



HAL
open science

Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche

Mohamed Lamine Camara

► **To cite this version:**

Mohamed Lamine Camara. Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche. Biologie animale. Université Montpellier, 2016. Français. NNT : 2016MONTT121 . tel-01646532

HAL Id: tel-01646532

<https://theses.hal.science/tel-01646532>

Submitted on 23 Nov 2017

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

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

THESE

Pour l'obtention de grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER

Ecole Doctorale : GAIA - Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau

Spécialité : EFSA - Écologie Fonctionnelle et Sciences Agronomiques

Biodiversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons de Guinée et son évolution sous l'effet de la pêche

Par

Mohamed Lamine CAMARA

Thèse soutenue et présentée publiquement le 13 juin 2016, devant le jury composé de :

M. Luis Tito de MORAIS , Directeur de Recherches, Bretagne	Rapporteur
M. Papa NDIAYE , Professeur, UCAD DAKAR	Rapporteur
M. Frédéric MENARD , Directeur de Recherches, IRD	Examineur
M. Didier JOUFFRE , Chargé de Recherches, IRD	Directeur de thèse
M. Sébastien VILLEGGER , Chargé de Recherches, CNRS	Examineur
M. Ibrahima DIALLO , Chargé de recherches, CNSHB	Examineur



Remerciements

Au terme de ces trois années, j'aimerais remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Mes premiers mots de remerciement sont tout d'abord destinés à mon Directeur de thèse M. Didier JOUFFRE, Chargé de recherches (HDR) à l'IRD. Depuis le Master II en 2010 il est non seulement avec moi, mais il a bien voulu accepter d'encadrer mon travail. Sa sagesse, ses conseils et ses orientations sur tous les aspects relatifs à la recherche bibliographique, à la démarche méthodologique et à la rédaction ont été fondamentalement déterminants. En décidant de m'encadrer dans mon travail, c'est toute sa disponibilité et sa compétence qu'il a bien accepté de mettre au service de la réalisation de cette thèse. Je rends ici hommage à ses qualités pédagogiques et scientifiques, sa franchise, son bon sens et la pertinence de ses jugements qui contribuent à ce que chaque discussion avec lui se révèle toujours déterminante. Au-delà de ces qualités professionnelles, ses qualités humaines d'écoute et de gentillesse rendent le travail à ses côtés toujours agréable et décontracté.

Je remercie chaleureusement Messieurs les Professeurs Luis Tito DE MORAIS et Papa NDIAYE qui m'ont fait l'honneur d'être rapporteurs de ma thèse malgré leurs très nombreuses occupations. La pertinence de leurs critiques et commentaires m'a aidée dans mes réflexions scientifiques et dans l'amélioration de mon travail. Un remerciement particulier à Messieurs Frédéric MENARD, Sébastien VILLEGGER et Ibrahima DIALLO qui ont bien voulu accepter d'être membres de mon jury et de juger mon travail.

Qu'il me soit permis d'adresser mes vives remerciements au Service de Coopération et d'Action Culturelle de l'Ambassade de France en Guinée (SCAC) qui a bien voulu financer cette thèse. Je leur exprimer ici toute ma reconnaissance et toute ma gratitude pour le soutien apporté. Je remercie également toute l'équipe de Campus-France à Montpellier pour les efforts fournis pour rendre agréables mes séjours à Montpellier.

Cette thèse repose sur l'analyse des données de campagne scientifique et des statistiques de pêche collectées par le Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoua (CNSHB). Je remercie donc tout le personnel du CNSHB. Sans leur travail minutieux de

terrain qu'ils réalisent chaque année, cette thèse aurait tout simplement été impossible. J'adresse particulièrement mes sincères remerciements à M. Ibrahima DIALLO pour sa disponibilité, son franc parlé et ses conseils, à M. Mohamed SOUMAH pour ses conseils, à la Direction Générale dudit centre, à Dr Alkaly DOUMBOUYA pour avoir pris tout son temps pour lire et corriger le rapport de thèse.

Que dire du personnel de l'Unité de Recherche MARBEC (ex Ecosym). Ils m'ont tout accueilli les bras ouverts et m'ont tout appris. Quand je pense à mes premiers pas dans l'utilisation du logiciel R et leur grande disponibilité à m'encadrer et me former, je ne peux que les remercier. J'adresse particulièrement mes sincères remerciements au Professeur David MOUILLOT, à M. Sébastien VILLEGGER, à M. Jean-Antoine TOMASSINI, M. Fabien LEPRIEUR, M. Marc BOUVY, M. Guy VIDY, M. David MAKENZI, M. Giles DOMALAIN, cette thèse n'aurait pas réussi sans vos précieux conseils et disponibilités. Je remercie également Mme Solange FOURNIER et toutes les secrétaires administratives qui n'ont ménagé aucun effort pour mon accueil et pour rendre agréable mes séjours à sein de l'UMR.

Je remercie également tout le personnel du LABEP-AO/IFAN pour leur accueil et leurs conseils durant mes mémorables séjours passés avec eux à Dakar. Mme Khady DIOUF, Mme Khady DIOP, M. Luc BADJI, M. Waly NDIAYE, M. Ousseynou SAMBA pour ne citer que ceux-là.

D'autres ont contribué plus ponctuellement à l'aboutissement de ce travail. Leur aide n'en a pas moins été déterminante. Je tiens sincèrement à remercier Dr Aboubacar SIDIBE de la Commission de l'Union Africaine, Dr Benoit JAILLARD ex responsable du Master FENEC à l'Université Montpellier II, Professeur Didier GASCUEL d'Agro-campus Rennes, Dr Bastien MERIGOT, pour leurs conseils et orientations.

Je voudrais enfin remercier ma famille, et plus particulièrement ma charmante épouse Fatoumata CISSE pour son soutien sans relâches et pour avoir gardé les clefs de la demeure familiale en mon absence et mes garçons Lancei et Sékou CAMARA.

Résumé

En Guinée, le constat a été établi par divers auteurs que l'intensification de l'exploitation des ressources démersales sur ces dernières décennies a induit une baisse générale de leur abondance. Cette intensification est supposée avoir induit également des modifications de la structure multi-spécifique et fonctionnelle des assemblages de poissons de cette zone, mais peu d'études ont permis d'en juger jusqu'ici, la plupart des travaux antérieurs sur ces ressources ayant concerné des approches strictement mono-spécifiques et des approches strictement taxonomiques. Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est de contribuer à un diagnostic écosystémique plus complet de l'état actuel des ressources marines guinéennes et de déterminer en particulier si la diversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons a été affectée par la pêche.

Les données de campagnes de chalutages scientifiques collectées sur le plateau continental guinéen entre 1985 et 2015, les statistiques sur les captures de pêche et dix-sept traits fonctionnels liés aux fonctions de locomotion et d'acquisition de nourriture de 50 espèces de poissons démersaux sont étudiés à travers divers indicateurs de diversité pour analyser l'impact de la pêche.

Les résultats montrent que l'intensification de la pêche a eu des effets significatifs sur certaines caractéristiques générales du peuplement en question. Depuis 1985, on observe ainsi une baisse de la densité et du niveau trophique moyen des poissons ainsi qu'un turnover des dominances, par lequel les espèces principales, à forte valeur commerciale, caractérisées par des masses corporelles importantes et une croissance lente sont progressivement remplacées par des espèces de plus petites tailles à moindre valeur commerciale et à croissance rapide. On observe également une baisse significative de la richesse fonctionnelle dont l'évolution conforte les résultats obtenus à partir des évaluations taxonomiques et confirme que l'écosystème côtier du plateau continental est perturbé en lien avec la pression de pêche.

Mots clés : Biodiversité, indicateurs écosystémique, effets de la pêche, données historique, écologie marine, campagnes scientifiques, Guinée, Afrique de l'Ouest.

Table des matières	
Remerciements.....	iii
Résumé.....	v
Liste des tableaux	x
Liste des figures	xi
INTRODUCTION GENERALE.....	1
La pêche, un enjeu majeur en Guinée.....	1
Exploitation des ressources démersales et les changements observés.....	2
Problématique	2
Plan de thèse	4
CHAPTIRE I : EFFETS DE LA PECHE ET INDICATEURS BIOLOGIQUES ...	7
Introduction.....	7
1. Consommation actuelle de poisson.....	7
2. Notion de biodiversité et effets de la pêche	9
2.1 Le concept de biodiversité.....	9
2.2 Biodiversité et développement durable	10
2.3 La pêche et ses effets sur la biodiversité	11
3. Gestion des ressources halieutiques et nécessité d’une approche écosystémique ..	14
3.1 Notion de ressources halieutiques	14
3.2 Limites de la gestion par stock.....	15
3.3 La nécessité d’une gestion écosystémique des pêches.....	16
4. Des indicateurs biologique pour la mise en œuvre de l’approche écosystémique des pêches.....	17
4.1 Le concept d’indicateurs biologiques.....	18
4.2 Le choix des indicateurs	19
5. Conclusion du chapitre	20
CHAPTIRE II : DESCRIPTION DE L’ECOSYSTEME COTIER DE LA GUINEE	21
Introduction.....	21
1. Environnement physique	21
1.1. Littoral.....	22
1.2. Plateau continental	24
2. Environnement hydro-climatique	32

2.1 Climat.....	32
2.2 Hydrologie.....	36
3. Influences des caractéristiques de l'environnement côtier sur la productivité biologique	40
3.1 Phénomène d'upwelling.....	40
3.2 Régime des courants.....	40
3.3 Les apports terrigènes : une particularité de la zone côtière guinéenne.....	41
4. Conclusion du chapitre	41

CHAPTIRE III : PECHERIES DEMERSALES COTIERES : REPERES HISTORIQUES, DESCRIPTION, EVOLUTION DE LA FLOTTILLE, POLITIQUES DE GESTION 42

Introduction.....	42
1. Typologies de pêcheries côtières	43
2. Pêche artisanale côtière	44
2.1 Description	44
2.2 Evolution générale de la flottille	50
2.2.2 Système de suivi et évolution de la flottille	54
3. Pêche artisanale avancée.....	58
3.1 Description	58
3.2 Evolution générale de la flottille	58
4. Pêche industrielle démersale.....	60
4.1 Description	60
4.2 Evolution globale de la flottille industrielle.....	70
5. Pêche illicite, non déclarée et non règlementée (Pêche INN).....	73
6. Evolution des captures globales dans la ZEE guinéenne 1950-2012	73
7. Conclusion du chapitre	75

CHAPTIRE IV : BASES DE DONNEES UTILISEES..... 76

Introduction.....	76
1. Statistiques d'efforts de pêche et de captures	76
1.1 Effort de pêche nominal	77
1.2 Capture annuelle.....	78
2. Données de campagnes scientifiques.....	78
2.1 Caractéristiques des campagnes	79
2.2 Protocole d'échantillonnage.....	81

2.3 Traitement des données de campagnes	81
3. Données de traits fonctionnels	85
3.1 Echantillonnage	85
3.2 Mesures morpho-anatomiques	85
3.3 Traits fonctionnels dérivés des mesures morpho-anatomiques.....	88
3.4 Traitements des données de traits fonctionnels.....	89
4. Conclusion du chapitre	91

CHAPTIRE V : STRUCTURATION GENERALE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS SUR LE PLATEAU CONTINENTAL GUINEEN 92

Introduction.....	92
1. Généralités sur les assemblages	93
1.1 Définition et historique.....	93
1.2 Comprendre la structuration des communautés dans l'espace et dans le temps	93
2. Structuration des assemblages de poissons : cas guinéen.....	94
2.1 Matériel et Méthodes.....	94
2.2 Résultats	99
3. Disussion et conclusions du chapitre	110

CHAPTIRE VI : EFFETS DE LA PECHE SUR LA DYNAMIQUE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS DEMERSAUX COTIER : VUE SOUS L'ANGLE SPECIFIQUE 112

Introduction.....	112
1. Des indicateurs taxonomiques pour décrire la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins.....	113
2. Analyse de la diversité spécifique	115
2.1 Analyses statistiques multi-variées	115
2.2 Diversité spécifique.....	115
2.3 Variation de la biomasse	116
2.4 Niveau trophique moyen de l'écosystème	116
2.5 Proportion de prédateur	117
2.6 Taille moyenne.....	117
2.7 Capture et effort de pêche	117
2.8 Rejets.....	117
2.9 Indice d'exploitation	118
3. Dynamique du peuplement de poissons démersaux du plateau continental guinéen	118

3.1 Données utilisées.....	118
3.2 Méthodes	119
3.3 Résultats	124
4. Discussions et conclusion du chapitre	135
4.1 Un changement des dominances observées au cours du temps	135
4.2 Baisse généralisée des abondances au cours du temps	137
4.3 Niveau trophique et « <i>Fishing down marine food web</i> » en Guinée	137
4.4 Indice de richesse spécifique et indice d'équitabilité de Simpson	138
4.5 Influence des paramètres environnementaux sur la production halieutique ...	139
4.6 Effort de pêche et indice d'exploitation	140

**CHAPITRE VII : EFFETS DE LA PECHE SUR LA DYNAMIQUE DES
ASSEMBLAGES DE POISSONS SUR LE PLATEAU CONTINENTAL
GUINEE : VUE SOUS L'ANGLE FONCTIONNEL. 143**

Introduction.....	143
1. Décrire les effets de la pêche sur écosystèmes marins à travers la diversité fonctionnelle	144
2. Fonctions majeures assurées par les poissons dans l'écosystème.	147
3. Indicateurs de diversité fonctionnelle	148
4. Dynamique de la diversité fonctionnelle du peuplement de poissons démersaux du plateau continental guinéen.....	148
4.1 Données utilisées.....	148
4.2 Méthodes	149
4.3 Résultats	151
5. Discussions du chapitre	158
5.1 Evolution contrastée des indicateurs malgré la perturbation	158
5.2 Redondance de certains indicateurs de diversité fonctionnelle.....	159

CONCLUSIONS GENERALES 161

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 164

Liste des tableaux

Tableau 1 : Superficie des différentes strates bathymétriques de la ZEE de Guinée	28
Tableau 2 : Largeurs et pentes moyennes caractéristiques des fonds du plateau continental guinéen (d'après Domain et al. 2000).....	28
Tableau 3 : Évolution des types d'engins de pêche (1989 – 2015).....	48
Tableau 4 : Nombre de pirogues actives en pêche artisanale sur la période 1950-2015 en Guinée.....	57
Tableau 5 : Evolution du nombre de navire de la pêche semi-industrielle en Guinée ...	59
Tableau 6 : Evolution de la flottille démersale poissonnière en Guinée : (1995-2008)*, (2009-2012)**	62
Tableau 7 : répartition de la flottille démersale poissonnière étrangère en activité dans la ZEE guinéenne	63
Tableau 8 : Répartition de la flottille démersale poissonnière par classe de puissance (1995-2012)*	65
Tableau 9 : Nombre de navires de la pêche industrielle selon la longueur	66
Tableau 10 : évolution de la flottille démersale poissonnière par classe de tonnage de jaune brute (TJB).....	68
Tableau 11 : Récapitulatif des licences de pêche démersales poissonnière de 1971 à 1990 (Source FAO (1991), 1992-1994 (Source : Sidibé, 2003), 1995-2012 (source : CNSHB)	72
Tableau 12 : Calendrier et principales informations sur les campagnes effectuées en Guinée entre 1985 et 2015 (Aucune campagne de chalutage démersal n'a été effectuée en 1996, 1999, 2000, 2001, 2003, 2010, 2011, 2013 et 2014).	80
Tableau 13 : Caractéristiques techniques des navires et des engins de pêche utilisés durant cette période.	84
Tableau 14 : Distribution des tailles d'échantillonnage	85
Tableau 15 : Traits fonctionnels liés à la locomotion et à l'acquisition de nourriture des poissons mesurés à partir de 20 mesures morpho-anatomiques.	88
Tableau 16 : Liste des 50 espèces de poissons sélectionnés pour les analyses multivariées et codes d'espèces.	95
Tableau 17 : Contribution (inertie) de chaque espèce à la formation des quatre premiers axes (exprimé en %) dans le premier plan factoriel de l'ACP.	103
Tableau 18 : Distance de dissimilarité de Jaccard.....	110
Tableau 19 : Distance de dissimilarité de Bray-Curtis.....	110
Tableau 20 : Liste des poissons aux traits fonctionnels extrêmes	153

Liste des figures

Figure 1 : Utilisation et offre de poisson dans le monde	8
Figure 2 : représentation schématique des différents faciès de la zone du littoral guinéenne.....	23
Figure 3 : Le plateau continental de la Guinée : localisation et limites	25
Figure 4 : Nouvelle délimitation de la zone économique exclusive de la Guinée.....	26
Figure 5 : Profil sédimentologique du plateau continental guinéen	30
Figure 6 : Isohalines (‰) de surface (a) et de fond (b) en saison sèche (février 1993)	33
Figure 7 : Température (°C) de surface (a) et de fond (b) en saison sèche (février 1993)	34
Figure 8 : Isohalines (‰) de surface (a) et de fond (b) en saison des pluies (oct-nov 1992)	35
Figure 9 : Température (°C) de surface (a) et de fond (b) en saison des pluies (oct-nov 1992).....	35
Figure 10 : Profil de salinité (‰, trait gras) et de température (°C) observé au large en novembre 1992 sur un fond de 200 m dans la ZEE guinéenne	36
Figure 11 : Profil de l'extension de la couche d'eau chaude et dessalée due aux apports continentaux	37
Figure 12 : Température (°c) et circulation de surface en janvier et juillet le long du littoral nord-ouest africain (d'après Wauthy, 1983).	39
Figure 13 : Illustration des zones de pêche artisanale par type d'engin de pêche	49
Figure 14 : Zones d'activités de la pêche artisanale s (ORSTOM, 1997).....	49
Figure 15 : Localisation des débarcadères de la pêche artisanale sur le littoral guinéen en 2014	55
Figure 16 : Principales zones de pêche par type de pêche industrielle dans la ZEE de Guinée.....	69
Figure 17 : Evolution des captures totales de la pêche maritime en Guinée (1950-2012).	74
Figure 18 : Evolution comparée des captures de la pêche artisanale et de la pêche industrielle en Guinée (1995-2012).....	75
Figure 19 : Evolution annuelle de la densité : (a) strate 0-20m et (b) strate 0-200m.....	82
Figure 20 : Traits morphologiques mesurés sur les photos numériques.....	87
Figure 21 : Classification hiérarchique ascendante des relevés à partir des coordonnées des individus de l'ACP. En abscisses les numéros des stations de chalutage. Le cadre bleu indique les quatre groupes de relèves formés.	100
Figure 22 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés et (b) projection des codes des taxons.....	101
Figure 23 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés ; (b) projection des codes des taxons ; (c) projection des relevés avec les centres d'inertie des classes bathymétriques : Bathy1 [4-10m] Bathy2 [11-20m] Bathy3 [21-30m] Bathy4 [31-	

200m], (d) projection des relevés avec les centres d'inertie de la nature des fonds : vase, sable fin [315-63 μ] sable moyen [500-315 μ] et sable grossier [2000 - 500 μ] et (e) projet des centres d'inertie des années.	105
Figure 24 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés ; (b) projection des codes des taxons ; (c) projection des centres d'inertie des années	107
Figure 25 : Positionnement des relevés dans le plan 1-2 de l'ACP en multi-fenêtre : représentation agrégée selon le critère année ou 22 sous-nuages de 22 années dans l'ordre chronologique.	108
Figure 26 : Evolution annuelle de la densité.	125
Figure 27 : Evolution de la densité (tonnes/km ²) dans la zone côtière à l'échelle des stations de pêche (traits de chalut).....	126
Figure 28 : Évolution temporelle des espèces dominantes entre 1985 et 2015 : ACP sur la domination de l'espèce : projection des variables - espèces (a) et projection des individus - années (b) sur le premier plan factoriel (axe 1-2). Les codes des espèces sont données en annexe	127
Figure 29 : Evolution des indices de diversité.....	132
Figure 30 : évolution du niveau trophique et de la proportion de poissons prédateurs	133
Figure 31 : évolution du nombre de pirogues et de navires de pêche industrielle	134
Figure 32 : évolution de l'indice d'exploitation de Caddy pour la pêche artisanale (a) et pour la pêche industrielle (b).....	135
Figure 33 : Représentation des espèces dans les plans factoriels se composent des quatre premiers axes d'une analyse en coordonnées principales (PCoA). Les espèces sont positionnées en fonction de leurs similitudes dans l'espace fonctionnel. Les codes d'espèces sont décrits à l'annexe 3.	151
Figure 34 : Variabilité de la densité moyenne des poissons aux traits extrêmes	155
Figure 35 : Proportion des poissons aux traits fonctionnels extrêmes dans l'espace multifonctionnel	156
Figure 36 : Variation annuelle des indices de diversité dans la zone côtière guinéenne (00_20m de profondeur) : (a) richesse spécifique, (b) de richesse fonctionnelle, (c) divergence fonctionnelle, (d) spécialisation spécifique, (e) de régularité fonctionnelle et (f) originalité fonctionnelle. Les courbes pleines représentent la courbe de tendance pour chaque indicateur.	157
Figure 37 : Le cercle de corrélation de l'ACP basé sur la matrice de corrélation de Spearman calculé entre 5 indices de biodiversité fonctionnelle.....	160

INTRODUCTION GENERALE

La pêche, un enjeu majeur en Guinée

En Guinée, la pêche est considérée comme un secteur stratégique de l'économie nationale (LPDPA, 2009). Avec une politique gouvernementale orientée vers la « *maximisation des bénéfices économiques et sociaux que le pays peut tirer de l'exploitation rationnelle des ressources halieutiques, tout en veillant à la durabilité de l'écosystème* », le secteur de la pêche maritime guinéenne s'est intensément développé ces dernières années. Les importants moyens financiers et humains mis en œuvre depuis les années 80 ont permis le développement rapide d'importantes pêcheries.

En effet, selon les informations communiquées par le Ministère de la Pêche et de l'Aquaculture lors des Etats Généraux de la pêche et de l'Aquaculture de septembre 2013, « *la pêche maritime produirait environ 150.000 tonnes par an pour une valeur de 210 millions de dollars américains soit respectivement 70% de la production halieutique nationale et 80% de la valeur des exportations de la pêche. La pêche artisanale, à elle seule produit environ 96.000 tonnes (64% de la production totale) pour une valeur d'environ 100 000 millions de dollars américains et génère environ 50 000 emplois directs et 500 000 emplois indirects* ».

Exploitation des ressources démersales et les changements observés

En Guinée, les tendances actuelles de l'évolution des mises à terre montrent clairement une raréfaction de nombreuses ressources à fort intérêts économiques dont les ressources démersales (CNSHB, 2015). En effet, les poissons démersaux font l'objet d'une exploitation intense et sont économiquement importants tant pour la pêche industrielle que pour la pêche artisanale (Sidibé et *al.*, 2004). Sous l'effet de l'intensification de la pression de pêche ces dernières décennies, ces ressources démersales sont dans un état allant de la pleine exploitation à la surexploitation. Selon Domain et *al.* (1999), bien que les ressources halieutiques du plateau continental guinéen soient exploitées depuis des décennies, c'est surtout à partir des années 1980, que le secteur de la pêche s'est réellement développé dans cette zone. Selon ces auteurs (*op.cit.*), la ressource halieutique de Guinée, et en particulier sa fraction côtière qui concerne les communautés de poissons démersaux, serait ainsi passé d'une situation de faible exploitation à une surexploitation sensible d'un nombre croissant de stocks (Gascuel et *al.*, 2009 ; Sidibé, 2003).

Problématique

L'intensification rapide et continue de l'exploitation des ressources démersales sur les trois dernières décennies (1985-2015) est donc susceptible d'avoir induit des modifications de la structure multi-spécifique et fonctionnelle des peuplements de poissons de la ZEE guinéenne. Pourtant, peu d'études permettent d'en juger, car la plupart des études conduites jusqu'ici sur ces ressources halieutiques se sont attachées à des approches strictement monospécifiques (Sidibé et *al.*, 2002) et à des approches strictement taxonomique (Domalain et *al.*, 2002 ; Lobry et *al.*, 2003).

Cependant, l'appréhension globale et multi-spécifique de la dynamique des communautés ou des assemblages auxquels ces populations cibles appartiennent est d'un intérêt capital. Au plan fondamental, une telle analyse constitue logiquement la toute première étape, et donc une étape essentielle, vers la compréhension de l'impact de la pêche sur l'écosystème marin dans son ensemble. Au plan opérationnel également, cette analyse

mérite une attention particulière du fait de la disponibilité de données historiques sur le compartiment biologique auquel elle s'adresse (i.e. les poissons : un groupe parmi les plus étudiés au sein de la faune marine). Pour cette raison, elle peut sans doute être envisagée comme un premier niveau de perception écosystémique, parmi les plus faciles à intégrer et donc à généraliser dans les expertises et avis scientifiques actuels d'aide à la gestion halieutique, et avoir vocation à compléter utilement des approches classiques (évaluation de stocks) qui représentent les seules analyses pratiquées en routine à ce jour au sein des instances d'évaluation scientifiques de bon nombre de pêcheries, notamment dans les pays en développement (Jouffre et *al.*, 2004).

Par ailleurs, l'approche basée sur la diversité fonctionnelle des communautés est perçue comme un outil clé permettant de lier l'environnement, les perturbations liées à la pêche, la structure des communautés et les propriétés écosystémiques (Villéger, 2008). La diversité fonctionnelle prend en compte le rôle de chaque espèce dans les écosystèmes ou les différentes réactions des espèces aux pressions de pêche. Les récents progrès dans l'application des caractéristiques des espèces, afin d'évaluer la structure fonctionnelle des communautés, ont fourni une approche qui répond rapidement et de manière cohérente à de multiples perturbations dans les écosystèmes (Mouillot et *al.*, 2013). La valeur et la gamme des traits fonctionnels des organismes influençant leur performance et le fonctionnement de l'écosystème (Díaz et *al.*, 2012). Les mesures issues de ces traits fonctionnels semblent offrir des outils pertinents pour détecter des changements dans la diversité et la structure des communautés allant au-delà des mesures de la diversité alpha taxonomique qui ne tient pas compte de l'identité biologique des organismes (Buisson et *al.*, 2001).

C'est dans ce contexte que la présente thèse propose une analyse de la dynamique multispécifique des assemblages de poissons démersaux de Guinée sur les trois dernières décennies.

L'étude vise ainsi à mettre en évidence les tendances d'organisations majeures (répartition spatiale et évolution temporelle générale) de ces assemblages et d'en dégager quelques indicateurs taxonomiques et/ou fonctionnels, avec une attention particulière

portée à la dimension temporelle, à travers laquelle les impacts potentiels de la pêche ont ou auraient pu s'exprimer.

L'objectif général est de contribuer à un diagnostic écosystémique de l'état actuel des ressources marines guinéennes et de déterminer si la diversité taxonomique et fonctionnelle des assemblages de poissons a été affectée par la pêche.

Plan de thèse

Pour atteindre cet objectif, l'étude est articulée autour de sept chapitres.

Dans le premier chapitre, la présentation du cadre général de l'étude est d'abord l'occasion d'une revue de littérature sur un ensemble de notions dont le discernement s'avère indispensable pour fixer le cadre conceptuel de ce travail. Ainsi, un accent particulier est mis sur les effets directs et indirects de la pêche sur la biodiversité des écosystèmes marins. En outre, la notion de biodiversité est abordée sous différentes facettes. Enfin, notre réflexion a porté sur la gestion actuelle des ressources halieutiques et la nécessité d'une approche écosystémique. Une analyse est faite sur les réussites et les échecs des approches classiques de gestions. Aussi, la « *notion d'indicateur* » et le rôle que peuvent jouer ces indicateurs dans la gestion des ressources halieutiques est passé au crible.

Le deuxième chapitre présente l'écosystème côtier de la Guinée à travers ses caractéristiques physiques et hydroclimatiques ainsi que son importance écologique au regard de sa biodiversité pour mettre en exergue sa richesse et sa complexité. Il s'agit essentiellement d'une revue des connaissances issues de la synthèse de travaux anciens ou récents.

