., Palialexis, A., Saveliev, A., Katara, I., Wang, J., 2008. Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. *Hydrobiologia* 612, 5-20. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9493-y>
- Vally, Y. El, Quenum, C.L., Thiaw, M., Guitton, J., Meissa, B., Le Pape, O., 2023. Quantitative mapping of effective habitats for the White grouper *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) in North West Africa. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 65, 103067. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103067>
- van de Wolfshaar, K.E., Barbut, L., Lacroix, G., 2022. From spawning to first-year recruitment: the fate of juvenile sole growth and survival under future climate conditions in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 79, 495-505. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab025>
- Van Home, B., Wiens, J.A., 1991. Forest Bird Habitat Suitability Models and the Development of General Habitat Models, Fish and Wildlife Research 8. Washington, DC.
- Vasconcelos, R.P., Le Pape, O., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2013. Predicting estuarine use patterns of juvenile fish with Generalized Linear Models. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 120, 64-74. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.018>
- Velasco, E.M., Jiménez-Tenorio, N., Del Arbol, J., Bruzón, M.A., Baro, J., Sobrino, I., 2011. Age, growth and reproduction of the axillary seabream, *Pagellus acarne*, in the Atlantic and Mediterranean waters off southern Spain. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 91, 1243-1253. <https://doi.org/10.1017/S0025315410000305>
- Venables, W.N., Dichmont, C.M., 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fish. Res.* 70, 319-337. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.011>
- Vinagre, C., Narciso, L., Cabral, H.N., Costa, M.J., Rosa, R., 2012. Coastal versus estuarine nursery grounds: Effect of differential temperature and heat waves on juvenile seabass, *Dicentrarchus labrax*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 109, 133-137. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.05.029>
- Walsh, G., Mamonekene, V., 2014. A collection of fishes from tributaries of the lower Kouilou, Nounbi and smaller coastal basin systems, Republic of the Congo, Lower Guinea, west-central Africa. *Check List* 10, 900-912. <https://doi.org/10.15560/10.4.900>
- Watch, G.M., 2023. Mangrove Habitat Extent : Nigeria [WWW Document]. URL <http://globalmangrovetwatch.org/> (consulté le 7.11.23).
- Wehye, A.S., Ofori Danson, P.K., Lamptey, A.M., 2017. Population Dynamics of *Pseudotolithus Senegalensis* and *Pseudotolithus Typus* and Their Implications for Management and Conservation within the Coastal Waters of Liberia. *Fish. Aquac. J.* 08. <https://doi.org/10.4172/2150-3508.1000201>
- Weigel, J.Y., 1989. La commercialisation du poisson en pays lagunaire ivoirien, ORSTOM. ed.
- Werner, E.E., Gilliam, J.F., 1984. The Ontogenetic Niche and Species Interactions in Size-Structured Populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 15, 393-425. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002141>

- 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. *Rev. Fish Biol. Fish.* 27, 75-110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>
- Whitfield, A.K., Panfili, J., Durand, J.-D., 2012. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex. *Rev. Fish Biol. Fish.* 22, 641-681. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9263-9>
- Wiser, S.K., Peet, R.K., White, P.S., 1996. High-elevation rock outcrop vegetation of the Southern Appalachian Mountains. *J. Veg. Sci.* 7, 703-722. <https://doi.org/10.2307/3236382>
- Xu, T., Hutchinson, M.F., 2013. New developments and applications in the ANUCLIM spatial climatic and bioclimatic modelling package. *Environ. Model. Softw.* 40, 267-279. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.10.003>
- Xu, Z., Zhao, Y., Li, B., Zhang, M., Shen, G., Wang, Y., 2015. Habitat evaluation for outbreak of Yangtze voles (*Microtus fortis*) and management implications. *Integr. Zool.* 10, 267-281. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12119>
- Ye, Y., Al-Husaini, M., Al-Baz, A., 2001. Use of generalized linear models to analyze catch rates having zero values: The Kuwait driftnet fishery. *Fish. Res.* 53, 151-168. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00287-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00287-3)
- Yee, T.W., Mitchell, N.D., 1991. Generalized additive models in plant ecology. *J. Veg. Sci.* 2, 587-602. <https://doi.org/10.2307/3236170>

ANNEXES

Annexe 1 : Zone de pêche de selon le découpage de la FAO



- Zone FAO 18 : Mer Arctique
- Zone FAO 21 : Atlantique Nord-Ouest
- Zone FAO 27 : Atlantique Nord-Est
- Zone FAO 31 : Atlantique Centre-Ouest
- Zone FAO 34 : Atlantique Centre-Ouest
- Zone FAO 37 : Méditerranée et Mer Noire
- Zone FAO 41 : Atlantique Sud-Ouest
- Zone FAO 47 : Atlantique Sud-Est
- Zone FAO 48 : Atlantique – Antarctique
- Zone FAO 51 : Océan Indien Ouest
- Zone FAO 57 : Océan Indien Est
- Zone FAO 58 : Océan Indien - Antarctique et Sud
- Zone FAO 61 : Pacifique Nord-Ouest
- Zone FAO 67 : Pacifique Nord-Est
- Zone FAO 71 : Pacifique Centre-Ouest
- Zone FAO 77 : Pacifique Centre-Est
- Zone FAO 81 : Pacifique Sud-Ouest
- Zone FAO 87 : Pacifique Sud-Est
- Zone FAO 88 : Pacifique - Antarctique

Source : FAO (2020)

Annexe 2 : Campagnes scientifiques démersales effectuées sur le plateau continental ivoiro-ghanéen avec une indisponibilité des données

Pays	Campagnes	Navires	Engins	Année
COTE D'IVOIRE	Président Kennedy	-	-	1971-1972
COTE D'IVOIRE	Grand-Bassam	N/O Reine Pokou	Chalut en nylon de type La Drezen : longueur de corde de dos = 24 m ; maille du cul = 40 mm	1966-67
COTE D'IVOIRE	PENAEUS (radiale Grand-Bassam)	N/O Reine Pokou	Chalut floridien Marinovitch de type semi-balloon de 12 m de corde de dos et de maille étirée 28 mm au niveau de la poche	1969
COTE D'IVOIRE	BENCHACI (radiale Grand-Bassam)	N/O Antéa	Chalut floridien Marinovitch de type semi-balloon de 24 m de corde de dos et de maille étirée 28 mm au niveau de la poche	1998
COTE D'IVOIRE - GHANA	GTS (Guinean Trawling Survey)	-	-	1963-1964
COTE D'IVOIRE - GHANA	-	N/R Dr Fridtjof Nansen	-	1981 ; 1989
GHANA	WAFRI	N/R Cape St. Mary	-	1956
GHANA	MFRD 1 ; MFRD 1B	N/R Research	Type = Larsen - Engel 1 (avec bobines) - Engel 2 (sans bobines) ; Envergure (m) = 14,4 - 16,3 - 14,2 ; Maillage (mm) = 40 - 40 - 40	1969-70 ; 1973-77
GHANA	MFRD 2; MFRD A ; MFRD 3 ; MFRD B	N/R Kakadiamaa	-	1979-80 ; 1980 ; 1981-82 ; 1983-84 ; 1987-88 ; 1989 ; 1990
GHANA	MFRD 7	-	-	1991-92

Annexe 3 : Aires Marines Protégées dans le Golfe de Guinée

Pays	Nombre	Nom (ou lieu)
Côte d'Ivoire	1	Grand-Béréby
Ghana	0	
Togo	0	
Benin	2	- Donaten - Bouche du Roy
Nigéria	0	
Cameroun	1	Manyange na Elombo
Guinée Equatoriale	0	
		- Parc Marin de l'Ile de Mbanié
		- Parc Marin de la Pointe Denis
		- Parc Marin du Cap Lopez
		- Parc Marin de l'embouchure d'Ozouri
Gabon	9	- Parc Marin de l'embouchure d'Olendé
		- Parc Marin de l'embouchure d'Iguéla
		- Parc Marin de l'embouchure de Setté Cama
		- Parc Marin de l'embouchure de la Nyanga
		- Parc Marin de l'embouchure de la Banio
Congo	1	Loango
São Tomé and Príncipe	0	

Annexe 4 : Quelques résultats de l'analyse préliminaire avec l'espèce *Epinephelus aeneus*

Zone Côte d'Ivoire	AIC	Null deviance	Residual	1-Red/Null
LOG ¹ bathymetrie ²	434,6	93,184	92,843	0,37%
LOG sediments	434,51	93,184	92,805	0,41%
LOG periode	422,62	93,184	87,786	5,79%
LOG bathy + sediments	436,1	93,184	92,626	0,60%
LOG bathy + periode	423,81	93,184	87,454	6,15%
LOG bathy + periode + sediments	424,59	93,184	86,958	6,68%
LOG bathy + periode + sediments + dist_emb ³	425,7	93,184	86,596	7,07%
LOG Classe-bathy-n1	440,68	93,184	90,309	3,09%
LOG Classe-bathy-n1 + periode	431,43	93,184	85,686	8,05%
LOG Classe-bathy-n1 + periode + sediments	431,61	93,184	84,959	8,83%
LOG Classe-bathy-n1 + periode + sediments + dist_emb	432,91	93,184	84,682	9,12%

Zone Côte d'Ivoire + Ghana	AIC	Null deviance	Residual	1-Red/Null
LOG periode	591,3	137,47	126,46	8,01%
LOG periode + Classe-bathy-n2	596,75	137,47	122,82	10,66%
LOG periode + Classe-bathy-n2 + dist_emb_classe ⁴	606,45	137,47	121,86	11,36%

1 implique que les équations ont subi une transformation avec l'opération logarithme en base 10

2 = descripteur bathymétrique considéré en continue

3 = distance à l'embouchure considéré en continue

4 = distance à l'embouchure considéré en classe

Annexe 5 : Résultats des modèles de *Epinephelus aeneus* (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte)

```
Call:
glm(formula = apparition_bin ~ niv_prof, family = binomial, data = C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.9168 -0.7754 -0.5494 -0.1606  2.9518

Coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -1.6422    0.2575  -6.377  1.8e-10 ***
niv_prof(20,30]  0.5945    0.2840   2.093  0.036336 *
niv_prof(30,40]  0.9929    0.2843   3.493  0.000478 ***
niv_prof(40,50]  0.9861    0.2830   3.484  0.000494 ***
niv_prof(50,60]  0.4428    0.3097   1.430  0.152710
niv_prof(60,70] -0.1723    0.3262  -0.528  0.597448
niv_prof(70,80] -0.9657    0.3782  -2.554  0.010655 *
niv_prof(80,90] -1.3435    0.5257  -2.555  0.010609 *
niv_prof(90,100] -1.9777    0.6392  -3.094  0.001975 **
niv_prof(100,3e+03] -2.7016    0.7562  -3.572  0.000354 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)
```

A

```
Call:
glm(formula = log(densite_ind_km2) ~ periode, family = gaussian,
    data = C_cpue_posi)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.3989 -0.6667 -0.1750  0.3293  4.9317

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    3.92326    0.05669  69.207 < 2e-16 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.37606    0.09316  -4.037  6.44e-05 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.858035)
```

B

```
Call:
glm(formula = mat_apparition ~ periode + niv_prof + class_dist_emb50,
    family = binomial, data = M_C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.1743 -0.5892 -0.4724 -0.2439  2.8257

Coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -2.4843    0.3677  -6.756  1.42e-11 ***
periodeP2-Apres_2000 -1.4537    0.1666  -8.723 < 2e-16 ***
niv_prof(20,30]  0.4380    0.4228   1.036  0.300164
niv_prof(30,40]  0.5690    0.4178   1.362  0.173200
niv_prof(40,50]  1.5048    0.3959   3.801  0.000144 ***
niv_prof(50,60]  1.7817    0.4110   4.335  1.46e-05 ***
niv_prof(60,70]  2.0052    0.4011   4.999  5.76e-07 ***
niv_prof(70,80]  2.4771    0.3982   6.220  4.97e-10 ***
niv_prof(80,90]  1.8940    0.4524   4.186  2.83e-05 ***
niv_prof(90,100]  0.7786    0.4618   1.686  0.091821 .
niv_prof(100,3e+03] 0.8213    0.4440   1.850  0.064346 .
class_dist_emb50(50,1e+03] -0.4738    0.2488  -1.904  0.056845 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)
```

C

```
Call:
glm(formula = log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50,
    family = gaussian, data = M_cpue_posi)

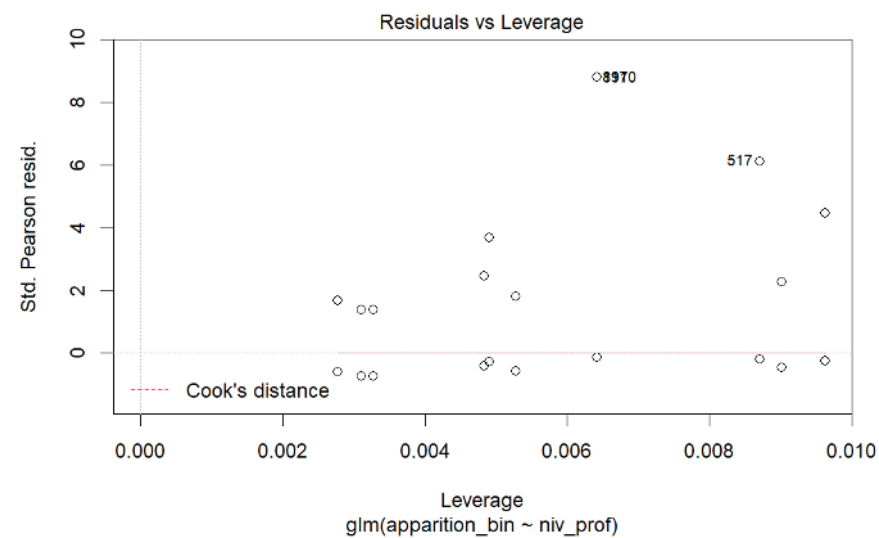
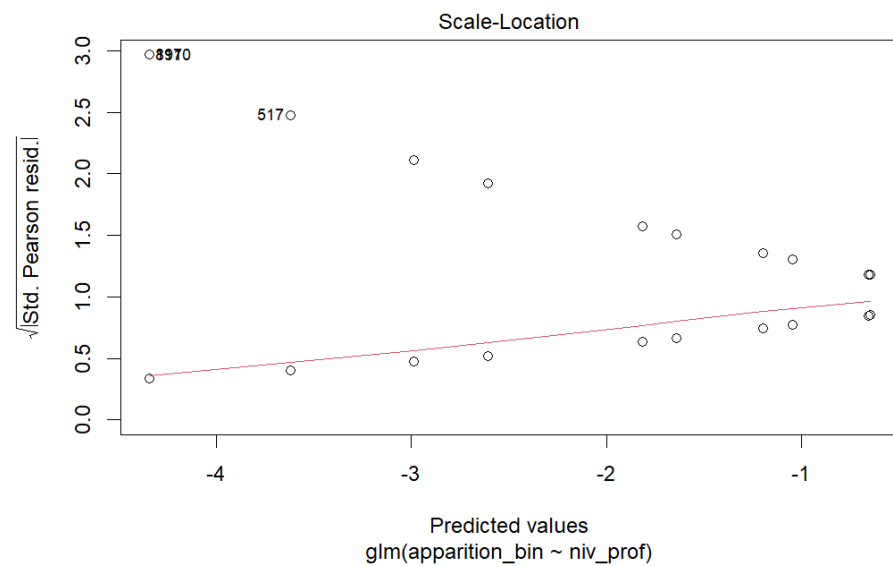
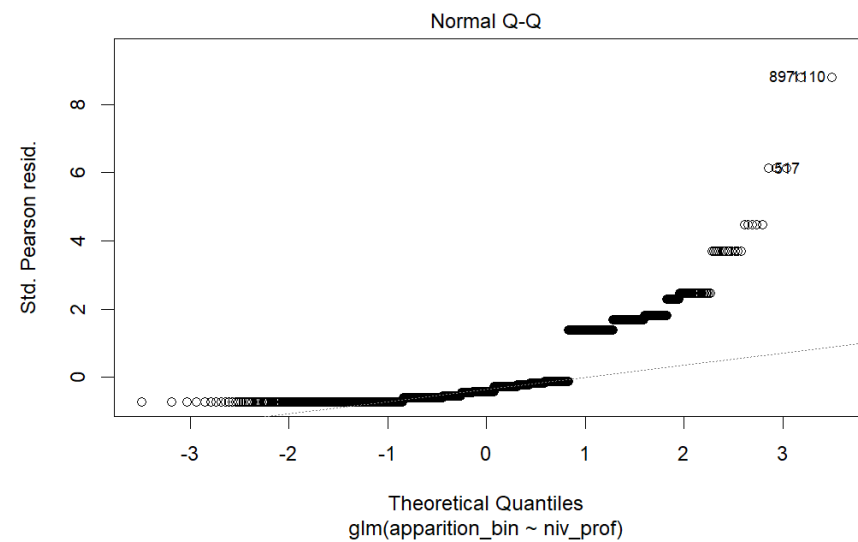
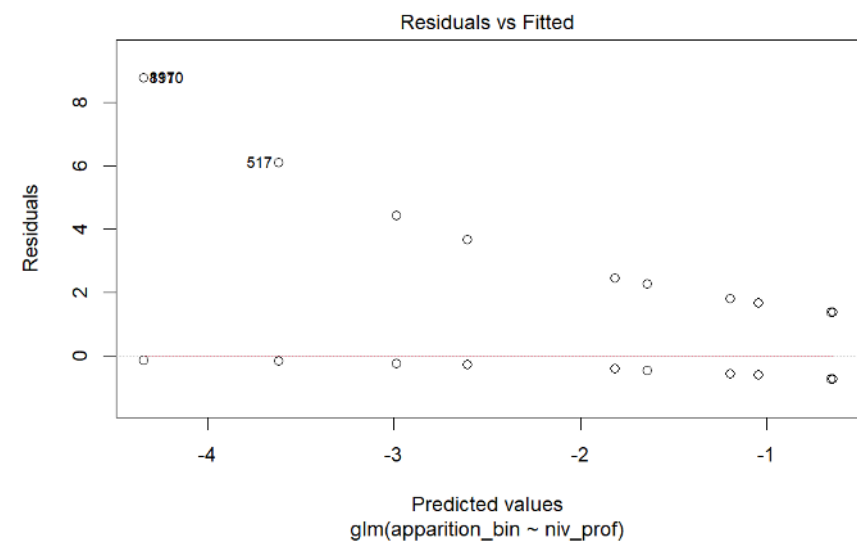
Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.7186 -0.7388 -0.3323  0.4055  4.3906

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    4.28202    0.05524  77.523 < 2e-16 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.56507    0.14622  -3.865  0.000132 ***
class_dist_emb50(50,1e+03] -0.47541    0.21477  -2.214  0.027478 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

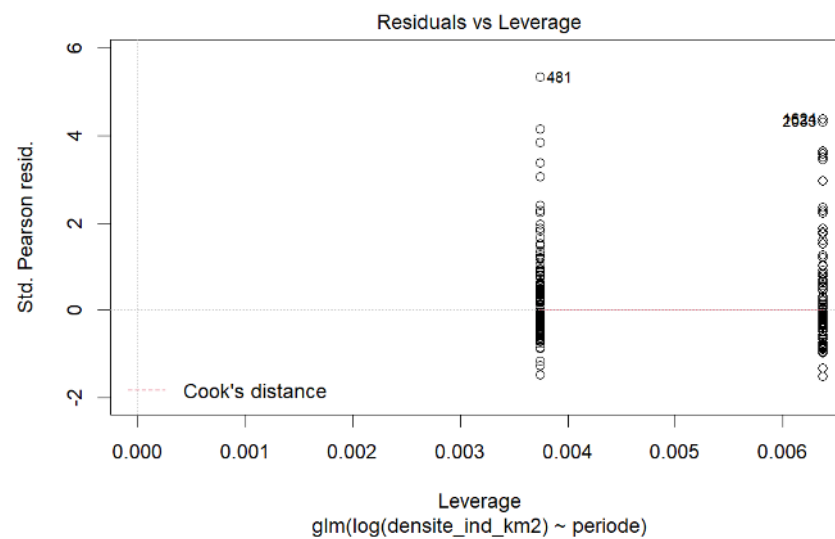
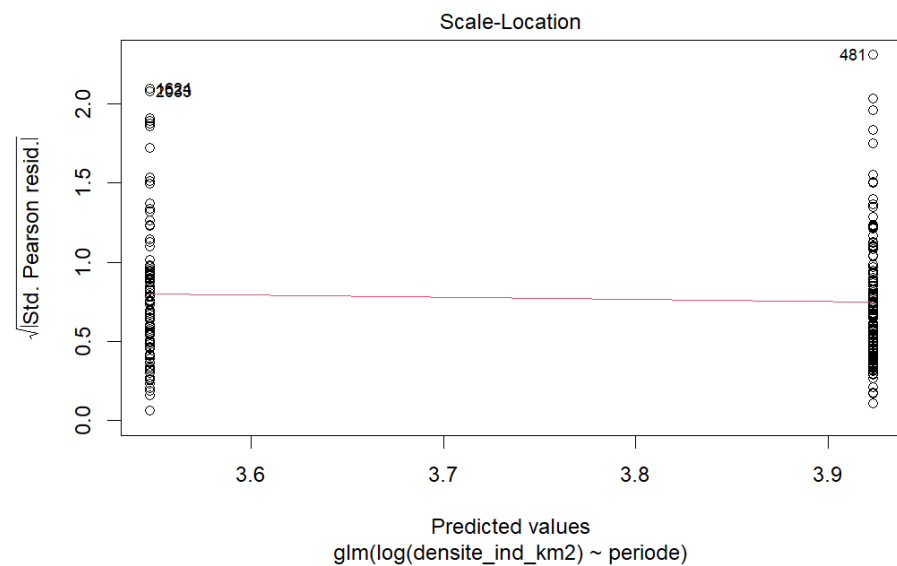
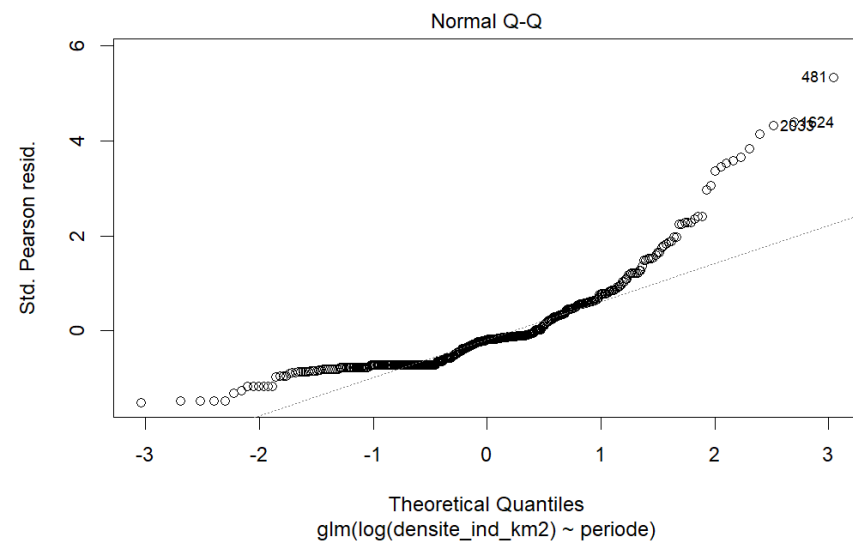
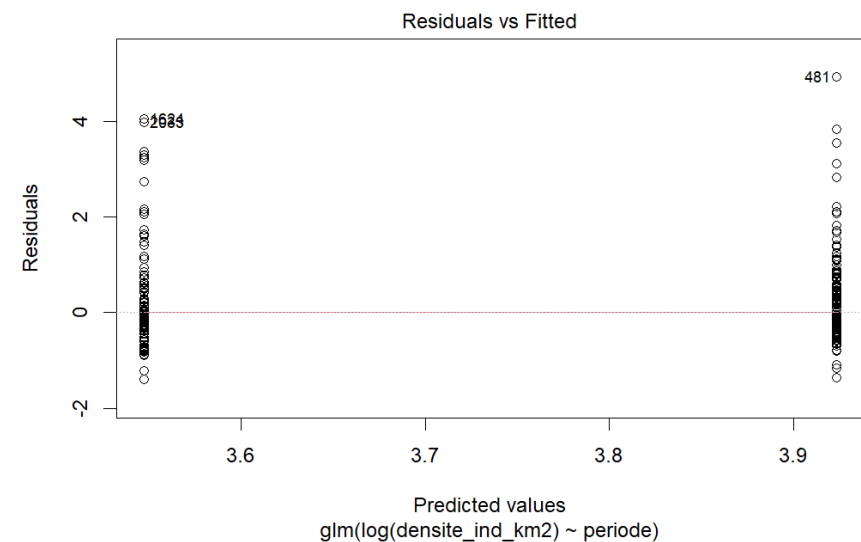
(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9292021)
```

D

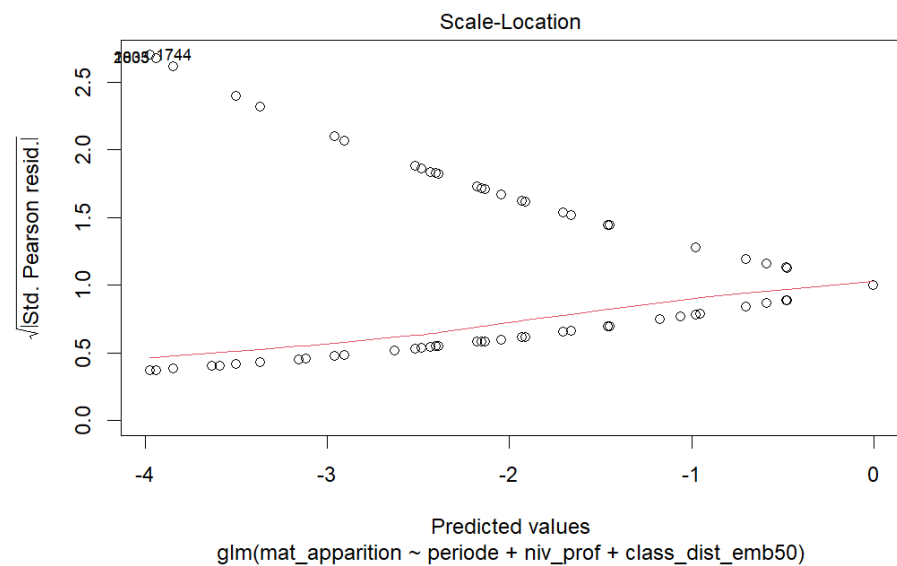
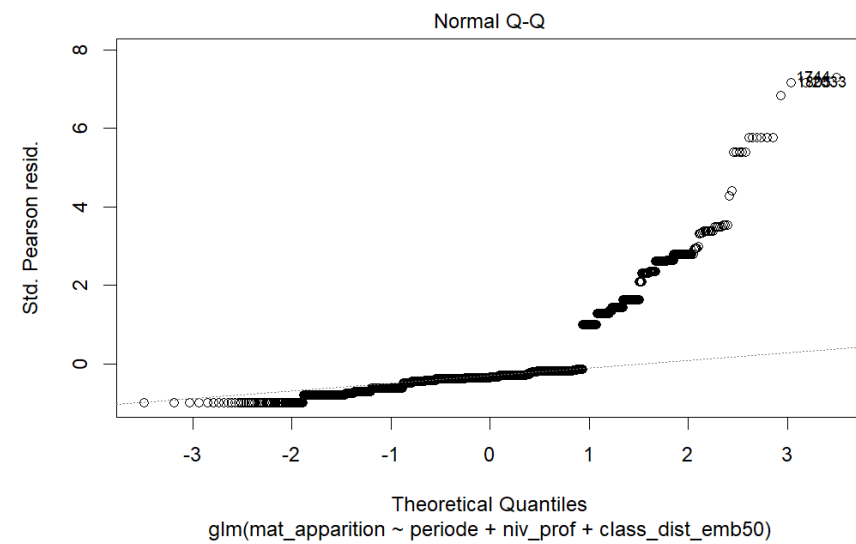
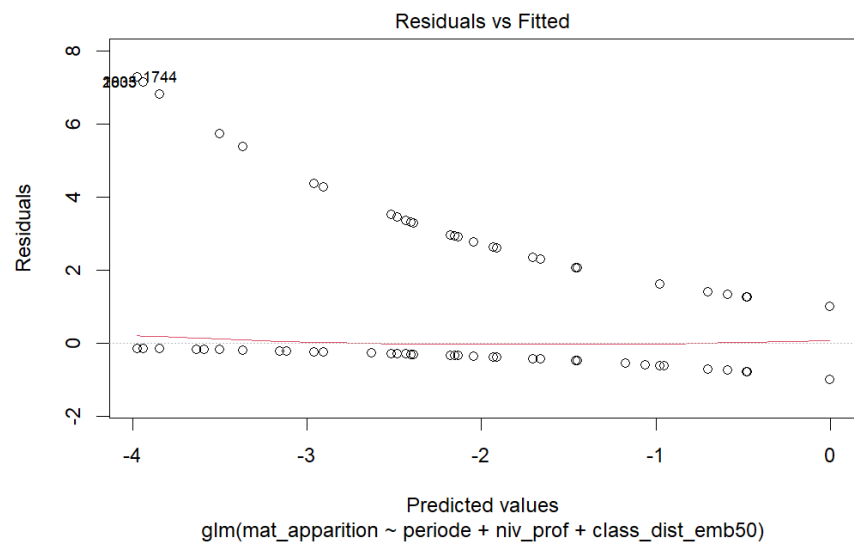
Annexe 6 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade juvénile de *Epinephelus aeneus*



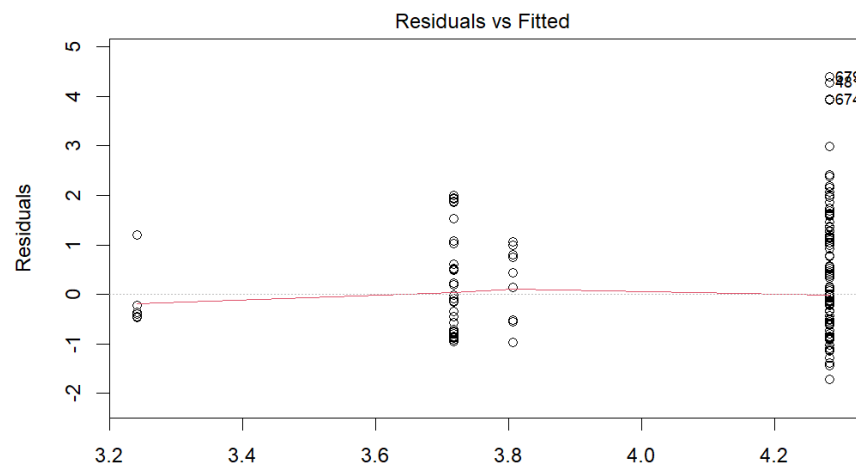
Annexe 7 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade juvénile de *Epinephelus aeneus*



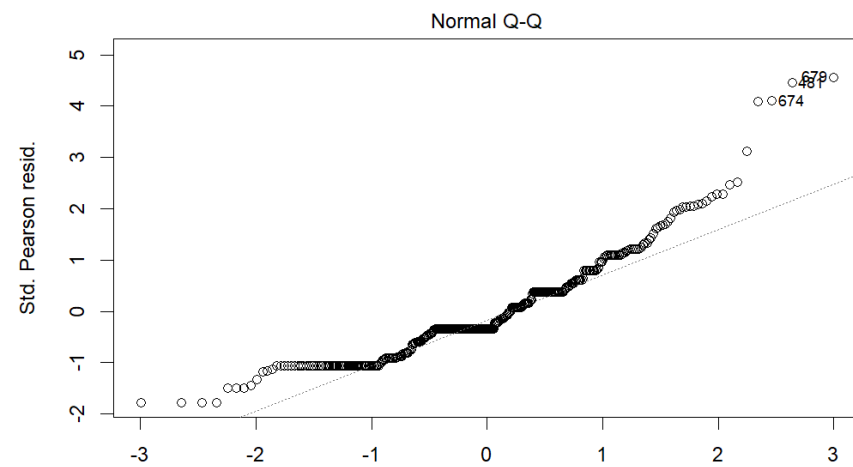
Annexe 8 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade adulte de *Epinephelus aeneus*



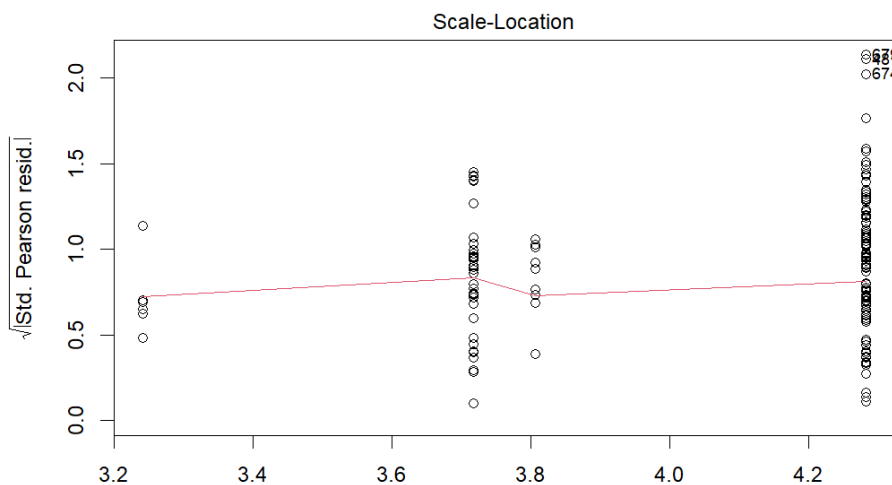
Annexe 9 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade adulte de *Epinephelus aeneus*



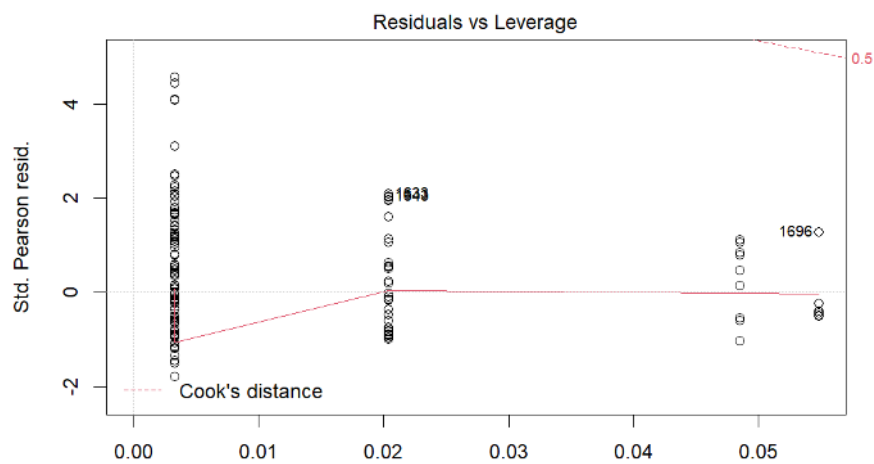
glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)

Annexe 10 : Résultats des modèles de *Pseudolithus senegalensis* (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte)

```
Call:
glm(formula = apparition_bin ~ periode + niv_prof + class_dist_emb50,
     family = binomial, data = C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.4404  -0.7683  -0.1572  -0.0002   3.5640

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      0.5999     0.1990   3.015 0.002570 **
periodeP2-Apres_2000 -0.6121     0.1491  -4.106 4.02e-05 ***
niv_prof(20,30]    -0.8980     0.2344  -3.832 0.000127 ***
niv_prof(30,40]    -1.2989     0.2384  -5.449 5.05e-08 ***
niv_prof(40,50]    -1.6688     0.2446  -6.823 8.93e-12 ***
niv_prof(50,60]    -3.2865     0.3972  -8.275 < 2e-16 ***
niv_prof(60,80]    -4.9877     0.5406  -9.226 < 2e-16 ***
niv_prof(80,3e+03] -18.8678    330.8222  -0.057 0.954519
class_dist_emb50(50,1e+03] -1.3493     0.3875  -3.482 0.000498 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)
```

```
Call:
glm(formula = log(densite_ind_km2) ~ periode + niv_prof_dens,
     family = gaussian, data = C_cpue_posi)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-4.9288  -1.8221  -0.1195   1.7578   6.1830

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)      8.9424     0.2706  33.053 < 2e-16 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.5429     0.2771  -1.960  0.0508 .
niv_prof_dens(20,40]  -1.3789     0.3167  -4.354 1.75e-05 ***
niv_prof_dens(40,3e+03] -3.0906     0.3713  -8.324 1.86e-15 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 5.010571)
```

```
Call:
glm(formula = mat_apparition ~ periode + niv_prof + class_dist_emb50,
     family = binomial, data = M_C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.409e-06 -2.409e-06 -2.409e-06 -2.409e-06 -2.409e-06

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -2.657e+01  3.383e+04  -0.001  0.999
periodeP2-Apres_2000 6.708e-15  1.702e+04  0.000  1.000
niv_prof(20,30]   -5.310e-14  3.929e+04  0.000  1.000
niv_prof(30,40]   -5.213e-14  3.973e+04  0.000  1.000
niv_prof(40,50]   -5.281e-14  3.954e+04  0.000  1.000
niv_prof(50,60]   -5.920e-14  4.300e+04  0.000  1.000
niv_prof(60,80]   -5.270e-14  3.833e+04  0.000  1.000
niv_prof(80,3e+03] -5.307e-14  3.878e+04  0.000  1.000
class_dist_emb50(50,1e+03] -2.743e-15  2.648e+04  0.000  1.000
---
(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)
```

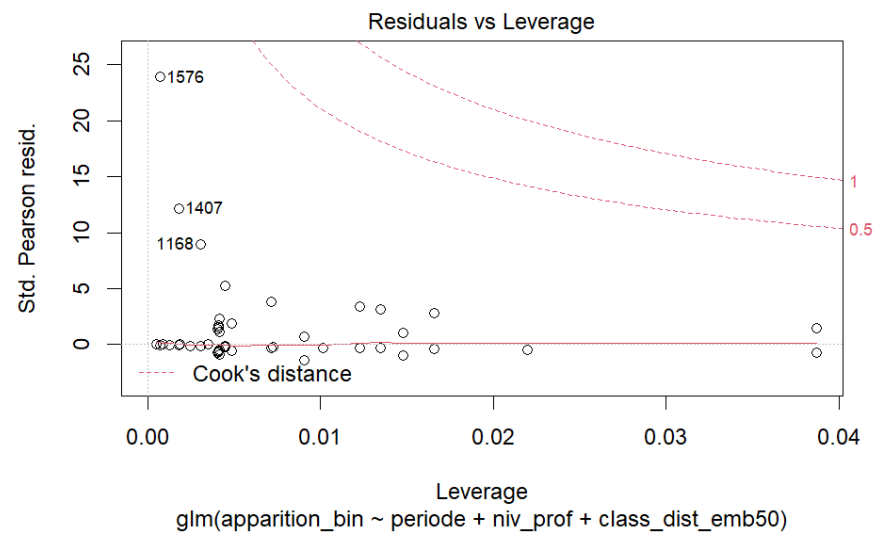
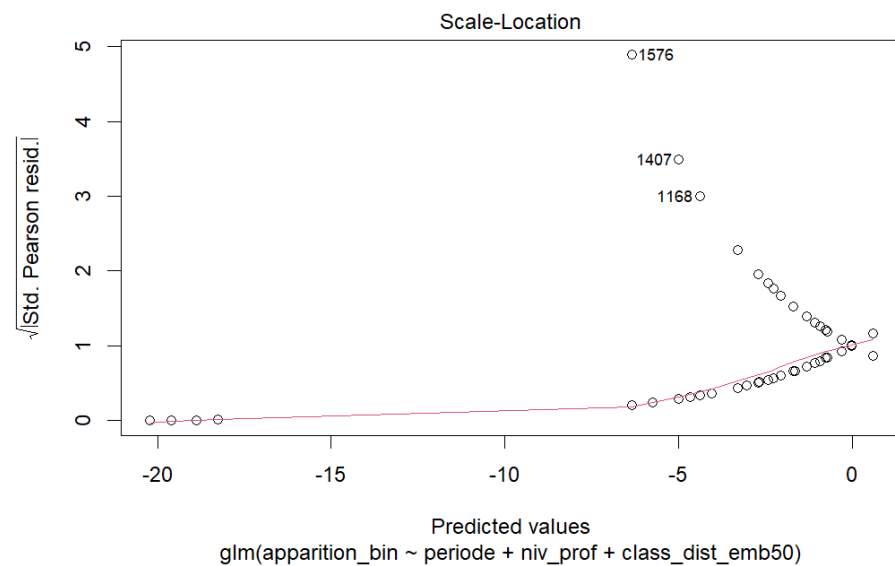
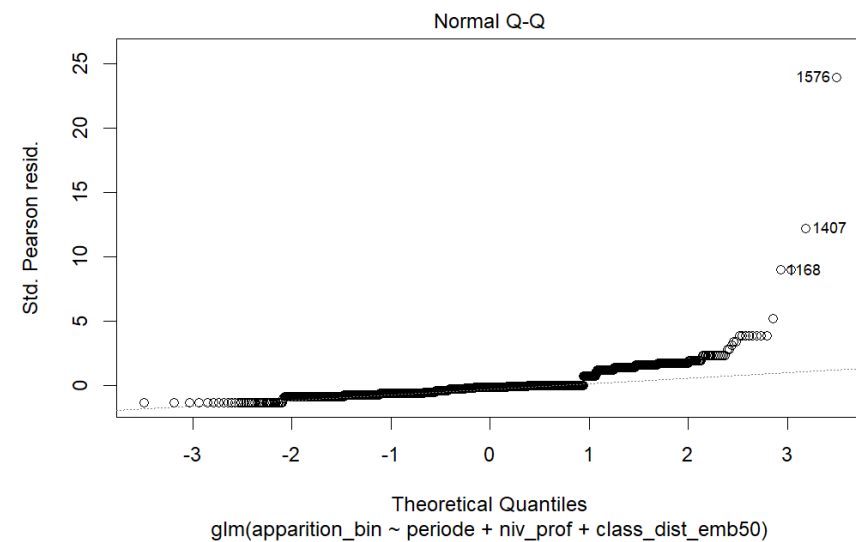
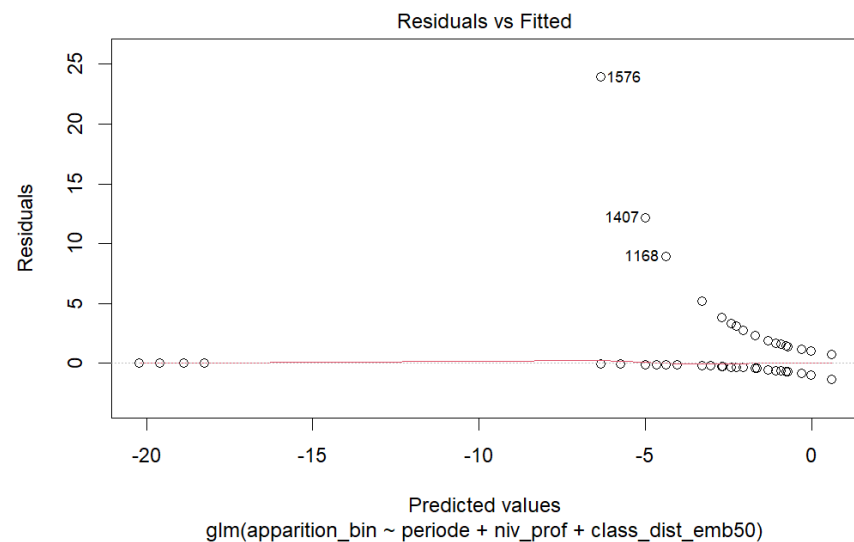
```
Call:
glm(formula = log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + niv_prof_dens,
     family = gaussian, data = M_cpue_posi)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-4.0482  -1.6198  -0.3159   1.5573   5.2295

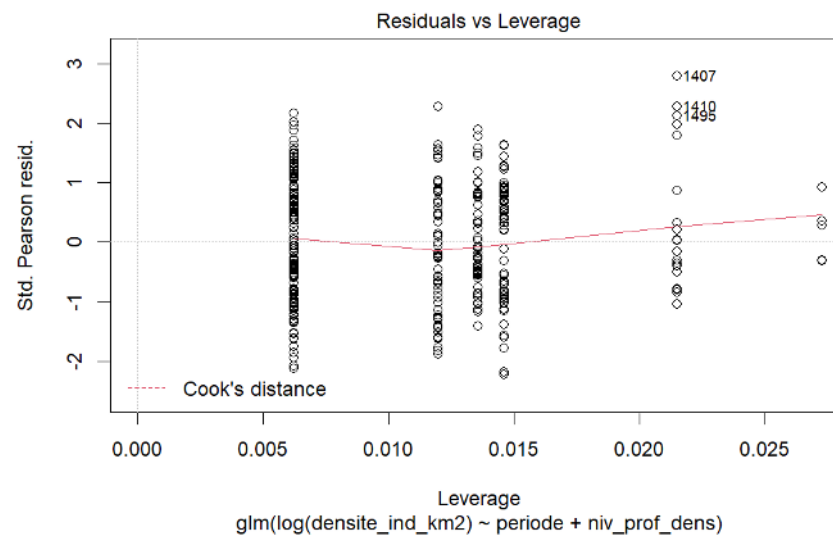
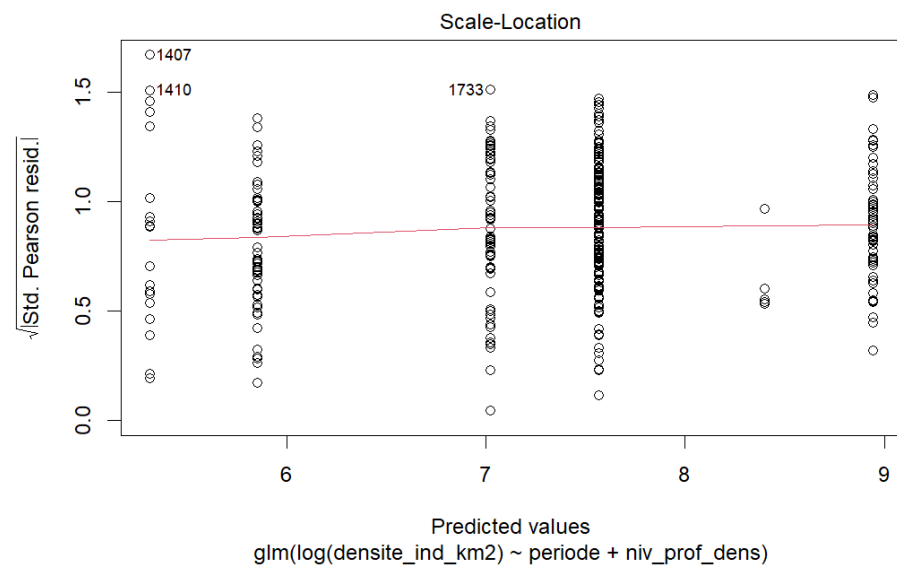
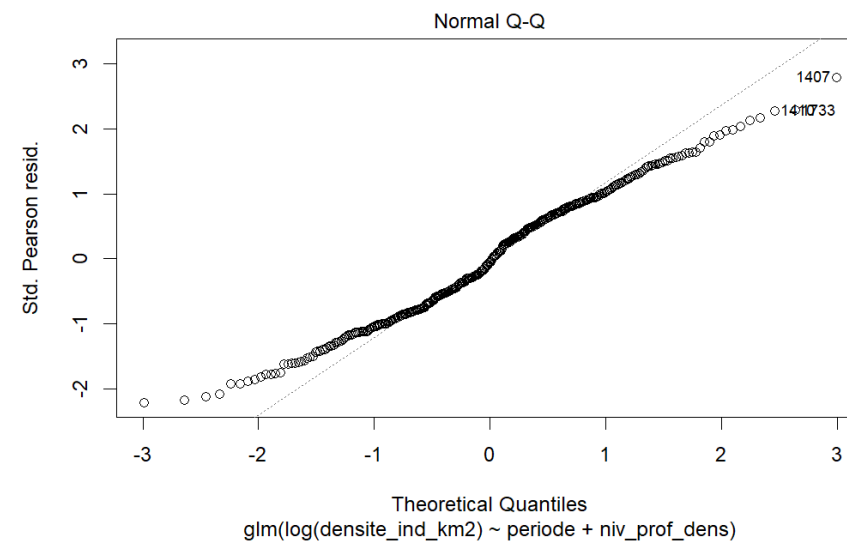
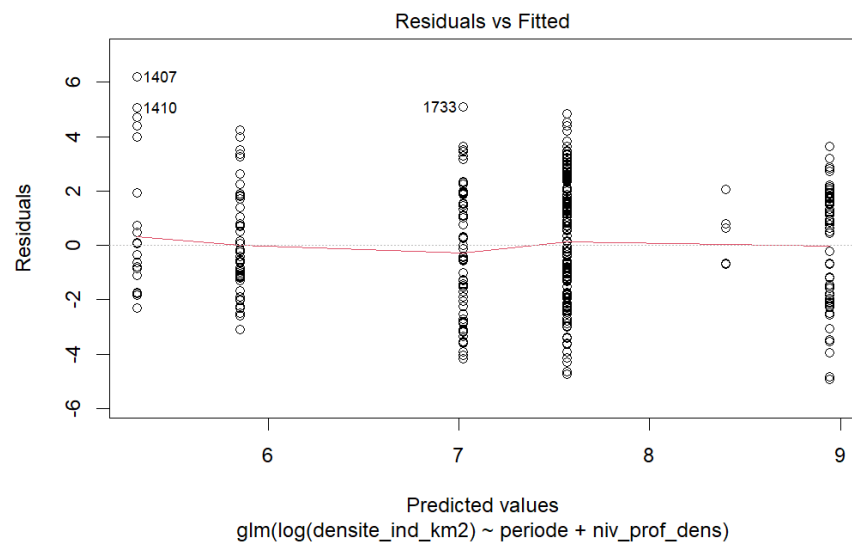
Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)      7.6281     0.2422  31.500 < 2e-16 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.8244     0.2395  -3.442 0.000638 ***
niv_prof_dens(20,40]  -1.0164     0.2834  -3.586 0.000376 ***
niv_prof_dens(40,3e+03] -2.0999     0.3272  -6.419 3.86e-10 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 4.320221)
```