Dans le troisième chapitre, nous abordons la question de l'exploitation de cet écosystème. Une analyse des repères sur l'évolution des pêcheries maritimes est effectuée à travers l'évolution des politiques économiques, des programmes de développement, des

statistiques de pêche et des accords de pêches signés avec les différents partenaires de la Guinée.

Le quatrième chapitre est axé sur les données utilisées dans cette thèse. Les jeux de données qui permettent de décrire la structure et le fonctionnement des assemblages de poissons démersaux sont décrits. Nous commençons ce chapitre par la description de la nature et la source. Nous avons décrit les données des campagnes scientifiques de chalutage à travers leur protocole d'échantillonnage, le type de données collectées, les caractéristiques des navires et des engins de pêche utilisés. Pour les données de débarquement et d'effort de pêche enregistrées dans les bulletins statistiques, nous avons décrit les protocoles de collecte et les traitements appliqués pour leur estimation. Une attention particulière a aussi été portée sur l'acquisition des données sur les traits fonctionnels des poissons. Notamment le choix des échantillons et les différentes mesures effectuées. Enfin, nous finissons ce chapitre par les traitements préliminaires effectués. Il s'agit de la correction des noms scientifiques et des valeurs aberrantes ainsi que des méthodes d'estimation des données manquantes dans les différentes bases.

Le cinquième chapitre analyse les tendances d'organisation majeure (répartition spatiale et évolution temporelle) des assemblages de poissons démersaux à l'échelle de l'ensemble du plateau continental.

Les effets de la pêche sur la dynamique des assemblages de poissons démersaux du plateau continental guinéen : vus sous l'angle taxonomique sont abordés dans le sixième chapitre. Ce chapitre traite dans un premier temps de la caractérisation des indicateurs retenus pour l'étude. Ceci constitue une première étape pour tester la pertinence du choix visant à mieux ressortir les effets de la pêche sur les assemblages de poissons. En outre, nous avons utilisé ces indicateurs pour comprendre et analyser l'évolution de la structure taxonomique de ces indicateurs dans un contexte de forte exploitation.

Le septième chapitre traite de l'approche utilisée pour ressortir les effets de la pêche sur la diversité fonctionnelle des assemblages de poissons du plateau continental. Il s'agit dans un premier temps d'une revue bibliographique sur les fonctions majeures assurées

par les poissons dans les écosystèmes et les indicateurs de diversité fonctionnelle couramment utilisés pour décrire la structure du peuplement de poissons. Ensuite, dans le cadre guinéen, les traits fonctionnels dérivés des mesures morpho-anatomiques effectuées sur les échantillons de poissons sont décrits. Enfin, nous avons suivi l'évolution annuelle de cinq indices de diversité en Guinée.

La conclusion générale qui clôture cette étude est largement consacrée au diagnostic écosystémique actuel et à l'analyse des conséquences écosystémiques des changements de biodiversité observée.

CHAPTIRE I : EFFETS DE LA PECHE ET INDICATEURS BIOLOGIQUES

Introduction

Ce chapitre est basé sur une large revue bibliographique. Il commence par l'importance du poisson dans la sécurité alimentaire mondiale, ensuite nous abordons la notion de biodiversité puis les contraintes liées à la gestion durable des pêches. Nous terminons le chapitre en ressortant l'intérêt des indicateurs dans la mise en œuvre de l'approche écosystémique des pêches (AEP).

1. Consommation actuelle de poisson

Avec l'augmentation sans cesse croissante de la population mondiale et qui devrait atteindre 9,6 milliards de personnes en 2050 (Fao, 2014), les pêcheries mondiales sont devenues un secteur très dynamique pour répondre à la demande croissante de produits halieutiques. Le rapport sur la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture (Fao, 2014) met en évidence le rôle important que jouent la pêche et l'aquaculture dans l'élimination de la faim, la promotion de la santé et la réduction de la pauvreté. Jamais auparavant les populations n'avaient consommé autant de poisson, ni dépendu si fortement de ce secteur pour leur bien-être.

En effet, l'amélioration des techniques de pêche, l'extension des zones de capture conduisant à accroître les captures a entraîné un doublement des captures totales entre les années 1962 (~40 000 t) et 1987 (~80 000 t). Ces captures s'élevaient à 91,3 millions de tonnes en 2012 dont 79,7 millions de tonnes pour la pêche maritime et 11,6 millions de tonnes pour les pêches

continentales (Fao, 2014). Corrélativement, la consommation per capita de poisson dans le monde est passée de 9,9 kg par habitant dans les années 60 à un peu moins de 17 kg en 2005 et a 19,2 kg par habitant en 2012 selon la Fao (2014).

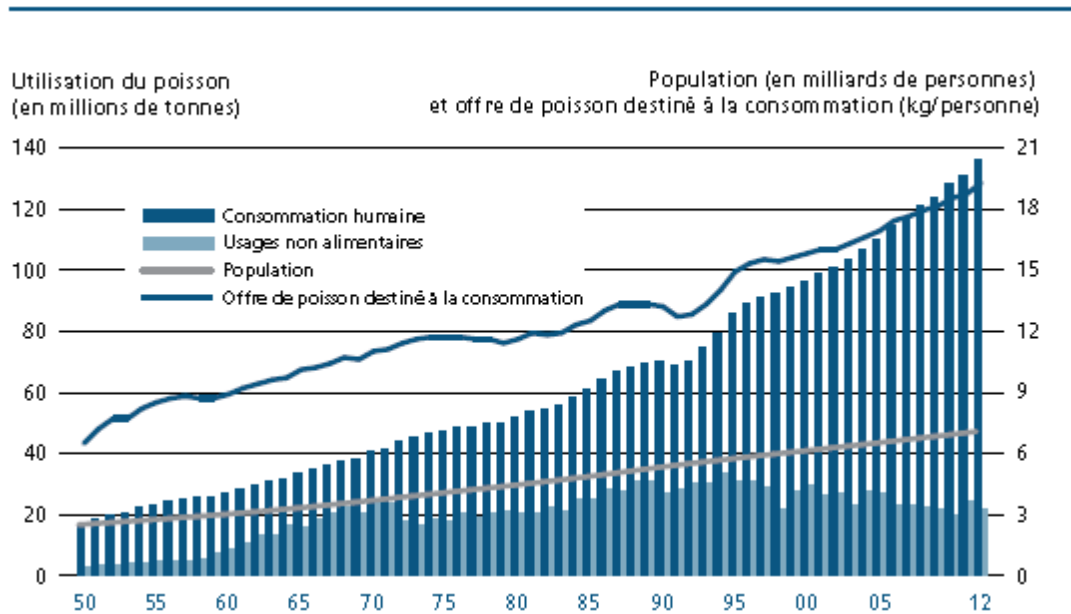


Figure 1 : Utilisation et offre de poisson dans le monde

Source : Fao (2014)

Cette contribution à l'alimentation est particulièrement marquée dans les pays en voie de développement où la consommation apparente annuelle en poisson est passée de 5,2kg en 1961 à 17,8 kg en 2010. Pour les pays à faible revenu et à déficit vivrier (PFRDV) cette consommation est passée de 4,9 kg à 10,9 kg durant la même période (Fao, 2014). En effet, la pêche est la seule source de protéines animales dans certains pays en voie de développement (Reecht, 2009). Les pêcheries dans les milieux tropicaux ont longtemps été considérées comme un secteur artisanal et de subsistance pour les habitants (Kantoussan, 2007). Récemment, elles ont connu d'importantes modifications avec l'amélioration des moyens de pêche et une meilleure valorisation des produits. Certaines pêcheries sont passées d'un mode d'exploitation artisanal à un mode d'exploitation industriel, d'une activité de subsistance à une activité commerciale (Coll et al., 2007), d'un secteur informel à un secteur économiquement structuré (Domain et al., 1999).

Un tel niveau d'intensification de la pression de pêche est susceptible, d'entraîner des modifications profondes de la structure et le fonctionnement des écosystèmes côtiers à travers la dégradation de la biodiversité (Coll et *al.*, 2016). Les fonctions des écosystèmes sont conditionnées par la biodiversité. L'impact de la pêche sur la diversité est donc susceptible de modifier ces fonctions (Kleisner et *al.*, 2015).

2. Notion de biodiversité et effets de la pêche

Dans la première partie, nous présentons quelques définitions de la biodiversité et la nécessité de sa préservation. Dans la seconde partie, les effets de la pêche sur cette biodiversité sont décrits et analysés.

2.1 Le concept de biodiversité

La notion de biodiversité est très largement employée en écologie. La mesure de cette biodiversité est un point fondamental dans le domaine de l'écologie (Dumay et *al.*, 2004). De nombreuses définitions existent dans la littérature pour le terme « *biodiversité* ». Tout d'abord, le terme « *biodiversité* » fut utilisé pour la première fois par l'écologue américain W. Rosen en 1985 et, par la suite, largement disséminé par l'entomologiste américain E. O. Wilson. Au sens étymologique du terme, la biodiversité évoque la diversité du vivant, c'est-à-dire tous les processus, les modes de vie ou les fonctions qui conduisent à maintenir un organisme à l'état de vie.

Pour l'IUCN, la biodiversité est définie comme étant "*la variété et la variabilité de tous les organismes vivants, incluant alors la variabilité des espèces, de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs interactions, et celle des processus écologiques qu'ils influencent ou dont ils sont les acteurs*".

Pour la Convention sur la Diversité Biologique (1992) dans son Article 2, la biodiversité correspond à la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que

celle des écosystèmes. Cette définition se rapproche de celle de Díaz *et al.* (2007) qui la définit comme « le nombre, l'abondance, la composition, la distribution spatiale et les interactions des génotypes, populations, espèces, traits fonctionnels et paysages dans un système donné ». C'est donc un concept multi-facettes à la fois en terme d'échelles d'étude (du gène à l'écosystème) que de variables mesurées (richesse, régularité, disparité, connections).

2.2 Biodiversité et développement durable

Depuis le sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, la préservation de la biodiversité est considérée comme un des enjeux essentiels du développement durable. La notion de biodiversité et la nécessité de la préserver est reconnue comme une préoccupation commune pour l'ensemble de l'humanité, et est consubstantielle au processus de développement durable. Le défi se trouve dans la mesure d'un tel concept (Purvis & Hector, 2000). La biodiversité ne peut être cernée à partir d'une seule dimension comme le nombre d'espèces.

La biodiversité peut être quantifiée par le dénombrement des espèces, dont le nombre est en déclin rapide à l'échelle planétaire, mais aussi par la diversité au sein de chacune d'entre elles, caractérisée par la vitesse de croissance ou la taille à maturité sexuelle. Les activités humaines peuvent affecter cette biodiversité de façon directe (sélection des gros reproducteurs par la pêche) ou indirecte (construction de barrages limitant le passage d'individus). Ces pressions modifient la composition génétique et phénotypique des populations. L'appréhension des différentes facettes de la biodiversité offre une vision globale sur l'état de la diversité biologique au sens large.

En raison de la perte de biodiversité des écosystèmes constatée ces dernières décennies, certains auteurs intègrent l'Homme dans la définition de la biodiversité. Étant donné le lien fondamental entre le bien-être humain et de la nature (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), l'intégration de l'homme dans la définition de l'écosystème constitue une approche opérationnelle fondamentale dans la gestion de la plupart des écosystèmes marqués aujourd'hui par de profondes mutations (Wallace *et al.*, 2016).

2.3 La pêche et ses effets sur la biodiversité

La pêche est certainement le facteur principal qui menace les écosystèmes marins en terme de biodiversité (Dulvy et *al.*, 2003 ; Hiddink et *al.*, 2008). Les impacts de la pêche sur les communautés et leurs habitats conduisent à une diminution de la biodiversité des écosystèmes marins (Gascuel & Menard, 1997). La multiplicité des effets de la pêche sur la structure et le dynamisme des écosystèmes marins et les nombreuses preuves d'impacts sur les communautés sont clairement mis en évidence (Jouffre et *al.*, 2009 ; Shin et *al.*, 2010). Les effets de la pêche sur les écosystèmes sont très variés. Ils vont des effets directs, comme la diminution d'abondance et la modification des spectres de tailles (Coll et *al.*, 2007), aux effets indirects sur les niveaux trophiques (Estes et *al.*, 2011) et les fonds marins (Fitzpatrick and *al.*, 2012). Les interactions entre ces effets sont très complexes et exigent pour les appréhender d'adopter une approche écosystémique. Les effets de la pêche sur la structure et la dynamique des écosystèmes peuvent avoir diverses causes.

La pêche affecte directement la structure des écosystèmes à travers les prélèvements de biomasse. Au cours des décennies écoulées, l'intensification de l'exploitation des ressources marines a conduit à la surexploitation de nombreux stocks d'intérêt commercial et à la dégradation de certains écosystèmes marins (Anticamara et *al.*, 2011 ; Mesnildrey et *al.*, 2010). Dans son rapport sur la situation mondiale de la pêche et de l'aquaculture en 2014, la FAO estime que 28,8% des stocks mondiaux de poissons sont surexploités et la réduction importante de leur biomasse et de leur potentiel reproducteur diminue leur capacité à réagir à l'exploitation et aux variations climatiques, 61,3% sont pleinement exploités à la limite de leur capacité biologique et seulement 9,9% sont exploités en deçà de ce niveau.

La diminution d'abondance et de biomasse des espèces ciblées est le premier effet visible de l'exploitation (Hall, 1999). De même, certaines espèces dites accessoires, c'est-à-dire non ciblées mais capturées (principalement par les pêcheries crevettières), telles que tortues, mammifères, oiseaux, requins et raies, se raréfient (Blanchard, 2001). Ces espèces ont souvent des caractéristiques démographiques qui rendent leurs populations particulièrement vulnérables (faible fécondité, croissance lente, âge à maturité élevé).

Par ailleurs, la pêche impacte sur les relations de type prédateurs-proies dans un peuplement régulé par la prédation où les espèces exploitées sont les prédateurs. Dans ce cas, l'exploitation des prédateurs entraîne une diminution de leur abondance et inversement, l'abondance des espèces proies augmente jusqu'à un seuil de compétition, conduisant à l'exclusion de l'une ou l'autre des espèces proies compétitrices. En effet, la pêche, ciblant préférentiellement les espèces de grandes tailles en raison de leur valeur marchande plus élevée (Cardinale et *al.*, 2012 ; Stevens, 2000 ; Torres et *al.*, 2013), peut également avoir des impacts indirects sur les écosystèmes au travers d'effets sur les relations trophiques (Pauly et *al.*, 1998 ; Wasserman et *al.*, 2013). En effet, lorsque la population de grands poissons piscivores diminue, sous la pression de pêche, cela entraîne un relâchement de la prédation qui peut aller jusqu'à la disparition des prédateurs supérieurs. En outre, si l'exploitation des espèces proies s'intensifie, les populations locales de prédateur peuvent disparaître (Dulvy et *al.*, 2003).

La pêche peut également modifier les relations de compétition entre prédateurs (Foley, 2012), le cycle biologique des espèces exploitées et certaines stratégies de vie. En effet, la forte mortalité des adultes liée à la pêche s'accompagne de fortes modifications de l'âge à maturité : les populations les plus exploitées sont caractérisées par un abaissement de l'âge à maturité (Blanchard, 2001). La diversité des stratégies démographiques serait ainsi diminuée, non seulement parce que la pêche sélectionne des espèces de stratégie de type K (croissance lente, faible fécondité et âge à maturité tardif) au profit d'espèces de type r (croissance rapide, forte fécondité et âge à maturité précoce), mais aussi en modifiant les caractéristiques démographiques dans le sens des stratégies de type r (Huston, 1994). Cette sélection des espèces ciblées par la pêche doit induire une augmentation des ressources disponibles pour le ou les compétiteurs, favorisant ainsi en théorie une augmentation de leurs abondances. Si l'effort de pêche sur l'espèce ciblée est prolongé, il doit en résulter un remplacement de l'espèce-cible par son ou ses compétiteurs (Blamey et *al.*, 2014 ; Molfese et *al.*, 2014). Le remplacement d'une espèce par une autre après une surexploitation est évoqué, dans le cas des ressources démersales en Guinée (Camara et *al.*, 2016).

Si l'impact majeur de la pêche sur la biodiversité marine des écosystèmes aquatiques est sans doute celui du prélèvement de biomasse, la pêche peut également affecter indirectement les stocks exploités au travers de dégradations d'habitat (Reecht, 2009). Certains modes de pêches ont des effets directs sur l'habitat des espèces marines, qu'elles soient exploitées ou non. Le

chalutage contribue par exemple à la destruction de l'habitat benthique. Annuellement, les surfaces couvertes par le chalutage sont estimées à la moitié de la surface des plateaux continentaux. Cette surface représente 150 fois la surface de déforestation annuelle en milieu terrestre et illustre l'ampleur de l'impact potentiel sur les nombreuses espèces sédentaires.

La destruction des habitats essentiels aux espèces marines est une des plus importantes menaces pour le renouvellement des populations exploitées (Pritchett & Pyron, 2011). Cette perte d'habitat est généralisée à l'échelle de la planète dans les milieux côtiers et estuariens : elle touche les récifs coralliens, les mangroves, les herbiers, les vasières, les marais salés, etc. Depuis le début de l'ère moderne, en moyenne à l'échelle planétaire, trois-quarts de ces habitats ont disparu et leur destruction se poursuit aujourd'hui au rythme de 10 % environ par décennie. La destruction de ces habitats a un impact irréversible sur les espèces qui vivent, transitent ou grandissent dans les zones affectées. La perte d'habitat entraîne une perte de capacité à assurer des fonctions écologiques essentielles au renouvellement des ressources vivantes ainsi qu'une perte de biodiversité (Turner *et al.*, 1999).

En plus de la biodiversité spécifique, il convient de s'intéresser à la biodiversité fonctionnelle. De ce point de vue, la baisse d'abondance des gros poissons et des prédateurs supérieurs représente une perte des fonctions de prédation au sein des écosystèmes. La diminution des niveaux trophiques moyens est ainsi reconnue comme une perte de biodiversité fonctionnelle. Elle s'accompagne d'une plus grande instabilité des écosystèmes et d'une plus grande sensibilité à la variabilité de l'environnement (Gascuel *et al.*, 2009). Récemment, les progrès dans l'application des traits d'espèces, afin d'évaluer la structure fonctionnelle des communautés, ont fourni une approche alternative aux évaluations taxonomiques, qui répond rapidement et de manière cohérente aux perturbations des écosystèmes. Un certain nombre d'indicateurs de diversité fonctionnelle ont été développés dans ce sens (Villéger, 2008). Mouillot *et al.* (2013) ont émis l'hypothèse que ces indicateurs évoluent à la baisse en réponse aux perturbations environnementales et anthropiques.

3. Gestion des ressources halieutiques et nécessité d'une approche écosystémique

Dans cette partie, sera abordée la question de la gestion des ressources halieutiques. Puis, dans une seconde phase nous ressortons les limites de la gestion classique des pêches par stock. Enfin, nous terminons cette section par la nécessité d'une gestion écosystémique des pêches.

3.1 Notion de ressources halieutiques

Plusieurs définitions conceptuelles de la notion de ressource halieutique existent dans la littérature. Quelques-unes de ces définitions sont ici présentées. Etymologiquement, le terme « *halieutiques* » vient du latin *halieuticus* (ou du grec *halieutikos*) et désigne ce qui est relatif à la pêche (ou au pêcheur). Pour la Fao (1999), les ressources halieutiques s'entendent des ressources biologiques composant la communauté ou la population dans laquelle les prises sont prélevées dans le cadre d'une pêcherie. L'expression stock halieutique implique généralement que la population concernée est plus ou moins isolée des autres stocks de la même espèce et donc autosuffisante. Dans une pêcherie donnée, le stock halieutique peut se composer d'une ou de plusieurs espèces de poissons.

De ce qui précède, les ressources halieutiques renvoient donc aux ressources qui font (ou susceptibles de faire) l'objet de pêche. Pour Cabane (2005), la ressource halieutique est définie comme « *désignant les stocks d'animaux aquatiques exploitables* ». Dans le même sens, Chauveau et *al.* (1991) considère la ressource halieutique comme « *un stock multispécifique de poissons produit par un écosystème aquatique* ».

Il ressort de ces différentes perceptions de la notion de « *ressource halieutique* » qu'elle est intimement liée à la pratique de la pêche.

La pêche est une activité qui consiste à capturer des animaux aquatiques, principalement des poissons, dans leur milieu naturel (mers, océans, étangs, lacs, cours d'eau, etc.) (Thiao, 2009). Pour la Fao (2003), le terme « *pêche* » représente la somme de toutes les activités de pêche sur une ressource donnée, par exemple, pêche de merlu ou de crevette. Il peut également se référer

à l'activité d'un seul type ou style de pêche sur une ressource donnée, par exemple la pêche à la senne de plage ou au chalut.

Parallèlement, le terme « *pêcherie* » correspond à un ensemble des activités de pêche exercées sur une ressource donnée (pêcherie crevette, pêcherie d'ethmalose). La pêcherie peut être artisanale ou/et industrielle, commerciale, de subsistance et de loisir, annuelle ou saisonnière. Pour la Fao (1999) se réfère à l'activité consistant à capturer des poissons sur un ou plusieurs stocks de poissons, qui peut être traitée comme une unité aux fins de conservation et d'aménagement et qui est identifiée sur la base de caractéristiques géographiques, scientifiques, techniques, récréatives, sociales ou économiques et/ou du mode de capture.

L'expression « *pêcheries côtières* » utilisée dans cette étude renvoie aux modes et stratégies d'exploitation des ressources halieutiques côtières vivant au niveau du plateau continental guinéen (profondeur inférieure ou égale à 200 mètres).

3.2 Limites de la gestion par stock

Jusqu'à la fin des années 80, l'évaluation et la gestion des ressources halieutiques s'est presque exclusivement développée avec des méthodes et outils de la biologie de pêches et la dynamique des populations par le biais de modèles mathématiques (Kantoussan, 2007). Basée sur l'utilisation de modèles globaux (Schaefer, 1967 ; Fox, 1970), de méthodes analytiques de rendement par recrue (Beverton & Holt, 1957) et des modèles de stock-recrutement (Ricker, 1954), ce type de gestion a été élaboré à l'origine pour la pêche industrielle monospécifique. Il est difficilement transposable et applicable aux pêcheries artisanales multispécifiques, multi-engins et multi-stratégiques (Charles-Dominique, 1991 ; Laë, 1992).

En plus des caractéristiques biologiques, des modèles empiriques ont également été développés pour estimer les productions totales des écosystèmes à partir des caractéristiques environnementales des milieux comme la superficie totale, la profondeur moyenne, la production de phytoplancton, la concentration en phosphore dans la colonne d'eau (Sibbing & Nagelkerke, 2001; Wasserman et *al.*, 2013).

Selon Thiao (2009), ces évaluations se sont principalement focalisées sur la détermination du niveau d'exploitation optimal qui permet d'obtenir à long terme la production maximale représentée par le fameux MSY (*Maximum Sustainable Yield*) traduit en français par « *production maximale équilibrée* ». Les résultats issus de toutes ces méthodes permettent le diagnostic de l'état des stocks et la simulation des biomasses et des captures en fonction des scénarios d'exploitation.

Cependant, les résultats de ces analyses sont souvent affectés par la qualité des données disponibles surtout dans les pays en développement (Laë, 1997). Ainsi, malgré les outils de surveillance et de gestion de plus en plus performants, la plupart des pêcheries dans le monde sont en situation de dégradation ou de surexploitation (Garcia et al., 1999 ; Hall, 1999). Des situations d'effondrement des stocks, associées à une exploitation intensive, ont été observées dans de nombreuses pêcheries à travers le monde. A titre d'exemple, on peut citer l'effondrement du stock de raies et requins en Afrique de l'Ouest (Diop & Dossa, 2011), du Thiof au Sénégal (Thiao, 2009 ; Ndiaye, 2013), des Scianidés en Guinée (Sidibé, 2003).

Pour pallier ces difficultés, de nouvelles approches doivent être élaborées et, dans ce contexte, le concept d'approche écosystémique des pêches (AEP) a été introduit par le Sommet de la Terre (Rio de Janeiro, 1992).

3.3 La nécessité d'une gestion écosystémique des pêches

La gestion des pêcheries exige non seulement de minimiser les effets directs de la pêche mais également de définir une approche plus globale, prenant en compte les différents impacts et les composantes des écosystèmes. Dans cet esprit, les démarches de gestion des pêcheries passent progressivement d'une approche basée sur un stock unique à une approche écosystémique (Béné et al., 2010 ; Cury & Christensen, 2005). En effet, la complexité des effets de la pêche sur l'écosystème fait que la gestion basée sur un stock unique est de plus en plus mise en cause au profit d'une démarche plus globale (Garcia, 2002). Ainsi, il s'est avéré nécessaire de développer de nouvelles stratégies plus efficaces pour améliorer l'évaluation des stocks exploités et des écosystèmes.

Le but de cette approche est d'« *équilibrer divers objectifs sociétaux en prenant en compte les connaissances et les incertitudes concernant les composantes biotiques, abiotiques et humaines de l'écosystème et leurs interactions et d'appliquer une approche intégrée aux pêcheries* » (Fao, 2003).

Ce souci a été, depuis quelques décennies, une préoccupation des gestionnaires et de la communauté scientifique. La FAO a ainsi élaboré un ‘‘Code de conduite pour une pêche responsable’’ qui vise à améliorer les pratiques de pêche et l'état des écosystèmes aquatiques exploités (Fao, 1995). En octobre 2001, la Conférence de la FAO sur les Pêches Responsables dans les Ecosystèmes Marins à Reykjavik (Islande) a fait ressortir la nécessité d'une démarche plus globale pour la gestion des écosystèmes connue sous l'appellation d'« *Approche Écosystémique des Pêches* ».

L'approche écosystémique de la pêche est en fait la manière d'appliquer le développement durable à la pêche. Elle prend appui sur les pratiques actuelles de gestion des pêcheries et reconnaît plus explicitement l'interdépendance entre le bien-être humain et le bien-être écologique. Elle met l'accent sur la nécessité de maintenir en bon état ou d'améliorer les écosystèmes et la productivité afin que la production de la pêche soit maintenue ou accrue pour les générations actuelles et futures. Une telle démarche de gestion des écosystèmes nécessite la mise en place d'outils qui synthétisent l'état des écosystèmes.

Dans ce contexte, les indicateurs biologiques jouent un rôle de premier plan pour soutenir la mise en œuvre de l'AEP en tant qu'outil d'évaluation de l'état des écosystèmes (Shin & Shannon, 2010), de l'impacts des activités humaines, et de l'efficacité des mesures de gestion et aussi en tant qu'outil de communication de ces impacts de la pêche, parfois complexes, à des non-spécialistes (Cury & Christensen, 2005 ; Jouffre et *al.*, 2009 ; Rochet & Rice, 2005).

4. Des indicateurs biologique pour la mise en œuvre de l'approche écosystémique des pêches

En halieutique, l'utilisation d'indicateurs comme outil de surveillance et d'évaluation des effets de la pêche est largement décrite dans la littérature internationale.

Dans le contexte d'une approche écosystémique des pêches (AEP), il y a un vif intérêt à fournir un aperçu de l'évolution des écosystèmes exploités au moyen d'indicateurs écosystémiques simples (Jouffre et *al.*, 2010 ; Reiss et *al.*, 2010). Il existe une abondante littérature sur le développement des indicateurs de l'écosystème (Daan, 2005 ; Rijnsdorp et *al.*, 2006), qui a fourni un large éventail d'indicateurs, allant des plus simples tels que l'abondance d'une espèce à des indicateurs intégrés tels que la longueur moyenne dans la communauté (Fulton et *al.*, 2005). Cependant, une approche par indicateurs de gestion nécessite de grandes quantités de données comparables avec des mesures statistiques associées.

Pour le développement et le suivi de l'intégrité écologique et socio-économique, les indicateurs jouent un rôle de premier plan pour soutenir la mise en œuvre de l'AEP en tant qu'outil d'évaluation de l'état des écosystèmes, de l'impacts des activités humaines (De Young et *al.*, 2010), et de l'efficacité des mesures de gestion et aussi en tant qu'outil de communication de ces impacts de la pêche, parfois complexes, à des non-spécialistes (Cury, 2005 ; Cury and Christensen, 2005 ; Rice and Rochet, 2005 ; Jennings and Brander, 2010 ; Shin et *al.*, 2010).