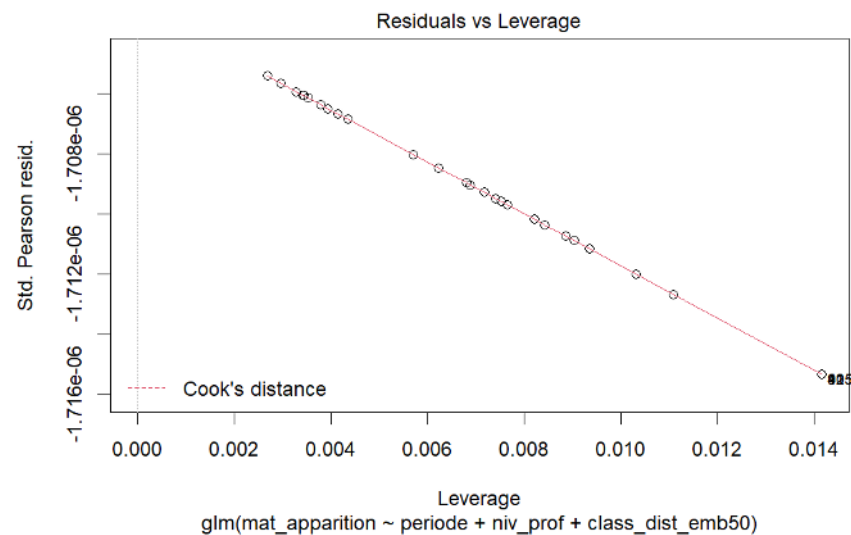
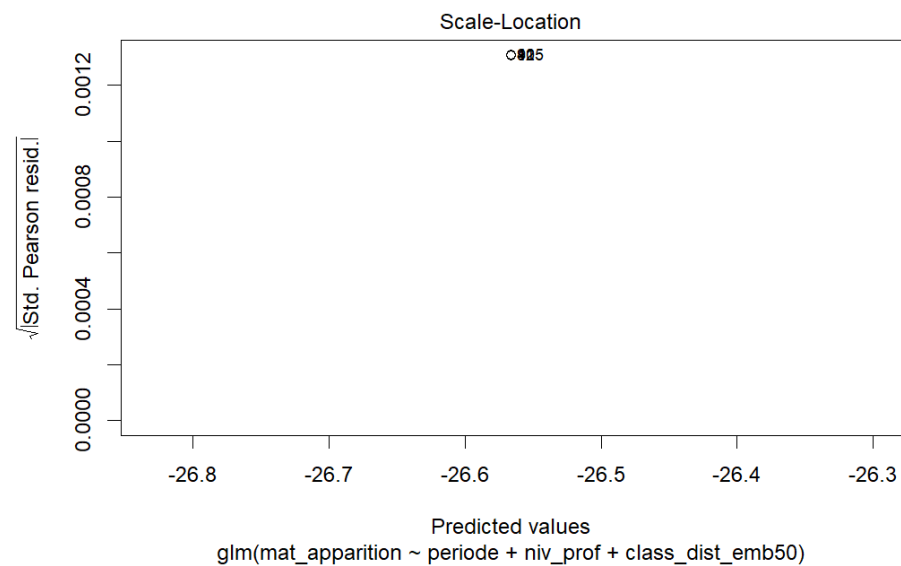
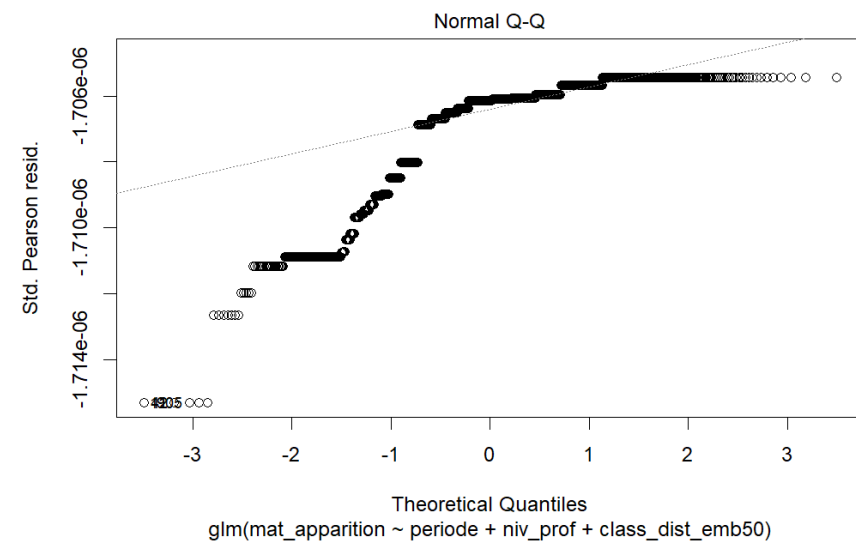
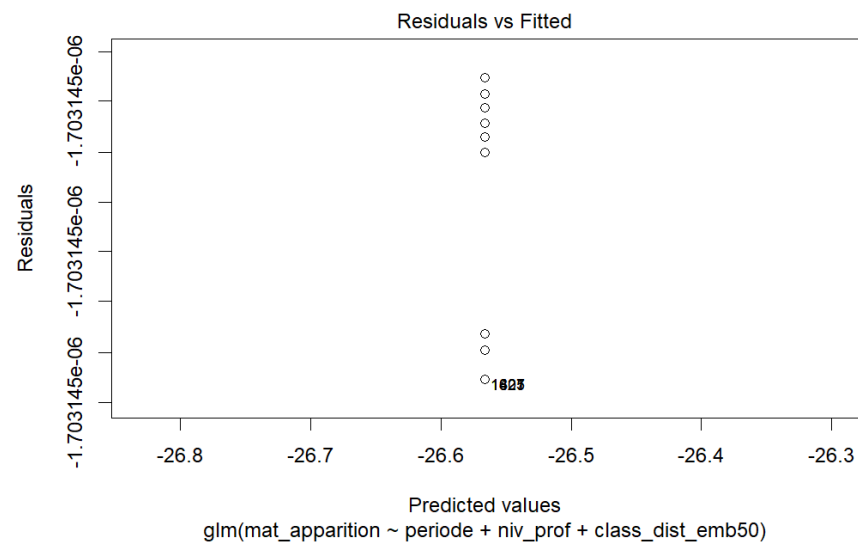

Annexe 11 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade juvénile de *Pseudotolithus senegalensis*



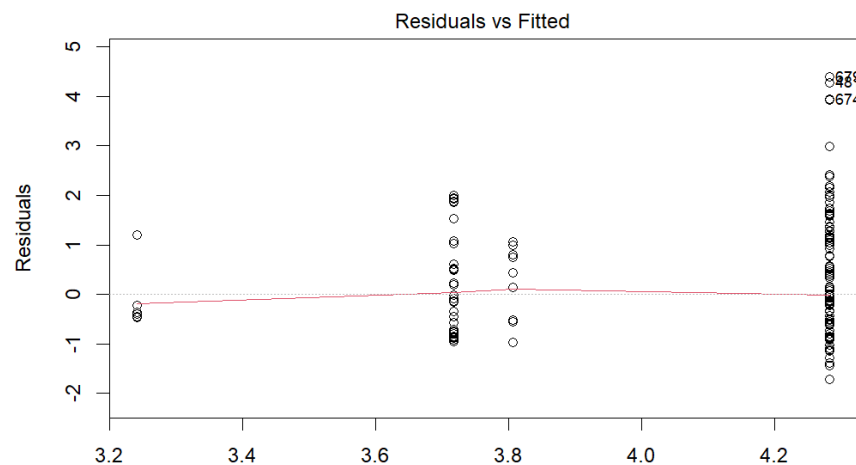
Annexe 12 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade juvénile de *Pseudolithus senegalensis*



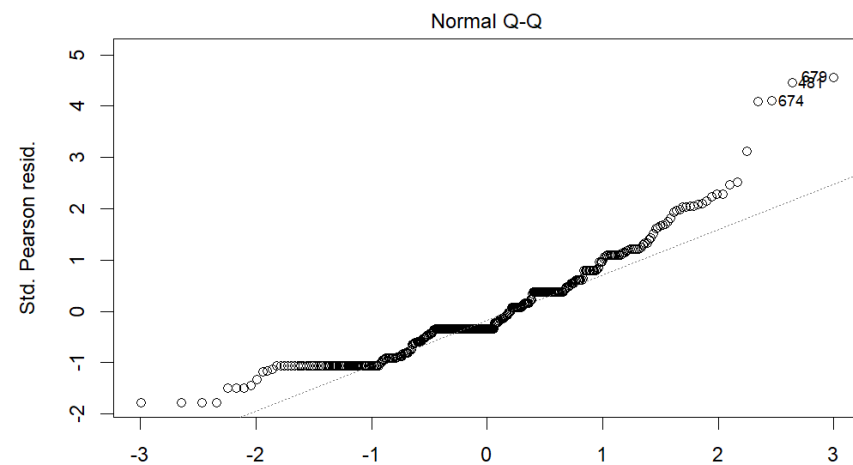
Annexe 13 : Résultats graphique du modèle de présence-absence au stade adulte de *Pseudolithus senegalensis*



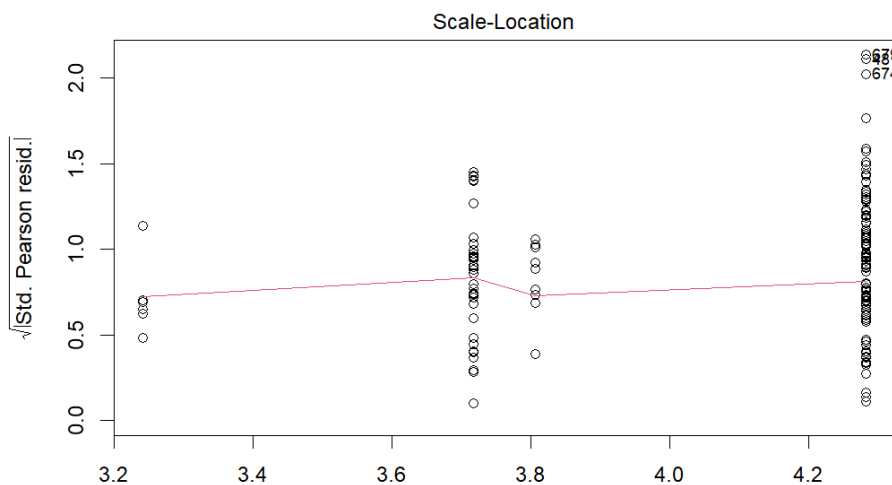
Annexe 14 : Résultats graphique du modèle de densité positive au stade adulte de *Pseudotolithus senegalensis*



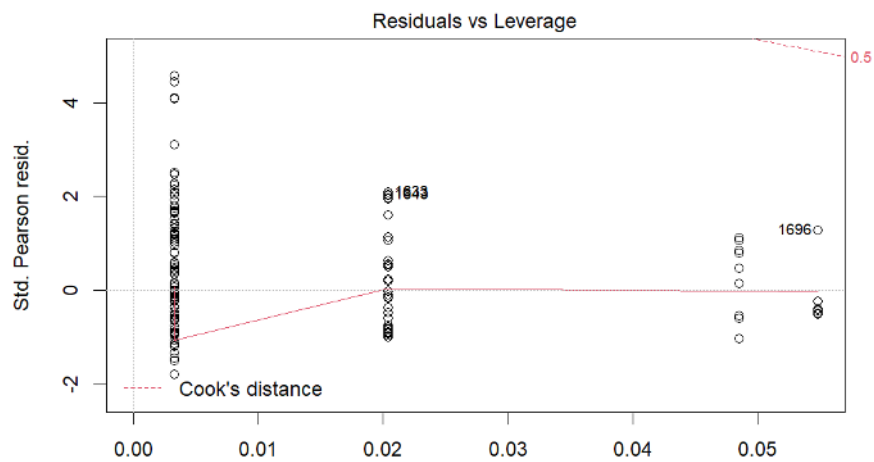
glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)



glm(log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + class_dist_emb50)

Annexe 15 : Résultats des modèles de *Pagellus bellottii* (présence-absence : A juvénile, B adulte ; densité positive : B juvénile, D adulte)

```
Call:
glm(formula = apparition_bin ~ periode + niv_prof, family = binomial,
     data = C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.8048  -1.0536  -0.4168   0.9342   2.4503

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -2.3997     0.3477  -6.901 5.15e-12 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.5512     0.1046  -5.270 1.36e-07 ***
niv_prof(20,30]    1.4505     0.3716   3.903 9.50e-05 ***
niv_prof(30,40]    2.6526     0.3677   7.215 5.41e-13 ***
niv_prof(40,50]    3.0030     0.3680   8.161 3.33e-16 ***
niv_prof(50,60]    3.6036     0.3869   9.314 < 2e-16 ***
niv_prof(60,70]    3.8099     0.3872   9.839 < 2e-16 ***
niv_prof(70,80]    3.2871     0.3799   8.652 < 2e-16 ***
niv_prof(80,90]    3.2594     0.4083   7.984 1.42e-15 ***
niv_prof(90,100]   2.1574     0.3964   5.442 5.26e-08 ***
niv_prof(100,3e+03] 1.1360     0.4022   2.824 0.00474 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

A

```
Call:
glm(formula = log(densite_ind_km2) ~ niv_prof_dens, family = gaussian,
     data = C_cpue_posi)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.8958  -1.7655  -0.0061   1.7673   6.5259

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    6.75511     0.23785  28.400 < 2e-16 ***
niv_prof_dens(30,40] 1.12945     0.29979   3.767 0.000174 ***
niv_prof_dens(40,50] 1.51238     0.28979   5.219 2.18e-07 ***
niv_prof_dens(50,60] 2.13379     0.30819   6.924 7.80e-12 ***
niv_prof_dens(60,70] 1.80762     0.29910   6.044 2.11e-09 ***
niv_prof_dens(70,80] 1.05125     0.30819   3.411 0.000673 ***
niv_prof_dens(80,3e+03] -0.08722     0.30514  -0.286 0.775071
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 5.261424)
```

B

```
Call:
glm(formula = mat_apparition ~ periode + niv_prof, family = binomial,
     data = M_C_cpue)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.0115  -1.0140   0.5796   0.7967   1.9604

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -1.0492     0.2190  -4.790 1.67e-06 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.7140     0.1081  -6.603 4.03e-11 ***
niv_prof(20,30]    1.3961     0.2483   5.623 1.88e-08 ***
niv_prof(30,40]    2.3743     0.2589   9.169 < 2e-16 ***
niv_prof(40,50]    2.8292     0.2666  10.610 < 2e-16 ***
niv_prof(50,60]    2.7480     0.2894   9.496 < 2e-16 ***
niv_prof(60,70]    2.9303     0.2921  10.032 < 2e-16 ***
niv_prof(70,80]    2.4104     0.2762   8.728 < 2e-16 ***
niv_prof(80,90]    2.3237     0.3146   7.385 1.52e-13 ***
niv_prof(90,100]   1.3660     0.2897   4.716 2.41e-06 ***
niv_prof(100,3e+03] 0.4099     0.2809   1.459 0.145
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)
```

C

```
Call:
glm(formula = log(dens_ind_mat_km2) ~ periode + niv_prof_dens,
     family = gaussian, data = M_cpue_posi)

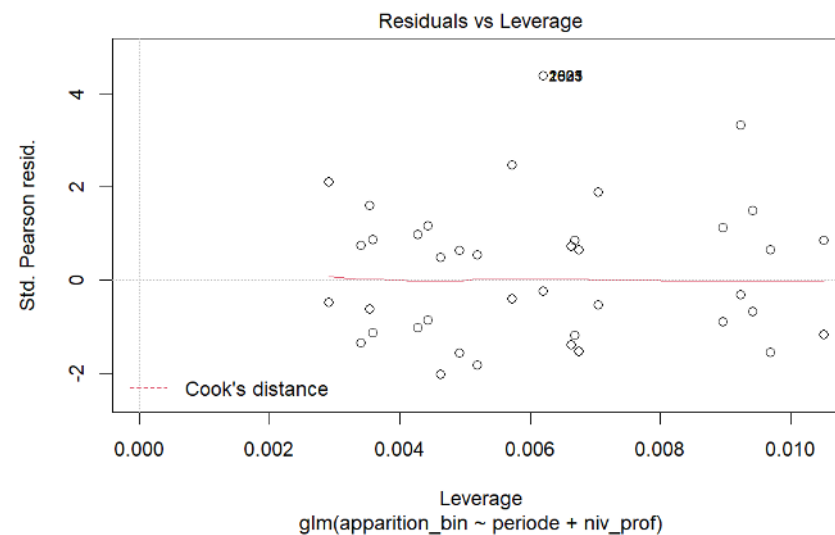
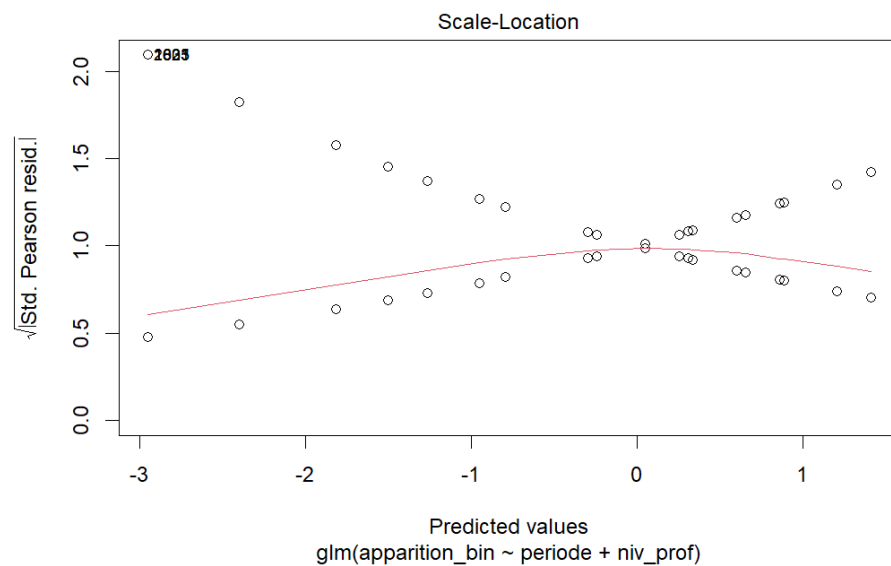
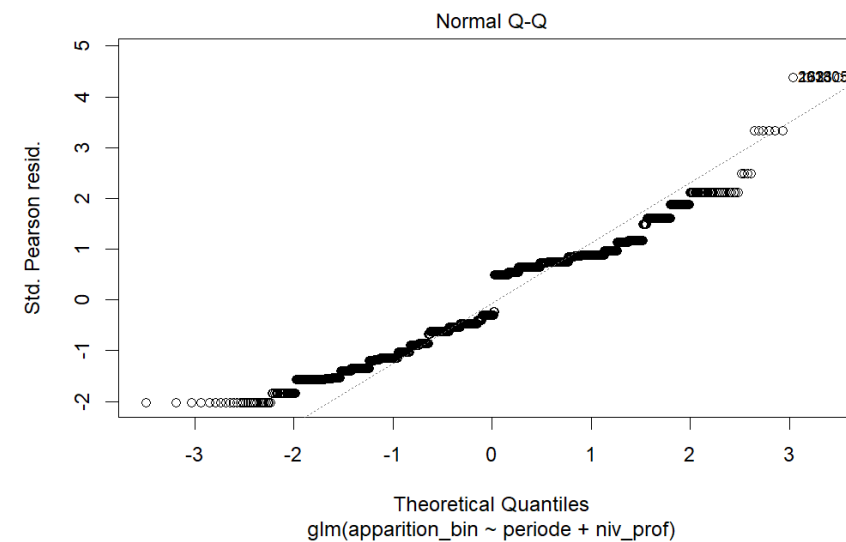
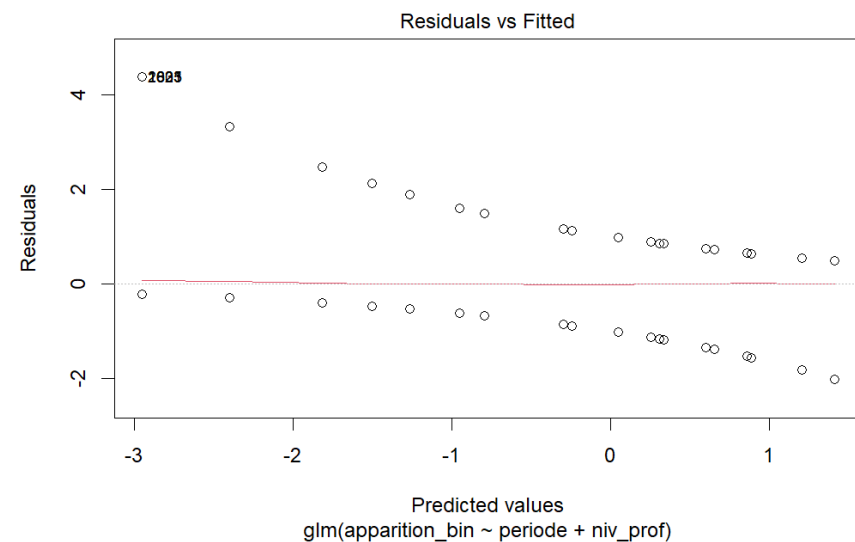
Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-6.015  -1.748   0.181   1.853   6.687

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    7.3213     0.1726  42.408 < 2e-16 ***
periodeP2-Apres_2000 -0.2932     0.1401  -2.092 0.036590 *
niv_prof_dens(30,40] 1.3957     0.2306   6.053 1.84e-09 ***
niv_prof_dens(40,50] 1.4649     0.2230   6.569 7.23e-11 ***
niv_prof_dens(50,60] 1.7960     0.2570   6.989 4.35e-12 ***
niv_prof_dens(60,70] 1.6559     0.2472   6.699 3.07e-11 ***
niv_prof_dens(70,80] 0.9962     0.2554   3.900 0.000101 ***
niv_prof_dens(80,3e+03] -0.4313     0.2434  -1.772 0.076672 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