La nécessité de disposer d'indicateurs fiables et pertinents pour guider le processus de développement durable a ainsi été reconnue dès la Conférence de Rio (Sommet de la terre, 1992) et considérée comme un défi scientifique et un enjeu démocratique (Blanchard, 2001).

4.1 Le concept d'indicateurs biologiques

L'approche basée sur les indicateurs biologiques s'est surtout développée ces dernières années dans le but d'améliorer la compréhension de la structure, du fonctionnement des écosystèmes et de faciliter l'interprétation des phénomènes biologiques (Jennings, 2005 ; Metcalf & Bellchambers, 2011 ; Shin & Shannon, 2010). Pour ce faire, différents indicateurs sont développés pour mieux capturer et traduire la complexité des écosystèmes (Coll et *al.*, 2007 ; Rice & Rochet, 2005).

Grâce à de nombreux travaux, les critères de choix des indicateurs sont établis, des bases conceptuelles d'un grand nombre d'entre eux sont connues, la pertinence et les conditions d'utilisation discutées. La finalité de cette approche est de parvenir à la mise en place d'outils pertinents de diagnostic et de gestion durable des écosystèmes (Fao, 2003).

4.2 Le choix des indicateurs

La pertinence, la sensibilité et le temps de réaction des indicateurs font en effet l'objet de nombreuses questions. La réflexion porte également sur l'identification des indicateurs les mieux appropriés pour aider à la gestion des pêches (Caddy *et al.*, 1995 ; Lobry *et al.*, 2003 ; Pauly *et al.*, 1998). De nombreux critères sont proposés afin d'évaluer la pertinence d'un indicateur dans le contexte halieutique.

La définition d'indicateur d'exploitation qui est retenue dans cette étude est celle proposée par Piet & Jansen (2005) et reprise par (Shin & Shannon, 2010). Ces auteurs définissent les indicateurs comme des '*signes ou des signaux qui transmettent par relais un message complexe, issu de sources potentiellement nombreuses, d'une façon simple et utile*'. Les bio-indicateurs sont des indicateurs basés sur une composante vivante de l'écosystème, dont les fluctuations sont étudiées afin de rendre compte de l'état de l'environnement et des impacts écologiques (Kerckhove, 2012).

Pour certains auteurs comme (Boulanger, 2004), le choix d'un indicateur dépend des objectifs de l'évaluation et des méthodes de gestion, sachant que celles-ci peuvent être très variables. En dépit d'inévitables divergences, les auteurs qui ont travaillé sur ce thème s'accordent sur une liste minimale de critères complémentaires pour le choix des indicateurs.

Selon (Thiao, 2009), les indicateurs, en particulier les indicateurs biologiques, doivent être : 1) aisément mesurables ; 2) abondants, faciles à échantillonner et à identifier ; 3) sensibles aux forçages imposés au système ; 4) ils doivent aussi répondre aux forçages d'une façon prévisible et spécifique ; 5) la réponse doit varier faiblement et 6) engendrer une réponse compréhensible et interprétable ; 7) ils doivent également donner une image représentative de la condition environnementale et enfin 8) entraîner un coût de surveillance et d'évaluation abordable.

La réponse de l'indicateur est jugé en terme de *pertinence* (lien avec l'effet évalué), d'*efficacité* (fiabilité en terme de précision, d'exactitude avec le risque de faire une évaluation fausse), de *performance* (capacité de détecter et/ou de prévoir des tendances) (Thiao, 2009). Plusieurs indicateurs sont actuellement évalués dans une perspective de gestion en référence à ces critères, dans différents milieux et situations.

5. Conclusion du chapitre

Ce chapitre met en évidence la diversité des effets de la pêche sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers. On constate que la consommation de poisson est en permanente augmentation dans le monde. L'augmentation de cette consommation menace sérieusement les stocks, et l'on ne peut espérer une pêche durable si des mesures ne sont pas prises et appliquées. De plus, la pêche n'a d'avenir que si l'intégrité des écosystèmes est conservée, car les espèces et écosystèmes doivent être sains pour demeurer productifs. Ainsi si on veut continuer à pêcher en quantité suffisante dans le futur il est essentiel de préserver les ressources de poisson et donc la biodiversité marine.

CHAPTIRE II : DESCRIPTION DE L'ECOSYSTEME COTIER DE LA GUINEE

Introduction

La première partie ce chapitre est consacré à une large description de l'écosystème côtier de la Guinée pour mettre en exergue sa complexité, sa richesse, mais également son importance écologique dans la production halieutique en Guinée. Il s'agit essentiellement d'une revue des connaissances issues de la synthèse des travaux anciens ou récents. A ce propos, l'accent est mis sur les caractéristiques physiques de l'environnement côtier dans la première partie.

Dans la seconde partie, l'on traite de l'environnement hydro-climatique de l'écosystème côtier avec un focus sur le plateau continental.

Enfin, la troisième partie traite de l'influence des caractéristiques hydroclimatiques sur l'abondance et la distribution des ressources de poissons démersaux du plateau continental, que nous nous proposons d'étudier.

1. Environnement physique

L'environnement physique est ici décrit à travers les caractéristiques du littoral et ceux du plateau continental. Pour le plateau continental, les conditions de sa délimitation et les démarches en cours pour la modification des limites actuelles, ses caractéristiques géologiques

et géomorphologiques sont aussi présentées ainsi que sa couverture sédimentologique et la nature des fonds.

11. Littoral

La Guinée bénéficie d'un littoral long d'environ 300 km (Pezennec, 1999) couvert essentiellement de massifs de mangroves entrecoupés par d'innombrables estuaires et bras de mer. Cet écosystème de mangrove forme un biotope très spécifique le long du littoral de la Guinée (Snedaker & Snedaker, 1984) qui, en remontant à plus de 50 km à l'intérieur le long des fleuves, couvre une superficie d'environ 270 000 ha, (CCE-SECA, 1990 dans Baran, 1995) et fait de la mangrove guinéenne une des plus étendues du continent africain, après celles du Nigeria (d'après Saenger et Hegerl, 1981). La mangrove du littoral guinéen ralentit les courants de marée et offre aux juvéniles à la fois abri et source d'alimentation (Baran, 1995).

D'Est à l'Ouest, Rue et Fontana (1995) subdivisent le littoral guinéen en trois grandes parties : (i) le plateau côtier d'environ vingt kilomètres de largeur adossé aux contreforts du Fouta-Djallon et recouvert de sols ferrallitiques gréseux très dégradés, (ii) un large marais maritime qui s'étend sur près de 400 000 ha et qui est composé d'un substrat alluvionnaire estuarien sur lequel s'est développée une formation de mangrove composée d'un cortège végétal tropical halophile et (iii) une zone littorale marine qui est le prolongement marin de cette vaste zone estuarienne constituée par le front de mangrove et qui se caractérise vers le large par l'extension de la vase littorale. Cette vase littorale, très riche en matières organiques, a une largeur moyenne de 20 km et sa limite correspond grossièrement aux fonds de 15-20 mètres. Cette formation sédimentaire concentre l'essentiel des ressources halieutiques de la ZEE guinéenne.

La figure ci-dessous présente les 3 composantes du littoral guinéen selon la classification faite par Fontana (1995).

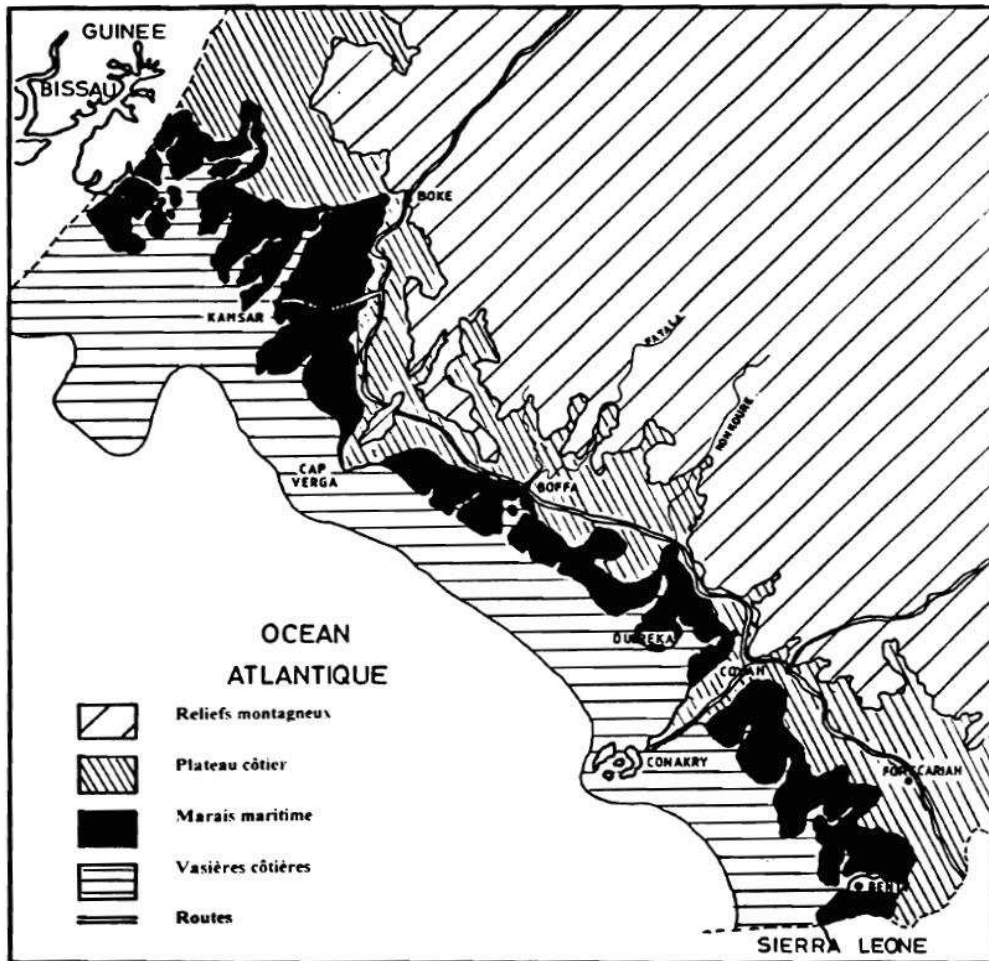


Figure 2 : représentation schématique des différents faciès de la zone du littoral guinéenne.

Par ailleurs, Guilcher (1954) décrit le littoral guinéen comme un immense complexe deltaïque constitué par un ensemble de plaines côtières pouvant atteindre 30 km de large et limitées vers l'intérieur par des falaises de plateaux gréseux qui constituent les premiers contreforts du Fouta Djallon. Les plaines sont constituées principalement par des vasières sillonnées de cordons sableux et découpées par les estuaires de nombreux cours d'eau (Domain & Bah, 1993 In : Domain et *al.*, 1999), dont les principaux sont du Nord au Sud : le Komponi, le Nunez, le Kapatchez, le Fatala, le Konkouré, le Soumba, le Forécariah, le Mellacoré.

Le littoral guinéen se caractérise aussi par une frange saumâtre étendue, des apports terrigènes importants, une forte amplitude marégraphique et une côte à faible énergie du fait d'une

position géographique intermédiaire entre les domaines d'action des houles de l'Atlantique nord et sud (Pezennec, 1999) favorisant la forte productivité halieutique dans la région.

Sur le plan climatologique, le littoral de la Guinée au Liberia appartient à ce que Wauthy (1983) nomme une zone à saison sèche hivernale, zone comprise, dans chaque hémisphère, entre la zone équatoriale sans saison sèche et une zone désertique. Cette région est caractérisée par une circulation atmosphérique de type mousson induisant deux saisons annuelles bien différenciées, une saison sèche hivernale dont la durée augmente avec la latitude et une saison estivale humide ou pluvieuse.

Le littoral guinéen est bordé par un plateau continental que nous décrivons dans les sections suivantes.

1.2. Plateau continental

L'étude se réfère au plateau continental de la Guinée situé sur la bordure sud-ouest du craton ouest-africain, défini comme la partie de la Zone Economique Exclusive (ZEE) comprise entre la côte et l'isobathe 200 m. Ce plateau continental a été décrit pour la première fois par Postel (1954) puis par Mac Master et La chance (1969), récemment par Domain et Bah (1993) qui en ont établi la carte sédimentologique et ses principales caractéristiques.

Nous présentons ici la synthèse de ces études sur son environnement physique et ses caractéristiques hydroclimatique.

1.2.1 Délimitation et morphologie

Le plateau continental est limité par un polygone compris entre 13 ° 19' et 17° de longitude ouest et 9°03' et 10°50' de latitude nord (Pezennec, 1999). La frontière maritime guinéenne, avec la Guinée Bissau au nord, est perpendiculaire à la ligne de côte alors que celle avec la Sierra Leone suit un parallèle. La surface du plateau est fortement limitée par ces deux lignes qui convergent rapidement vers le large (Figure 3).

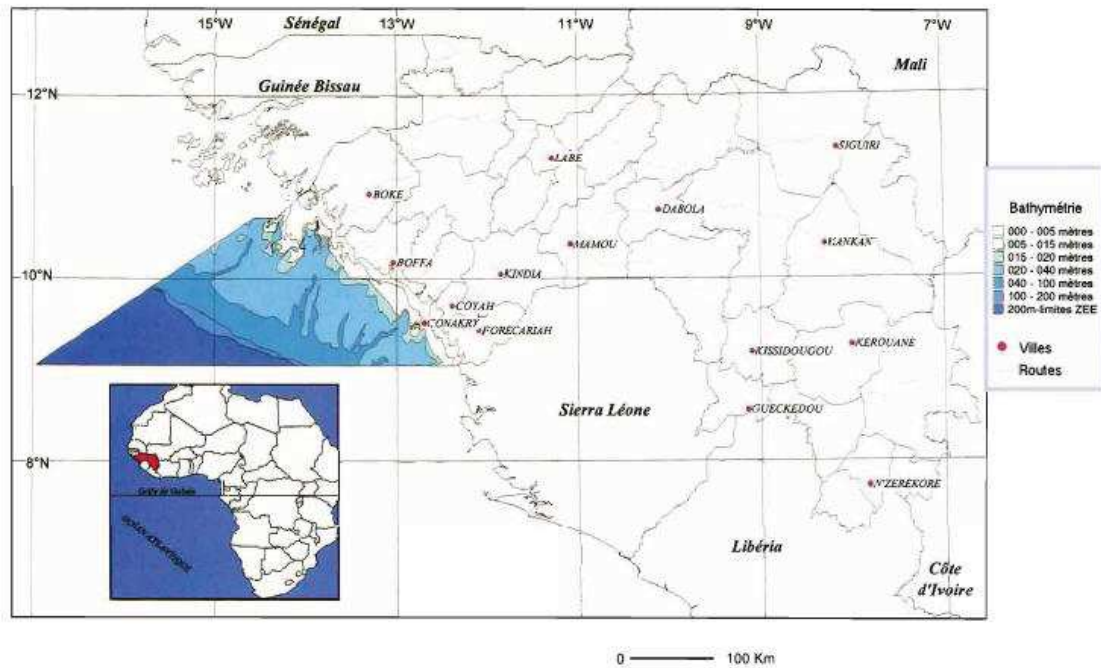


Figure 3 : Le plateau continental de la Guinée : localisation et limites

Source : Atlas des pêches maritimes en Guinée (ORSTOM, 1997)

On note que la ZEE Guinéenne présente une forme triangulaire a priori assez curieuse, mais qui résulte de l'Histoire de sa création. En effet, la limite nord est issue d'un arbitrage international entre la Guinée et la Guinée Bissau, tandis que la limite sud avait été fixée antérieurement et de manière unilatérale par la Guinée.

En guise de rappel, la ZEE Guinéenne a été créé de manière unilatérale en 1980 par un décret présidentiel (donc avant même la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer de 1982). Le décret fixe alors les limites nord et sud de la ZEE en suivant les deux parallèles qui correspondent aux frontières terrestres du pays, avec la Guinée Bissau au nord et le Sierra Léone au sud. Apparemment, la Guinée suit là la même logique que celle adoptée plus au nord par le Sénégal. Par la suite, la Guinée Bissau conteste la limite nord devant le Tribunal International du droit de la mer, et obtient satisfaction. Contrairement à un usage répandu et afin d'éviter un enclavement de la ZEE de Guinée entre les ZEE des deux pays adjacents, le Tribunal ne retient pas le principe d'une limite définie par une règle d'équidistance avec les deux pays. Il lui préfère une limite perpendiculaire à une tangente au trait de côte, soit une ligne orientée à 236 degrés. Cette limite est désormais reconnue par les différentes parties. Quant à la limite Sud, elle reste

fixée à la latitude de 09°03.18' nord, déterminée par le décret de 1980 qui n'a jamais été formellement remis en cause.

C'est cette forme "en triangle" qui est actuellement reconnue en matière de gestion des pêches (notamment par la FAO) et qui est utilisée pour l'enregistrement des données statistiques de pêche comme pour l'organisation des campagnes d'observation scientifiques. Elle est retenue ici, non pas tant parce qu'elle correspondrait à une limite écologique, mais parce qu'elle définit l'espace auquel se réfère l'ensemble des données disponibles.

Récemment et à titre d'information, les nouvelles autorités ont demandé un arbitrage international du droit de la mer pour modifier la limite sud de sa ZEE. La nouvelle limite sud de la ZEE sera donc perpendiculaire à la côte (si on obtient satisfaction) comme c'est le cas de tous les pays côtiers du monde (figure 4). En attendant la décision du tribunal international du droit de la mer, nous ne disposons pas pour le moment d'informations précises sur la superficie du nouveau plateau continental.

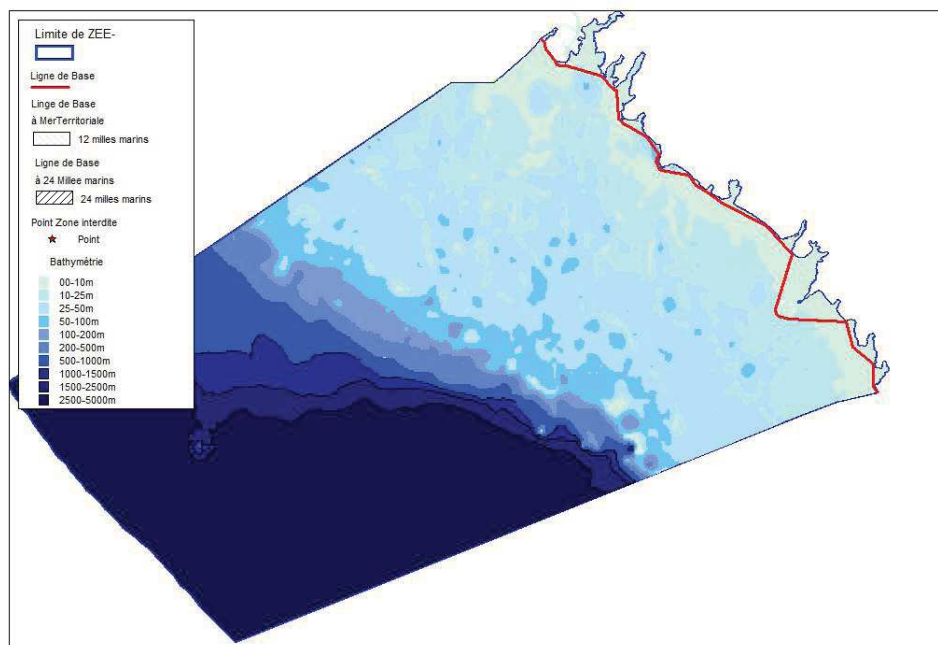


Figure 4 : Nouvelle délimitation de la zone économique exclusive de la Guinée

(en cours de jugement auprès du tribunal international du droit de la mer).

1.2.2 Caractéristiques du plateau continental

L'originalité du plateau continental guinéen par rapport au reste de l'Afrique de l'Ouest est révélée au fil des campagnes océanographiques et biologiques : exceptionnelle largeur du plateau, littoral à mangrove, situation hydrologique à l'interface du système sénégalo-mauritanien (CCLME) et du complexe du golfe de Guinée (GCLME), forte influence des apports continentaux saisonniers sur la salinité des eaux côtières et l'enrichissement biologique (Pezennec, 1999).

Par son étendue, le plateau continental guinéen représente l'une des plus grandes surfaces continentales submergées de toute l'Afrique atlantique. Il atteint jusqu'à 200 km de largeur au droit du Rio Compony et qui présente une pente est insignifiante de 8/100.

La superficie totale du plateau continental guinéen est estimée à environ 43 000 km² (www.seaaroundus.org). Cette superficie est aussi inégalement répartie en fonction de la bathymétrie et les fonds de 20 à 40 mètres sont les plus étendus (Tableau 1). La surface des différentes strates (Tableau 1) est une donnée qui a été utilisée pour le calcul des biomasses.

Tableau 1 : Superficie des différentes strates bathymétriques de la ZEE de Guinée

Limite des strates bathymétriques	Superficie (km ²)
0-5 m	4 535
5-10 m	2 165
10-15 m	2 165
15-20 m	3 025
20-30 m	10 123
30-40 m	8 011
40-100 m	10 679
100-200 m	2 267
Total	42 969

(d'après Pezenec, 1999 *in* Diallo *et al.* 2004 ; complété et corrigé pour la zone côtière d'après les données du SIG Guinée, *in* Sidibé *et al.*, 2000).

La pente est très peu accentuée jusqu' à l'isobathe de 60 mètres. Elle est de 2° entre 0 et 20 m, et de 1° entre 20 et 60 m de profondeur. Elle devient nettement plus accusée ensuite avec 6° entre 60 et 180 mètres de profondeur (Tableau 2).

Tableau 2 : Largeurs et pentes moyennes caractéristiques des fonds du plateau continental guinéen (d'après Domain *et al.* 2000).

Profondeur	Pente moyenne	Largeur (km)
0-20 m	2°	20 à 90
20-60 m	1°	40 à 100
60-180 m	6°	30

1.2.3 Géologie et géomorphologie du plateau continental

Sur le plan géologique, le plateau continental guinéen se situe sur la bordure Sud-Ouest du craton ouest-africain quaternaires (GAC et *al.*, 1990). Il est constitué par le vieux socle dont les ondulations font apparaître de vastes cuvettes dominées par les hauteurs du plateau littoral. L'évolution structurale est principalement faite autour de formations cratoniques et de roches très dures (granitogneiss, dolérite etc...). Sur la marge continentale, les bassins sédimentaires subsidents font alterner des dépôts continentaux et marins en couches d'épaisseur variable affleurant sur la côte.

D'après Diallo (1991), de nombreuses failles ont été révélées dans le plateau continental guinéen tant dans le socle que dans la couverture. Elles sont orientées suivant les directions principales Nord-Ouest Sud-Est et Nord-Est Sud-Ouest. Les premières sont parallèles à la ligne des ccites (isobathe 50 m) : elles sont probablement les plus anciennes déformations tectoniques (Précambrien). Tandis que les secondes se prolongent sur la plate-forme et la pente continentale. Elles appartiennent à la zone d'activation mésozoïques. Ce dernier réseau de failles coïncide avec les paléo-vallées et les lits des fleuves actuels de la Guinée. Les failles de direction sub-méridiennes se localisent dans la zone de la faille profonde de Guinée (SHELL-GUINEE) et se prolongent sur le continent.

Dans la géomorphologie du plateau continental, on distingue trois parties : La proche bande côtière (0-20 m), le plateau moyen (20-60 m) et le plateau externe (60-200 m). Ces trois zones se différencient de par leur relief, leur dynamique et par la particularité lithologique des dépôts accumulés (Camara et *al.*, 1999).

1.2.4 Couverture sédimentologique du plateau continental

La description sédimentologique est basée sur la synthèse des résultats issus de l'élaboration de la carte sédimentologique du plateau continental guinéen par Domain et Bah (1993). Elle est complétée par les travaux d'auteurs plus anciens (tels que Longhurst, 1958 ; McMaster & Lachance, 1969 ; Emilianov & Sakho, 1985 ; Emilianov et *al.*, 1988, Rue 1990).

Le plateau continental guinéen est recouvert de sédiments où prédominent les sables moyens et grossiers à teneur généralement faible ou nulle en carbonates de calcium. La vase se rencontre essentiellement dans la zone littorale. Deux types de faciès, d'inégale importance, caractérisent la couverture sédimentaire :

✚ **Les faciès à dominante terrigène** : Ils sont alimentés soit par les apports continentaux principalement drainés par les cours d'eau et, accessoirement, par la désagrégation de la roche en place (Emilianov et *al.*, 1988). Les faciès terrigènes ou à dominante terrigène occupent la majeure partie du plateau continental guinéen. Ils sont constitués de matériaux quartzeux avec présence fréquente de graviers latéritiques. La vase est limitée à l'avant côte où elle prolonge la mangrove sous le niveau de la mer. Elle est surtout abondante au voisinage de l'embouchure des cours d'eau. Il existe ainsi cinq bancs vaseux de taille croissante du Nord au Sud le long de la côte. Ils sont constitués d'une vase compacte surmontée d'une vase molle voire même liquide de type néphéloïde. Par endroits, la vase molle en déplacement peut recouvrir le sable. Ceci s'observe surtout en fin de saison des pluies.

✚ **Les faciès à dominante organogène** : Ce sont des sédiments dont la fraction grossière contient une proportion plus ou moins variable de carbonates de calcium (CaCO_3) sous la forme de débris coquilliers ou de squelettes d'algues calcaires. Ils se montrent essentiellement sur la partie est et sud-est du plateau continental ainsi qu'au niveau du sommet de la pente continentale à partir de 80 m de profondeur. Les teneurs en débris coquilliers supérieures à 50 % sont exceptionnelles.

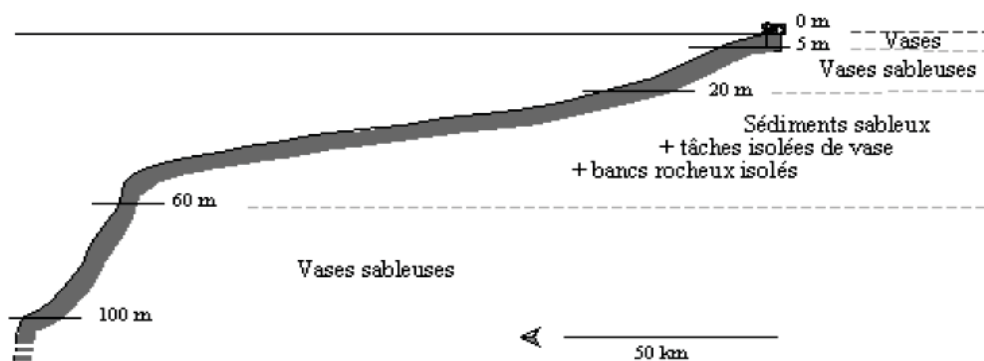


Figure 5 : Profil sédimentologique du plateau continental guinéen (d'après DOMAIN & BAH, 1999).

1.2.5 Nature des fonds du plateau continental

Une certaine hétérogénéité de la nature des fonds caractérise le plateau continental guinéen. Cependant, la répartition des éléments constituant le sédiment permet de distinguer schématiquement trois grandes zones (Postel, 1955 ; Domain, 1989 ; Domain & Bah, 1993).

Ces zones, d'importances inégales, se différencient par leur relief, leur profondeur et par la particularité lithologique des dépôts accumulés.

1.2.5.1 Fonds de 0 à 20 mètres (zone de la proche bande côtière)

Avec une largeur de 20 à 90 km, cette zone représente la partie interne du plateau continental. Elle est fortement soumise à l'influence de la dynamique estuarienne et à l'action des courants de marée. C'est une zone caractérisée par une sédimentation active de particules fines et de limons d'origine fluviale enrichis en matière organique par les mangroves qui s'étendent sur tout le long du littoral. Les fonds y sont constitués de vaseuses à l'exception de quelques zones de faibles extensions au voisinage du Cap-Verga, de la presqu'île de Kaloum et des Îles de Loos où les fonds deviennent rocheux avec présence de gravier et de sable.