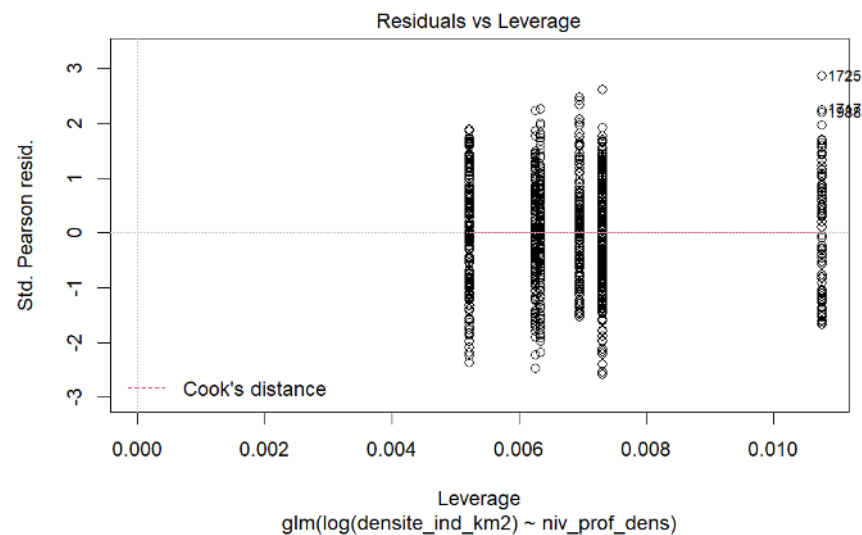
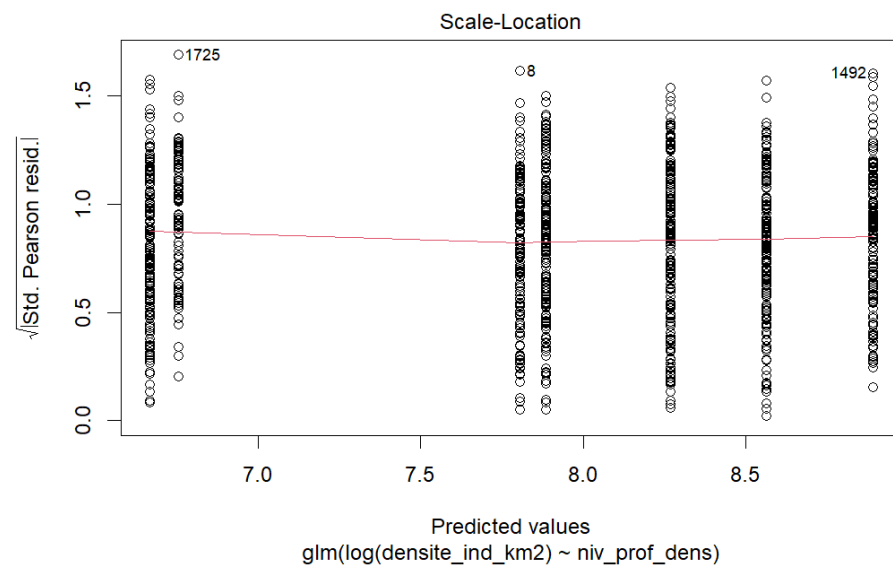
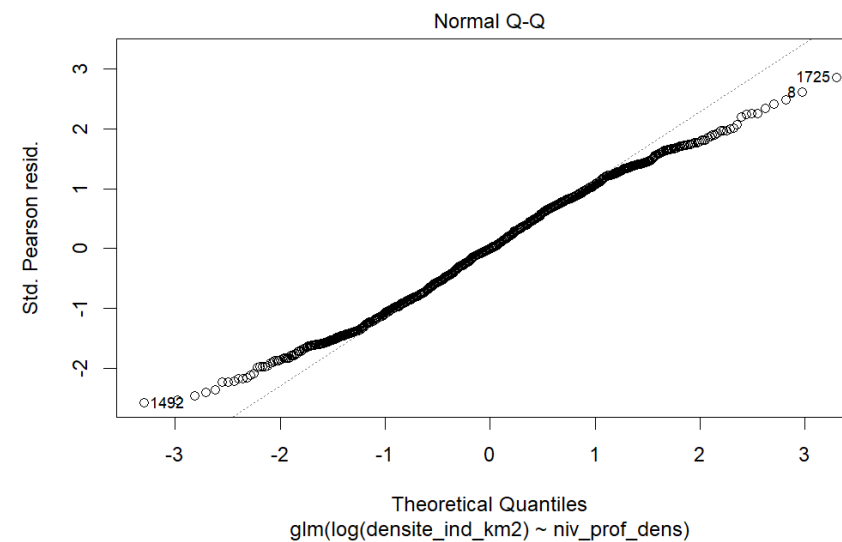
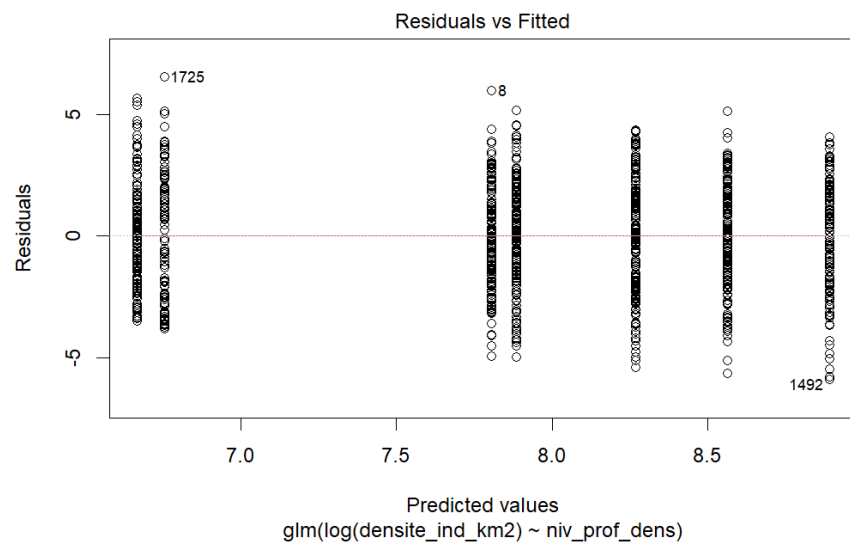
(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 5.781759)
```

D

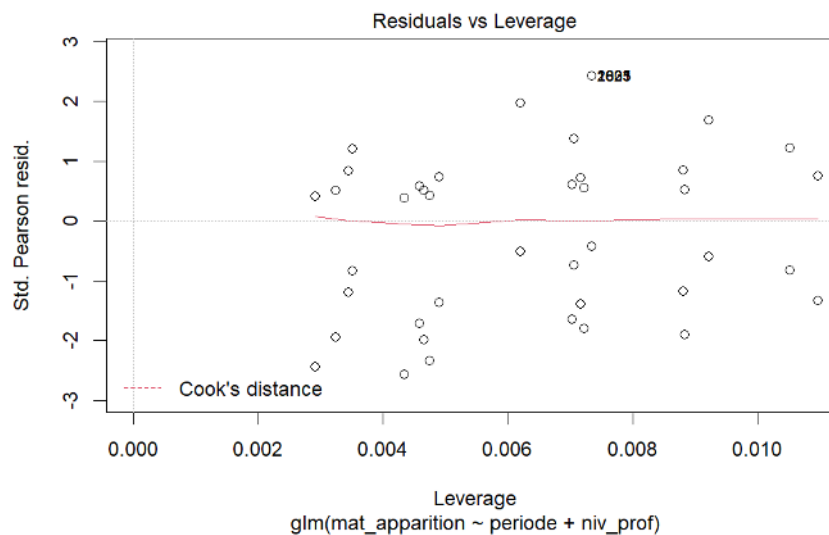
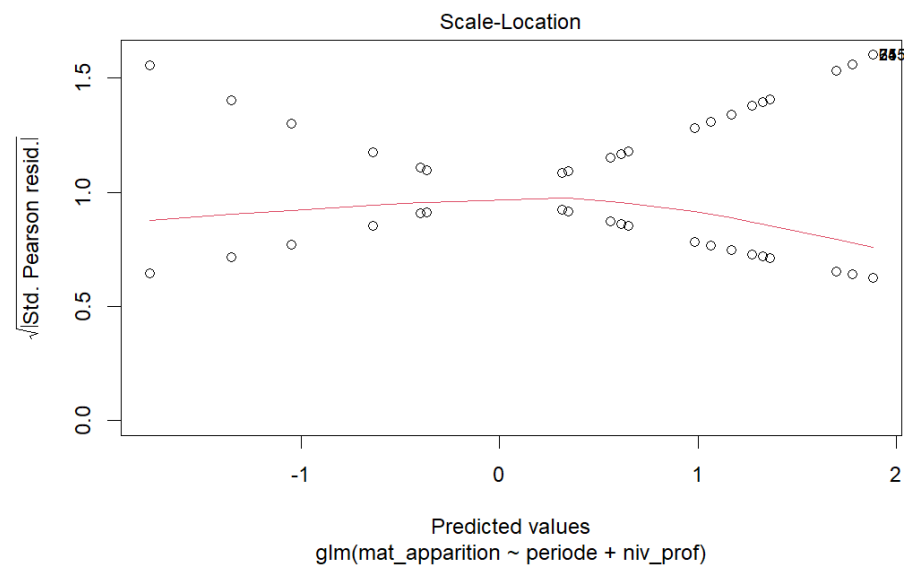
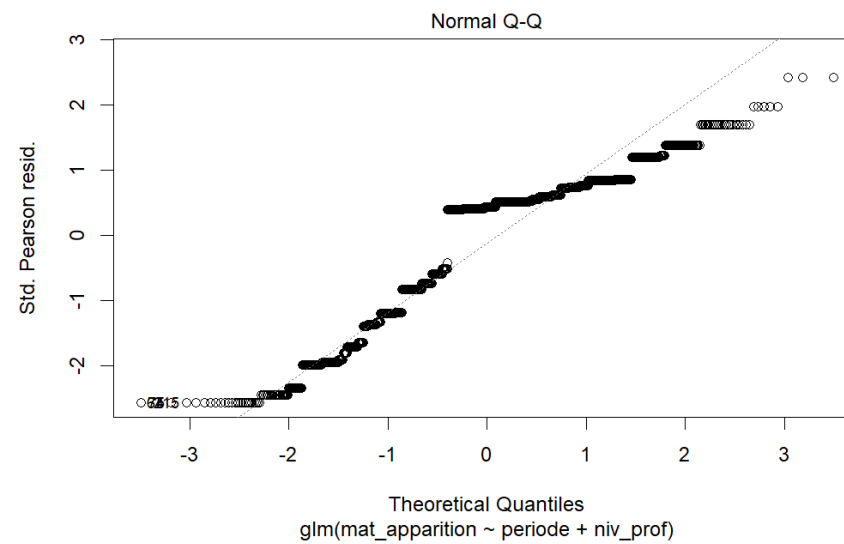
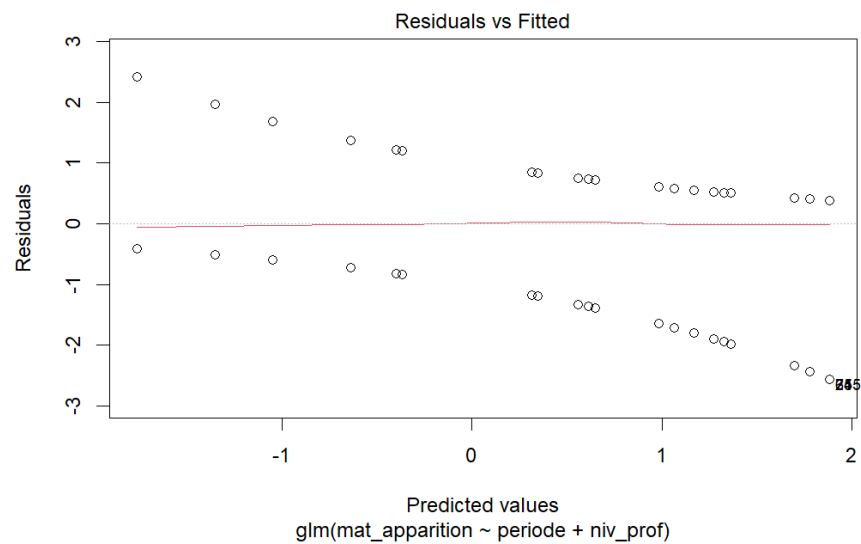
Annexe 16 : Résultats graphiques du modèle de présence-absence au stade juvénile de *Pagellus bellottii*



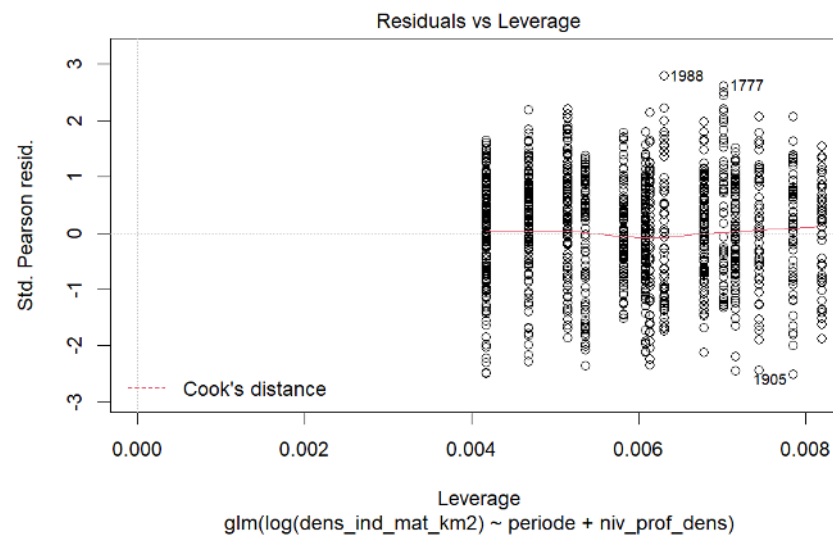
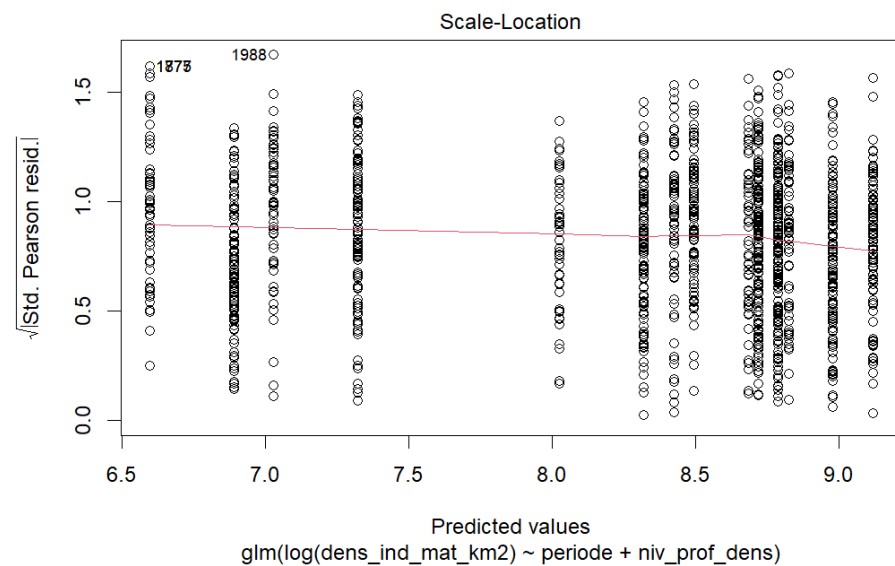
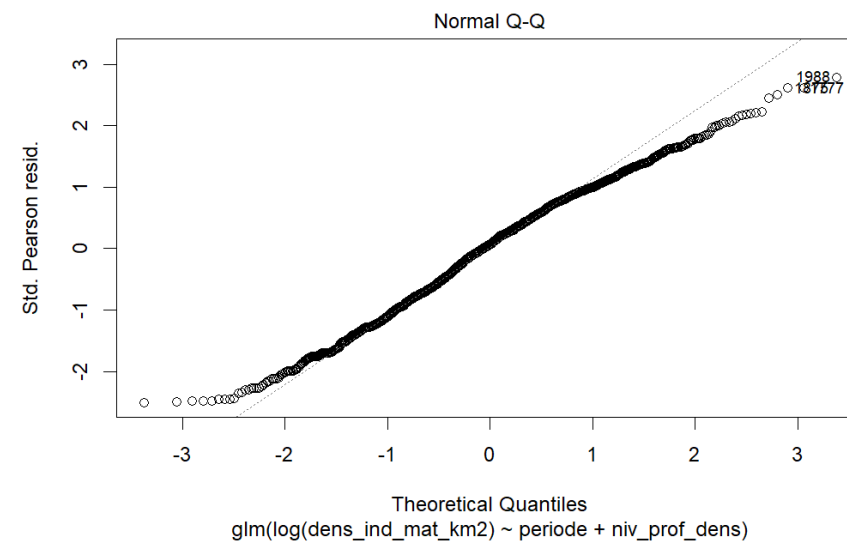
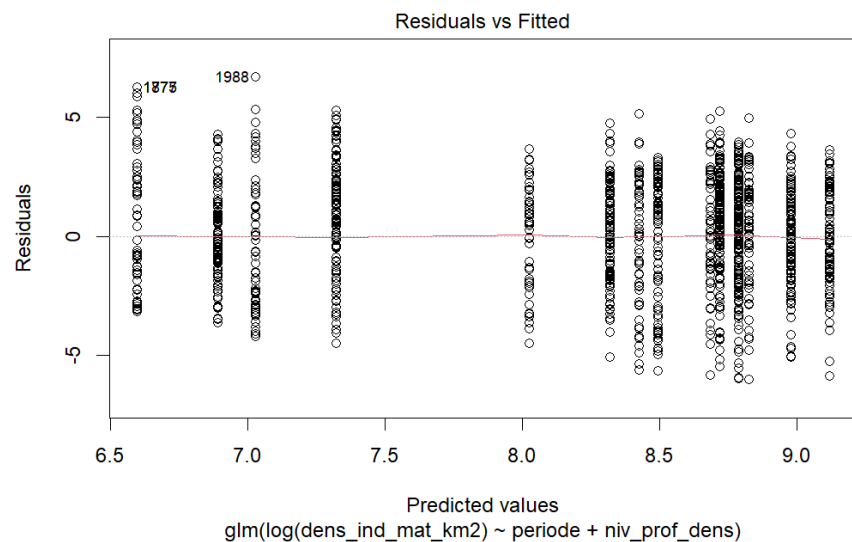
Annexe 17 : Résultats graphiques du modèle de densité positive au stade juvénile de *Pagellus bellottii*



Annexe 18 : Résultats graphiques du modèle de présence-absence au stade adulte de *Pagellus bellottii*



Annexe 19 : Résultats graphiques du modèle de densité positive au stade adulte de *Pagellus bellottii*



Modélisation d'habitat d'un genre de poissons osseux, *Pseudotolithus*, dans le Golfe de Guinée Sud (Cote d'Ivoire - Ghana).

Quenum Crespin Luc^{1*}, Olivier Lepape², Kouakou N'Goran David¹.

¹UMRI 28/INPHB, Laboratoire des Sciences Agronomiques et Génie Rural

²Agrocampus Ouest, UMR ESE, Ecologie et Santé des Ecosystèmes

*crespin.quenum@inphb.ci



La surexploitation de la pêche entraîne une baisse considérable de la biomasse disponible. Elle contribue à réduire considérablement les populations des êtres marins (poissons, crustacées, mollusques, ...) jusqu'à observer des espèces en voie de disparition [1]. C'est ainsi qu'aujourd'hui certaines espèces marines telles que les requins, les tortues, baleines... sont devenues des espèces protégées. Les espèces du genre *Pseudotolithus* précisément *P. senegalensis*, *P. typus*, *P. elongatus* communément appelés Ombrine ou Sosso sont des espèces consommables les plus prisées en CI et au Ghana. Par ailleurs, la pollution dans les lacs côtiers et la pêche abusive dans les zones maritimes côtières ont contribué à réduire leur population en détruisant l'écosystème favorable à leur reproduction ainsi qu'à d'autres espèces parallèlement. Dans cette étude, à partir des données de pêches côtières, géo-référencées, nous effectuons une modélisation à partir des classes d'âges et des facteurs environnementaux. Ces analyses s'effectuent en tenant compte des relations taille-âge [2] et des paramètres environnementaux (température, salinité, sédiment, ...). L'influence des engins de pêche est également abordée. Ces analyses basées sur la modélisation statistique nous permettront de comprendre l'influence des activités humaines mais également de déterminer l'espace vitale de ces poissons en vue de les suggérer en aire lacustre ou marine protégées [3].

Mots clés : Sosso, Ombrine, *Pseudotolithus*, aire protégée.

Références bibliographiques

- [1] J. Quensièrre *et al.*, "Crise halieutique et surexploitation," no. January, 1991.
- [2] E. O. Bayagbona, "Age determination and the Bertalanffy growth parameters of *Pseudotolithus typus* and *Pseudotolithus senegalensis* using the burnt otolith technique," vol. UNESCO, Ac, no. Abidjan Contribution 27, pp. 349–359, 1969.
- [3] FAO, "Gestion des pêches," *Gest. des pêches*, vol. Directives, no. Suppl. 4, p. 206, 2012.

COMMUNICATION	
Modélisation des habitats de poissons osseux, <i>Pseudotolithus spp</i>, <i>Epinephelus spp</i> et <i>Pagellus Bellottii</i> dépendantes des milieux côtiers dans le Golfe de Guinée Sud (Côte d'Ivoire – Ghana). Quenum Crespin Luc^{1*}, Olivier Lepape², Kouakou N'Goran David¹. ¹UMRI 28/INPHB, Laboratoire des Sciences Agronomiques et Génie Rural ²Agrocampus Ouest, UMR ESE, Ecologie et Santé des Ecosystèmes *crespin.quenum@inphb.ci	
Les populations aquatiques sont qualifiées de « surexploitées » lorsque nos captures dépassent le taux auquel les poissons peuvent se reproduire et se reconstituer. La surexploitation des stocks aquatiques par la pêche abusive entraîne une baisse considérable de la biomasse disponible jusqu'à observer, dans certains cas, des espèces en voie de disparition [1]. Face à ces situations, l'approche écosystémique et la gestion des pêches apparaissent comme des solutions idoines ; mais ne déclinent pas clairement des programmes de gestion de l'habitat. Ainsi, des régimes de gestion de la pêche et de l'habitat se sont développés indépendamment malgré leur interdépendance [2]. La caractérisation de l'habitat peut s'avérer complexe en fonction du milieu physique, c'est-à-dire de la végétation, des sédiments, de la bathymétrie, de la distance de la côte et des zones bathymétriques spécifiques, des mouvements des masses d'eau et des paramètres physico-chimiques [3], [4]. Ainsi, cette étude s'inscrit dans la préservation et le renouvellement des espèces les plus visées par la pêche artisanale et industrielle dont <i>Pseudotolithus senegalensis</i>, <i>Epinephelus aeneus</i> et <i>Pagellus bellottii</i>. L'identification des habitats côtiers passe par la définition des descripteurs environnementaux et l'analyse quantitative des données dans le but de générer des cartes d'adéquation des habitats aux espèces.	
Mots-clés : Habitat, <i>Pseudotolithus</i>, <i>Epinephelus</i>, <i>Pagellus</i>.	
Références bibliographiques : [1] J. Quensièrre <i>et al.</i>, « Crise halieutique et surexploitation », n° January, 1991. [2] C. K. Minns, « Quantifying “no net loss” of productivity of fish habitats », <i>Can. J. Fish. Aquat. Sci.</i>, vol. 54, n° 10, p. 2463-2473, oct. 1997. [3] H. A. Morrison, C. K. Minns, et J. F. Koonce, « A methodology for identifying and classifying aquatic biodiversity investment areas: Application in the Great Lakes basin », <i>Aquat. Ecosyst. Health Manag.</i>, vol. 4, n° 1, p. 1-12, avr. 2001. [4] J. A. Lane, C. B. Portt, et C. K. Minns, « Nursery habitat characteristics of Great Lakes fishes », <i>Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.</i> 2338, p. 42, 1996.	

Annexe 22 : Résumé d'une communication conjointe Nord-Sud sur les habitats de *Epinephelus aeneus* à l'Amédée, le 06 Décembre 2022 à l'Ifremer Nantes, en France

Thème : Modélisation des habitats des juvéniles de poissons démersaux en Afrique de l'Ouest

Présentateurs : Quenum Crespil Luc et Yeslem El Vally

L'objectif de ce travail a consisté à identifier et cartographier les habitats essentiels de poissons démersaux dans deux zones de l'Afrique de l'Ouest : zone Nord (Mauritanie et Sénégal) et zone Sud (Côte d'Ivoire et Ghana). Cependant, seule l'espèce *Epinephelus aeneus*, a fait l'objet d'une présentation à travers une méthodologie développée en trois étapes : construction de modèle, validation de modèles, et prédiction ainsi que la cartographie. Les ressources utilisées pour cette étude ont été de deux types : des données halieutiques issues de campagnes scientifiques et des données des descripteurs environnementaux. Les résultats ont montré que les juvéniles sont concentrés dans les zones côtières avec des pics <30 m et 30 à 40 m respectivement pour les zones Nord et Sud. D'autre part, les adultes sont concentrés dans les zones plus profondes avec des pics de 60 à 70 m et 70 à 80 m respectivement dans les Nord et Sud. Une tendance temporelle a mis en évidence un déclin général de l'abondance de cette espèce. Des perspectives ont suggéré une protection des nourriceries et une réglementation des mailles de filets des engins de pêche.

Annexe 23 : Résumé d'une communication conjointe Nord-Sud sur les habitats de *Epinephelus aeneus* à la réunion régionale du PESCAO, en Avril 2023 à Abuja, au Nigéria

Thème : Habitats essentiels de poissons démersaux en Afrique de l'Ouest : Mauritanie, Sénégal, Côte d'Ivoire et Ghana

Présentateurs : Quenum Crespil Luc et Yeslem El Vally

L'objectif de ce travail a consisté à identifier et cartographier les habitats essentiels de poissons démersaux dans deux zones de l'Afrique de l'Ouest : zone Nord (Mauritanie et Sénégal) et zone Sud (Côte d'Ivoire et Ghana). Cependant, seule l'espèce *Epinephelus aeneus*, a fait l'objet d'une présentation à travers une méthodologie développée en trois étapes : construction de modèle, validation de modèles, et prédiction ainsi que la cartographie. Les ressources utilisées pour cette étude ont été de deux types : des données halieutiques issues de campagnes scientifiques et des données des descripteurs environnementaux. Les résultats ont montré que les juvéniles sont concentrés dans les zones côtières avec des pics <30 m et 30 à 40 m respectivement pour les zones Nord et Sud. D'autre part, les adultes sont concentrés dans les zones plus profondes avec des pics de 60 à 70 m et 70 à 80 m respectivement dans les Nord et Sud. Une tendance temporelle a mis en évidence un déclin général de l'abondance de cette espèce. Des perspectives ont suggéré une protection des nourriceries et une réglementation des mailles de filets des engins de pêche.

Annexe 24 : Article scientifique produit dans le cadre de la thèse

Identification of critical essential habitat for demersal fish in the Gulf of Guinea

Crespin Luc Quenum^{1,*}, Yeslem El Vally², Joanny Tapé³, Jérôme Guitton^{4,*}, Ebenezer Francis Ekuban⁵, N’Goran David Kouakou¹ and Olivier Le Pape⁴

¹ Unité Mixte de Recherche Science Agronomique et Génie Rural, Institut National Polytechnique Felix Houphouët Boigny, Yamoussoukro, Côte d’Ivoire

² Laboratoire d’Evaluation des Ressources Vivantes et Aquatiques, Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou, Mauritanie

³ Département Ressources Aquatiques Vivantes, Centre de Recherche Océanologiques, Treichville, Côte d’Ivoire

⁴ UMR DECOD (Ecosystem Dynamics and Sustainability), Institut Agro, Ifremer, Inrae, Rennes, France

⁵ Fisheries Commission, Accra, Ghana

Received 25 August 2023 / Accepted 18 April 2024

Handling Editor: François LE LOC’H

Abstract – Habitats of three marine fish species of major interest (*Epinephelus aeneus*, *Pseudotolithus senegalensis*, and *Pagellus bellottii*) at both juvenile and adult life stages were identified and mapped in the western part of the Gulf of Guinea. Habitat suitability models (HSMs) were designed to quantify species- and stage-specific fish densities from scientific survey data collected for the last 40 years according to two environmental descriptors (bathymetry, distance to river mouth) and accounting for temporal contrasts. Delta general linear models were selected to fit with the 0-inflated distribution of the fish density data. Despite their high residual deviance, both the prediction accuracy and robustness of these HSMs were satisfactory. HSMs showed a strong influence of bathymetry on stage-specific fish distribution and a lower and non systematic influence of proximity to river mouths. The spatial distribution of juveniles of *E. aeneus* and *P. senegalensis* evidenced their concentration in shallow coastal nurseries. The adults of *P. senegalensis* were also located in nearshore habitats under estuarine influence, whereas adults of *E. aeneus* were spread towards deeper waters. *P. bellottii* did not rely on coastal fringes at juvenile or adult stages. Finally, model outputs showed a decrease in abundance in recent decades for all species at both life stages. These HSMs and maps reveal the importance of the coastal fringe as a critical essential habitat for two of the three studied species and the usefulness of space-based management measures to maintain populations and ensure sustainable fishing exploitation.

Keywords: Fish habitat model / demersal fish / Gulf of Guinea / *Epinephelus aeneus* / *Pseudotolithus senegalensis* / *Pagellus bellottii*

1 Introduction

Estuarine and coastal ecosystems (ECEs) shelter a wide biological diversity and provide many ecosystem services (Barbier et al., 2011). Many marine species of fisheries interest carry out at least a part of their life cycle in ECEs (Seitz et al., 2014); in particular, the juvenile stage is frequently concentrated in these areas because they provide optimal growth conditions and protection from predators (Beck et al., 2001). This tendency was verified under temperate but also tropical latitudes for

various ECEs, namely, mangroves (Manson et al., 2005), seagrasses (McDevitt-Irwin et al., 2016), and saltmarshes (Jänes et al., 2020), and the effects of these ECEs were found to be even stronger due to the combination of these complementary habitats and their connectivity (Barbier et al., 2011; Nagelkerken et al., 2015; Whitfield, 2017). For species relying on ECEs at the juvenile stage, both the size and the suitability of nursery habitats contribute to population renewal and productivity, and to sustain fisheries on adult stage in open ocean, at dramatically wider scale. However, ECEs usually faces a large panel of anthropogenic pressures (Halpern et al., 2012), especially in tropical zones (Friess, 2016). The cumulative effects of surface reduction and alteration of the quality of ECEs impact the suitability of juvenile habitats for many dependent exploited

*Corresponding authors: crespin.quenum@inphb.ci;
jerome.guitton@institut-agro.fr

species (Brown et al., 2018; Worm et al., 2006). The management of exploited fisheries resources requires an ecological approach that considers not only fishing mortality but also recognizes the main role played by critical essential habitats (CEHs) and the related potential bottlenecks throughout the life cycle (Beck et al., 2001; Dahlke et al., 2020). The identification of nursery areas is a seminal crucial phase for the management of fisheries resources; it is essential for moving forward with the protection of these CEHs (Curnick et al., 2019).

The Gulf of Guinea is a biogeographical province with productive ecosystems, enhanced by large freshwater inflows and seasonal upwellings. These ecosystems sustain a large diversity of exploited marine species and related fisheries of main interest for local food supply (Hicks et al., 2019). The coastline of the Gulf of Guinea hosts a mosaic of ECEs (e.g., mud and sand flats, mangroves, saltmarshes) in river mouths, lagoons, deltas, bays or along the open coast (Okyere and Blay, 2020). Many exploited species in the Gulf of Guinea rely on these ECEs for their life cycle (John and Lawson, 1990). In particular, juveniles of many exploited marine species have been observed in and close to coastal lagoons and estuaries (Aheto et al., 2014; Bakari et al., 2016; Eugenia et al., 2019; Nunoo et al., 2006; Okyere et al., 2011; Okyere and Blay, 2020). Thus, the ECEs of the Gulf of Guinea contain nursery habitats (Cosme De Esteban et al., 2023), on which adverse effects of anthropogenic pressures (i.e., drop in area size due to land reclamation, degradation of habitat and water quality linked to eutrophication and pollution; cf. 2.1.) have been evidenced. However, the spatial extent of both juvenile and adult fish distributions, which is needed to identify CEHs, was still not delineated for exploited species in the Gulf of Guinea.

The present study focused on CEHs of three exploited species (*E. aeneus*, *P. senegalensis*, *P. bellottii*), selected regarding their high commercial value and landing volumes. The white grouper (*Epinephelus aeneus*, Saint-Hilaire, 1817) is the most important grouper (the common name “grouper” is usually given to fish in one of two large genera: *Epinephelus* and *Mycteroperca*) species in terms of catches. It has a very high local commercial and cultural value (this led to the inclusion of its drawing on a currency used banknote in West Africa). The white grouper landings, however, remain low: 127 tons in 2019; i.e. 0.1% of the demersal catches contributing to 0.4% of the commercial value in the study area (ZEE of Ivory Coast and Ghana, Sea Around Us data, Derrick 2020; Polido et al., 2020), and there is no information on its exploitation level. The cassava croaker (*Pseudotolithus senegalensis*, Valenciennes, 1833) is an economically important species (Sossoukpe et al., 2013b) with 7,432 tons of landings (calculated from *Pseudotolithus* spp. landings based on the proportion of *P. senegalensis*/*Pseudotolithus* spp. abundance in scientific survey data described in 2.2.); it represented 3.4% of the demersal catches in 2019 and 3.8% of the commercial values (Derrick, 2020; Polido et al., 2020). The cassava croaker is considered overexploited in the study area (FAO, 2022; Okyere and Blay, 2020). Red pandora (*Pagellus bellottii*, Steindachner, 1882) is the most widespread species in the Sparidae family; it represented 2.5% of the demersal catches (5,438 tons) and reached 4.6% of commercial value in 2019 (Derrick, 2020; Polido et al., 2020); it is considered at the full exploitation level in the study area (FAO, 2022; Kouame et al., 2020; Sylla et al., 2017).

White grouper and Cassava croaker are both fish species found in open lagoons and bays on the continental shelf of Gulf of Guinea (Bakari et al., 2016; Eugenia et al., 2019; Nunoo et al., 2006; Okyere and Blay 2020; Sossoukpe et al., 2013b). Red pandora are found in open waters (Kouame et al., 2020; Sylla et al., 2017).

The aim of this study was to map the spatial distribution of these three exploited species at the juvenile and adult life stages on the continental shelf of the western Gulf of Guinea. This involved (i) collating and standardizing scientific demersal trawl survey data from the last 4 decades in the study area, (ii) selecting habitat suitability models (HSMs) adapted to 0-inflated data distribution of species-specific fish abundance, and (iii) mapping these distributions with relation to environmental descriptors to identify CEHs for these three species.

2 Material and methods

2.1 Study site, selected species, fisheries and management

The coastal shelf of Côte d’Ivoire and Ghana spans along the western shore of the Gulf of Guinea (Fig. 1). From the shore to the 150 m depth (beginning of the continental slope), the continental shelf extent reaches 34,000 km². This continental shelf is enriched by coastal upwellings during the cold marine season from June to October and January to February and by terrigenous inputs from rivers during the continental rain seasons, from June to July and then September to November. On this shelf, the fish community is highly diverse, with species of major interest for fisheries and food supply (Le Loeuff, 2001). The land–sea interface hosts a mosaic of habitats: open and closed lagoons (Bakari et al., 2016; Laleye et al., 2007), deltas and estuaries (Okyere et al., 2011), and mangroves (Aheto et al., 2014; Osemwegie et al., 2016). These ECEs face cumulative anthropogenic pressures: mangrove surface loss (Abé and Affian, 1993; Osemwegie et al., 2016), eutrophication (Adingra and Kouassi, 2011), siltation and deoxygenation (Okyere and Nortey, 2018), and xenobiotic loadings (Koffi et al., 2014).

The studied species, i.e., White grouper, Cassava croaker and Red pandora are demersal fishes (Serranidae, Sciaenidae and Sparidae, respectively). Their distribution spans along the West African coasts to Angola, with some presences in the Mediterranean Sea for white grouper and red pandora (Kouame et al., 2020).

The cassava croaker is a gonochoric species; i.e., it maintains only one sex throughout its life cycle (male or female). White grouper and red pandora are hermaphroditic protogynous; i.e., they are born female and later become male. Sizes at first maturity (i.e., female maturity for protogynous species) vary among the three species (Tab. 1, see Supp. Tab. 1 for the related bibliographic review).

The management measures for the fishery resources in the study area are not mono specific. They focus on biological rest periods and consist of a temporary ban lasting 1 (July) to 2 (July–August) months for artisanal and industrial fishing fleets, respectively. The existence of a marine protected area for turtles also contributes to partial spatial conservation of marine fish populations.

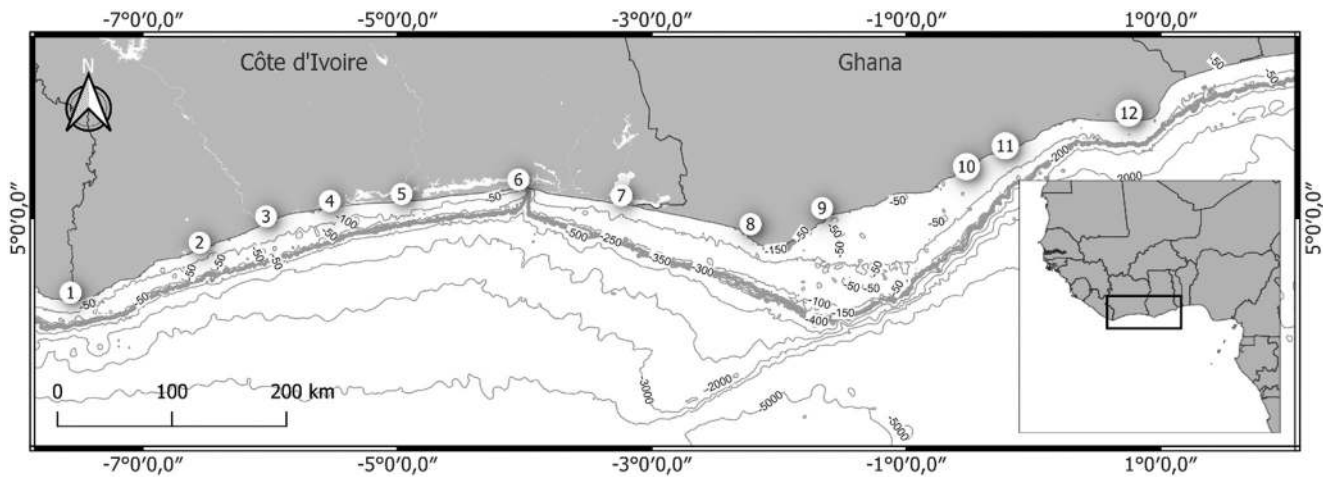


Fig. 1. Map of the study area in the Gulf of Guinea with river and lagoon mouths. 1: Cavally River; 2: San Pedro River; 3: Sassandra River; 4: Fresco Lagoon; 5: Grand-Lahou Lagoon; 6: Ebrié Lagoon; 7: Aby Lagoon; 8: Ankobra River; 9: Pra River; 10: Ayensu River; 11: Densu Delta; 12: Volta River. In the lower right corner: general location.

Table 1. Maturity information for the three studied species used to split juveniles and adults in the catches.

Species	Size at maturity used in this study* (cm)	Mean weight at 1st maturity** (kg)
<i>Epinephelus aeneus</i>	50	1.9
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	32	0.4
<i>Pagellus bellottii</i>	13	0.1

* Arbitrary selected from the bibliographic review supporting these estimates (see Supp Tab. 1), and provided for the first maturity (female) for the two hermaphrodite protogynous species.

** Calculated from the length/weight in catch data from scientific surveys in our dataset (Tab. 2) based on the size at maturity*.

2.2 Trawl survey data

Both national and international scientific demersal trawl surveys carried out from 1978 to 2019 on the continental shelf of the study area were collected (temporal distribution, sampling effort, and technical characteristics of the fishing gear are given in Tab. 2). These surveys spanned from the coastal area (10 m depth) to the continental slope (Supp Fig. 1). Trawling speed and hauls duration were between [3–3.2] knots and [20–60] mins, respectively.

For each trawl haul (sample unit), the following information was collated: date, geographical position, area swept, and bathymetry. For the three studied species, catches were systematically identified, counted and weighted, but length structure was measured on a fraction of the trawl hauls only (on almost half of the trawl hauls where the species is caught for cassava croaker and red pandora and on less than 20% for white grouper; Tab. 3).

2.3 Descriptors of spatiotemporal patterns in fish density used in HSMs

2.3.1 Environmental descriptors of fish habitat

Environmental data concern the descriptors used to model the spatial distribution for the three studied species at juvenile and adult stages; in this study, the data used are bathymetry and

the proximity to habitats under riverine influence (Olds et al., 2012). See the Discussion for potential inclusion or other environmental descriptors.

2.3.1.1 Bathymetry

The bathymetry map (in m) is a raster with a spatial resolution of 15 arc seconds (NOAA, 2022; Supp. Fig. 2). Preliminary analysis showed that bathymetric distribution of the three species at juvenile or adult life stage was not monotonous (for an illustration, see the Results (Sect. 3.2.1) and the dome-shaped bathymetric distribution of white grouper and red pandora; Fig. 5). Regarding the amount of available trawl data (Tab. 2), this prevents the use of bathymetry as a covariate in habitat suitability models (HSMs) without overparametrization (Le Pape et al., 2014). Indeed, a choice was made to transform bathymetry into a class factor in HSMs. Bathymetry was split into ten categories (in m): [10–20], [20–30], [30–40], [40–50], [50–60], [60–70], [70–80], [80–90], [90, to 100] and >100, with a sufficient number of trawl hauls (Fig. 2) per class.

2.3.1.2 Proximity of river mouth or lagoon entrance

Twelve sites were selected as major estuarine entries in the study zone (Fig. 1). To describe the proximity with these connections to freshwater loadings, we used the shortest

Table 2. Demersal trawl survey data.

Survey	Vessels	Fishing gear		Years	Number of hauls/year	Total number of hauls	Source
		Mean distance between wings*	Mesh size (codend**)				
CHALCI	O/V André Nizery	PICARD bottom trawl: 13 m	39–48 mm	1978	83	826	Centre de Recherches Océanologiques (CRO), Côte d'Ivoire
				1979	110		
				1980	108		
				1983	157		
				1984	129		
				1985	120		
				1986	119		
	O/V Antéa			1993	145	434	
				1994	145		
				1995	144		
NANSEN	R/V Dr Fridtjof Nansen	Gisund super bottom trawl: 21 m	10–20 mm	1999	78	736	CRO; Fisheries Commission, Ghana
				2000	103		
				2002	53		
				2004	110		
				2005	118		
				2006	92		
				2007	41		
UEMOA-SOUTH	O/V Général Lansana Conté	Bottom trawl 15.85 m	25 mm	2015	81	81	UEMOA; CRO; Fisheries Commission of Ghana

* trawl width during fishing.

** at the bottom of the trawl.

Table 3. Proportion of fish caught, measured vs unmeasured.

Species	Total number of trawl hauls where the species were caught*	Trawl hauls where fish were measured (in %)	Trawl hauls where fish were unmeasured (in %)	
			Catch = 1 fish	> 1 fish
<i>Epinephelus aeneus</i>	691	17.08	27.78	55.14
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	452	46.46	4.87	48.67
<i>Pagellus bellottii</i>	1,383	52.42	2.46	45.12

*according to the total of trawl hauls: 2,077.

distance between the trawling stations and the river mouths. A threshold of distance was retained in two class factors: close to the river mouth (<50 km) and far from the river mouth (Fig. 2; Supp. Fig. 3). 50 km is a compromise between the number of hauls in each category and the effect detected on fish density in preliminary analyses. Preliminary analysis showed that in a range of distances from 30 to 60 km, fish density at the life stage was not significantly sensitive to this threshold. Note that regarding the narrowness of the continental shelf, the distance to the river mouth is not correlated with bathymetry (Supp. Fig. 4).

2.3.2 Temporal stratification

Survey data spread over 41 discontinuous years. To incorporate the evolution of resources over time, the dataset was divided into two periods: one before 2000 and the other

from 2000, i.e., 11 years of distinct trawl surveys (65.4% of the trawl hauls) and 8 years of distinct trawl surveys (35.6% of the trawl hauls), respectively (Fig. 2). The 2000 year was chosen as a good balance in terms of years and trawl hauls in the two categories.

2.4 Estimating the respective proportions of juveniles and adults in catches

For each species, catches needed to be split into juveniles and adults before modelling stage-specific distribution. When fish were measured, the proportion of juveniles regarding size at 1st maturity (Tab. 1) was directly derived from the length structure in catches. However, this was limited to a fraction of the samples (Tab. 3); for a large proportion of trawl hauls, only the total number of individuals caught and the total weight

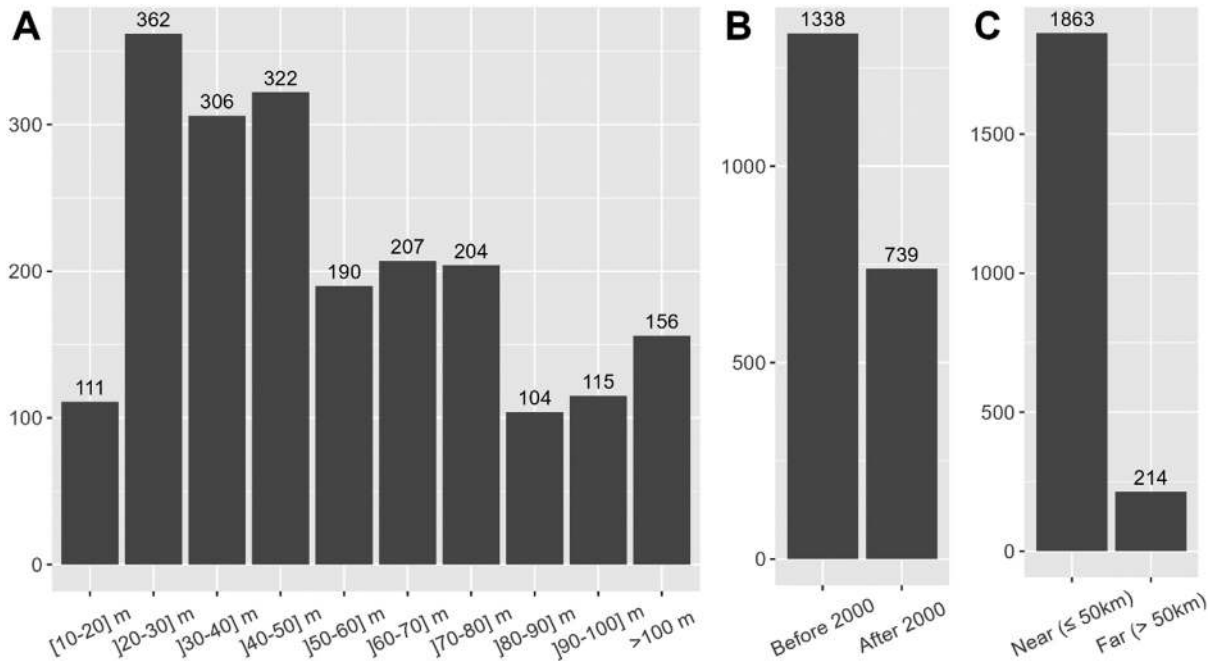


Fig. 2. Number of samples (trawl hauls) per modality of descriptor. A: Bathymetry descriptor; B: Period descriptor; C: Proximity to river mouth descriptor.

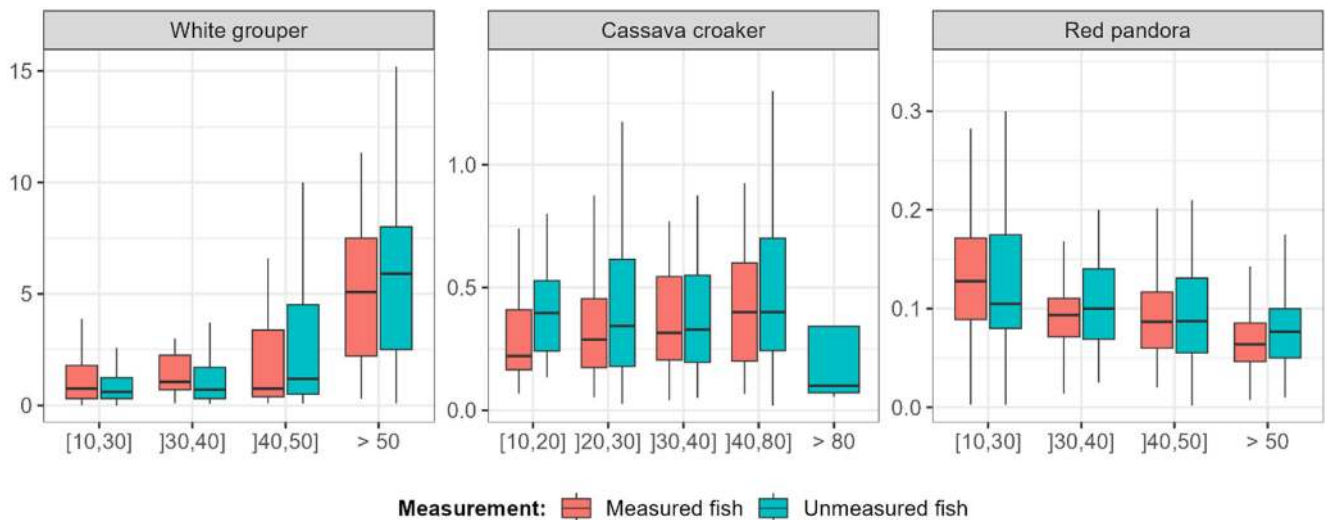


Fig. 3. Mean weight by bathymetry class (in m) for measured vs unmeasured fish.

were available by species. The following method was used to categorize catches as juveniles or adults when length data were missing:

- When a single individual was caught in a trawl haul for a studied species, its weight and the weight at 1st maturity were used to categorize it as juvenile or adult. The weight at 1st maturity (Tab. 1) was calculated regarding the size at maturity and the length and weight data available in the trawl survey dataset (Tab. 2).
- When more than one individual was caught, a statistical approach was used. A preliminary analysis tested for potential biases in mean weight between measured/unmeasured fish

data for the studied species. Then, for each species, generalized linear models (GLMs, McCullagh and Nelder, 1989) with Bernoulli distributions were used to estimate the species-specific proportion of juveniles in trawl hauls for which length structures are available (Eq. (1)):

$$J \approx \text{covariate}(X) + \epsilon, \text{ weights} = C, \quad (1)$$

where J is the response variable, the proportion of juveniles in the sampling unit (trawl haul), X is the mean weight, ϵ is the residuals, and C is the number of fish measured.

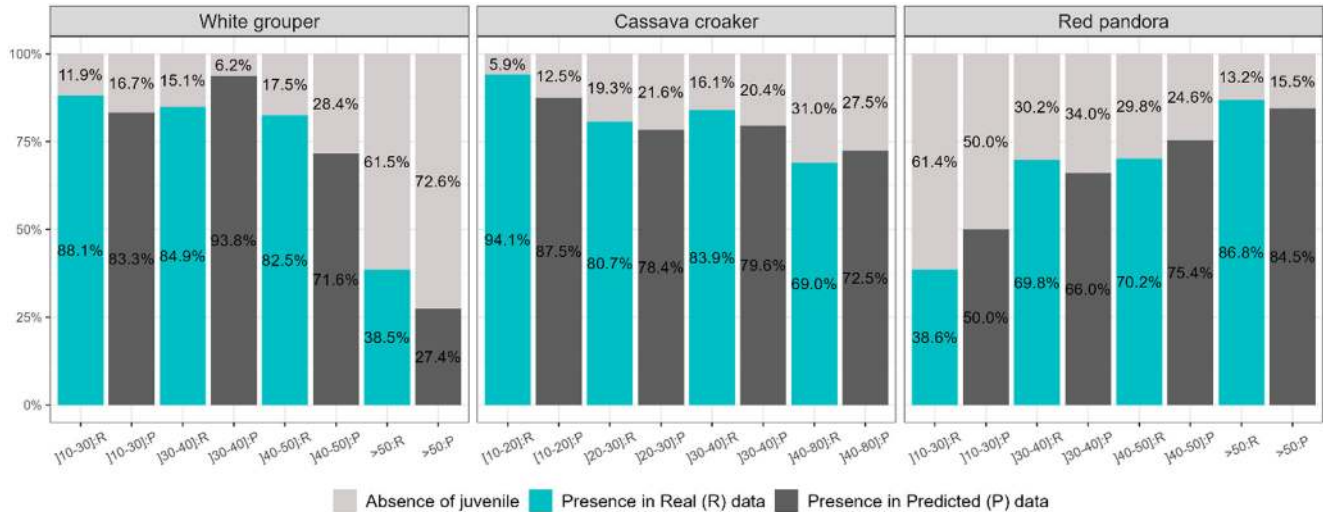


Fig. 4. Proportion of presence for real vs predicted values by bathymetry levels (in m). Illustration for juvenile.

The outputs of the 3 species-specific models were used to predict the proportion of juveniles in trawl hauls for which only mean weights are available (and catches are >1 fish) and infer the respective number of juveniles and adults in catches (Eq. (2)).

$$N = \hat{J} \times C, \quad (2)$$

where N is the number of juvenile fish in catches in the trawl haul, $\hat{J}$ is the predicted proportion of juveniles, and C is the number of fish caught in the trawl haul. A threshold is used when $N < 1$, N is replaced by 0 (absence). Number of adults = $C - N$.

In the whole dataset, catches by species were allocated in juveniles or adults; a complete dataset was available (2,077 trawl hauls), with:

- The respective catch per unit of effort (relative density of fish in number per trawled surface) of juveniles and adults per species.
- The environmental (i.e., bathymetry and proximity to freshwater mouth, derived from crossing the respective spatial maps Supp. Figs. 2 and 3 with the average geographic position of each trawl haul), and temporal (period) descriptors.

2.5 HSMs

Quantitative analysis consists of modelling nursery habitat suitability based on GLM methods (Le Pape et al., 2014; McCullagh and Nelder, 1989). The proportions of occurrence (Tab. 3) of white grouper, cassava croaker, and red pandora at all trawled stations are 33.26%, 21.76%, and 66.58%, respectively, and even less when the data are split by life stage. With regard to this 0-inflated distribution of catch data by species and life stage (Supp. Tab. 2), a delta model was

used. A delta model is a combination of two submodels: one based on presence–absence and the other on abundance for non null densities (Le Pape et al., 2014; Trimoreau et al., 2013). Building this model needed three steps:

2.5.1 Submodel 1: probability of presence $Y_{0/1}$

The presence–absence model aims to explain the probability of the presence of the fish for a given life stage, with a binomial distribution (Eq. (3)) based on presence/absence data (Boolean values: 0 when the relative density of fish in number per trawled surface is null, 1 otherwise).

$$Y_{0/1} \approx \beta_{Period} + \beta_{Bathymetry} + \beta_{Prox. to river mouth} + \epsilon_{0/1}, \quad (3)$$

with $Y_{0/1}$, the response variable, the probability of presence, β_{period} , cofactor 1, period (2 categories; cf. 2.3.2.), $\beta_{Bathymetry}$, cofactor 2, bathymetry (in 10 categories; cf. 2.3.1.), $\beta_{prox. to river mouth}$, cofactor 3, proximity to river mouth (2 categories; cf. 2.3.1.), $\epsilon_{0/1}$, residuals.

2.5.2 Submodel 2: positive densities Y^+

The second submodel (Eq. (4)) uses a Gaussian GLM on log-transformed positive densities to normalize the skewed distribution of the proxies of positive densities (CPUE). Preliminary analyses showed that this option was the best to describe the distribution of positive values in the dataset, as usually found for positive fish densities from survey data (Trimoreau et al., 2013).

$$\log(Y^+) \approx \beta_{Period} + \beta_{Bathymetry} + \beta_{Prox. to river mouth} + \epsilon_+, \quad (4)$$

with $\log(Y^+)$, log-transformed positive density in number per km^2 , β , explaining cofactors (cf. Eq. (3)), ϵ_+ , residuals.

Table 4. Results of extrapolation models to estimate the proportion of juveniles.

Species	Descriptors	DoF	Deviance	P-values	AIC	ED (%)
i) <i>Epinephelus aeneus</i>	NULL	70	236	–	296	–
	Mean weight	69	63	1.9E-39	125	73.29
ii) <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	NULL	198	3189	–	3795	–
	Mean weight	197	754	0	1363	76.34
iii) <i>Pagellus bellottii</i>	NULL	712	18532	–	20606	–
	Mean weight	711	7001	0	9077	62.22

DoF: degree of freedom and deviance are shown as residuals.

ED: explained deviance in %.

2.5.3 Selection of explanatory variables

For the 2 submodels, for each species and life stage, the selection of explanatory factors was based on the Akaike information criterion (AIC), with a difference of 3 considered significant (Bozdogan, 1987). The submodels are compared one by one by adding an additional factor.

2.5.4 Coupling of both submodels: The delta model

Once the best submodels were selected for each species and life stage, they were coupled (Eq. (5)) by applying a correction to obtain an unbiased estimate from a linear model based on log-transformation (Trimoreau et al., 2013).

$$YS = YS_{0/1} \times e^{(\log(YS_{+}))} \times e^{\left(\frac{\hat{\sigma}^2(\log(YS_{+}))}{2}\right)}, \quad (5)$$

with YS estimation of the density from the delta model, $YS_{0/1}$, estimation of the probability of presence (Submodel 1, Eq. (3)), YS_{+} , estimation of the positive log-density (Submodel 2, Eq. (4)), $\hat{\sigma}^2(\log(YS_{+}))$, standard error of estimation of the log-transformed density (from Submodel 2).

2.5.5 Validation

To assess the goodness of fit (GOF) of the presence-absence models based on Boolean values (Submodel 1), the area under the curve (AUC) of the receiver operating characteristic (ROC) was used. The AUC is a threshold-independent measure aiming to assess the model performances at discriminating between presences and absences using a range of threshold values (Hanley and McNeil, 1982). The coefficient of determination (r^2) was used to assess the GOF of Submodel 2 on positive densities.