1.2.5.2. Fonds de 20 à 60 mètres (zone médiane ou zone du plateau moyen)

D'une largeur de 40 à 100 km, cette zone occupe la plus grande surface du plateau continental guinéen. Elle se présente comme une plaine ondulée entaillée par les paléovallées du rio Komponi, du rio Nunez, de la Fatala et du Konkouré. C'est une zone d'accumulation de sédiments tant terrigènes (sables siliceux) que biogènes (sables coquilliers de la partie est et sud-est du plateau). Les sédiments vaseux y sont peu représentés et ne se concentrent qu'en taches isolées au voisinage des paléo-vallées.

1.2.5.3. Fonds de 60 à 200 mètres (zone du plateau externe)

Cette zone est caractérisée par une pente plus accentuée et par la présence d'importantes falaises longitudinales entre 90 et 100 mètres de profondeur. Sa largeur maximale est de 30 km. Les fonds sont généralement recouverts de vases sableuses riches en éléments carbonatés.

2. Environnement hydro-climatique

Une description détaillée de l'environnement hydro-climatique de la ZEE de Guinée a été faite par Pezennec (1999). Les principaux éléments de cette description sont repris avec un focus particulier sur le plateau continental, objet de notre étude.

2.1 Climat

A l'échelle Ouest-Africaine, la Guinée se trouve globalement en zone de climat soudano-guinéen. Le Climat de la région côtière, zone dite des "Rivières du Sud" est influencé par le courant alizé Nord, le courant Alizé Sud, le courant des Canaries et le contre-courant Alizé. Elle est soumise à un climat tropical humide de type sub-guinéen (Kawalec, 1977). D'après Wauthy (1983), le littoral de la Guinée appartient à une zone à saison sèche hivernale, zone comprise, dans chaque hémisphère, entre la zone équatoriale sans saison sèche et la zone désertique. Cette région est caractérisée par une alternance de circulation des alizés et de mousson qui a pour conséquence deux saisons annuelles bien tranchées. Une saison sèche hivernale dont la durée augmente avec la latitude et une saison estivale humide pluvieuse.

A ces deux grandes saisons climatiques correspondent deux saisons hydrologiques marines en Guinée :

2.1.1. Une saison hydrologique froide

Elle correspond à la saison sèche (de décembre à mai). Au cours de cette période et malgré une diminution des apports d'eau douce, une couche dessalée persiste toujours au niveau de la côte, bien que beaucoup moins marquée qu'en saison des pluies. Ainsi, en surface, la salinité dépasse

en permanence 32‰ à la côte pour atteindre rapidement les 35,5‰ au large (Figure 6a). Sur le fond également, la salinité est plus forte qu'en saison des pluies et même à la côte, elle dépasse 32,8‰ (Figure 6b). Les courbes isohalines sont pratiquement parallèles à la côte (Fontana (*éd.*), 1995).

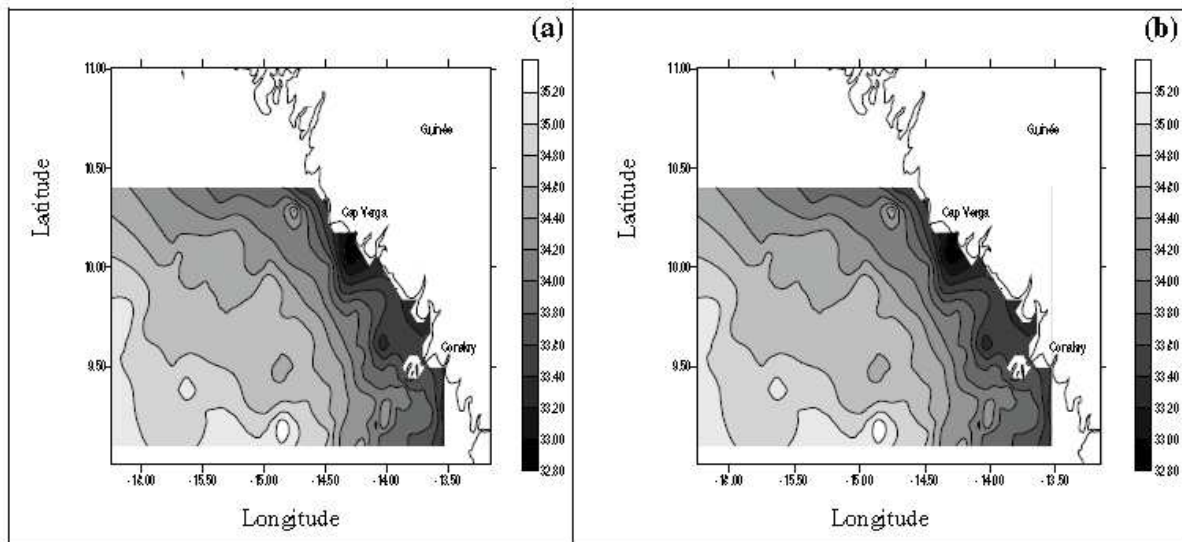


Figure 6 : Isohalines (‰) de surface (a) et de fond (b) en saison sèche (février 1993)

In : Fontana (*éd.*), (1995).

Durant cette période, les températures de surface restent assez homogènes et sont proches de 27°C. Elles se refroidissent rapidement vers le nord-ouest où les isothermes se resserrent avec une valeur minimale de 23°C (Figure 7a). Ce refroidissement traduit bien l'influence de la dérive sud du courant des Canaries observé en cette période dans la zone nord de la ZEE guinéenne. Sur le fond, la tendance reste la même avec des températures extrêmes légèrement plus marquées (Figure 7b).

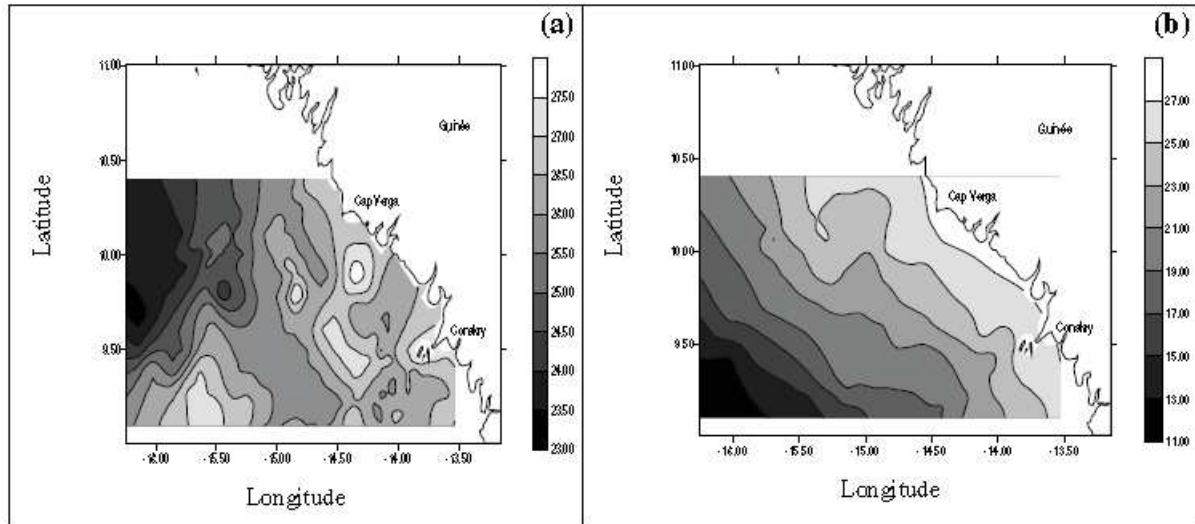


Figure 7 : Température (°C) de surface (a) et de fond (b) en saison sèche (février 1993)

In : Fontana (éd.), (1995).

2.1.2 Une saison hydrologique chaude

Elle correspond à la saison des pluies (de juin à novembre). Pendant cette saison, les apports continentaux d'eau douce, dus à une pluviométrie élevée, sont importants. La dessalure de l'eau de mer devient très marquée à la côte et s'étend loin vers le large, en particulier vers le nord du plateau continental où les fleuves côtiers et rias sont plus denses. Un profil de salinité réalisé au large (Fontana (éd.), 1995), met en évidence que la couche dessalée atteint encore une vingtaine de mètres à une distance de 100 milles marins des côtes. A la côte, en surface comme au fond, les eaux sont très dessalées et ont toujours une salinité inférieure à 30‰ (Figure 8a et Figure 8b). Toutefois, Domain et *al.* (2000) observent que les zones dessalées sont moins étendues au fond qu'en surface. En effet, les eaux salées, plus denses, ont tendance à demeurer sous les couches d'eaux moins salées. Ces auteurs remarquent également, qu'en fin de saison des pluies la salinité sur le fond est plus faible et la dessalure plus étendue dans la zone nord (Figure 8b). Ce qui n'est pas sans influence sur la répartition des ressources démersales.

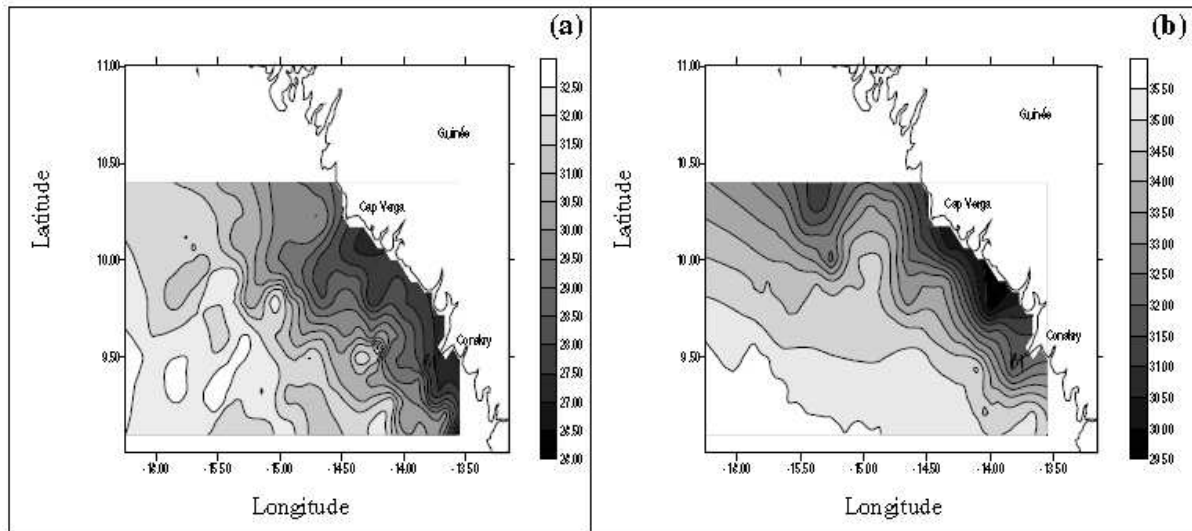


Figure 8 : Isohalines (‰) de surface (a) et de fond (b) en saison des pluies (oct-nov 1992)
(dans Fontana (éd.), 1995).

Cette saison connaît des températures de surface relativement homogènes qui sont comprises entre 26°C et 29°C (Figure 9a). Sur le fond, ces températures décroissent de la côte vers le large en suivant globalement les lignes de sonde (Figure 9b).

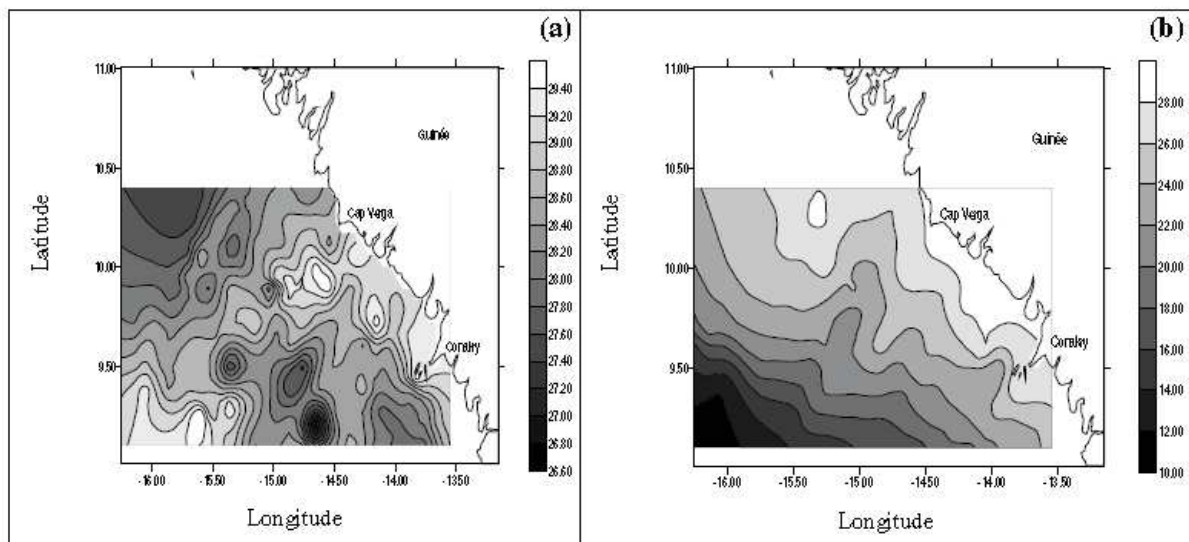


Figure 9 : Température (°C) de surface (a) et de fond (b) en saison des pluies (oct-nov 1992)
(dans Fontana (éd.), 1995).

Enfin, on observe au large l'existence d'une thermocline bien marquée entre les profondeurs de 30 à 60 mètres où la température passe de 30° à 15°C (Figure 10).

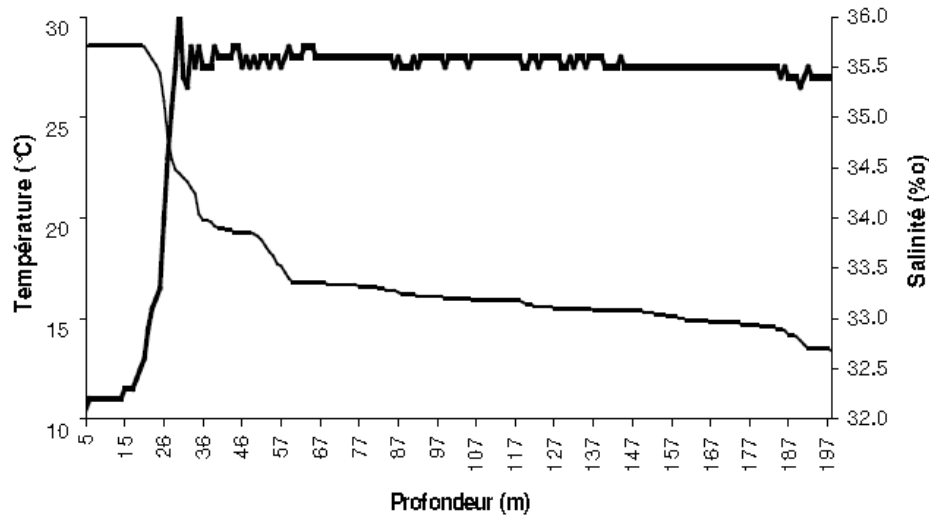


Figure 10 : Profil de salinité (‰, trait gras) et de température (°C) observé au large en novembre 1992 sur un fond de 200 m dans la ZEE guinéenne

(dans Fontana (éd.), 1995).

2.2 Hydrologie

Pour décrire les phénomènes hydrologiques en Guinée, nous nous limitons ici à un aperçu sommaire sur les masses d'eaux côtières et la circulation générale.

2.2.1 Masses d'eaux et courants côtiers

Plusieurs auteurs ont classé les masses d'eaux de surface en Afrique de l'Ouest (Berrit, 1962) et décrit leur distribution saisonnière (Rossignol, 1973).

Les masses d'eaux de surface sont classées en trois groupes. Les masses d'eaux canariennes froides et salées (température inférieure à 24 °C et salinité supérieure à 35‰) constituent le premier groupe. L'extension maximale des eaux canariennes est observée en fin de saison sèche (également saison de l'upwelling sénégalais) dans le nord de la ZEE guinéenne.

Le second groupe est constitué des eaux tropicales chaudes et salées (température > 24°C, salinité > 35‰). Les eaux tropicales y sont observées au début de la saison pluvieuse puis remplacées pendant et après cette dernière par les eaux guinéennes.

Enfin, le troisième groupe est constitué par les eaux guinéennes chaudes et dessalées (température > 24 °C, salinité > 35 ‰).

Au niveau local, la circulation générale est cependant nettement dominée à la côte par les conditions hydroclimatiques locales. La force des marées et le débit des fleuves conditionnent la position d'une zone frontale de rencontre entre eaux douces et eaux de mer, ainsi que la sédimentation ou remise en suspension des matières produites par la mangrove.

Ainsi, une masse d'eau dessalée reste le long de la côte toute l'année, surmontant les autres masses d'eau (Postel, 1954). Son volume et sa superficie fluctuent selon la saison, et son épaisseur diminue vers le large (figure 11). Son extension minimale correspond à celle des sédiments vaseux, tandis que c'est au-delà de son extension maximale que l'on trouve les fonds sableux. Entre les deux, dans la zone de balancement annuel, des sables vaseux s'accumulent (Keita & Keita, 1988).

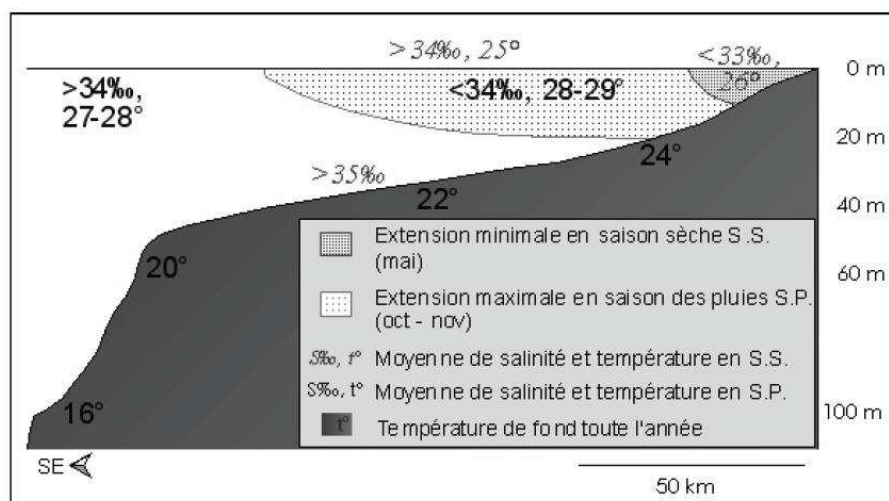


Figure 11 : Profil de l'extension de la couche d'eau chaude et dessalée due aux apports continentaux

(d'après Pézennec 1999).

2.2.2 Circulation générale

La circulation générale océanique en Afrique de l'ouest est bien connue. Elle a été décrite par Berrit (1961, 1962, 1996) et par Rossignol (1973). La circulation océanique de surface est marquée par deux systèmes de courants dont les effets sur le plateau continental sont variables. Le courant froid des Canaries, localisé au-delà de 19° ouest est dirigé nord-sud avec une dérive vers l'ouest, et le contre-courant équatorial nord (CCEN) chaud, dirigé vers l'est et qui prend le nom de courant de Guinée le long des côtes du Liberia au Nigeria.

En été boréal (Figure 12a), le courant des Canaries quitte la côte à la latitude de Dakar (Sénégal) et s'infléchit vers l'ouest (Wauthy, 1983). Pendant la même période, le CCEN, courant de Guinée, est à son maximum d'intensité et d'amplitude. Une partie de ce courant s'infléchit vers le nord-est le long des côtes guinéennes.

En hiver boréal (Figure 12b), pendant la saison sèche guinéenne, le renforcement de l'alizé est responsable de l'upwelling saisonnier observé de septembre à mars entre le Cap Blanc et la Guinée Bissau. L'effet local de la divergence et la reprise des eaux froides de cet upwelling par le courant des Canaries entraînent ces eaux froides vers le sud jusqu' au large de la partie nord du plateau continental de la Guinée où ce phénomène est fugace et limité au mois de février, mars et avril. Ces courants transportent des eaux de températures très différentes, ce qui dans les zones de contact, induit la création de fronts thermiques marqués.

Dans la zone côtière, l'amplitude des marnages observés le long du littoral étant important (jusqu' à 4 mètres), les courants de marée induits et parallèles à la côte jouent un rôle essentiel dans le brassage des eaux et dans le dépôt des vases le long des côtes (Pezennec, 1999).

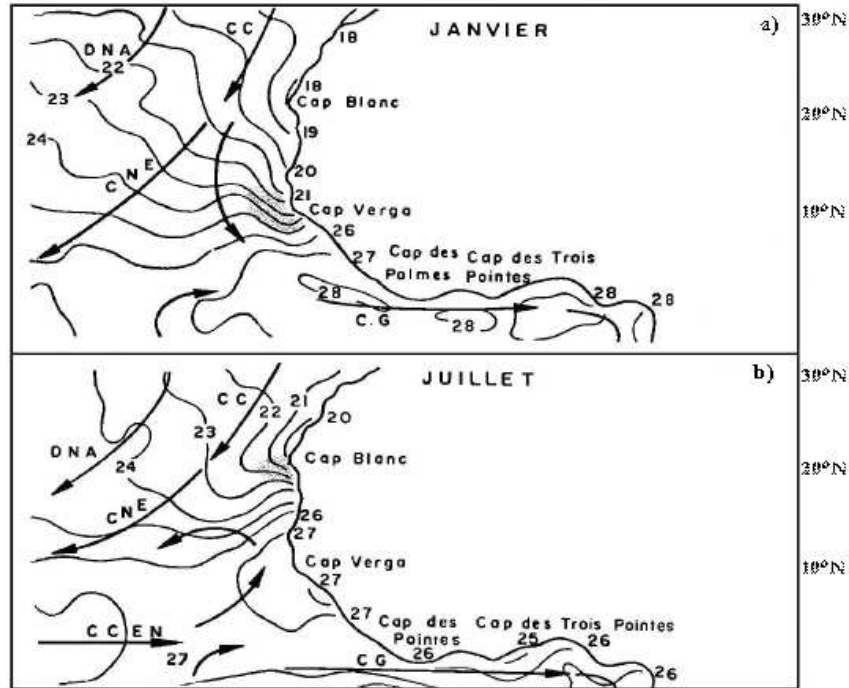


Figure 12 : Température (°c) et circulation de surface en janvier et juillet le long du littoral nord-ouest africain (d'après Wauthy, 1983).

Avec C.C. Courant des Canaries ; D.N.A. Dérive Nord Atlantique ; C.N.E. Courant Nord Équatorial ; C.C.E.N. Contre Courant Nord Équatorial ; C.G. Courant de Guinée. Le Cap Verga est situé au nord de la Guinée. En grisé, front thermique entre les eaux froides d'upwelling (au nord) et les eaux tropicales chaudes.

La situation moyenne de distribution saisonnière des eaux de surface a été décrite par Rossignol (1973). En saison sèche, le plateau continental est recouvert d'une masse d'eau salée assez homogène, sans thermocline nette. Les eaux canariennes, froides et salées, descendent jusqu'au nord de la Z.E.E. en janvier-février. En fin de saison sèche et début de saison des pluies, les masses d'eau tropicale (chaude et salée) et guinéenne (chaude et dessalée) se partagent la surface du plateau. Pendant et après la saison humide, les eaux guinéennes occupent tout le plateau continental. Le large de la Z.E.E. est alors recouvert d'une masse d'eau profonde froide et salée surmontée entre vingt et quarante mètres de profondeur d'une masse d'eau chaude et dessalée.

3. Influences des caractéristiques de l'environnement côtier sur la productivité biologique

Les caractéristiques naturelles de l'écosystème côtier de la Guinée sont propices au développement de la faune marine côtière (Domain et *al.*, 1999 ; Sidibé et *al.*, 2002). Nous présentons ici les principaux facteurs qui favorisent un fort développement de l'ensemble de la chaîne alimentaire et par voie de conséquent, des ressources halieutiques abondantes et variées.

3.1 Phénomène d'upwelling

Selon Binet (1983), le long des régions côtières du Golfe de Guinée, du Sénégal au Nigeria, les upwellings côtiers constituent une source d'enrichissement du milieu marin en sels nutritifs considérablement plus importante que les apports terrigènes. Ces derniers peuvent néanmoins apporter des éléments limitant la productivité, comme la silice. Les fleuves soumis à une alternance de saison (sèche et pluvieuse), comme les fleuves côtiers guinéens, seraient plus riches en sels nutritifs que les fleuves équatoriaux (pluies continues).

En Guinée, l'effet d'upwelling est très peu sensible. Il n'intéresse que la bordure nord-ouest du plateau continental et cela seulement pendant deux à trois mois (janvier-mars) de l'année (Sidibé, 2003).

3.2 Régime des courants

Berrit & Rebert (1977) attribuent un rôle au régime des courants qui, en saison sèche, enrichit toute la zone côtière située au large de la Guinée Bissau et au nord-ouest de la Guinée par advection de la biomasse végétale produite par l'upwelling de la petite côte sénégalaise. Il y a en effet accumulation sur le plateau continental au niveau de la convergence, au voisinage des Bissagos et du nord-ouest de la Guinée, de la dérive sud des eaux "sénégalaises" du contrecourant côtier.

3.3 Les apports terrigènes : une particularité de la zone côtière guinéenne

En Guinée, l'enrichissement de la zone côtière est généré exclusivement par les apports continentaux qui eux-mêmes dépendent du volume des précipitations sur les bassins versants de la façade atlantique.

L'important réseau hydrographique côtier dans ce pays, à débits importants et à forte variation saisonnière, charrie en mer de grandes quantités d'alluvions chargées de sels nutritifs qui enrichissent le milieu marin côtier toute l'année. Cependant, l'opacité caractéristique des eaux chargées en apports terrigènes peut parfois être un facteur de diminution de la production primaire (obstacle à la photosynthèse) en saison de fortes pluies.

La désorption de certains éléments lors de l'arrivée des particules en mer ou une consommation directe des détritiques organiques charriés par les fleuves sont des facteurs d'enrichissement biologique par augmentation respectivement de la production primaire ou secondaire, cette dernière pouvant induire une production tertiaire (poissons) importante. Enfin, l'écoulement des eaux fluviales en mer peut entraîner une remontée de sels nutritifs sub-superficiels par brassage.

4. Conclusion du chapitre

La description de l'écosystème côtier de la Guinée a permis de ressortir l'originalité de cet écosystème et son influence sur la productivité biologique.

Les connaissances sur l'environnement du plateau continental guinéen, sa sédimentologie, son hydro-climat et sa productivité, permettent ainsi de mieux comprendre la distribution géographique particulière des ressources démersales marines et des activités halieutiques qui s'y déroulent.

CHAPTIRE III : PECHERIES DEMERSALES COTIERES : REPERES HISTORIQUES, DESCRIPTION, EVOLUTION DE LA FLOTTILLE, POLITIQUES DE GESTION

Introduction

L'expression « *pêcheries côtières* » utilisée dans cette étude renvoie aux modes et stratégies d'exploitation des ressources halieutiques côtières du plateau continental guinéen.

Ce chapitre fait la synthèse de l'état des lieux des pêcheries côtières guinéennes à travers des études antérieures locales et régionales des pêcheries côtières rencontrées.

La première partie de ce chapitre porte sur les différents types de pêcheries côtières rencontrées en Afrique de l'Ouest en général et en Guinée en particulier. Cette typologie se base sur les moyens techniques mis en œuvre et les multiples zones d'activités fréquentées. Dans la deuxième partie, nous présentons la pêche artisanale côtière sous différentes facettes. La troisième partie concerne la pêche artisanale avancée relativement récente en Guinée et dont l'évolution ne se ressent pas au niveau des acteurs. La quatrième partie de ce chapitre décrit la pêche industrielle avec un focus sur celle poissonnière démersale, objet de notre étude. La problématique de la pêche illégale, non réglementée, non déclarée (INN) est abordée, dans la

cinquième partie, comme activité transversale touchant tous les segments de la pêche maritime en Guinée. Nous terminons ce chapitre par l'analyse des statistiques de capture.

1. Typologies de pêcheries côtières

Dans toute la région Ouest-africaine, deux grands types de pêche cohabitent dans l'exploitation des ressources démersales : la pêche chalutière industrielle et la pêche artisanale traditionnelle et/ou moderne (motorisée) (Sidibé, 2003 ; Chavance et *al.*, eds, 2004).

En Guinée, la pêche maritime, qu'elle soit de type artisanal ou industriel, n'a pas une longue tradition comparativement aux pays côtiers voisins comme le Sénégal ou la Guinée Bissau (Chauveau, 1991). C'est un Arrêté d'application du Code de la Pêche Maritime qui redéfinit, en 1985, les différents types de pêche maritime en distinguant, en plus d'une pêche artisanale¹ piroguière, une pêche "*industrielle*" (navires dont la jauge brute dépasse 100 Tjb et effectuant des marées de plus de trois jours) et une pêche "*artisanale avancée*"² (navires dont la jauge brute est inférieure à 100 Tjb et effectuant des marées de moins de trois jours).

Les zones d'évolution (ou de déploiement) de la pêche industrielle sont alors délimitées, d'une part à la zone extérieure aux 12 milles nautiques pour la pêche démersale, et d'autre part à la zone extérieure aux 50 milles nautiques pour la pêche pélagique. La zone comprise entre 6 et 12 milles nautiques est réservée à la pêche artisanale avancée et la zone intérieure aux 6 milles nautiques est réservée à la pêche artisanale piroguière. En ce qui concerne les zones de pêche, seules les limites de la zone réservée à la pêche industrielle pélagique ont évolué depuis 1985 et ont été repoussées aux 80 milles nautiques en 1990 par mesure de protection.

¹ Le code de la pêche maritime guinéen (2014) définit la pêche artisanale comme une activité exercée par des navires de type pirogue qui n'utilise pas de moyens mécaniques pour mouiller ou relever les engins de pêche embarqués et qui ne conservent leur capture à bord que par la glace ou par le sel. La pêche artisanale peut également être pratiquée à pied.

² Egalement appelée "pêche semi-industrielle"

D'une manière, on distingue donc trois types de pêcheries côtières exploitant les ressources halieutiques du plateau continental guinéen : la pêche artisanale, la pêche artisanale avancée et la pêche industrielle.

2. Pêche artisanale côtière

2.1 Description

Dans la présente étude, la pêche artisanale est décrite à travers les types de pêche, les embarcations et les engins de pêches, les zones de pêche.

2.1.1 Types de pêche

Les types de pêche artisanale côtière ont été décrits par Chavance et *al.* (1994) et récemment par Boujou et Chavance (2000). Sur la base des équipements de pêche, des stratégies de pêche (mobilité, zones, et périodes de pêche) et les espèces ciblées, six grands types de pêche artisanale ont été identifiés. Les paragraphes ci-dessous résument les principales caractéristiques de chaque type.

2.1.1.1 Type de pêche artisanale démersale littorale sédentaire

Il se pratique le long du littoral et dans les estuaires (profondeurs inférieures à 10 m). Les engins utilisés sont les palangres, les filets maillants calés et les lignes. Ce type de pêche exploite essentiellement les espèces démersales correspondant aux espèces de la communauté à Sciaenidés d'estuaire (Sidibé, 2003).

2.1.1.2 Type de pêche artisanale pélagique littorale mobile

Cette pêche se pratique également le long du littoral et dans les estuaires. Le principal engin utilisé est le filet maillant dérivant qui cible surtout les petits pélagiques ethmalose et la

sardinelle. Elle est mobile parce que les pêcheurs se déplacent vers les zones d'abondance saisonnière des ressources pélagiques, principalement vers les zones de Boffa.

2.1.1.3 Type de pêche artisanale démersale côtière

Ce type de pêche se pratique sur un espace maritime qui recouvre en partie les zones des deux types de pêche précédents dans leur partie externe à la côte et un peu plus au large (jusqu' aux profondeurs de 20 mètres). Les engins utilisés sont principalement des filets maillants encerclants mais aussi des filets maillants calés ciblant les espèces de la communauté à Sciaenidés et certaines espèces pélagiques dont l'ethmalose et les mulets (Boujou et Chavance, 2000).

2.1.1.4 Type de pêche artisanale pélagique côtière

Ce type de pêche utilise essentiellement les filets maillants encerclants et le filet tournant à espèces pélagiques (l'ethmalose et la sardinelle). Cependant, on note fréquemment la présence de certaines espèces démersales de la communauté à Sciaenidés dans les captures. Les zones fréquentées par ce type de pêche sont généralement situées au-delà des 15 m de profondeur. Ce qui représente en moyenne un éloignement de plus de 10 milles marins des côtes en Guinée.

2.1.1.5 Type de pêche artisanale démersale du large

Les espèces cibles caractéristiques de ce type de pêche appartiennent à la communauté à Sparidés (dorades) et à Lujanidés (empereur) dont les biotopes sont les fonds sableux et sablo-vaseux. L'engin de pêche dominant est la ligne et les palangres, mais quelquefois les filets maillants calés sont déployés dans ce type de pêche.

2.1.1.6 Type de pêche artisanale aux Requins

C'est une pêche saisonnière pratiquée exclusivement par les pêcheurs étrangers, notamment les ghanéens et les sénégalais. Ce type de pêche utilise les lignes et les filets maillants de très grands maillages. La marée dure en moyenne 2 à 3 semaines et se déroule autour des et cible les îles

comme zones de pêche (îles de Katcheck et îles de Loos). Les produits de pêche sont entièrement destinés aux marchés asiatiques (les ailerons séchés) et à quelques pays ouest-africains (chair salée séchée).

2.1.2 Embarcations de pêche

Divers auteurs ont décrit à différentes périodes, les embarcations de la pêche artisanale guinéenne et nous permettent de suivre leur évolution. Au début du siècle Gruel (1913) et Thomas (1928) furent les premiers à s’y intéresser, puis Cadenat (1948), Postel (1950), Dolifus (1952) et Moal (1961). Dans les années 80 et 90, on retiendra Salles (1989), Boujou (1991, 1994), Chavance (1994), et Boujou & Chavance (1999).

Ces études ont décrit six types de pirogues utilisées par les pêcheurs artisans dont trois de fabrication locale (*kourou*, *gbankegni* et *salan*) et trois d’origine étrangère (*yoli* du Sénégal, *boaty* du Ghana et *flimbote* de la Sierra-Leone).

Ces six types d’embarcations de pêche artisanale côtière peuvent être classés en 2 grands groupes (Salles, 1989) :

1. les pirogues monoxyles, *kourou* et *gbankenysi*, rencontrées le long du littoral ainsi que dans les cours d’eau à l’intérieur des terres, sont construites à partir d’un tronc d’arbre évidé sans bordés. Elles sont propulsées à la voile ou à l’aide de pagaies. L’équipage est composé d’1 à 2 personnes.
2. les pirogues à membrures, *salan*, *flimbotes* et *yoli*, dont la taille varie de 4 à 25 mètres embarquant 3 à 20 marins, sont de construction plus élaborées. Plus de la moitié de ces pirogues sont motorisées avec un taux de 48 % pour les salans et 100 % pour les flimbotes et yolis (CNSHB, 2015b).

Parmi ces embarcations, les *salans* et les *gbankenysis* sont les plus fréquentes sur le littoral. Elles représentent respectivement 66,28% et 31,73 % du parc piroguier en 2015 (CNSHB, 2015b).

2.1.3 Engins de pêche

Les engins de pêche artisanale côtière ont été décrits par Nedelec (1982) puis par Chavance et *al.* (1994) et par Boujou et Chavance (2000).

En basant sur les engins de pêche suivis par le système d'enquête du CNSHB, ces auteurs ont dénombré 14 principaux types d'engins de pêche classés en 6 grands groupes en fonction de leur technique de pêche : les filets maillant dérivant (FMD à ethmalose et à espèces démersales), les filets maillant encerclant (FME à mullet, à ethmalose, à otolithe), les filets maillant calés (FMC à petites, grandes ou très grandes mailles), les filets tournant (FT), les lignes (LI) et les palangres (PA) (Chavance et *al.*, 1994 ; Bouju, 1991).

Les filets maillants dérivants et les filets maillants encerclants sont de loin les engins les plus utilisés (tableau 3). La prédominance de ces engins s'expliquerait par leur faible coût de production et par la maîtrise de ces techniques par les pêcheurs guinéens.

D'autres types d'engins de pêche sont utilisés en pêche artisanale côtière. Ils sont de moindre importance et ne sont pas suivis par l'observatoire des pêches en Guinée. Car leur capture est utilisée presque exclusivement pour l'auto-consommation familiale. Il s'agit des :

- i. filets coniques soulevés communément appelés *tètè yèlè* et couramment utilisés par les femmes,
- ii. les filets retombants ou Épervier encore appelés Kassi nète³ en Soussou,
- iii. les sennes de plage ou *Popo yèlè* utilisé le long du rivage, etc.

³ D'après Moal (1961) Kassi nète serait la déformation *Cast net* en anglais.

Tableau 3 : Évolution des types d'engins de pêche (1989 – 2015)

Années	FMC	FMD	FME	FT	LI	PA	Total
1989	282	699	264	110	138	388	1 881
1992	493	622	526	93	195	337	2 266
1995	383	625	566	84	234	453	2 343
1996	322	698	588	63	234	453	2 358
1997	361	764	615	61	226	534	2 561
1998	322	698	588	64	243	455	2 361
1999	322	698	588	64	243	455	2 361
2000	364	764	615	61	226	534	2 564
2001	523	1011	860	37	550	655	3 636
2009	1391	1344	1534	108	335	713	6 025
2010	1396	1574	1904	108	335	713	6 030
2011	1395	1574	1904	108	335	713	6 029
2012	1391	1344	1534	108	335	713	6 025

Source : CNSHB 2015

2.1. 4 Zone de pêche

Nous décrivons les zones de pêche artisanale à partir de la synthèse des travaux contenus dans l'Atlas des pêches maritimes en Guinée (ORSTOM, 1997) et Ecoutin *et al.* (2000) sur les zones et sorties des pirogues de la pêche artisanale.

L'ORSTOM (1997) décrit l'espace accessible et exploité par les différents types de pêches artisanales évoluant sur le plateau continental guinéen. Il réalise une partition de l'espace maritime sur la base d'enquêtes descriptives des espaces exploités (nature des fonds, bathymétrie, accessibilité), des caractéristiques des moyens d'exploitations (type d'engin, mode de propulsion dispositifs d'aide à la navigation), des zones de pêches (GPS) et des sites de débarquements. A partir de ces critères, il caractérise sept grands types de flottilles dont les rayons d'actions varient de 10 à 200 km. Un partitionnement de l'espace maritime par type de flottille est réalisé à l'aide du SIG pour décrire l'appropriation de l'espace halieutique par différents types de flottille comme l'indique la figure ci-dessous :

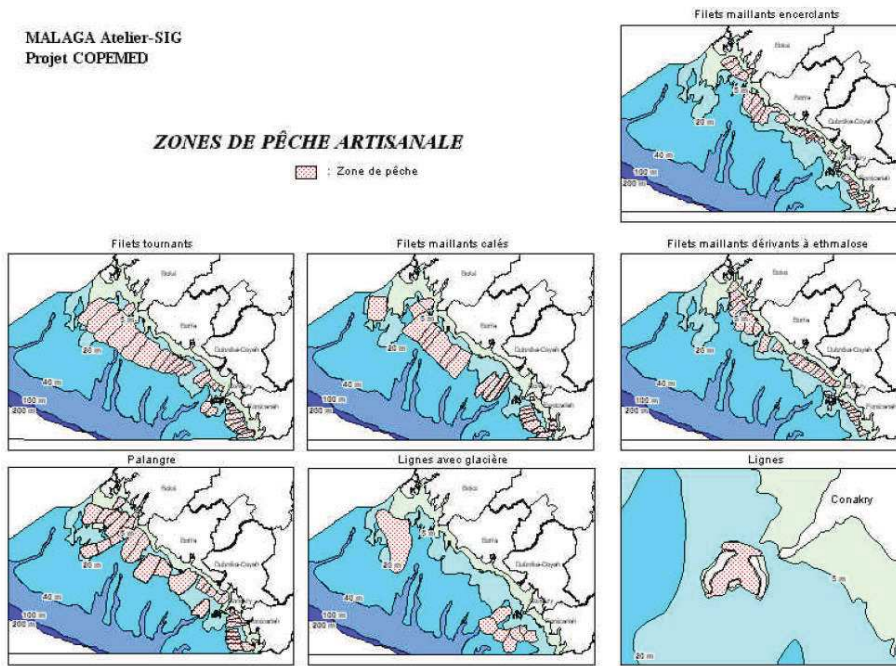


Figure 13 : Illustration des zones de pêche artisanale par type d'engin de pêche

Source : ORSTOM, Atlas des pêches maritimes en Guinée (1997)

Une superposition des zones de pêche ainsi répertoriées permet de localiser et de délimiter les zones de pêche artisanale sur le littoral (figure 14).

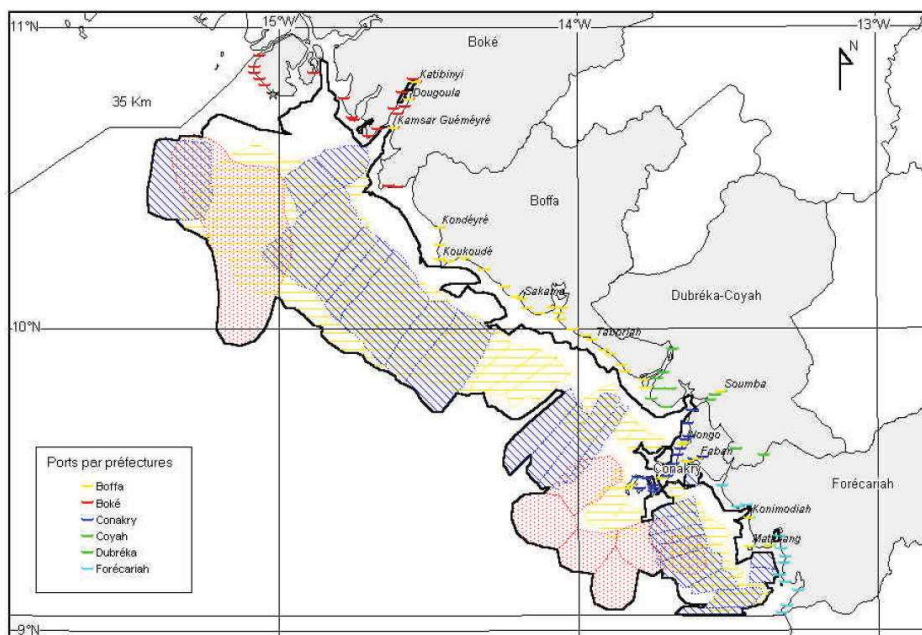


Figure 14 : Zones d'activités de la pêche artisanale s (ORSTOM, 1997)

Ecoutin et *al.* (2000) propose un découpage schématique des zones de pêche artisanale guinéenne en fonction de la distance à la côte. Ce découpage bien que réducteur est valable pour la quasi-totalité des unités de pêche artisanale évoluant en Guinée. Il comprend quatre zones :

- ✚ *zone littorale* : elle comprend le cordon littoral, les estuaires, les bras de mer et la partie du plateau continental distante de moins de deux kilomètres de la côte ;
- ✚ *zone côtière inférieure* : délimitée vers le continent par les frontières de la zone littorale, cette zone est comprise entre deux et quatre milles nautiques de la côte ;
- ✚ *zone côtière supérieure* : c'est une zone parallèle à la côte qui s'étend de quatre à huit milles nautiques de la côte ;
- ✚ *zone du large* : c'est la plus grande zone, située au de-là de huit milles nautiques, qui, selon l'autonomie de l'unité de pêche, peut s'étendre jusqu' à la limite du plateau continental.

A chacune de ces zones et en fonction de types de ressources qu'on y pêche, des engins qui y sont déployés mais aussi des périodes de pêche, peuvent correspondre des statuts différenciés que l'on pourrait appeler statut du "technotope" en comparaison à la pêche artisanale continentale dans le Delta Central du Niger (Fay, 1993).

2.2 Evolution générale de la flottille

2.2.1 Repères historiques

Les traditions maritimes ne sont pas anciennes en Guinée mais elles sont marquées, comme les études historiques le montrent, par une singulière capacité des nationaux à s'approprier le savoir-faire des pêcheurs étrangers qui sont venus, à diverses occasions, exploiter les eaux marines guinéennes (ORSTOM, 1997). Malgré son développement récent, le secteur de la pêche maritime est un secteur en fort développement et porteur de nombreux espoirs pour la Guinée.

L'essor de la pêche artisanale côtière pour des raisons d'ordre politiques et socioéconomique a favorisé le développement rapide de la pêche artisanale en Guinée. Le rôle joué par ces facteurs

dans l'expansion du secteur de la pêche artisanale a été décrit par plusieurs auteurs (*i.e* Gruvel 1913, Cadenat, 1948 ; Postel, 1950 ; Bouju, 1992).

Sur le plan socioéconomique, c'est l'arrivée des pêcheurs étrangers qui constitue le principal moteur d'expansion de la pêche artisanale (Bouju, 1992). Les eaux guinéennes deviennent alors un carrefour migratoire, un lieu de rencontre entre l'influence des pêcheurs du nord (Sénégalais) et du sud (Sierra-Léonais, Libériens, Guinéens et même des Maliens Somono et bozzo).

Chronologiquement, jusqu'au 19^{ème} siècle, seulement les *baga* et *nalou* pratiquaient la pêche de subsistance dans les chenaux de mangrove ou près du rivage avec des engins de conception simple, faciles à mettre en œuvre et sans grands investissements (arcs, lances, harpons, lignes, éperviers, filets coniques soulevés, filets barrage). A partir de 1930, l'arrivée des *soussous* a conduit à une mutation de la composition ethnique des acteurs guinéens de la pêche artisanale (Chavance et *al.*, 1994 ; Chavance, 2000). Ceux-ci adoptent les techniques beaucoup plus productives des pêcheurs étrangers migrants, comme la pirogue *kourou* libérienne et les filets à la traîne et de fonds léonais. Cette mutation s'intensifiera et conduira, à partir des années 50, à la naissance d'une catégorie socioprofessionnelle des pêcheurs en Guinée. Durant la même période, la pêche artisanale a grandement évolué et s'est diversifié dans ses pratiques et dans ses espèces ciblées avec l'arrivée de pêcheurs migrants (Gruvel, 1913 ; Cadenat, 1948, Postel, 1950 ; Bouju, 1992). Une diversité qui transparait clairement tant dans les types d'embarcations utilisées et les groupes ethniques impliqués, que dans les techniques et engins de pêche mis en œuvre, notamment sous l'influence des pêcheurs migrants étrangers ghanéens, sierra-léonais et sénégalais (Boujou, 2000).

Un autre facteur socioéconomique de l'expansion de la pêche artisanale guinéenne est la forte croissance démographique et le développement d'activités économiques créatrices de pouvoir d'achat au niveau du littoral notamment l'exploitation minière, la saliculture, l'exploitation du bois de mangrove. Elle a induit à une forte demande de produits halieutiques qui constitue des débouchés considérables pour la pêche. Il est notamment lié à la capacité des pêcheurs à répondre à la demande croissante en poisson, en adoptant des techniques nouvelles.

Sur le plan politique, après l'indépendance en 1958, la Guinée a opté pour un régime socialiste marquée par une forte implication de l'Etat dans les activités économiques. Il convient de noter

que la situation politique et économique qui prévalait alors avait eu pour conséquence, d'une part une diminution considérable de l'effort de pêche artisanale qui s'était développée avant l'indépendance du pays, d'autre part la stagnation d'une pêche chalutière côtière réduite à quelques petits navires.

Les flux de migration de certains des pêcheurs étrangers, au gré des mesures politiques, perturbera sérieusement le développement du sous-secteur de la pêche piroguière entre 1975 et 1984. L'application rigoureuse des politiques de gestion communautaire de l'époque, à travers la création des Brigades Motorisées de production (BMP) ou de l'Office des Pêches maritimes (OPEMA) chargés de l'importation exclusive des intrants de pêche et de l'achat des captures à des prix fixes non rentables, découragera les migrants et créera plutôt un engouement de façade chez les autochtones relativement inexpérimentés (Doubouya et *al.*, 2007).

Cette phase de l'évolution de la pêche artisanale fut aussi marquée par deux éléments majeurs : la délimitation des limites officielles de la ZEE de la Guinée en 1980 et la réglementation fixée par décret en 1969 définissant les types de pêche chalutières. Ces réglementations répartissent alors la pêche maritime en une pêche "hauturière", réservée aux navires dont la jauge brute dépasse 25 Tjb et devant pêcher au-delà de 50 milles nautiques de la côte, une pêche "côtière", réservée aux navires dont la jauge brute est inférieure à 25 Tjb et pouvant pêcher à l'intérieur des 50 milles nautiques, et une pêche "littorale" correspondant à la pêche artisanale piroguière.

L'avènement de la deuxième République en 1984 fut marqué par une politique économique libérale et l'élaboration du Code de la pêche Maritime en 1985. Ce code contient les données essentielles de la Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer (1982) et fixe le cadre juridique du domaine de la pêche. Son élaboration et son adoption peuvent être interprétées comme le véritable premier pas de l'administration des pêches vers une stratégie de développement du potentiel halieutique de la Guinée au profit du pays et une stratégie de contrôle de l'activité des flottilles étrangères dans la ZEE guinéenne (Sidibé, 2003 ; NDia, 2004).

Ces différents facteurs ont impulsé un dynamisme perceptible au secteur de la pêche artisanale soutenue par la multiplicité des groupes de pêcheurs et une certaine diversité des techniques de pêche. Les guinéens s'intéressèrent de nouveau à la pêche et la profession des armateurs artisans

nationaux s'est progressivement constituée. Ceux-ci investissent dans toutes les techniques de pêche. Cette politique libérale a favorisé le retour de pêcheurs étrangers et le transfert de nouvelles technologies de pêche. Les sénégalais introduisirent les filets à grandes mailles (*bömbömah*) pour la capture des grosses espèces, ou les caisses à glace en 1992 dont les guinéens se réapproprièrent. Les sierra-léonais arrivent avec les filets encerclants de type *fanty* à bord de grandes embarcations appelées *flimbote* (Bouju et Chavance, 1999).

Aussi, la pêche artisanale a bénéficié d'appuis importants de l'Etat guinéen. Les premières pierres de son développement rapide ont été posées par la coopération japonaise avec la construction du Centre de Motorisation de Boussoura (CMB) en 1985. L'importation de moteurs hors-bords et d'intrants de pêche ainsi que la présence d'un atelier de dépannage mobile ont ainsi porté le taux de motorisation des embarcations de pêche artisanale à près de 50% de 1985 à 1995 (Doubouya et *al.*, 2007).

Les investissements de l'Etat pour l'appui à ce secteur ont également porté sur l'aménagement des ports de débarquement de pêche artisanale. Ce processus vise l'amélioration des conditions de débarquement, le désenclavement des débarcadères, la réalisation d'infrastructures de débarquement et de conservation à terre, la fourniture d'intrants, la mise en place d'un crédit adapté à la pêche artisanale et l'appui à la transformation artisanale des produits de pêche. Ces efforts se poursuivent et justifient que la pêche artisanale est l'une des filières prioritaires dans le processus de développement des pêcheries guinéennes.

Les partenaires au développement se sont aussi fortement impliqués dans le développement de la pêche artisanale guinéenne. Grâce à leur appui (BAD, JICA, UE, AFD, FAO, etc.), les principaux débarcadères de pêche artisanale ont été aménagés et équipés d'infrastructures modernes (quai de débarquement, production de glace, centre de fumage, station d'essence, etc.) aussi bien à Conakry (*Bonfi, Boulbinet, Téminètaye, Dixinn Prot II*) qu'à l'intérieur du pays (*Kamsar, Koukoudé, Benty*). Ces appuis ont par ailleurs contribué à l'accroissement du taux de motorisation des pirogues de pêche à travers la construction d'un centre de motorisation à Boussoura en 1985 par la coopération Japonaise. L'importation de moteurs hors-bords et d'intrants de pêche ainsi que la présence d'un atelier de dépannage mobile ont ainsi porté le taux de motorisation des embarcations de pêche artisanale à près de 50% de 1985 à 2015.

2.2.2 Système de suivi et évolution de la flotte

Les premières statistiques officielles sur le suivi de la pêche artisanale remontent à l'année 1995, avec la mise en place d'un système de suivi par le CNSHB avec la création en son sein d'un Observatoire des pêches maritimes (Sidibé, 2003). En raison de l'importance de ces statistiques dans l'aménagement et la gestion des pêches, cet observatoire a été érigé en direction nationale en 2004 sous l'appellation d'Observatoire National des Pêches (ONP). En collaboration avec le CNSHB et avec un financement de la FAO, l'ONP, est parvenu en 2009 à réaliser une enquête cadre sur la pêche artisanale, afin de redynamiser le suivi de cette pêcherie et parer aux difficultés de fonctionnement du système d'enquête de la pêche artisanale.

L'évolution de la pêche artisanale guinéenne est décrite ci-dessous à partir des données collectées par ce système, complétées par d'autres informations de l'administration des pêches. Pour suivre l'évolution de la flotte de pêche artisanale entre 1950 et 2015, les indicateurs retenus portent sur différentes variables : nombre de points de débarquement, nombre de pirogues actives, taux de motorisation et captures sur la période 1950-2015.

Sur un littoral long d'environ 300 km (Pezennec, 1999), 97 points de débarquement ou 'ports de pêche' avaient été recensés en 1992 (Chavance et *al.*, 1995) contre 120 en 1997 (Sidibé, 2003) et 197 points de débarquement en 2015 (CNSHB, 2015b). Ils sont d'importances inégales, allant de moins de dix pirogues à Baralandé dans Boffa, à plus de deux cents pirogues à Koukoudé et Tabaoriah dans la préfecture de Boffa. Cette augmentation du nombre de points de débarquement sur le littoral s'explique par le dynamisme et la rentabilité économique du secteur de la pêche artisanale.

La figure ci-dessous présente la localisation des points de débarquement de la pêche artisanale le long du littoral guinéen en 2014.