As models with poor and/or biased prediction power could lead to spurious conclusions, their validation requires attention. To validate the models, their GOF was evaluated by comparing observed versus predicted values with a calibration/validation procedure. Each dataset (12, 2 submodels $\times$ 2 life stages $\times$ 3 species) was randomly split into two parts: calibration, 75% of the data, and validation, 25% of the remaining data. This random split was performed with respect to the relative amount of data

within the different classes of factors (i.e., bathymetric classes, proximity to river mouth and period). For each species and life stage, binomial and positive models were fitted using the calibration dataset, and the GOF was tested both on the calibration and the validation datasets by comparing the model predictions with the data (predictions are the model-fitted values for the calibration dataset and the model estimates for the validation dataset; Trimoreau et al., 2013). This procedure was replicated 100 times, and the average calibration versus validation estimates were compared. Note that to overcome potential spatial correlation, this procedure was also tested after splitting the dataset into 2 geographical units (separated by economic exclusive zones, i.e. Côte d'Ivoire/Ghana). Similar results led us to consider the “simple” version without this spatial structure in the presented results.

2.6 Prediction with confidence intervals and mapping

In a delta model, the combined effects of the descriptors on the binomial distribution and on the positive log-data cannot be directly interpreted together (Le Pape et al., 2014). Combined mean effects have been computed to obtain relative effects of each modality of factor, with their associated uncertainty. Using a Monte-Carlo method (Jia, 2018), we proceeded in 3 steps: (i) generate 5000 random predictions from the presence-absence submodel $N(Y_{0/1}, \sigma_{0/1})$ and the positive density submodel $N(Y_{+}, \sigma_{+})$ for each combination of modalities of the descriptors, (ii) couple the values obtained from the two submodels to obtain predicted densities (Eq. (6)), (iii) calculate the 5%, 50% and 95% quantiles of the distribution, i.e., the median and the associated 90% confidence interval, and show outputs by modality of the descriptor.

$$YS = YS_{0/1} \times e^{(\log(YS_{+}))}. \quad (6)$$

Note that the estimation of the average positive density in equation (5) requires a correction used when logtransformation is applied ($e^{(\log(YS_{+}))} \times e^{\left(\frac{\hat{\sigma}^2(\log(YS_{+}))}{2}\right)}$, Trimoreau et al., 2013). In equation (6), random predictions of positive densities are estimated by $e^{(\log(YS_{+}))}$, without correction. Finally, quantile 50

Table 5. Habitat suitability models fit.

Species and life stage		Descriptors	Model of presence-absence (A)					Model of positive density (B)				
			DoF	Deviance	Pr(>Chi)	AIC	ED(%)	DoF	Deviance	Pr(>Chi)	AIC	ED(%)
i) <i>Epinephelus aeneus</i>												
	Juvenile	NULL	2076	2102	—	2104	—	423	376	—	1156	—
	Juvenile	Period						422	362	5.4E-05	1142	3.72
	Juvenile	+Bathymetry ^a	2067	1885	7.2E-42	1905	10.34					
	Juvenile	+River mouth	<i>Not significant</i>									
	Adult	NULL	2076	1934	—	2104	—	365	359	—	1035	—
	Adult	Period	2075	1834	1.7E-23	1838	5.16	364	342	1.9E-05	1020	4.73
	Adult	+Bathymetry ^a	2066	1686	1.9E-27	1708	12.83					
	Adult	+River mouth	2065	1682	4.8E-02	1706	13.03	363	337	2.7E-02	1017	6.00
ii) <i>Pseudolithus senegalensis</i>												
	Juvenile	NULL	2076	1912	—	1914	—	358	2172	—	1669	—
	Juvenile	Period	2075	1892	5.4E-06	1435	1.08	357	2134	5.7E-03	1665	1.76
	Juvenile	+Bathymetry ^{b,c}	2069	1399	3.7E-103	1415	26.83	355	1779	4.0E-16	1603	18.12
	Juvenile	+River mouth	2068	1383	5.3E-05	1401	27.68					
	Adult	NULL	2076	2058	—	1914	—	407	2003	—	1811	—
	Adult	Period	2075	2039	1.3E-05	2043	0.93	406	1926	2.7E-05	1797	3.80
	Adult	+Bathymetry ^{b,c}	2069	1501	5.4E-113	1517	27.07	404	1745	7.9E-10	1761	12.84
	Adult	+River mouth	2068	1492	2.6E-03	1510	27.51					
iii) <i>Pagellus bellottii</i>												
	Juvenile	NULL	2076	2879	—	2881	—	1020	5907	—	4694	—
	Juvenile	Period	2075	2864	1.0E-04	2868	0.52					
	Juvenile	+Bathymetry ^{a,b}	2066	2439	8.6E-86	2461	15.26	1014	5335	3.9E-21	4602	9.68
	Juvenile	+River mouth	<i>Not significant</i>									
	Adult	NULL	2076	2678	—	2881	—	1358	8681	—	6381	—
	Adult	Period	2075	2657	3.3E-06	2661	0.81	1357	8657	4.0E-02	6379	0.28
	Adult	+Bathymetry ^{a,b}	2066	2327	1.2E-65	2349	13.12	1351	7811	4.8E-29	6251	10.02
	Adult	+River mouth	<i>Not significant</i>									

DoF: degree of freedom and deviance are shown as residuals.

ED: explained deviance in %.

^a, ^b, ^c: bathymetry as factor with respectively 10 classes, 7 classes, 3 classes.

of YS obtained here with equation (6) on 5000 random predictions is equivalent to YS estimated from equation (5).

Habitat mapping consisted of combining the predicted densities (Eq. (5)) for each species and life stage with the geographic data (on each point of the spatial map, and for the two periods, the prediction of the density is done regarding the value of the spatial descriptors, bathymetry and proximity to the river mouths).

3 Results

3.1 Allocation of catches in life stage when length structure is lacking

The explained deviance of the extrapolation models of the proportion of juveniles in survey data reached 73%, 76%, and 62% for white grouper, cassava croaker, and red pandora, respectively (Tab. 4). Without different patterns in mean weight between measured and unmeasured data (Fig. 3), the models provide unbiased predictions of the proportion of juvenile fish in survey catches (Fig. 4). These models were used to predict the proportion of juveniles and complement the data with the number of juveniles and

adults in catches when the length structure was not available.

3.2 Model selection, predictions and uncertainty

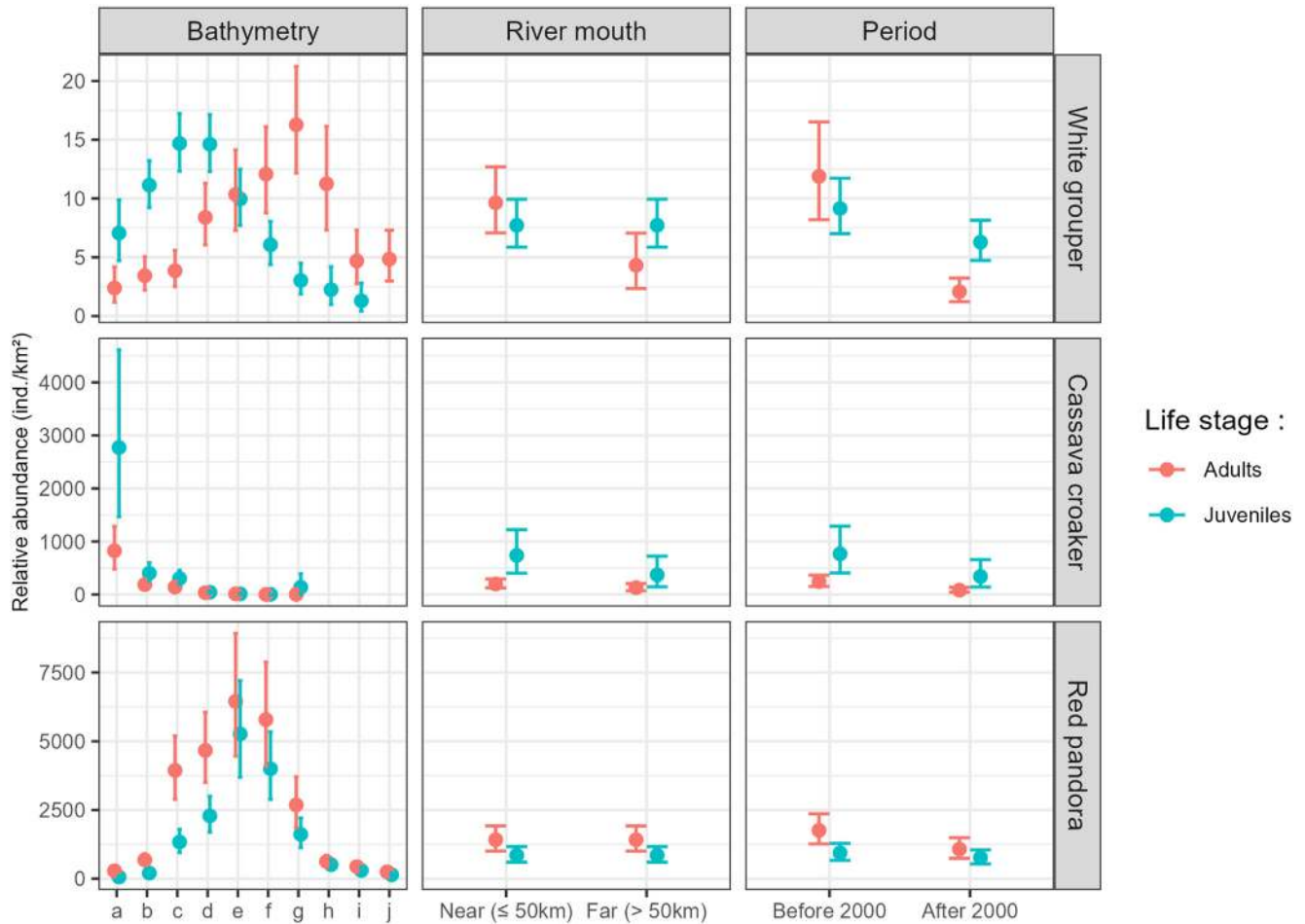
3.2.1 Selection of descriptors and model validation

The 3 descriptors, i.e., bathymetry, distance to river mouth, and period, were retained at least partly in the delta models for the three species (Tab. 5). For the three species and the two life stages, the two submodels very partly explained the deviance of the presence [10–28]% (min/max on the three species) and of the positive densities [3–18]%, respectively, with a better explanatory power for cassava croaker and worse for white grouper (Tab. 5).

The results of the juvenile and adult AUC data range from 0.701 ± 0.020 to 0.844 ± 0.015 except for the adult presence-absence submodel of white grouper (Tab. 6). The calibration and validation values are very close. The presence-absence submodels are therefore considered robust, except for white grouper adults. For the positive density submodels, the r^2 coefficient is analytically equivalent to the percentage of explained deviance; thus, the

Table 6. Calibration and validation results of habitat suitability sub-models ($\pm$ standard deviation).

Parameters	Species	Juvenile		Adult	
		Calibration	Validation	Calibration	Validation
AUC	<i>Epinephelus aeneus</i>	0.709 $\pm$ 0.006	0.701 $\pm$ 0.020	0.442 $\pm$ 0.009	0.432 $\pm$ 0.027
	<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	0.845 $\pm$ 0.004	0.844 $\pm$ 0.013	0.841 $\pm$ 0.005	0.844 $\pm$ 0.015
	<i>Pagellus bellottii</i>	0.752 $\pm$ 0.005	0.748 $\pm$ 0.016	0.737 $\pm$ 0.007	0.735 $\pm$ 0.016
r^2	<i>Epinephelus aeneus</i>	0.037 $\pm$ 0.013	0.049 $\pm$ 0.038	0.065 $\pm$ 0.013	0.049 $\pm$ 0.037
	<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	0.178 $\pm$ 0.023	0.192 $\pm$ 0.068	0.132 $\pm$ 0.017	0.119 $\pm$ 0.048
	<i>Pagellus bellottii</i>	0.097 $\pm$ 0.010	0.091 $\pm$ 0.028	0.099 $\pm$ 0.010	0.097 $\pm$ 0.028

**Fig. 5.** Prediction and mean effects of habitat descriptors. a:[10,20] m, b: [20,30] m, c: [30,40] m, d: [40,50] m, e: [50,60] m, f: [60,70] m, g: [70,80] m, h: [80,90] m, i: [90,100] m, j: >100m (except for cassava croaker for which f: [60,80] m and g: > 80m).

performance of the models is similar for the calibration dataset (Tab. 6) than in the overall model fit (Tab. 5). Except for the adult white grouper, the degradation of r^2 from calibration to validation data was below 20% for the three species and was considered reliable.

3.2.2 Model prediction and mapping

Overall, bathymetry had an important influence on habitat suitability (Tab. 5). The density of white grouper peaks in shallow areas for juveniles, is abundant between 10 and 50 m, whereas it is deeper for adults (Figs. 5 and 6). The cassava

croaker is concentrated in the shallowest areas, below 20 m (Figs. 5 and 7). The red pandora has a wider distribution towards the open ocean, with a maximum abundance from 40 to 70 m and low density in the shallow coastal fringe (Figs. 5 and 8). For both cassava croaker and red pandora, the bathymetric distributions of juveniles and adults overlap (Fig. 5).

Distance to river mouth had an additional partial and moderate life-stage- and species-specific influence. Adults of white grouper are more abundant, and both life stages of cassava croaker more frequently occur close to the river mouths (Tab. 5; Fig. 5).

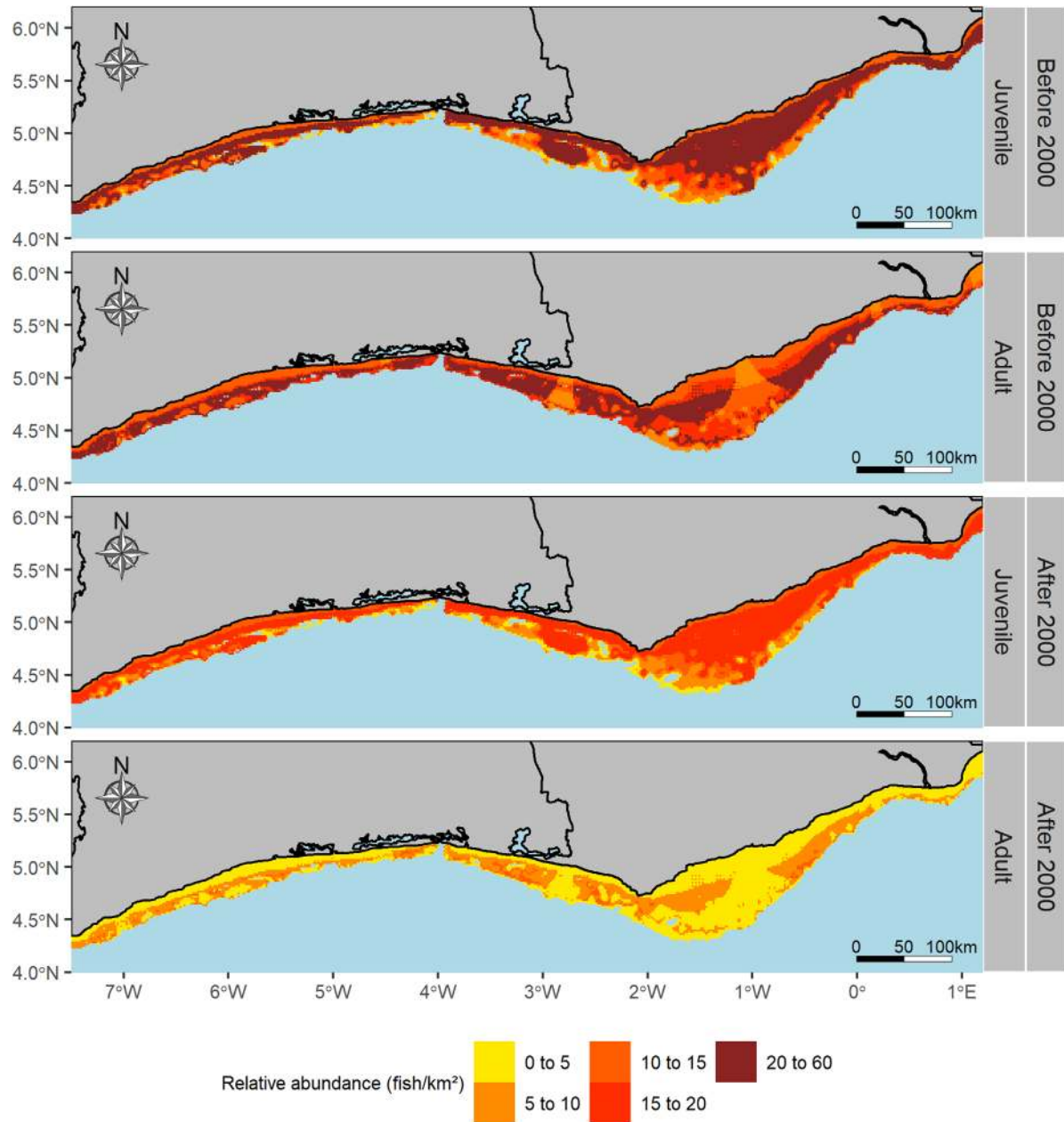


Fig. 6. Habitat maps of white grouper (*E. aeneus*), relative abundance (number of fish caught/km²). Regarding the low model accuracy for the adult stage, the adults map has to be considered as indicative.

The period was significant, except for the presence of juveniles of white grouper and positive density for red pandora, indicating a general decrease in the abundance of both juvenile and adult fish for the three species (Tab. 5; Fig. 5).

4 Discussion

The present study aimed to model and map the spatial distribution of both juvenile and adult distributions of three fish species of main fishing interest in the western Gulf of Guinea. Data from trawl surveys carried out in the study area since the late 1970s were collated and pretreated to estimate the

respective species-specific CPUE of juveniles and adults. The HSMs were developed to describe these CPUE with relation to environmental factors. Survey data (species- and life-stage-specific CPUE) were 0-inflated and prevented the use of conventional linear models. Delta GLMs combining two submodels for the probability of presence and positive densities, respectively, were applied to fit these 0-inflated data (Le Pape et al., 2014). These HSMs based on abiotic descriptors of the environment (bathymetry) and seascape (proximity to river mouths) and accounting for 2 time periods partly explained the spatial distribution of juveniles and adults and the temporal patterns in densities for the three species, with a large remaining part of the variability in distribution not explained by the descriptors.

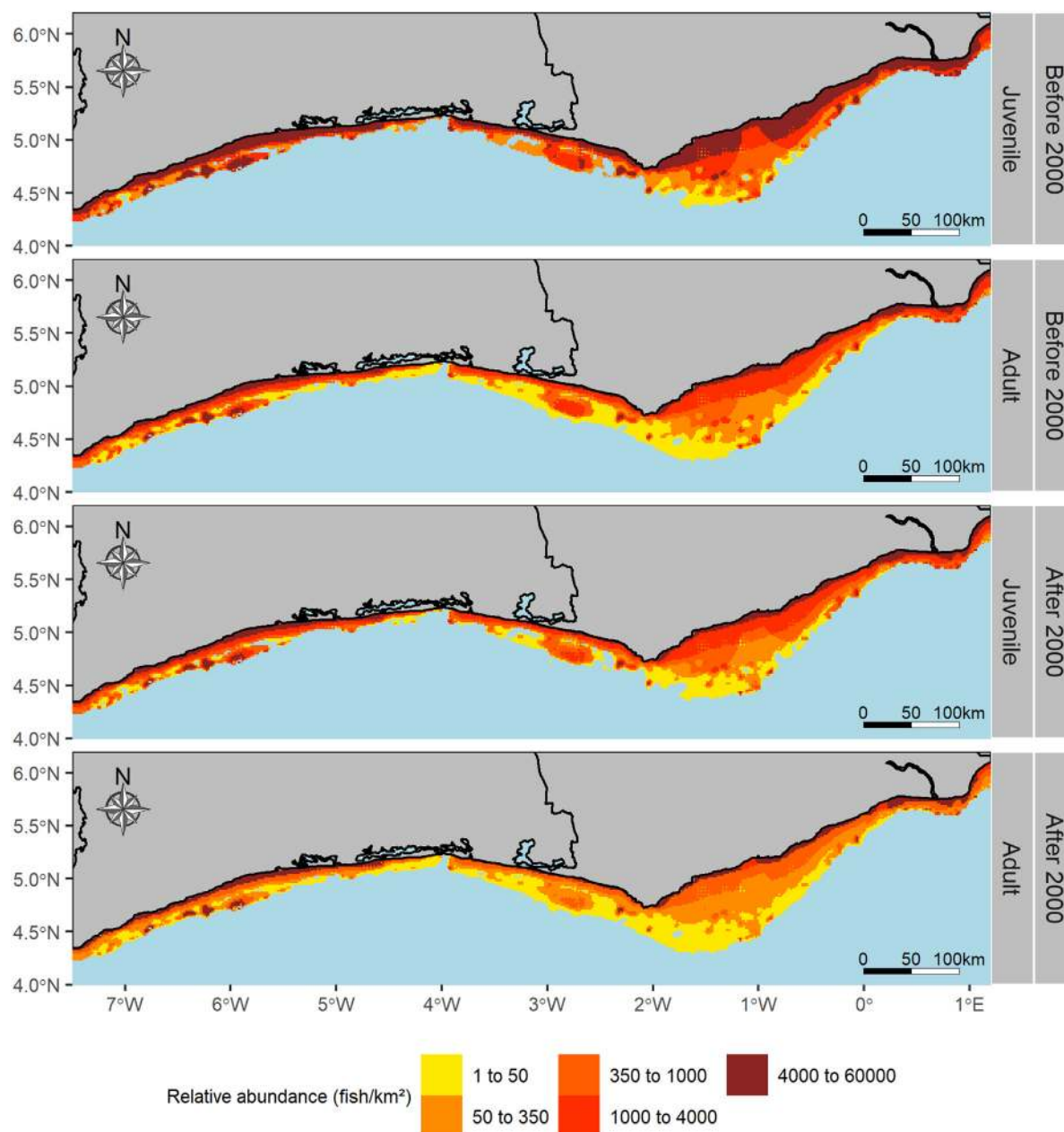


Fig. 7. Habitat map of cassava croaker (*P. senegalensis*), relative abundance (number of fish caught/km²).

4.1 Model limits and potential improvements

A poor level of explanatory power is common in marine fish HSMs, and residual variability is important (Le Pape et al., 2014). This was verified from the present case study: Uncertainties arise from observation processes (data paucity, small spatial scale and short-term temporal variability) but also from the lack of structuring environmental descriptors accounted for in model formulation.

The observation process is especially critical when the dataset merges various scientific surveys operated with various trawls and spanning 4 decades. Contrasts in trawl catchability and selectivity (Tab. 2) could have reduced the accuracy of

CPUE estimates, especially for young juveniles. However, no reliable intercalibration information was available from these surveys carried out in various areas at different periods. In addition, the use of a single 1st size at maturity during the whole period (Tab. 1) could be a weakness. Accordingly, considering all individuals that were past their first maturity as adults led to considering protogynous fish as mature before male maturity and provided only a proxy of life-stage structure.

Accounting for a restricted number of environmental descriptors is another limit to the level of explanation of marine fish HSMs:

- *Sediment structure.* Maps of sediment structures were not available with sufficient precision for the Ghanaian

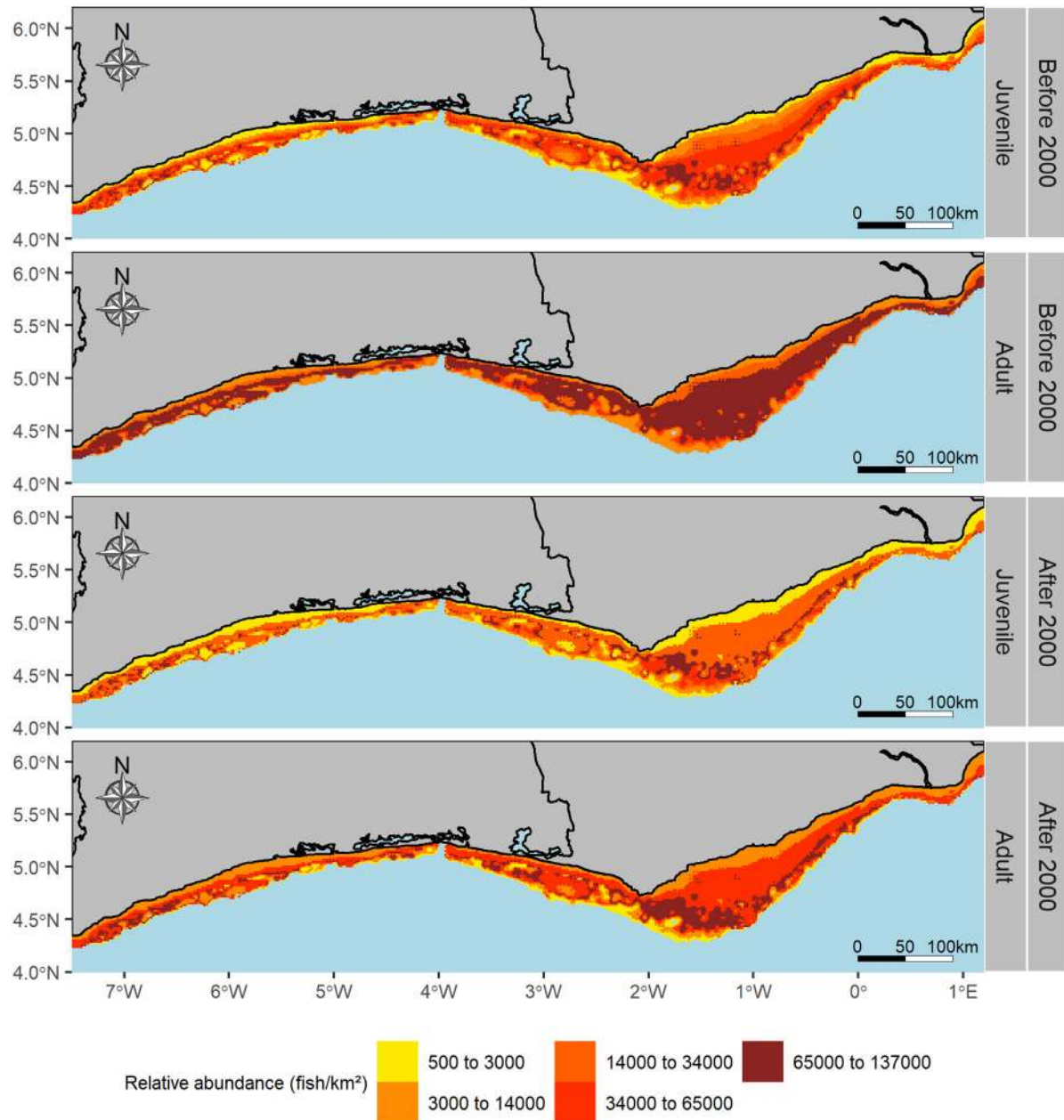


Fig. 8. Habitat map of red pandora (*P. bellottii*), relative abundance (number of fish caught/km²).

waters, and this parameter was not used as a habitat descriptor. However, HSMs based on a restricted dataset on Ivorian waters (Supp. Fig. 5) did not evidence a significant influence of this descriptor.

- *Additional longitudinal patterns.* In response to differences in fisheries management between Ghana and Côte d'Ivoire, or to other underlying processes, species- and life stage-specific distributions of fish could present longitudinal patterns in the study area. However, tests using a “country” effect did not show any significant effect.
- *Temporal variability and hydrologic parameters.* Salinity and/or nutrient concentration are potential complementary

habitat descriptors, with, for instance, a better accuracy than seascape distance to the river mouth to describe the influence of estuarine enrichment (Trimoreau et al., 2013). In the context of climate change, a more accurate description of temporal patterns, integrating a descriptor of temperature, could also have improved model accuracy. However, these descriptors were not accounted for in the present analysis. The paucity of data mainly prevented this use. Hydrologic maps of surface temperature and salinity are not available for the first years of the time series of trawl surveys, and no information is available for the bottom waters, where these three demersal species are living.

- Moreover, adding hydrology would imply to consider some temporal models, i.e., to account for interannual variability (Trimoreau et al., 2013) and to integrate the seasonal response of fish distribution to temperature, which is far from constant all year long. The paucity of trawl survey data (Tab. 1) did not allow for the development of such complex models. However, tests using a “season” effect in the model did not show any significant effect. Accounting for hydrologic variability is of course a major research avenue that would need further consideration in the future.

This modelling approach could thus be considered raw, providing only a proxy of fish density and partly explaining the average spatial distribution and temporal patterns in the long term, without integrating fine-scale distributions linked to biotic factors (food resources, Jänes et al., 2020; Le Pape et al., 2013) or multiscale temporal variability. However, an “out of the bag” cross-validation procedure (Le Pape et al., 2014) allowed us to validate HSMs robustness, except for adults of white grouper, for which model accuracy was lower. Even if more accurate datasets and environmental descriptors would certainly have refined the description and mapping, the present HSMs described some drivers of life-stage specific distribution for the three species and allowed us to map their distribution.

4.2 Species- and life stage-specific habitats and temporal patterns

The identification of habitats was carried out with two environmental descriptors: bathymetry and proximity to river mouths. Bathymetry is well known to structure the demersal fish distribution (Trimoreau et al., 2013) at both the juvenile and adult stages. The bathymetric factor was the most important driver of spatial distribution at both life stages for the three studied species. The influence of estuarine inputs is a complementary factor partly explaining the spatial distribution of marine species (Olds et al., 2012; Trimoreau et al., 2013), especially at juvenile stages (Beck et al., 2001). The enrichment of the coastal part of the continental shelf by river inputs from estuaries (Le Pape et al., 2013) makes the areas in their vicinity particularly suitable for the growth and survival of juveniles (Trimoreau et al., 2013). However, the contribution of this seascape component (Drakou et al., 2017; Nagelkerken et al., 2015) to the HSMs remained dramatically lower than that of bathymetry and logically concerned only the two coastal species.