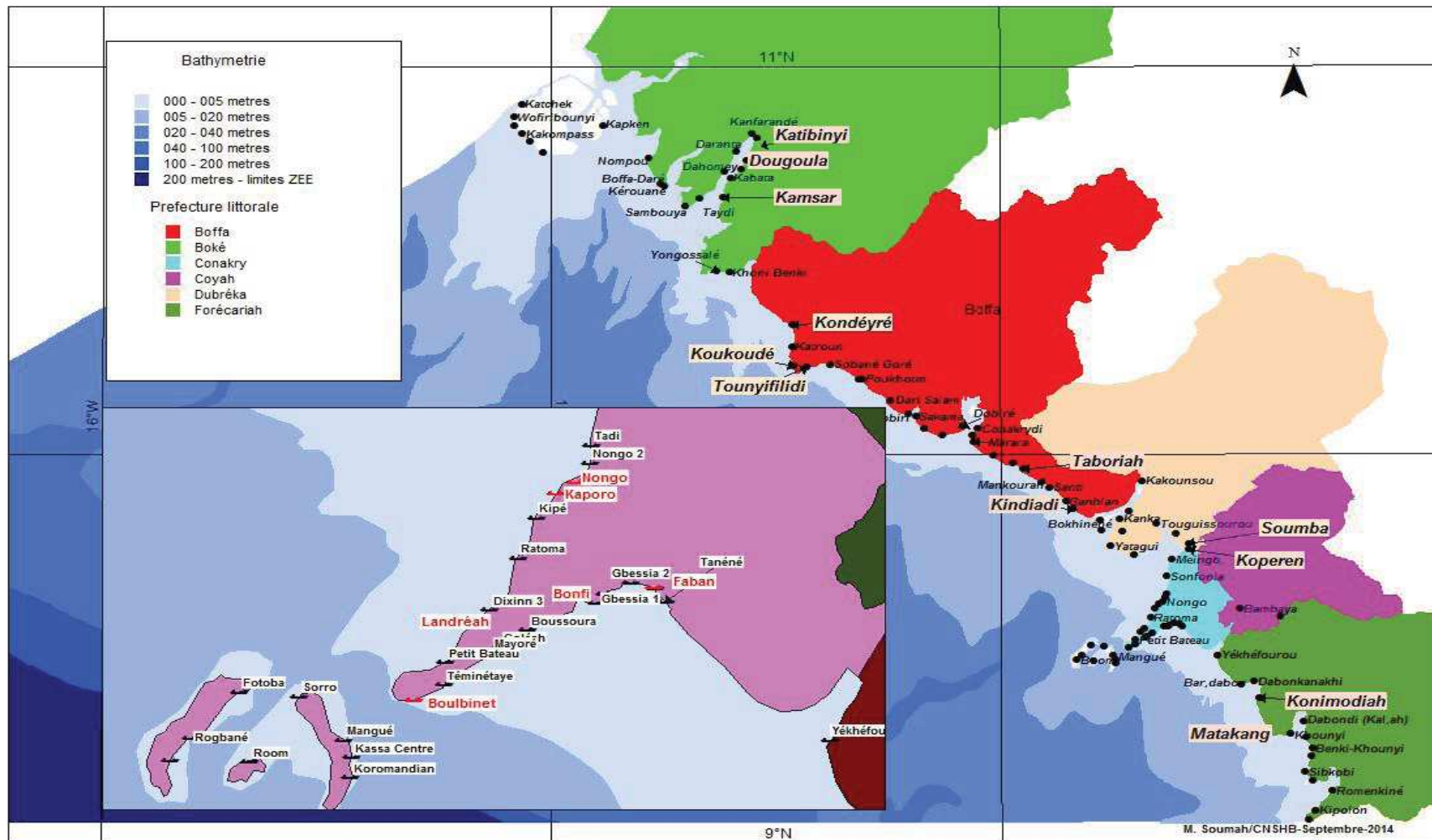


Figure 15 : Localisation des débarcadères de la pêche artisanale sur le littoral guinéen en 2014

Le parc piroguier estimé à 1 000 pirogues en 1950 a connu une augmentation timide pour atteindre 1 700 pirogues en 1984 (Belhabib et *al.*, 2013). A partir de 1985 on note un tournant décisif dans l'évolution de la pêche artisanale en Guinée suite au changement de régime politique et la libéralisation des initiatives privées prônées par les nouvelles autorités de la Deuxième République. Le parc piroguier se développe rapidement. Selon le CNSHB, le parc piroguier est passé de 1 700 pirogues en 1985 à 3 636 pirogues en 2002, 6 025 pirogues en 2009 soit une croissance de l'ordre de 300% en moins de 30 ans.

Dans la même période le taux de motorisation a connu une croissance significative. Il passe de 38% en 1989 à 48% en 1995 avant de commencer à chuter à partir de 2001. Les raisons évoquées par les pêcheurs artisans pour expliquer cette diminution du taux de motorisation sont multiples mais aboutissent toutes au prix élevé des intrants de pêche en général, et des moteurs hors-bords en particulier (Doubouya et *al.*, 2007).

Le tableau ci-dessous présente l'évolution du nombre de pirogues de la pêche artisanale depuis cette date.

Tableau 4 : Nombre de pirogues actives en pêche artisanale sur la période 1950-2015 en Guinée

Années	Nombre de pirogues	Taux de motorisation	Références
1950	1 000		Bouju (1993) in Belhabib et al. (2013)
1983	1 700		Pollnac (1985) in Belhabib et al. (2013)
1984	1 700		Weber and Durand (1986) in Belhabib et al. (2013)
1989	1 788	38 %	Gascuel et al. (2009)
1992	2 306		Chavance and Diallo (1996)
1995	2 343	48 %	CNSHB (Bulletins statistique 1995)
1996	2 358		CNSHB (Bulletins statistique 1996)
1997	2 561		CNSHB (Bulletins statistique 1997)
1998	2 361		CNSHB (Bulletins statistique 1998)
1999	2 361		CNSHB (Bulletins statistique 1999)
2000	2 564		CNSHB (Bulletins statistique 2000)
2001	3 637	40 %	CNSHB (Bulletins statistique 2001)
2002	3 636	44 %	CNSHB (Bulletins statistique 2002)
2009	6 025	21,2 %	ONP (Bulletins statistique 2009)
2010	6 030		ONP (Bulletins statistique 2010)
2014	8 445	28,21%	CNSHB 2014, unpub.data
2015	8 553	33,61%	CNSHB 2015, unpub.data

3. Pêche artisanale avancée

3.1 Description

La pêche artisanale avancée est aussi communément appelée « *pêche semi-industrielle* » dans certains pays d’Afrique de l’Ouest. Ce secteur en Guinée est exploité par les chalutiers dont la capacité est inférieure à 100 tonneaux de jauge brute. En Guinée, cette pêcherie a été décrite par Damiano (1999).

Initialement conçue comme un type de pêche de transition entre la pêche artisanale et la pêche industrielle, il faut constater, 10 ans après sa création, que la pêche artisanale avancée a bien du mal à trouver sa place dans l'exploitation de la zone côtière guinéenne. Plusieurs raisons peuvent être invoquées pour l'expliquer.

De nature artificielle, la création de ce type de pêche n'a pas mis en valeur de savoir-faire local particulier si ce n'est qu'elle a été un débouché pour une poignée de marins et de patrons de pêche sortis de l'école de formation maritime. La caractéristique principale de la PAA est qu'elle sert d'alibi à de grosses unités industrielles pour venir exploiter les petits fonds; il en résulte une grande confusion dans la délivrance des licences, rendant la surveillance en mer et le suivi statistique difficiles. En outre, comme ces unités chalutières exploitent les mêmes espèces que la pêche artisanale, elles se trouvent, avec des engins destructeurs et peu sélectifs, en concurrence avec cette dernière à la fois pour l'espace et pour les ressources.

Si l'on ajoute à ces divers inconvénients le fait qu'elle ne génère qu'une production marginale dans l'exploitation halieutique guinéenne, on comprendra qu'en 1995, le gouvernement ait pris la décision d'abolir ce type de pêche qui se voit alors classé en « *pêche industrielle glacière* » avec contrainte de n'exercer que dans les zones autorisées au chalutage industriel.

3.2 Evolution générale de la flottille

Les efforts d'équipement de l'embryon de pêche industrielle avaient commencé par la livraison de 5 navires de 14 m équipés pour la pêche semi-industrielle (pêche fraîche, marées de 4 à 5

jours) en contre-partie de l'Accord triennal 1983 - 86 signé avec l'Espagne et autorisant les navires espagnols à pêcher dans la ZEEG (Damiano, 1999).

Tableau 5 : Evolution du nombre de navire de la pêche semi-industrielle en Guinée

Années	Nombre de navires	Source
1981	1	Damiano (2000)
1982	1	Damiano (2000)
1983	1	Damiano (2000)
1984	1	Damiano (2000)
1985	2	Damiano (2000)
1986	5	Damiano (2000)
1987	7	Damiano (2000)
1988	12	Damiano (2000)
1989	17	Damiano (2000)
1990	11	Damiano (2000)
1991	9	Damiano (2000)
1992	11	Damiano (2000)
1993	16	Damiano (2000)
1995	10	CNSHB, unpub.data
1996	11	CNSHB, unpub.data
1997	10	CNSHB, unpub.data
1998	4	CNSHB, unpub.data
2002	18	Bah et al. (2002)
2006	14	Richard et al. (2006)
2010	14	Belhabib et al. (2013)

La pêche artisanale avancée n'est plus reconnue par la législation depuis 2012 (Plan de pêche et d'aménagement des pêches).

4. Pêche industrielle démersale

4.1 Description

Cette description de la pêche industrielle sera faite à travers les types de pêche, les statuts et la nationalité des navires de pêches, les caractéristiques techniques des navires et les zones de pêche.

4.1.1 Type de pêches industrielle en Guinée

La flottille industrielle est composée de chalutiers congélateurs qui pratiquent la pêche pélagique ou la pêche démersale. La typologie adoptée dans ce travail est celle de la classification faite par Lesnoff et *al.* (1999).

Ces auteurs ont identifié et décrit cinq types de pêche industrielle en Guinée en fonction des ressources ciblées. Il s'agit de : (i) la pêche démersale poissonnière, (ii) la pêche pélagique poissonnière, (iii) la pêche démersale céphalopodière, (iv) la pêche démersale crevette et la pêche pélagique thonière. Depuis son élaboration, cette classification est maintenue dans les plans d'aménagements et de gestion annuelle des pêches élaborés par le Ministère guinéenne de la Pêche et de l'Aquaculture. A chaque type de pêche est associé un type de licence émise par l'administration centrale.

Dans la suite des travaux, un focus exclusif est porté sur la pêche démersale poissonnière qui est l'objet de notre étude. La flottille démersale poissonnière est alors décrite à travers les caractéristiques et la nationalité des navires de pêche, le type et le nombre de licences émises,

4.1.2 Statut et nationalité des navires de pêche démersale industrielle

Selon le code la pêche maritime guinéenne (Article 7), chaque type de licence de pêche industrielle doit appartenir à l'un des 3 statuts reconnus aux navires de pêche évoluant en Guinée :

1. *les navires de pêche guinéens* : propriété de l'État guinéen ou appartenant pour au moins 51 % de leur valeur à des ressortissants guinéens, ils doivent avoir leur siège social en Guinée et, débarquer la totalité de leurs captures en Guinée, sans préjudice de leur réexportation.
2. *les navires de pêche étrangers basés en Guinée* : dont les activités, sont effectuées à partir de la Guinée et qui doivent débarquer une part importante de leurs captures en Guinée.
3. *les navires de pêche étrangers* sont ceux qui ne se définissent pas par les conditions de deux premiers statuts.

L'évolution de a flottille démersale poissonnière selon le statut du bateau est présenté dans le tableau ci-dessous :

Tableau 6 : Evolution de la flotte démersale poissonnière en Guinée : (1995-2008)*, (2009-2012)**

Années	Guinéen	Etranger	Etranger basé	Inconnu	Chinois
1995	34	2	0		
1996	23	1	1	1	
1997	4	17	40	1	
1998	4	18	38	12	
1999	0	42	12	0	
2000	5	29	41	0	
2001	6	24	53		
2002	23	18	17		
2003	20	25	28		
2004	23	23	28		
2005	10	15	18		
2006	14	20	20		
2007	4	11	20		
2008	2	14	13		
2009	8	2	32		17
2010	2	2	14		20
2011	3	1	41		27
2012	2	1	26		12
	187	265	442	14	76

*Source : CNSHB **Source : Observatoire national des pêches

A l'analyse de ce tableau, les navires guinéens représentent sur la période 1995-2012 moins de 20% de la flotte démersale poissonnière. Il faut noter qu'en plus, les pavillons de diverses nationalités sont enregistrés dans la pêche démersale poissonnière en Guinée avec une forte dominance étrangère. Une partie de cette flotte étrangère travaille dans le cadre d'accords de pêche (Union Européenne et Chine), l'autre partie travaille sous le statut de navires consignés ou affrétés par des armateurs guinéens (Sidibé, 2003).

Le tableau ci-dessous présente la répartition de la flotte étrangère par nationalité

Tableau 7 : répartition de la flotte démersale poissonnière étrangère en activité dans la ZEE guinéenne

Pays	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total	%
Ukraine			0	0	0	0	0	0	0	1	0								1	0,118
Espagne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0				2	0,236
Hongrie				3															3	0,353
Russie		0	0			1	0		1	0	0	1	0		2			0	5	0,589
Malte			0		1	1	1	1	1	1	1								7	0,824
Panama			0	2	2	1	1								0		1		7	0,824
Italie		1	1	0	4	0	1	0	0	2	2		0	0					11	1,296
Inconnue		1	1	11	0	0													13	1,531
Honduras			5	2	3	3	2	1	1	1	1	1	1	0	1		1	1	24	2,827
Belize			0	0	0	2	10	4	2	4	2		1	1	0	0	0	0	26	3,062
Sénégal			1	2	2	8	7	3	0	5	3	0	0		2	0	0	1	34	4,005
Sierra Léone			11	10	3	3	3	3	3	2	1	2	2			1	1	0	45	5,300
Grèce		0	4	7	4	5	6	8	6	4	2	8	0	1					55	6,478
Corée Sud			14	20	13	33	24	16	24	20	10	10	0	6	14	15	15	8	242	28,504
Chine		0	21	11	22	12	22	10	20	24	17	28	29	19	37	20	51	31	374	44,052
	0	2	58	68	54	69	77	46	58	64	39	51	33	27	56	36	69	41	849	100,00

4.1.3 Caractéristiques techniques des navires de pêche démersales poissonnière

En général, la flottille de pêche démersale est caractérisée par un vieillissement des navires et une relative stabilité de la puissance moyenne annuelle. L'analyse faite dans ce sens par Sidibé (2003) montre, à partir de la base de données du CNSHB, que les navires ont en moyenne 20 ans de vie et d'une puissance moyenne annuelle de 1 300 CV sur la période 1995-2000.

Le tableau ci-dessous présente la répartition de la flottille démersale poissonnière par an en fonction des classes de puissance.

Tableau 8 : Répartition de la flottille démersale poissonnière par classe de puissance (1995-2012)*

Années	Classe de puissance (cv)						
	<250	250-499	500-999	1000-1499	1500-1999	2000-2999	Inconnu
1995	0	4	9	10	5	8	
1996	0	2	7	6	3	4	4
1997	0	1	15	31	8	7	0
1998	0	3	11	26	5	15	12
1999	0	0	18	18	6	11	1
2000	4	1	14	17	7	15	17
2001	5	3	22	17	7	14	15
2002	10	4	12	14	8	10	
2003	5	3	11	27	8	19	
2004	3	4	13	30	5	19	
2005		1	13	16	2	11	
2006		17	13	14	3	7	
2007	2	12	13	20	5	8	
2008	0	5	4	17	1	2	
2009	1	16	5	24	2	11	
2010	0	0	5	21	3	9	
2011	6	12	19	21	5	9	
2012	0	7	0	26	2	6	
	36	95	204	355	85	185	49

*Source : base de données du CNSHB

Il ressort de ce tableau que la majorité des navires ciblant les poissons démersaux en Guinée appartiennent à la classe de puissance de 1000-1499 cv soit 35%.

La flottille démersale poissonnière guinéenne est aussi très hétérogène par la taille des navires. Ainsi on y rencontre des petits navires de moins de 18 mètres comme de grands chalutiers de plus de 45 mètres. L'évolution du nombre de bateau par classe de taille est présentée dans le tableau ci-dessous :

Tableau 9 : Nombre de navires de la pêche industrielle selon la longueur

Années	Classe de longueur (m)					
	<18	18 - 23	24 - 29	30 - 44	>44	Inconnu
1995	2	1	2	16	15	
1996	0	0	2	14	7	3
1997	1	1	3	37	20	0
1998	1	2	3	28	26	12
1999	0	0	1	35	17	1
2000	1	4	1	32	29	8
2001	1	0	6	41	31	4
2002	6	2	4	24	22	
2003	5	3	4	29	32	
2004	3	1	3	33	34	
2005			1	25	17	
2006	2		3	37	12	
2007			2	39	19	
2008				21	8	
2009	0	1	0	37	21	
2010	0	0	4	16	18	
2011	2		7	48	15	
2012	0	0	0	32	9	
	24	15	46	544	352	28

De la même manière et en fonction du tonnage de jaune brute (TJB), les données du CNSHB (classe les navires poissonniers en six catégories. Il s'agit de :

- ✚ *Poissonniers démersaux de moins de 50 tjb*: Leur est variable et peu important en Guinée. ce nombre va de 1 en 1995 à 5 en 200, 7 en 2002 et 8 en 2011.
- ✚ *Poissonnière démersaux de 50-99tjb* : présence également peu importante (4,36% de la flottille sur la période 1995-2012). Ces navires pratiquent leur activité de pêche essentiellement dans la zone de Conakry et y débarquent leur capture.
- ✚ *Poissonniers démersaux de 100-149 tjb* : leur nombre est passé de 1 en 1995 à 17 en 2007. Ces navires sont surtout constitués de chalutiers congélateurs et représenteraient 9% des poissonniers démersaux actifs en Guinée. Leurs tailles varient de 20 à 51 mètres

de longueur. Leur activité se déroule généralement sur des fonds de 5 à 30 mètres avec des marées de 10 à 90 jours. Seulement 5 à 10% de ces navires débarquent leur capture à Conakry, le reste étant directement exporté vers les pays asiatiques et européens.

- ✚ *Poissonniers démersaux de 150-249 tjb* : Ils sont les plus actifs en Guinée (40 passant de 8 en 1995 à 32 navires en 2012 avec un pic en 2011 où on dénombrait 50 navires en activité (Tableau 8). Il a été constaté que la majorité de ces navires ont leur port d'attache dans les pays limitrophes de la Guinée et à Las Palmas (Espagne).
- ✚ *Poissonniers démersaux de 250-499 tjb* : avec 383 navires recensés entre 1995 et 2012 Ils représentent sont aussi très actifs en Guinée (38% des navires). Leur nombre est restée relativement stable sur la période retenue avec en moyenne 21 unités actives par an (Tableau 8). Ce sont généralement des navires congélateurs de grande taille avec des longueurs comprise entre 21 et 57 mètres. Même si on les repère sur l'ensemble du plateau continental, ces chalutiers sont fréquents dans les zones côtières où ils ciblent les poissons démersaux nobles (bobo, bars,...) sur des fonds de 10 à 20 mètres (Sidibé, 2003). La totalité de leur capture est exportée en Asie et en Europe et comme les précédents ils ont leur port d'attache hors des frontières guinéennes.
- ✚ *Poissonniers démersaux de plus de 500 tjb* : Ils sont très rares dans les eaux guinéennes et leur activité est restée sporadique entre 1995 et 2012. On notait seulement 1 bateau de ce type en activité en 1995 et 6 en 2005 (Tableau 10).

Tableau 10 : évolution de la flottille démersale poissonnière par classe de tonnage de jauge brute (TJB)

Années	Classe de tonnage de jauge brute (TJB)						
	<50	50-99	100-149	150-249	250-499	500-999	inconnu
1995	1	6	1	8	20	1	
1996	0	1	2	6	11	4	2
1997	0	2	7	21	30	2	0
1998	0	5	8	18	29	0	12
1999	0	0	5	23	19	0	7
2000	5	1	4	29	27		9
2001	1	3	11	37	24	2	5
2002	7	7	6	21	14	3	
2003	4	9	6	36	17	1	
2004	1	6	9	35	19	4	
2005			4	16	17	6	
2006	2	3	7	13	29		
2007		1	19		38	2	
2008			1	15	13		
2009	0	0	1	20	37	1	0
2010	0	0	0	22	16	0	
2011	8			50	14		
2012	0	0	0	32	9	0	
	29	44	91	402	383	26	35

4.1.4 Zone de pêche

Selon le type de licence pélagique, poissonnière, céphalopodière ou crevettière, les navires industriels exploitent des espaces maritimes différents.

Les **poissonniers pélagiques** fréquentent la partie nord-ouest du plateau continental touchée par l'upwelling mauritano-sénégalais, généralement pendant la fin de la saison sèche (mois de février à juin), lorsque la disponibilité en ressources pélagiques du large est maximale.

Les **poissonniers démersaux**, objet de notre étude, exploitent une grande partie du plateau continental, mais leur activité est principalement concentrée dans le nord-ouest et vers la côte autour des caps (Conakry et le Cap-Verga). En fonction des années et des saisons, l'importance respective de ces pôles d'activité peut évoluer selon que les unités industrielles recherchent les céphalopodes (seiches exclusivement) sur la partie nord-ouest du plateau ou les sciaenidés côtiers.

Les **céphalopodiers** sont actifs toute l'année mais ils sont surtout concentrés dans la partie nord-ouest du plateau continental à forte abondance de seiches. Cette zone est privilégiée en mars-avril, ensuite les navires se déplacent en juin vers la côte à proximité du cap Verga. Le restant de l'année, l'activité baisse et les navires sont alors plus dispersés.

Les **crevettiers** exploitent deux stocks bien différenciés. Un stock très côtier constitué essentiellement d'espèces de crevettes côtières *Parapenaeopsis atlantica* et *Penaeus notialis* et un stock situé sur des fonds de 200 à 600 mètres pour cibler *Parapenaeus* et *Heterocapus*.

Les zones d'activités par type de pêche industrielle sont présentées sur la figure ci-dessous :

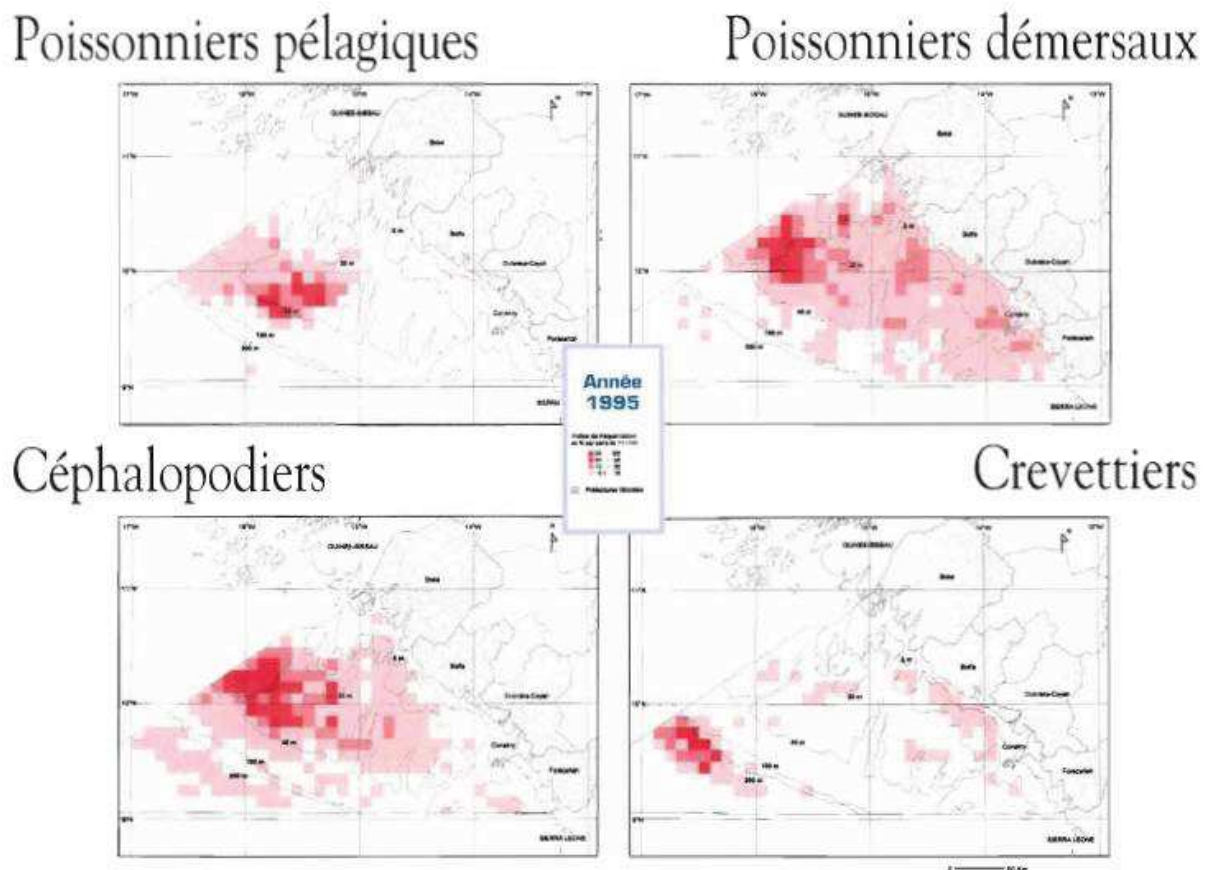


Figure 16 : Principales zones de pêche par type de pêche industrielle dans la ZEE de Guinée
Source : Atlas des pêches maritimes en Guinée (ORSTOM, 1997)

4.2 Evolution globale de la flotte industrielle

L'évolution de la pêche industrielle en générale et celle de la pêche démersale poissonnière en particulier est ici analysée à travers le nombre de navires actifs ou de licence de pêche émises par l'administration centrale.

Le développement de la pêche industrielle en Guinée est relativement récent en comparaisons avec les pays voisins (N'Dia, 2004). La présence de chalutiers de 14 à 18 m est pourtant signalée en Guinée bien avant l'indépendance en 1958. Leur nombre était passé de 9 en 1956 à 12 en 1958 et les captures annuelles de 640 tonnes à plus de 1500 tonnes pour la même période. (Moal, 1961).

Sous la première République (1958-1984), faute d'armement national et en raison du choix politique socialiste (Ndia, 2004), la pêche industrielle guinéenne était constituée principalement de flottes étrangères (Lesnoff et al. 1999). Les navires provenait alors d'Europe de l'Est (URSS, Chine, etc.) (Belhabib et al., 2013). Il s'agissait de chalutiers pélagiques qui débarquaient une partie de leurs cargaisons à Conakry (PAC), dans les installations de l'Office de la Pêche Industrielle (OPI) qui disposait de moyens de distribution à terre dans le but de ravitailler tout le pays en poisson (Kopé, 2003). Ce monopole des flottes d'Europe de l'Est dans les eaux guinéennes a été favorisé par la politique socialiste d'importation de poissons sur la base d'accords de pêche conclus avec les pays de l'Europe de l'Est, dont l'ex URSS.

Mais ce n'est qu'à partir des années 1970 que la pêche industrielle a pris son essor, même si les autorités maritimes n'ont véritablement commencé à recenser les navires de pêche industrielle qu'en 1975 (Lesnoff et al. 1999). Depuis cette date, une augmentation importante et régulière du nombre de navires de pêche a été constatée (Caverivière, 1979). En 1976, 16 licences sont délivrées et déjà en 1980, il y en a eu 73.

C'est en 1983 que fut signé le premier accord de pêche autorisant les navires de pêche démersale et de pêches thonières européennes à pêcher dans les eaux guinéennes. Cet accord, renouvelable tous les trois ans, et d'autres accords postérieurs (Espagne, 1985 et Portugal, 1986 avant leur entrée dans la CEE) ont entraîné une diversification des pavillons dans la flotte de pêche industrielle et le développement de la pêche démersale (en particulier de la pêche

céphalopodière dont le nombre de licences passe de 10 à 24 de 1984 à 1986), ainsi que de la pêche thonière (Lesnoff, 1999).

Depuis 1984 et malgré la libéralisation économique, la pêche industrielle reste presque exclusivement pratiquée par des flottes étrangères: chinois, coréens, français, espagnols, russes, grecs, italiens, maltais, sénégalais, sierra-leonais, ivoiriens, ukrainiens et américains. Sur le plan pratique, une partie de cette flotte étrangère travaillait dans le cadre d'accords de pêche (Union Européenne et Chine), l'autre partie travail sous le statut de navires consignés ou affrétés par les armateurs guinéens. C'est le régime de co-entreprise (Sidibé, 2003, Belhabib et *al.*, 2013). Les co-entreprises sont des accords de pêche de deuxième génération qui permettent le transfert d'une partie de la propriété du navire à un tiers dans le pays d'accueil et se traduisent souvent dans les vaisseaux par le changement de pavillon.

Entre 1980 et 1987, on observe une relative stabilité du nombre de licences démersales émises. Après 1987, ce nombre fluctue fortement et atteint des pics en 1990 et 1993 (avec respectivement 93 et 108 licences démersales émises), pour ensuite chuter à 34 en 1994 pour retrouver le niveau 1978. Ainsi, comme le notent Lesnoff et al. (2000), ces fortes variations pourraient être interprétées comme des signes d'une pêche industrielle laissée à elle-même, malgré la mise en place d'une politique de régulation de l'effort de pêche nominal.