Of the three studied species, white grouper was the one for which HSM performance was the lowest; it was robust for juveniles but less robust for adults. However, the similarity with conclusions drawn elsewhere for this species led us to validate HSM outputs and related maps. White grouper lives in ECEs such as open lagoons, bays, and estuaries (Bakari et al., 2016; Eugenia et al., 2019; Nunoo et al., 2006; Okyere and Blay 2020; Okyere and Nortey 2018; Sossoukpe et al., 2013b) at the juvenile stage. Out of the estuarine environment, juveniles are dramatically more abundant below 50 m of depth, confirming their high concentration on the coastal fringe of the continental shelf (Vally et al., 2023). At the adult stage, white grouper prefer deeper areas and have dramatically wider

distributions; however, there is a preference for the proximity of estuaries (Vally et al., 2023).

Cassava croaker is frequently observed in ECEs (Nunoo et al., 2006; Okyere and Blay 2020; Okyere and Nortey 2018; Sossoukpe et al., 2013b). On the continental shelf, its spatial distribution is unimodal with a preference for shallow waters (<20 m) at both juvenile and adult stages and with a preference for the vicinity of estuaries (FAO, 1991). This species uses nearshore areas under riverine influence as nurseries, adult feeding and spawning areas (Sossoukpe et al., 2013a).

Red pandora live in the open sea (Kouame et al., 2020; Sylla et al., 2017). Juveniles and adults share the same living area, mainly from 30 to 80 m, with no dependency on coastal habitats.

For the three species, abundance decreased after 2000 at both the juvenile and adult stages. This decrease could be linked to a large panel of factors, including environmental changes and habitat degradation (Brown et al., 2018), evidenced in coastal habitats of the study area: land reclamation and habitat loss (Abé and Affian, 1993; Osemwegie et al., 2016), eutrophication (Adingra and Kouassi, 2011), siltation and deoxygenation (Okyere and Nortey, 2018), and xenobiotic loadings (Koffi et al., 2014). However, in the study area, global fishery landings have increased in recent decades, with overexploitation for *Pseudotolithus* spp. (Derrick, 2020; FAO, 2022; Polido et al., 2020) and, more precisely, for cassava croaker (Okyere and Blay, 2020; Tia et al., 2017), and full exploitation for red pandora (FAO 2022; Kouame et al., 2020; Sylla et al., 2017). In addition to the unestimated impact of climate change and habitat degradation, the impact of fisheries is partly responsive to the observed temporal changes in abundance for the three studied species.

4.3 Management recommendations

The quantitative identification and mapping of CEHs is a crucial preliminary step for an ecosystemic approach to preserve marine exploited resources (Le Pape et al., 2014). The protection of CEHs is important for the renewal of fish stock (Beck et al., 2001) and is needed in combination with fisheries management to sustain resources and fisheries (Worm et al., 2006).

The juveniles of white grouper and cassava croaker during their whole life cycle are concentrated at 0–50 m and 0–20 m, respectively. Thus, there is an urgent need to preserve/restore this coastal fringe of the continental shelf to enhance population renewal for these two species. The impacts of local anthropogenic disturbance on nearshore-dependent species are well documented (Brown et al., 2018). These disturbances, evidenced in the study area (cf. 4.2), could have detrimental impacts at the population level for production and exploitation. Local habitat degradation could impact populations of species residing in coastal habitats throughout their life cycle, such as cassava croaker, but could also have detrimental consequences at a dramatically larger scale for species concentrated in ECEs at the juvenile stage (Archambault et al., 2018; Drakou et al., 2017), such as white grouper. However, the consequences of habitat degradation for exploited fish population renewal remain poorly understood (Brown et al., 2018).

At the same time, there is a need to regulate fishing in the coastal part of the continental shelf. Pushing the fishing effort beyond CEHs using protected areas could be an effective option to protect nursery grounds for white grouper, with a positive impact on fish stocks without pushing fishermen out of fishing grounds for adults (Mesnildrey et al., 2013). However, this would imply restricting access to both juvenile and adult stages for cassava croaker. This would dramatically reduce its overexploitation level (FAO, 2022; Okyere and Blay, 2020) but will prevent sustaining fisheries landings. Regulation of the mesh sizes of the fishing gear targeting these species in the coastal fringe could be a complementary option to avoid catching juveniles, (i) concentrated there for white grouper, and (ii) as juveniles represent a high proportion of the fish landings for *Pseudotolithus spp.* (Sossoukpe et al., 2013b; Wehye et al., 2017).

Acknowledgement

The authors are grateful to the Centre de Recherches Océanologiques (Côte d'Ivoire) and the Department of Fishery (Ghana) for providing their data for this study and all who were contacted during data procurement. This work was funded by the European Project Demerstem (PESCAO and ECOWAS). The authors thank Florian Quemper for his help regarding stock exploitation status of the studied species and Benedicta Tigymah for proofreading the English language. We are also grateful to the editor and the three anonymous reviews who significantly helped us to improve the quality of this manuscript.

Data availability statement

The authors do not have permission to share data.

Supplementary material

Supp Fig. 1. Geographic position of the trawl hauls in scientific surveys used in this study.

Supp Fig. 2. Bathymetry map of the continental shelf in the study area.

Supp Fig. 3. Buffer of 50 km from the entrance of river mouths to the continental shelf covering in the study area.

Supp Fig. 4. Number of trawl hauls per class of bathymetry x descriptor of proximity to the river mouths.

Supp Fig. 5. Sediment map of the continental shelf on the study zone.

Supp Table 1. Bibliographic review of the size at maturity of the three studied species.

Supp Table 2. Proportion of trawl hauls with the presence of the specie based on the total trawl hauls, including catches in life stages where the length structure was estimated.

The Supplementary Material is available at <https://www.alr-journal.org/10.1051/alr/2024005/olm>.

References

- Abé J, Affian K. 1993. Morphology and tourist infrastructures of the Ivorian Coast BT, in: P.P. Wong (Ed.), *Tourism vs Environment: The Case for Coastal Areas*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 99–108.
- Adingra AA, Kouassi AM. 2011. Pollution en lagune Ebrié et ses impacts sur l'environnement et les populations riveraines. *Fiches Tech Doc Vulg* 53: 48–53.
- Aheto DW, Okyere I, Asare NK, Dzakpasu MFA, Wemegah Y, Tawiah P, Dotsey-Brown J, Longdon-Sagoe M. 2014. A survey of the benthic macrofauna and fish species assemblages in a mangrove habitat in Ghana. *West Afr J Appl Ecol* 22: 1–15.
- 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. *Estuar Coast Shelf Sci* 201: 95–104.
- Bakari C, Léonard T, Toussaint J-TG, Tidiani K, Kouamelan P-E. 2016. Fish assemblage structure in the Tropical Coastal Lagoon of Grand Lahou (Côte d'Ivoire, *West Africa*). *Int J Fish Aquac* 8: 1–13.
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol Monogr* 81: 169–193.
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MP. 2001. The identification, conservation, and management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nurse. *Bioscience* 51: 633–641.
- Bozdogan H. 1987. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): the general theory and its analytical extensions. *Psychometrika* 52: 345–370.
- Brown EJ, Vasconcelos RP, Wennhage H, Bergström U, Støttrup JG, van de Wolfshaar K, Millisenda G, Colloca F, Le Pape O. 2018. Conflicts in the coastal zone: human impacts on commercially important fish species utilizing coastal habitat. *ICES J Mar Sci* 75: 1203–1213.
- Cosme De Esteban M, Haroun R, Tuya F, Abreu AD, Otero-Ferrer F. 2023. Mapping marine habitats in the Gulf of Guinea: a contribution to the future establishment of Marine Protected Areas in Principe Island. *Reg Stud Mar Sci* 57: 102742.
- Curnick DJ, Pettorelli N, Amir AA, Balke T, Barbier EB, Crooks S, Dahdouh-Guebas F, Duncan C, Endsor C, Friess DA, Quarto A, Zimmer M, Lee SY. 2019. The value of small mangrove patches. *Science (80-)* 363: 239–239.
- Dahlke FT, Wohlrab S, Butzin M, Pörtner H-O. 2020. Thermal bottlenecks in the life cycle define climate vulnerability of fish. *Science (80-)* 369: 65–70.
- Derrick B. 2020. Côte d'Ivoire: Updated catch reconstruction for 2011–2018. Updat. to 2018 1950–2010 Mar. Catch Reconstr. Sea Around Us Part I – Africa. *Antarct Eur North Atl* 28: 31–34.
- Drakou EG, Pendleton L, Effron M, Ingram JC, Teneva L. 2017. When ecosystems and their services are not co-located: oceans and coasts. *ICES J Mar Sci* 74: 1531–1539.
- Eugenia BB, Armah AK, Dankwa HR. 2019. Fish as bioindicators of habitat degradation in coastal lagoons of Ghana. *Bonorowo Wetl.* 9.
- FAO. 1991. The "GUINEA 90" survey. CECAF/ECFA, *Fishery Committee for the Eastern Central Atlantic*.
- FAO. 2022. Fishery Committee for the Eastern Central Atlantic (CECAF), Scientific Sub-Committee, Ninth Session, *Demersal resources Working Group South 2022-meeting summary*. Nouakchott, Mauritania.
- Friess DA. 2016. Mangrove forests. *Curr Biol* 26: R746–R748.
- Halpern BS, Longo C, Hardy D, McLeod KL, Samhouri JF, Katona SK, Kleisner K, Lester SE, O'Leary J, Ranelletti M, Rosenberg AA, Scarborough C, Selig ER, Best BD, Brumbaugh DR, Chapin FS, Crowder LB, Daly KL, Doney SC, Elfes C, Fogarty MJ, Gaines SD, Jacobsen KI, Karrer LB, Leslie HM, Neeley E, Pauly D, Polasky S, Ris B, St Martin K, Stone GS, Sumaila UR, Zeller D. 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488: 615–620.
- Hanley JA, McNeil BJ. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29–36.
- Hicks CC, Cohen PJ, Graham NAJ, Nash KL, Allison EH, D'Lima C, Mills DJ, Roscher M, Thilsted SH, Thorne-Lyman AL, MacNeil MA. 2019. Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. *Nature* 574: 95–98.
- Jänes H, Macreadie PI, Nicholson E, Ierodiaconou D, Reeves S, Taylor MD, Carnell PE. 2020. Stable isotopes infer the value of Australia's coastal vegetated ecosystems from fisheries. *Fish Fish* 21: 80–90.
- Jia B. 2018. The application of Monte Carlo methods for learning generalized linear model. *Biometrics Biostat Int J* 7.
- John DM, Lawson GW. 1990. A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. *Estuar Coast Shelf Sci* 31: 505–518.
- Koffi YB, Ahoussi KE, Kouassi AM, Biemi J. 2014. Ressources minières, pétrolières et gazières de la Côte d'Ivoire et problématique de la pollution des ressources en eau et des inondations. *Geo Eco Trop* 38: 119–136.

- Kouame AC, Sylla S, Yao SS, Tia CB, Loukou GA. 2020. Stock assessment of red Pandora Pagellus Bellottii (Steindachner, 1882) in the Ivorian continental shelf (West Africa). *Agron. Africaine* 32: 423–438.
- Laleye PA, Villanueva CM, Enstua-Mensah M, Moreau J. 2007. A review of the aquatic living resources in Gulf of Guinea lagoons, with particular emphasis on fisheries management issues. *J Afrotropical Zool* 123–136.
- Le Loeuff P. 2001. L'écosystème benthique au large de Grand-Bassam (Côte-d'Ivoire). *Considérations sur les variabilités saisonnière, interannuelle et à long terme. Doc Sci du Cent IRD Bretagne* 87: 27.
- 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 Coast Manag* 87: 8–19.
- Le Pape O, Modéran J, Beaunée G, Riera P, Nicolas D, Savoye N, Harmelin-Vivien M, Darnaude AM, Brind'Amour A, Le Bris H, Cabral H, Vinagre C, Pasquaud S, França S, Kostecki C. 2013. Sources of organic matter for flatfish juveniles in coastal and estuarine nursery grounds: a meta-analysis for the common sole (*Solea solea*) in contrasted systems of Western Europe. *J Sea Res* 75: 85–95.
- Manson FJ, Loneragan NR, Skilleter GA, Phinn SR. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions, in: Oceanography and Marine Biology. *CRC Press*, pp. 493–524.
- McCullagh P, Nelder JA. 1989. Generalized Linear Models, 2nd edn. London, New York, Monographs on Statistics and Applied Probability 37.
- McDevitt-Irwin J, Iacarella J, Baum J. 2016. Reassessing the nursery role of seagrass habitats from temperate to tropical regions: a meta-analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 557: 133–143.
- Mesnildrey L, Gascuel D, Le Pape O. 2013. Integrating Marine Protected Areas in fisheries management systems: some criteria for ecological efficiency. *Aquat Living Resour* 26: 159–170.
- Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R, Connolly RM. 2015. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish Fish* 16: 362–371.
- NOAA. 2022. ETOPO 2022 15 Arc-Second Global Relief Model. *Natl. Centers Environ. Inf.*
- Nunoo F, Eggleston D, Vanderpuye C. 2006. Abundance, biomass and species composition of nearshore fish assemblages in Ghana, *West Africa. Afr J Mar Sci* 28: 689–696.
- Okyere I, Aheto DW, Aggrey-fynn J. 2011. *Comparative ecological assessment of biodiversity of fish communities in three coastal wetland systems in Ghana* 1, 178–188.
- Okyere I, Blay J. 2020. Assessment of the fishery, growth and mortality characteristics of the cassava croaker, *Pseudolithus senegalensis* (Sciaenidae) from coastal waters of Ghana. *Reg Stud Mar Sci* 39: 101425.
- Okyere I, Nortey D. 2018. Assessment of the Ecological Health Status of River Pra Estuary (Ghana) and Adjoining Wetland using Physico-chemical Conditions and Macroinvertebrate Bioindicators. *West Afr J Appl Ecol* 26: 44–55.
- Olds AD, Connolly RM, Pitt KA, Maxwell PS. 2012. Habitat connectivity improves reserve performance. *Conserv Lett* 5: 56–63.
- Osemwegie I, Hyppolite DN, Stumpp C, Reichert B, Biemi J. 2016. Mangrove Forest Characterization in Southeast Côte d'Ivoire. *Open J Ecol* 06: 138–150.
- Polido R, Noël S-L, Amador K. 2020. Ghana: Updated catch reconstruction for 2011–2018. In: Derrick B, Khalfallah M, Relano V, Zeller D, Pauly D. (Eds.), Fisheries Centre Research Report. pp. 40–45.
- Seitz RD, Wennhage H, Bergström U, Lipcius RN, Ysebaert T. 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES J Mar Sci* 71: 648–665.
- Sossoukpe E, Nunoo FKE, Adite A. 2013a. Population structure and reproductive parameters of the Cassava croaker, *Pseudolithus senegalensis* (Pisces, Valenciennes, 1833) in nearshore waters of Benin (West Africa) and their implications for management. *Int J Dev Res* 3: 37–45.
- Sossoukpe E, Nunoo FKE, Ofori-Danson PK, Fiogbe ED, Dankwa HR. 2013b., Growth and mortality parameters of *P. senegalensis* and *P. typus* (Sciaenidae) in nearshore waters of Benin (West Africa) and their implications for management and conservation. *Fish Res* 137: 71–80.
- Sylla S, Kouakou KF, Tia CB, Yao SS, Atse BC. 2017. The spatial distribution of coastal fish assemblage in Côte d'Ivoire's Exclusive Economic Zone (EEZ), *West Africa. J Appl Biosci* 108: 10519.
- Tia CB, Konan KJ, Sylla S, Kouamelan EP, Atse BC. 2017. Population parameters and stock assessment of the cassava croaker *Pseudolithus senegalensis* (Valenciennes, 1833) in the Coastal Waters of Côte d'Ivoire. *Int J Sci Res Methodol Hum J* 6: 79–95.
- 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. *Estuar Coast Shelf Sci* 133: 193–205.
- Vally Y, El, Quenum CL, Thiaw M, Guitton J, Meissa B, Le Pape O. 2023. Quantitative mapping of effective habitats for the White grouper *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) in North West Africa. *Reg Stud Mar Sci* 65: 103067.
- Wehye AS, Ofori Danson PK, Lamptey AM. 2017. Population dynamics of *Pseudolithus senegalensis* and *Pseudolithus typus* and their implications for management and conservation within the coastal waters of Liberia. *Fish Aquac J* 08.
- Whitfield AK. 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Rev Fish Biol Fish* 27: 75–110.
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson J, BC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science (80-.)* 314: 787–790.

Cite this article as: Quenum CL, Vally YE, Tapé J, Guitton J, Ekuban EF, Kouakou ND, Le Pape O. 2024. Identification of critical essential habitat for demersal fish in the Gulf of Guinea. *Aquat. Living Resour.* 37: 7