Le tableau ci-dessous présente l'évolution du nombre de licences du type de pêche industrielle démersale poissonnière.

Tableau 11 : Récapitulatif des licences de pêche démersales poissonnière de 1971 à 1990
(Source FAO (1991), 1992-1994 (Source : Sidibé, 2003), 1995-2012 (source : CNSHB))

N°	Années	Nombre de licences
1	1950	1
2	1971	4
3	1972	5
4	1973	9
5	1974	10
6	1975	6
7	1976	10
8	1977	25
9	1978	48
10	1979	47
11	1980	58
12	1981	45
13	1982	46
14	1983	49
15	1984	43
16	1985	23
17	1986	33
18	1987	41
19	1988	31
20	1989	11
21	1990	49
22	1991	49
23	1992	40
24	1993	36
25	1994	34

N°	Années	Nombre de navires actifs
26	1995	36
27	1996	26
28	1997	62
29	1998	72
30	1999	54
31	2000	75
32	2001	83
33	2002	58
34	2003	73
35	2004	74
36	2005	43
37	2006	54
38	2007	35
39	2008	29
40	2009	59
41	2010	38
42	2011	72
43	2012	41

5. Pêche illicite, non déclarée et non règlementée (Pêche INN)

La Guinée est aussi connue pour être le pays le plus fortement touché par la pêche illégale en Afrique de l'Ouest (MRAG-DFID, 2005), ce qui en fait l'un des pires cas de pêche illégale dans le monde (Godoy, 2010 ; Gorez, 2010). Ce type de pêche transversal touche tous les segments de la pêche maritime guinéenne et plonge le secteur de la pêche dans une crise depuis des décennies. Il existe trois principaux types de pêche INN en Guinée : la pêche sans permis (42% des cas), la pêche industrielle dans les zones prohibées pour elle (21% ou l'équivalent de 50% des navires opérant en pêche INN), et la pêche à l'aide d'engins illégaux (31%) (EJF 2006; Gorez, 2010).

En 2006, la pêche INN par des flottes étrangères représentait l'équivalent de 63% des débarquements juridiques, lorsque 22 navires d'un total de 104 navires opéraient illégalement (EJF, 2006). Les navires chinois (y compris sous pavillon du Belize et du Panama) représentaient 50% à 60% des navires pratiquant la pêche INN (Dobo, 2009 ; EJF, 2009 ; Mallory, 2012). Les navires de pêche de Corée du Sud (avec des drapeaux de la Corée, et les pays comme Malte, Panama et Belize) y font également partie (Anon, 2006 ; EJF, 2009).

6. Evolution des captures globales dans la ZEE guinéenne 1950-2012

Deux périodes sont à considérer dans l'analyse de l'évolution des captures des ressources halieutiques démersales guinéennes : la période 1950-1994 et la période 1995-2012. La raison de cette séparation est simple : les statistiques sur les prises sont absentes ou très incomplètes pour la première période ; tandis que la seconde période, qui correspond à la mise en place d'un Observatoire de pêche de Guinée au sein du CNSHB, connaît des statistiques plus complètes avec en particulier un traitement détaillé sur les captures des principales espèces ou groupes d'espèces, les efforts de pêche et les structures de taille des individus exploités.

Les données de la période 1950-1994 ont été collectées par la FAO (Fishstat) ou/et reconstituées par Belhabib et *al.* (2013). Les données de la FAO sont estimées à partir d'un ajustement des statistiques officielles fournies par les autorités guinéennes en charge de la pêche et de l'Aquaculture. Ces données ne prennent pas en compte les captures issues de la pêche INN. Sur la même période, Belhabib et *al.* (2013) ont estimé la capture totale à partir des nombre de

pirogues actives en pêche artisanale, de navires de pêche industrielle et les prises par unité d'effort pendant cette période. Ces reconstitutions sont 3 fois plus élevées que les valeurs de la FAO puisqu'elles tiennent compte des captures de la pêche INN ainsi que de la pêche de subsistance et des rejets (figure ci-dessous).

Les données sur les captures démersales industrielles et artisanales pour la période 1995-2012 proviennent des systèmes d'enquêtes du CNSHB (CNSHB, 1995-2012). Comme déjà signalé plus haut, les statistiques de pêche disponibles pour cette période sont beaucoup plus riches et méritent un traitement spécifique.

Dans l'ensemble et pour les différents auteurs, la tendance de la capture totale est à la hausse (figure 17).

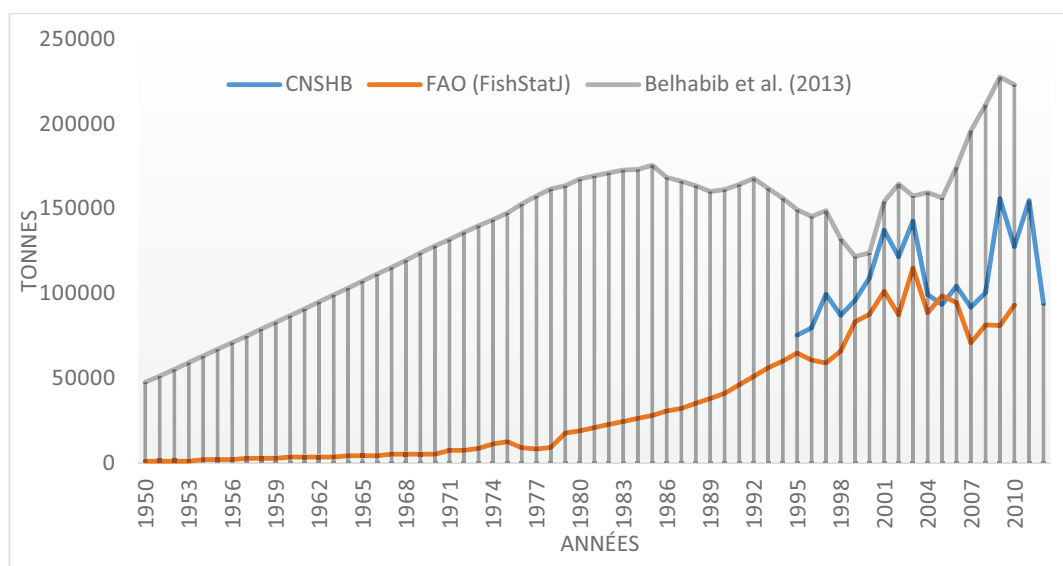


Figure 17 : Evolution des captures totales de la pêche maritime en Guinée (1950-2012).

Source : Belhabib et *al.* (2013)

Par segment de pêche, on constate que sur toute la durée de la période 1995 - 2012 les captures de la pêche artisanale sont plus importantes que celle de la pêche industrielle.

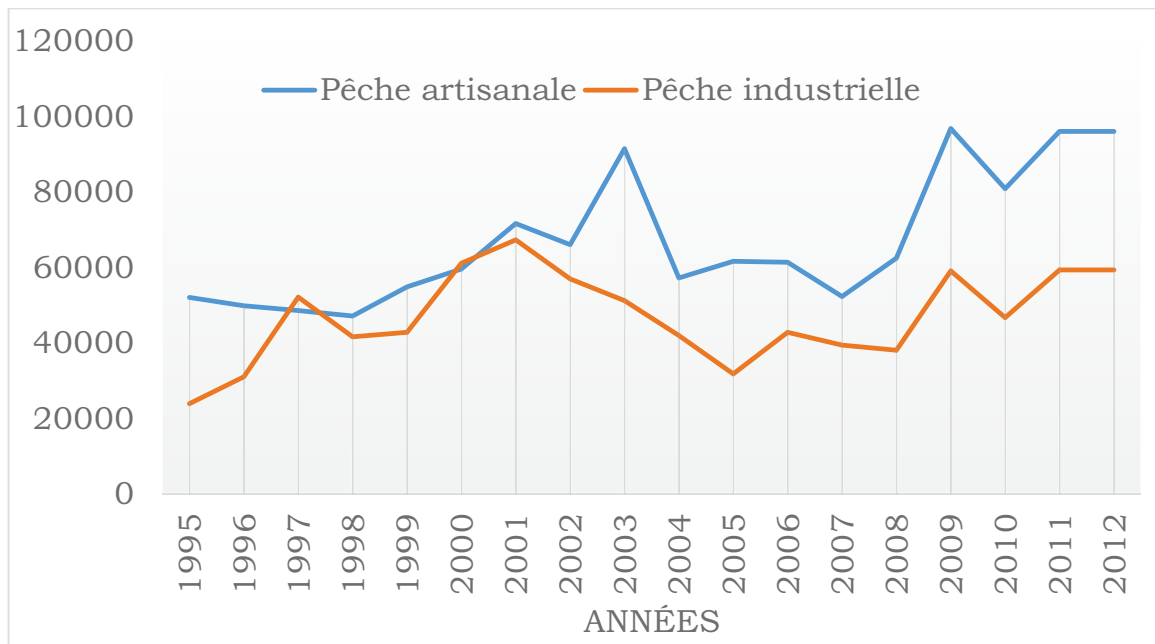


Figure 18 : Evolution comparée des captures de la pêche artisanale et de la pêche industrielle en Guinée (1995-2012)

Source : CNSHB (Bulletins statistiques 1995-2012)

7. Conclusion du chapitre

Ce chapitre démontre que le secteur de la pêche maritime a connu un essor rapide depuis le milieu des années 80. En pêche artisanale, dominée par les nationaux, le nombre de pirogues est passé de 1000 dans les années 80 à plus de 6000 en 2009. En pêche industrielle, ce sont les navires étrangers qui dominent soit dans le cadre d'accord de pêche soit à travers la pêche INN. Corrélativement, les captures ont aussi significativement augmentée au cours de la même période.

CHAPTIRE IV : BASES DE DONNEES UTILISEES

Introduction

Ce chapitre présente les trois sources de bases de données utilisées dans cette étude. Il s'agit de : (i) les données annuelles de captures et d'efforts de pêche des flottilles artisanale et industrielle (ii) les données des campagnes scientifiques réalisées dans la ZEE guinéenne et (iii) les données de morpho-anatomiques des poissons.

1. Statistiques d'efforts de pêche et de captures

Les statistiques sur l'effort de pêche et les captures sont issues des systèmes d'enquête du CNSHB concernant les deux types de pêches (artisanale et industrielle) qui exploitent les ressources halieutiques de la zone côtière guinéenne.

1.1 Effort de pêche nominal

Pour la FAO (2003), l'effort de pêche représente la quantité de matériel de pêche d'un type donné utilisé sur les lieux de pêche pendant une unité de temps donnée, par exemple heures de pêche à la traîne par jour, nombre d'hameçons posés par jour ou nombre de fois qu'une senne littorale a été traînée par jour. L'effort de pêche nominal est un paramètre de gestion qui mesure l'accumulation des moyens de capture mise en œuvre par les pêcheurs, pour exploiter un stock pendant une unité de temps (Laurec, 1981).

Dans la présente thèse, nous entendons par effort de pêche nominal, le nombre de pirogues actives en pêche artisanale maritime ou de navires de pêche industriels en pêche industrielle maritime. Cette définition ne tient pas compte de la différence de puissance de pêche entre les pirogues de la pêche artisanale ni entre les navires de pêche industrielle.

En pêche artisanale (PA), l'estimation de l'effort de pêche nominal s'appuie sur le recensement annuel exhaustif des pirogues actives réalisé par le CNSHB. Ces données sont collectées depuis 1995 et sont disponibles sur la période 1995 - 2013.

Pour les années antérieures (1985-1994) en pêche artisanale maritime, plusieurs tentatives de reconstitution des données de l'effort de pêche nominal ont été faites. Gascuel et *al.* (2009) ont reconstitué par interpolation le nombre de pirogues actives en Guinée sur la période 1985-1994. Ces auteurs ont considéré, comme référence, les opérations de recensement du parc piroguier guinéen de 1987 dans la préfecture de Conakry et à partir de 1989 sur l'ensemble du littoral. Partant des résultats de ces recensements (601 pirogues à Conakry en 1987 et 1788 pirogues sur l'ensemble du littoral en 1989), une hypothèse de 1000 pirogues actives en 1985 a été émise de manière empirique. Ce chiffre de 1000 pirogues en 1985 a été déjà cité par Moal en 1961 (*in* Chavance, 1999) et semble cohérente avec la reconstitution des pêcheries Africaines proposées par Chavance (2004). Par contre, la reconstitution faite par Belhabib et *al.* (2013) a trouvé 1 700 pirogues en 1984 citant Weber and Durand (1986) et Pollnac (1985).

Pour les années qui n'ont pas connu de recensement durant cette période, des valeurs ont été estimées par interpolation. Sidibé (2003) a ainsi reconstitué les séries de données de l'effort de pêche artisanale sur la période 1985-1994 avec l'hypothèse de 500 pirogues en 1985. Cette

valeur conduit notamment à une estimation peu compatible avec le recensement de 1987. Elle ne semble pas non plus cohérente avec Boujou (1999) qui décrit la présence en Guinée, à cette époque, de flottille artisanale du Ghana, de la Sierra-Léone et du Sénégal.

Pour toutes ces raisons, la présente étude retient comme données de l'effort de pêche artisanale sur la période 1985-1994, les séries de reconstitutions faites par Gascuel et *al.* (2009).

En pêche industrielle (PI), les statistiques officielles concernant les permis et licences de pêche industrielle débutent en 1971 mais ne sont considérées comme exhaustives que depuis 1975 (Lesnoff et *al.*, 1999).

Les données utilisées dans cette étude sont celles enregistrée dans la base de données du CNSHB sur la période 1995-2013 et les estimations faites par Gascuel et *al.* (2009).

Dans un premier temps, tous les navires sont pris en compte, à l'exception des thoniers qui ne passent généralement qu'une courte partie de l'année dans les eaux guinéennes. Dans un second temps, un focus est fait sur les licences poissonnières démersales, objet de cette étude.

1.2 Capture annuelle

Les estimations de captures annuelles des pêcheries artisanale et industrielle sont issues de la base de données du CNSHB pour la période 1995 - 2013. Les estimations faites par Gascuel et *al.* (2009) sont utilisés pour les années antérieures (1985 – 1994). Ces auteurs ont adopté une méthode de reconstitution des captures à partir du rendement moyen par navire (pêche industrielle) et par pirogue (pêche artisanale).

2. Données de campagnes scientifiques

Plusieurs campagnes scientifiques (démersales et pélagiques) ont été réalisées dans la ZEE guinéenne. Ces séries de campagnes sont enregistrées de manière homogène et exhaustive au CNSHB à l'aide du logiciel « *TrawlBase* » développé dans le cadre du projet Siap (logiciel

First-Siap). Les campagnes prises en compte dans cette étude concernent uniquement les campagnes démersales poissonnières sur la période 1985-2015.

2.1 Caractéristiques des campagnes

Au total 34 campagnes démersales ont été retenues (tableau 1) et couvrent trente ans (1985-2015). Pendant les huit premières années (1985-1992), au moins deux campagnes démersales ont été réalisées chaque année par le N/O André Nizéry qui couvraient principalement la partie côtière du plateau continental (entre 5 et 30 mètres de profondeurs). Pendant cette période, environ 80 traits de chalut ont été effectués au cours de chacune de ces campagnes (tableau 12).

De la mi-1992 à 1998, à cause d'impondérables (indisponibilité du navire, problèmes de financement), la fréquence annuelle des campagnes scientifiques démersales a été ramenée à une seule campagne par an. Ces campagnes sont réalisées dans le cadre du programme scientifique "pêche industrielle" (par le même navire jusqu'en 1995, puis par le N/O Antea); la zone échantillonnée couvrent alors l'ensemble du plateau continental avec un nombre de trait de chalut par campagne variant entre 90 et 160.

En octobre 2002, un troisième navire (N/O Ala-Awam) a effectué 120 traits de chalut au cours d'une campagne démersales qui a couvert l'ensemble du plateau continental jusque dans les profondeurs de 560 mètres.

De 2004 à 2015, le N/O Général Lansana Conté, don du peuple Japonais à la Guinée et propriété du CNSHB, effectue chaque année une campagne scientifique. Pour des raisons des difficultés financières et/ou politiques, les années 2010, 2011, 2013 et 2014 n'ont pas connu de campagne.

Tableau 12 : Calendrier et principales informations sur les campagnes effectuées en Guinée entre 1985 et 2015 (Aucune campagne de chalutage démersal n'a été effectuée en 1996, 1999, 2000, 2001, 2003, 2010, 2011, 2013 et 2014).

N°	Navire	Code campagne*	Stations	Année	Mois	Bathy. min (m)	Bathy. max (m)
1	A. Nizéry	AN8503DM	81	1985	3	7	28
2	A. Nizéry	AN8510DM	80	1985	10	5	22
3	A. Nizéry	AN8603DM	90	1986	3	5	38
4	A. Nizéry	AN8610DM	80	1986	10	6	22
5	A. Nizéry	AN8711DM	79	1987	11	6	25
6	A. Nizéry	AN8804DM	88	1988	4	5	24
7	A. Nizéry	AN8809DM	90	1988	9	6	25
8	A. Nizéry	AN8909DM	75	1989	9	5	24
9	A. Nizéry	AN8911DM	76	1989	11	5	20
10	A. Nizéry	AN9004DM	25	1990	4	5	20
11	A. Nizéry	AN9007DM	65	1990	7	4	24
12	A. Nizéry	AN9101DM	65	1991	1	4	25
13	A. Nizéry	AN9103DM	80	1991	3	4	21
14	A. Nizéry	AN9106DM	80	1991	6	5	27
15	A. Nizéry	AN9109DM	80	1991	9	5	27
16	A. Nizéry	AN9111DM	69	1991	11	4	27
17	A. Nizéry	AN9201DM	80	1992	1	5	27
18	A. Nizéry	AN9204DM	80	1992	4	5	100
19	A. Nizéry	AN9210DM	164	1992	10	8	225
20	A. Nizéry	AN9302DM	159	1993	2	8	190
21	A. Nizéry	AN9305DM	156	1993	5	10	177
22	A. Nizéry	AN9405DM	57	1994	5	12	195
23	A. Nizéry	AN9502DM	96	1995	2	5	30
24	Antéa	AT9703DM	110	1997	3	6	51
25	Antéa	AT9709DM	95	1997	9	7	39
26	Antéa	AT9809DM	91	1998	9	7	41
27	Alawamme	G_W0209D	120	2002	9	5	560
28	G.L.C	GLC1204DM	95	2004	12	4	43
29	G.L.C	GLC0406DM	109	2006	4	5	80
30	G.L.C	GLC1107DM	115	2007	11	4	55
31	G.L.C	GLC0308DM	121	2008	3	5	166
32	G.L.C	GLC0409DM	39	2009	4	6	42
33	G.L.C	GLC0112DM	47	2012	01	6	32
34	G.L.C	GLC1502DM	123	2015	02	6	179

* le code des campagnes comporte 4 parties : les deux premières lettres correspondant aux initiales du navire, les deux chiffres qui suivent correspondent à l'année de la campagne, suivi

de 2 autres chiffres pour le mois de campagnes. Les deux dernières lettres indiquent le caractère démersal des campagnes. Pour les campagnes GLC, il y a une inversion entre les positions des années et celles des mois.

2.2 Protocole d'échantillonnage

Depuis 1985, un protocole d'échantillonnage standard a été adopté par le CNSHB en collaboration avec l'IRD (ex ORSTOM). Il s'agit de la méthode d'échantillonnage aléatoire stratifié (EAS). Cette méthode d'échantillonnage consiste à subdiviser la zone à échantillonner en un certain nombre de strates bathymétriques. La surface de chaque strate est évaluée et dans chacune d'elle est réalisé un nombre de traits de chalut proportionnel à cette surface. On retrouvera une description détaillée de cette méthode dans Grosslein et Laurec (1982).

Les chalutages sont réalisés de jour (6h à 18 heures) et pendant 30 minutes. Les chaluts utilisés sont de type chalut de fond trainé à environ 3 nœuds. Ce protocole standard permet d'obtenir une certaine cohérence dans les résultats d'une année à l'autre et entre les différents navires de recherche.

Par campagne, chaque trait de chalut (ou station) est caractérisé par ses coordonnées (longitude et latitude), sa date, ses caractéristiques hydrologiques (température et salinité) et par le nombre d'individus et la biomasse de chaque espèce prélevée.

2.3 Traitement des données de campagnes

Les campagnes démersales en Guinée, de 1985 à 2015, sont caractérisées par trois éléments majeurs rendant difficiles la comparaison des données : (i) le fait que les différentes campagnes n'ont pas couvert les mêmes strates bathymétriques de façon continue (tableau 12), (ii) les campagnes n'ont pas été réalisées pendant les mêmes saisons et (iii) l'hétérogénéité constaté au niveau des puissances de pêche des navires de recherche scientifique (tableaux 11 et 12).

2.3.1 Effets bathymétriques et traitements proposés

On note dans le tableau 12, entre les premières et les dernières campagnes, une nette rétraction vers les zones les plus profondes résultant d'un choix stratégique du CNSHB. Afin de s'affranchir de ce changement de plan d'échantillonnage et en vue de pouvoir comparer les données sur l'ensemble de la période, nous avons adopté les traitements suivants : A l'échelle spatiale, nous avons effectué les analyses à deux échelles bathymétriques : de 0 à 20 mètres de profondeur puis à l'échelle du plateau continental 0 à 200 mètres. Toutes les campagnes démersales ont couvert la strate de 0 à 20 mètres de profondeur ce qui les rend donc comparable dans le temps.

Nous avons ensuite effectué le test de sensibilité des indicateurs sur ces 2 strates bathymétriques. Il est ressortit que la densité (kg/km^2) suit la même évolution tendance dans la strate 0-20m et dans celle 0-200 m (figure 19). Pour la suite de l'étude, nous avons analysés les indicateurs à l'échelle la strate 0-200m.

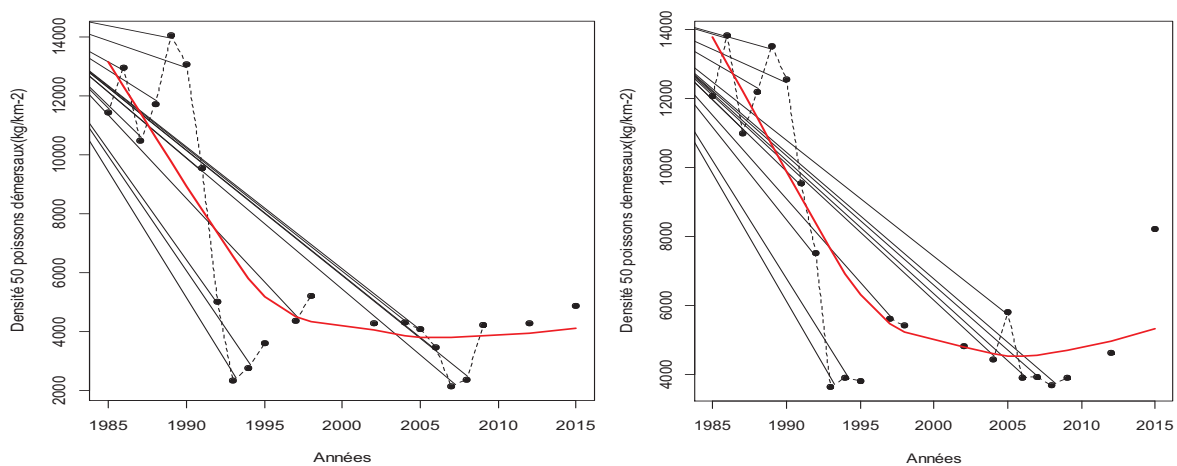


Figure 19 : Evolution annuelle de la densité : (a) strate 0-20m et (b) strate 0-200m

2.3.2 Effets de saisonnalités et traitements proposés

Les écosystèmes tropicaux, caractérisés par un climat contrasté en termes de pluviométrie, de température et d'humidité, sont soumis à de fortes variations saisonnières en termes d'abondance et de distribution des ressources halieutiques.

En Guinée et pendant les premières années, les campagnes démersales effectuées sur le plateau continental prenaient en compte ses variations saisonnières dans leur planification. Au moins une campagne était réalisée en saison des pluies et une autre campagne pendant la saison sèche. Récemment, avec une seule campagne par an, les effets saisons par les résultats ne sont pas pris en compte.

Nous avons donc considéré dans la présente étude, d'analyser les données de campagne aussi bien par an que par saison pour ressortir l'effet saison sur les résultats.

2.3.3 Effets de l'hétérogénéité des campagnes et traitements proposés

Afin de pouvoir comparer toutes les campagnes sur la période d'étude, l'inter-calibration des différents navires a été proposé par Caverivière (1990) puis par Le Fur (2002). Ces auteurs estiment que la comparaison des résultats de campagnes de plusieurs navires océanographiques avec des puissances de pêche différentes nécessite une inter-calibration. Cette inter-calibration peut se faire par des pêches expérimentales en plaçant les navires dans les mêmes conditions de pêches, ou à travers des formules mathématiques qui intègrent la vitesse de chalutage et l'ouverture du chalut comme paramètres explicatifs.

Pour ce faire, un navire de référence est choisi et toutes les valeurs ont ainsi rapportées à celles qui auraient été obtenues par ce navire de référence auxquelles elles sont donc comparables.

Notons que l'approche d'inter-calibrage est difficile à mettre en Guinée à cause du nombre élevé de navires océanographiques (4 navires au total, voir tableaux 12 et 13) et des coûts liés à ces différentes opérations.

Nous avons choisi dans le cadre de cette thèse, de nous baser sur la densité, exprimée en kilogramme (kg) par kilomètres carré (km²). Le calcul de la densité (chapitre 5) prend en compte aussi bien les caractéristiques techniques du navire, notamment la vitesse et la durée de chalutage, mais aussi celles du chalut de pêche utilisé (ouverture moyenne).

Tableau 13 : Caractéristiques techniques des navires et des engins de pêche utilisés durant cette période.

N°	Navire	Caractéristique du navire	Caractéristiques du chalut	Références
1	André Nizéry	<ul style="list-style-type: none"> - Chalutier de type pêche arrière - Puissance : 400CV - Longueur : 24m - Vitesse de chalutage : 2,8 nœuds - Durée du chalutage : 30 minutes - Méthode : Aire Balayée 	<ul style="list-style-type: none"> - Chalut de fond de type Le DREZEN - Maillage du cul : 45 mm - Ouverture moyenne : 13,1m 	Domain <i>et al.</i> 1999
2	Antéa	<ul style="list-style-type: none"> - Chalutier de type pêche arrière - Puissance : - Longueur hors tout : 34.95 m - Tirant d'eau : 3.323 m - Vitesse de chalutage : 2,8 nœuds - Durée du chalutage : 30 minutes - Méthode : Aire Balayée 	<ul style="list-style-type: none"> - Chalut de fond : GOV 2 faces - 29,00 m 24 m de corde de dos plan Le DREZEN - Maillage du cul : - Ouverture moyenne : 	Domain (2002)
3	Alawamme	<ul style="list-style-type: none"> - Chalutier de type pêche arrière - Longueur : 37,03 m ; - Tirant d'eau : 3,3 m - Puissance : 1000 CV ; - Tonnage : 301 TJB - Vitesse de chalutage : 3,2 nœuds - Durée du chalutage : 30 minutes - Méthode : Aire Balayée 	<ul style="list-style-type: none"> - Chalut de fond de type irlandais à mailles fermantes - ouverture moyenne de 16,36 m pour les fonds inférieurs à 50m, et 15,4 m pour les fonds supérieurs à 200 m. - Pour les fonds compris entre 50 et 200 mètres, c'est non documenté, on l'estime par la moyenne des deux valeurs ci-dessus soit 15,7mètres. 	Domain <i>et al.</i> , 2002
4	Gl. Lansana Conté	<ul style="list-style-type: none"> - Chalutier de type pêche arrière - Longueur : 29,93 m - Tirant d'eau à l'arrière : 3,75 m - Puissance : 750 CV - Tonnage brut : 198 TJB - Vitesse de chalutage : 3,5 nœuds - Durée du chalutage : 30 minutes - Méthode : Aire Balayée 	<ul style="list-style-type: none"> - Longueur totale : 39,88 m ; - Corde de dos : 33,1 m ; - Maillage du cul : 50 mm (maille étirée) ; - 	Diallo <i>et al.</i> , (2015)

3. Données de traits fonctionnels

3.1 Echantillonnage

Nous avons constitué une base de données sur les traits fonctionnels à partir de deux fonctions biologiques majeures joués par les poissons dans les écosystèmes (acquisition des ressources alimentaires et locomotion).

Pour constituer la base de données, nous avons échantillonné des poissons de la pêche commerciale débarqués par les pêcheurs artisans à Conakry de février à juin 2013.

Pour ce faire, nous avons mesuré les traits sur 50 espèces de poissons les plus abondantes dans les bases de données du CNSHB et pour chaque espèce, nous avons échantillonné jusqu'à 10 individus en bon état et de taille reflétant la distribution observée dans les débarquements.

Tableau 14 : Distribution des tailles d'échantillonnage

Nombre d'individus mesurés	Nombre d'espèces
3 - 5	4
6 - 9	5
10	41
Total	50

3.2 Mesures morpho-anatomiques

Sur chaque individu, 18 caractéristiques morpho-anatomiques quantitatives (mensurations) et 2 caractéristiques qualitatives (présence, absence) ont été collectés.

Trois outils ont été utilisés pour collecter ces données : (i) la balance électronique, le pied-à-coulisse électronique et le logiciel *ImagJ*.

Une balance électronique de type OSHIA (précision 0.1 g, capacité maximale 5kg) a été utilisé pour déterminer la masse du poisson (m). Pour les gros spécimens (poids supérieur à 5 Kg, exemple : raies, requins, carpes rouge, barracuda), une autre balance électronique de précision 1g a été utilisé. Chaque poisson a été d'abord nettoyé et rincé avant d'être traité au laboratoire du CNSHB.

Le poisson était alors étendu sur un repère quadrillé (pas de 5 mm), le profil gauche visible avec la nageoire pectorale gauche et la nageoire caudale étalées. Les prises de vue ont été effectuées à l'aide d'un appareil photo numérique (Canon PowerShot), placé verticalement au-dessus du poisson. Plusieurs prises du poisson entier ont été réalisées pour chaque individus et la meilleure photo a été retenue (Figure 20). Treize (13) mesures morphologiques ont été réalisées sur la meilleur photo à l'aide du logiciel *ImageJ* avec une précision au 1/10ème de millimètre.

Le pied à coulisse a permis de collecter quatre (4) mesures morpho-anatomiques : la longueur maximale du tube digestif (*Gl*), l'épaisseur maximale du corps (*Bw*), la hauteur (*Md*) et la largeur maximale de la bouche (*Mw*) ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse électronique avec une précision de 0,1mm (Figure 20). Pour mesurer le tube digestif, la cavité générale était ouverte et l'appareil digestif, de l'œsophage à l'anus, extrait. Il était alors étalé et sa longueur totale mesurée à 1 mm près. Pour la hauteur et la largeur de la bouche, celle-ci était ouverte au maximum sans toutefois faire jouer l'éventuelle élasticité de la mâchoire ou de la protrusion.

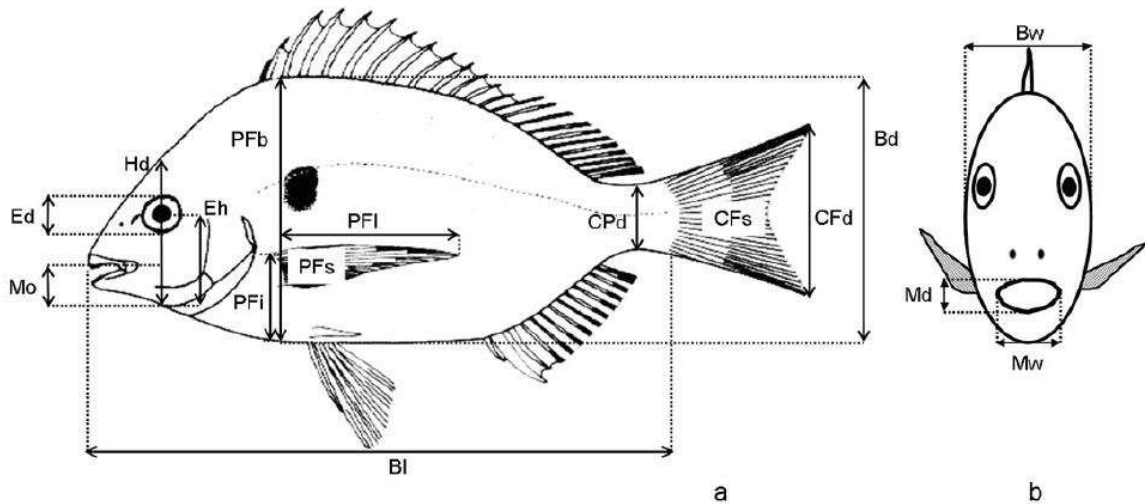


Figure 20 : Traits morphologiques mesurés sur les photos numériques

(a) : corps **BI** longueur standard, **Bd** profondeur du corps, **CPd** pédoncule caudal profondeur minimale, **CFd** profondeur nageoire caudale, **CFs** surface caudale, **PFI** Distance entre l'insertion de la nageoire pectorale de la partie inférieure du corps, **PFb** la profondeur du corps au niveau de l'insertion de la nageoire pectorale, **PFL** pectoral longueur de nageoire, **PFS** pectoral surface aileron, **Hd** la profondeur de la tête le long de l'axe vertical de l'œil, **Ed** le diamètre de l'œil, **Eh** distance entre l'centre de l'œil à la partie inférieure de la tête, **Mo** distance entre le haut de la bouche à l'bas de la tête le long de l'axe de profondeur de la tête, et avec un étrier électronique, (b) : **Bw** largeur du corps, **Md** la profondeur de bouche, **Mw** largeur de la bouche. Pour les poissons plats, la profondeur et la largeur du corps, de la bouche profondeur, la largeur et la position, et la position des yeux étaient mesuré relativement à la position du poisson dans son environnement, en d'autres termes, l'latéralisation n'a pas été considérée.

Source : modifié de Villéger et al. (2008).

3.3 Traits fonctionnels dérivés des mesures morpho-anatomiques

Les mesures morpho-anatomiques ont servi à calculer des traits fonctionnels liés à l'acquisition de la nourriture et à la locomotion. Nous avons donc retenu respectivement 6 et 10 traits morpho-anatomiques pour les décrire (Tableau 15) auxquelles nous avons joint une fonction transversale (Organe de défense).

Tableau 15 : Traits fonctionnels liés à la locomotion et à l'acquisition de nourriture des poissons mesurés à partir de 20 mesures morpho-anatomiques.

	Composant	Traits fonctionnels	Mesures
Acquisition de nourriture	Taille	Poids (m)	$\text{Log}(M+1)$
	Détection des proies	Barbillon	Présence/absence
	Capture des proies	Surface de la bouche (Osf)	$\frac{Mw * Md}{Bw * Bd}$
		Forme de la bouche (Osh)	$\frac{Md}{Mw}$
		Position de la bouche (Ops)	$\frac{Mo}{Hd}$
	Digestion / Assimilation	Longueur du tube digestif (Gl)	$\frac{Gl}{Bl}$
Locomotion	Position dans la colonne d'eau	Position de l'œil (Fps)	$\frac{Eh}{Hd}$
		Forme transversale du corps (Bhs)	$\frac{Bd}{Bw}$
	Hydrodynamisme	Allongement du corps (Bel)	$\frac{Bd}{Bl}$
		Surface transversale du corps (Bsl)	$\frac{\log\left(\left(\frac{\pi}{4} * Bw * Bd\right) + 1\right)}{\log(M + 1)}$
	Natation	Position de la nageoire pectorale ($PFps$)	$\frac{PFI}{PFB}$
		Aspect de la nageoire pectorale ($PFar$)	$\frac{PFI^2}{PFS}$

	Etranglement de la nageoire caudale (<i>CPT</i>)	$\frac{CFd}{CPd}$
	Aspect de la nageoire caudale (<i>CFar</i>)	$\frac{CFd^2}{CFs}$
	Ratio de surface des nageoires (<i>Frt</i>)	$\frac{2 * PFs}{CFs}$
	Surface relative des nageoires (<i>Fst</i>)	$\frac{(2 * PFs) + CFs}{\frac{\pi}{4} * Bw * Bd}$
	Défense	Présence/Absence d'épines

Source : modifié de Villéger et *al.* (2008).

3.4 Traitements des données de traits fonctionnels

Pour chaque espèce, des valeurs moyennes de 17 traits fonctionnels ont été calculées à partir de mesures individuelles en supposant que les variations intra-spécifiques sont plus faibles que les variations interspécifiques (Dumay et *al.*, 2004 ; Villéger, 2008). Ces 17 traits ont été choisis car ils sont parmi les plus couramment utilisés dans les études utilisant une approche fonctionnelle de communautés de poissons (Villéger et *al.*, 2010 ; Webb & Cotel, 2011), ils ne sont pas redondants et ils sont facilement disponibles pour tous les 50 espèces étudiées.

Cependant, de nombreuses espèces de poissons ont des morphologies très éloignées de la forme classique d'un perciforme type (exemple : Poissons plats, poissons sans certaines organes). Ceci nécessite d'utiliser des conventions pour les mesures morphologiques et les valeurs de traits fonctionnels qui en découlent (Villéger, 2008). Pour les poissons sans nageoires caudale (ex : *Trichurus lepturus*, *Cynoglossus senegalensis*, *Cynoglossus monodi*, *Dasyatis margarita*, *Dasyatis centroura*) il est impossible de mesurer la hauteur et la surface de la nageoire caudale. Par conséquent, la valeur des deux traits fonctionnels (*CFar* et *Frt*) concernés par la morphométrie de la nageoire caudale a été fixée à 0. Concernant les poissons plats, cas de *Pseudotes belcheri* et de *Syacium micrurum*, ils sont fonctionnellement plus proches des raies ou des poissons aplatis verticalement. Ceci implique certaines conventions lors de l'application des mesures morpho-anatomiques puis des traits fonctionnels. Les photos ont été prises sur la

face colorée. Fonctionnellement, cette face constitue le haut du corps de l'animal lorsqu'il repose sur le substrat. Par conséquent, la largeur du corps correspond ici à la distance maximale entre les nageoires dorsale et anales. A l'inverse, la hauteur est mesurée au pied à coulisse entre les deux nageoires pectorales. La forme du corps des poissons plats (*Bsh*) est donc caractérisée par une valeur très faible, similaire à celle des raies. Par contre, même si le mouvement de la nageoire caudale suit une orientation verticale dans le milieu de vie, il reste déterminé par l'organisation du squelette et des muscles du pédoncule caudal. Par conséquent tous les traits mesurés sur la nageoire caudale sont fait sur l'image de la partie postérieure du poisson en faisant abstraction de la latéralisation. Les nageoires pectorales, au sens fonctionnel de nageoires perpendiculaires à l'axe du corps, sont pour les poissons plats les nageoires dorsales et anales. Leur rôle a été considéré comme négligeable et les traits *PFps* et *PFar* ont été fixés à une valeur nulle.

Pour les raies, abstraction de leur squelette cartilagineux, elles peuvent être assimilées fonctionnellement à des téléostéens fortement aplatis verticalement. Les mesures morphologiques sont donc inchangées. En revanche les photos ne peuvent être prises que vue de dessus et par conséquent toutes les mesures faites sur le profil doivent être réalisées au pied à coulisse. Néanmoins, certaines mesures anatomiques peuvent être fixées par convention (Villéger et *al.*, 2008). Ainsi, lorsque la bouche est en face ventrale (*Dasyatis margarita*, *Dasyatis centroura*, *Rhinobatos cemiculus*), la position de la bouche (*Ops*) peut directement être fixée à 0. De même chez les Rajiformes la position de l'œil (*Eps*) sur le dessus de la tête est caractérisée par la valeur 1. Les surfaces des nageoires pectorales et caudales sont mesurables sur les photos vues de dessus.

Une base de données de traits fonctionnels pour 50 espèces de poissons est donc constituée pour ressortir l'impact de la pêche sur la diversité fonctionnelle dans la zone côtière guinéenne.

4. Conclusion du chapitre

Les données disponibles dans le cadre du suivi des activités de pêche sont quelques incomplète et/ou discontinues. Ceci la précision des indicateurs écosystémiques échantillonnés pour les caractériser. Ainsi, plusieurs sources d'erreurs et de variabilité ont pu être négligées sur les indicateurs que nous avons mis en œuvre dans le cadre ce travail. Quelques explorations et analyses de données supplémentaires (non présentées ici) nous ont permis de faire des corrections dans les noms scientifiques et d'estimer des valeurs manquantes.

CHAPTIRE V : STRUCTURATION GENERALE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS SUR LE PLATEAU CONTINENTAL GUINEEN

Introduction

Dans ce chapitre, l'objectif des analyses décrites ici est de mettre en évidence les tendances d'organisations majeures (répartition spatiale et évolution temporelle générale) des communautés de poissons démersaux échantillonné de 1985 à 2015 afin de proposer une image aussi synthétique que possible de son évolution pendant cette période et de discerner s'il y a eu un impact notable de la pêche sur ces peuplements qui sont soumis à une forte pression de pêche.

La première partie du chapitre aborde la question de l'organisation générale des assemblages de poissons. Pour ce faire, nous décrivons les théories et les paradigmes à travers une revue de la littérature.

Dans la seconde partie, on traite du cas de la Guinée. Cette partie commence par une description sommaire des données utilisées, ensuite on présente la démarche méthodologique utilisée, les résultats obtenus pour les communautés et nous essayons aussi de mettre en relation la structure faunistique avec certaines variables de l'environnement afin de tenter d'interpréter la répartition des espèces et les variations d'abondance observées. Enfin nous classons les règles

d'assemblage des poissons démersaux de la Guinée dans le paradigme selon ses caractéristiques en utilisant les indicateurs de diversité bêta.

1. Généralités sur les assemblages

1.1 Définition et historique

En écologie, le terme « *assemblage* » fait référence à un groupe d'espèces différentes occupant un espace commun à un instant donné et dont la structure, par exemple la composition et la diversité spécifique, peut être décrite (Delphine, 2010).

Cette définition se recoupe avec celle de la FAO (1999) qui décrit « *l'assemblage d'espèces* » comme l'ensemble d'espèces composant une communauté d'organismes vivant ensemble dans un habitat ou sur un lieu de pêche donné.

1.2 Comprendre la structuration des communautés dans l'espace et dans le temps

Les écosystèmes aquatiques sont très diversifiés tant par leur origine, leur formation, leur fonctionnement que par la richesse faunistique et floristique qu'ils renferment (Samedy, 2013). Par conséquent, comprendre les influences sur la structure des assemblages de poissons nécessite une analyse des plusieurs facteurs influençant ces assemblages. A l'échelle planétaire, on dénombre environ 8 500 espèces de poissons marins peuplant pour la majorité les côtières (Lowe-McConnell, 1987). Mais la répartition de ces espèces n'est pas uniforme et toutes les espèces ne partagent pas les mêmes habitats.

Plusieurs études montrent que les assemblages de poissons sont structurés par des facteurs biotiques, abiotiques et historiques (Dejen et *al.*, 2006 ; Jouffre et *al.*, 2004; Mason et *al.*, 2013 ; Mérigot et *al.*, 2007 ; Piffady, 2010 ; Villéger et *al.*, 2010).

Dans cette étude, nous devons comprendre la structuration générale des assemblages de poissons dans la zone côtière guinéenne en utilisant diverses approches.

2. Structuration des assemblages de poissons : cas guinéen

2.1 Matériel et Méthodes

2.1.1 Données utilisées

Les données des séries de campagnes démersales décrites au chapitre IV, ont été utilisées pour analyser la structuration des assemblages de poissons démersaux sur le plateau continental guinéen. Nous les présentons sommairement ici afin de préciser certains aspects méthodologiques et surtout pour faciliter la lecture de ce chapitre.

De 1985 à 2015, 34 campagnes démersales ont été effectuées sur le plateau continental guinéen. Pour chacune de ses campagnes, nous avons retenu les profondeurs comprises entre 0 et 200 mètres, soit 2991 traits de chalut, correspondant aux limites au plateau continental. Pour chaque station (trait de chalut), nous avons retenu les coordonnées (latitudes et longitudes), les caractéristiques hydro-biologiques (salinité et température), le nombre d'individus et la biomasse de chaque espèce prélevée.

La sélection des espèces a porté sur les poissons démersaux et benthiques choisis à partir du critère habitat établi par www.fishbase.org. Les poissons pélagiques capturés lors du mouillage ou de la remonté des chaluts démersaux n'ont pas été pris en compte, de même que les autres groupes (non poissons). Sur la base de cette sélection, les 50 espèces dominantes (tableau 16), représentant 71 % de la biomasse totale des poissons sur la période 1985-2015 ont été retenues, peuplement que nous qualifierons sous l'appellation globale de «*poissons démersaux* ». Ces espèces ont été choisies parmi un total de 293 stocks de poissons démersaux dans la base de données CNSHB. Ces 50 espèces de poissons sont aussi celles pour lesquelles on dispose d'information sur les traits fonctionnels.

Tableau 16 : Liste des 50 espèces de poissons sélectionnés pour les analyses multivariées et codes d'espèces.

N°	Noms scientifiques	Code	N°	Noms scientifiques	Code
1	<i>Acanthurus monroviae</i>	Ac mon	26	<i>Pagellus bellottii</i>	Pa bel
2	<i>Arius latiscutatus</i>	Ar lat	27	<i>Pagrus caeruleostictus</i>	Pa cae
3	<i>Arius parkii</i>	Ar par	28	<i>Pentanemus quinquarius</i>	Pe qui
4	<i>Balistes capriscus</i>	Ba cap	29	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	Pl mac
5	<i>Balistes punctatus</i>	Ba pun	30	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	Po qua
6	<i>Brachydeuterus auritus</i>	Braur	31	<i>Pomadasys incisus</i>	Po inc
7	<i>Caranx seneallus</i>	Ca sen	32	<i>Pomadasys jubelini</i>	Po jub
8	<i>Carlarius heudelotii</i>	Ca heu	33	<i>Psettodes belcheri</i>	Ps bel
9	<i>Chaetodipterus lippei</i>	Chlip	34	<i>Pseudotolithuselongatus</i>	Ps elo
10	<i>Cynoglossuscanariensis</i>	Cycan	35	<i>Pseudotolithus epipercus</i>	Ps epi
11	<i>Cynoglossus monodi</i>	Cy mon	36	<i>Pseudotolithus moorii</i>	Ps moo
12	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	Cy sen	37	<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	Ps sen
13	<i>Cynoponticus ferox</i>	Cy fer	38	<i>Pseudotolithus senegallus</i>	Ps sgl
14	<i>Dasyatis centroura</i>	Da cen	39	<i>Pseudotolithus typus</i>	Ps typ
15	<i>Dasyatis margarita</i>	Da mar	40	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	Ps pr
16	<i>Drepane africana</i>	Dr afr	41	<i>Pteroscion peli</i>	Pt pel
17	<i>Ephippion guttifer</i>	Epgut	42	<i>Rhinobatos cemiculus</i>	Rh cem
18	<i>Ephippus goreensis</i>	Eph_gor	43	<i>Rhinobatos rhinobatos</i>	Rh rhi
19	<i>Epinephelusaeneus</i>	Epaen	44	<i>Rhinoptera bonasus</i>	Rh bon
20	<i>Epinephelus goreensis</i>	Epi_gor	45	<i>Rhinoptera marginata</i>	Rh mar
21	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Eu mel	46	<i>Rhizoprionodon acutus</i>	Rh acu
22	<i>Galeoides decadactylus</i>	Ga dec	47	<i>Selene dorsalis</i>	Se dor
23	<i>Hemicaranx bicolor</i>	He bic	48	<i>Syacium micrurum</i>	Symic
24	<i>Leptocharias smithii</i>	Le sm	49	<i>Trichiurus lepturus</i>	Tr lep
25	<i>Lobotes surinamensis</i>	Lo sur	50	<i>Zanobatus schoenleinii</i>	Zasch

Pour chaque espèce a été attribué un code cinq lettres dont les deux premières lettres sont celles du genre et les trois derniers sont ceux de l'espèce.

La composition des captures issues des 34 campagnes de chalutages scientifiques analysées ici n'était pas limitée aux 50 espèces présentées dans le tableau 16 mais comportait en réalité un nombre beaucoup plus grand de taxons (plusieurs centaines, environ 293).

Pour la sélection des espèces, conserver la totalité de l'information faunistique, c'est à dire l'ensemble des taxons rencontrés au moins une fois au cours de l'échantillonnage, aurait conduit à un tableau faunistique présentant trois inconvénients majeurs. (1) : un nombre de colonnes trop grand, aboutissant à un tableau pratiquement ingérable étant donné le nombre de lignes (ou relevés) lui-même très important et que nous avons choisi de ne pas réduire afin d'exploiter toute la diversité des situations. (2) : une très forte proportion de zéro (absence de captures pour les espèces rares), ce qui aurait posé d'autres problèmes analytiques. (3) : les résultats des analyses taxonomiques seraient non comparables à ceux des analyses fonctionnelles.

En conséquence, une première sélection a consisté à écarter « *a priori* » les taxons qui n'appartenaient pas au groupe ciblé par la présente étude (groupe des poissons démersaux) et ceux qu'ils n'avaient pas déterminés jusqu'au niveau spécifique (ce cas correspond généralement à des espèces peu fréquentes, mal connues des biologistes ayant opérées les déterminations). Un second niveau de sélection a consisté en l'élimination des espèces rares pour des questions de stabilité des résultats recherchés, c'est-à-dire en rapport avec les objectifs de l'analyse.

Ainsi, seules les 50 espèces de poissons démersaux les plus abondantes dans l'ensemble des échantillons analysés, série de 34 campagnes scientifiques représentatives de l'ensemble du plateau (de 4 à 200m de bathymétrie) et la période allant de 1985 à 2015, ont été retenues dans l'ACP du tableau 16. Cette sélection présente par ailleurs une plus grande cohérence avec les analyses présentées dans les autres chapitres.

L'élimination des espèces rares est d'une pratique courante en analyse factorielle dès lors que l'on s'intéresse à la mise en évidence des phénomènes majeurs qui structurent un jeu de données et que l'on cherche à éviter que ceux-ci ne soient masqués par des alea « *locaux* » (phénomènes ponctuels et intéressant peu de relevés). Ce point doit néanmoins être gardé à l'esprit dans la comparaison avec les analyses multispécifiques antérieures qui ont souvent fait des choix similaires, mais pas exactement les mêmes (i.e. Jouffre and Domain, 1999 ; Jouffre et al. 2004b), élimination des espèces rares et/ou indéterminées, mais prise en compte de tous les groupes capturés incluant en particulier les céphalopodes et les crustacés.

2.1.2 Méthodes

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est utilisée pour une présentation synthétique et une meilleure compréhension de l'organisation des peuplements de poissons démersaux et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) utilisant le lien « *moyen* » comme critère d'agrégation à partir d'une matrice de distances euclidiennes des coordonnées des individus sur l'ACP. La matrice de ressemblance entre objets est reformée à chaque étape en calculant la distance aux autres objets du nouveau groupe formé par la valeur moyenne des distances des objets du groupe aux autres objets.

Cette approche vise à faciliter l'interprétation des résultats de l'ACP et a déjà été appliquée par Matono *et al.* (2012) pour l'évaluation écologique des assemblages de poisson au Portugal et par Konan *et al.* (2006) pour modéliser la répartition spatio-temporelle des assemblages de poissons sur les côtes Ouest-Africaine. Gaertner *et al.* (1998), cité par (Blanchard, 2001), montrent par analyse factorielle et classification hiérarchique que le peuplement de poissons démersaux du golfe du Lion est constitué de plusieurs assemblages d'espèces. De même Poulard et Boucher (1997) définissent plusieurs assemblages d'espèces au sein du peuplement de poissons démersaux du golfe de Gascogne.

L'ACP est appliquée sur une matrice d'abondance des poissons comportant 2991 lignes-relevés et 50 colonnes-espèces après une transformation préalable des données en $\log(x+1)$. Cette première analyse a permis de former des groupes de relevés à partir de leurs compositions spécifiques. La typologie des relevés ainsi obtenue a été représentée sur le même plan factoriel que les variables spatiales (bathymétrie, nature du fond) et temporelle (année) pour tenter de déterminer les éléments majeurs de la structuration des peuplements de poissons sur le plateau continental guinéen. Pour des raisons méthodologiques (meilleure adéquation avec la méthode factorielle utilisée et avec l'approche écologique du problème), nous avons choisi de travailler ici sur les abondances exprimées en kilogramme par kilomètre carré.

Aussi, nous avons caractérisé les différences entre les groupes de relevés formés en fonction de leur composition spécifique en utilisant les indices de diversité β . Pour ce faire, nous avons retenus l'indice de dissimilarité de Jaccard (J) et l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (BC). En effet, le concept de diversité bêta β est une mesure de la biodiversité qui consiste à comparer

la diversité des espèces entre écosystèmes ou le long de gradients environnementaux. Cela suppose de comparer le nombre de taxons qui sont uniques à chacun des écosystèmes. Il quantifie le « *turnover* », c'est à dire le remplacement des espèces. Elle peut aussi permettre de tester les règles d'assemblage (Legendre et al. 2005) et notamment de discriminer les différents types de paradigmes régissant les métacommunautés (Torres & Higgins, 2016).

Distance de dissimilarité de Jaccard

Cet indice est un test de dissimilarité entre deux habitats. Il se base sur la présence – absence des espèces. Il consiste à extraire un de l'indice de Jaccard. Cet indice de Jaccard est le rapport entre le nombre d'objets en commun par le nombre d'objets distincts dans les deux ensembles, autrement dit le cardinal de l'intersection divisé par le cardinal de l'union ou encore

$$J = 1 - \frac{a}{a + b + c}, \quad 0 < J < 1$$

a : représente le nombre d'espèces communes entre deux habitats,

b : représente le nombre d'espèce uniques pour l'habitat 1,

c : représente le nombre d'espèce uniques pour l'habitat 2.

Une diminution de la distance de Jaccard (J) indique qu'un nombre important d'espèces se rencontre dans les deux habitats évoquant ainsi que la biodiversité inter habitat est faible (conditions environnementales similaires entre les habitats).

Une augmentation de J est synonyme d'une forte biodiversité inter habitat. Le nombre d'espèces présentes sur les deux habitats est faible. Ainsi, les espèces pour les deux habitats comparés sont totalement différentes indiquant que les différentes conditions de l'habitat déterminent un « *turn-over* » des espèces importantes (De Bello et al., 2010).

Distance de dissimilarité de Bray-curtis (BC)

La distance de Bray-Curtis est un indice de dissimilarité utilisé en écologie et biologie. Elle permet d'évaluer la dissimilarité entre deux échantillons donnés, en terme d'abondance d'espèces présentes dans chacun de ces échantillons. Cette distance est non-euclidienne (Bray & Curtis, 1957). La distance de Bray-Curtis est comprise entre 0 (les échantillons sont identiques) à 1 (les échantillons sont totalement dissemblables) (Bloom, 1981).

Il est exprimé comme suit :

$$BC(X_a, X_b) = \frac{\sum_{j=1}^p |X_{aj} - X_{bj}|}{\sum_{j=1}^p X_{aj} + \sum_{j=1}^p X_{bj}}, \quad 0 < BC < 1$$

avec X_{aj} l'abondance de l'espèce j dans la station a , X_{bj} l'abondance de l'espèce j dans la station b , p le nombre d'espèces totales.

Toutes les analyses ont été conduites avec le logiciel R.3.0.2 (R Development Core Team, 2013).

2.2 Résultats

2.2.1 Caractéristiques des assemblages complets

Une fois que l'ACP a été calculé, nous avons effectué sur les sorties de cette analyse (i.e. coordonnées des stations sur les deux premiers axes), une Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) pour mieux identifier les groupes de stations. De cette méthode complémentaire, nous avons identifié quatre groupes de stations (Figure 21).

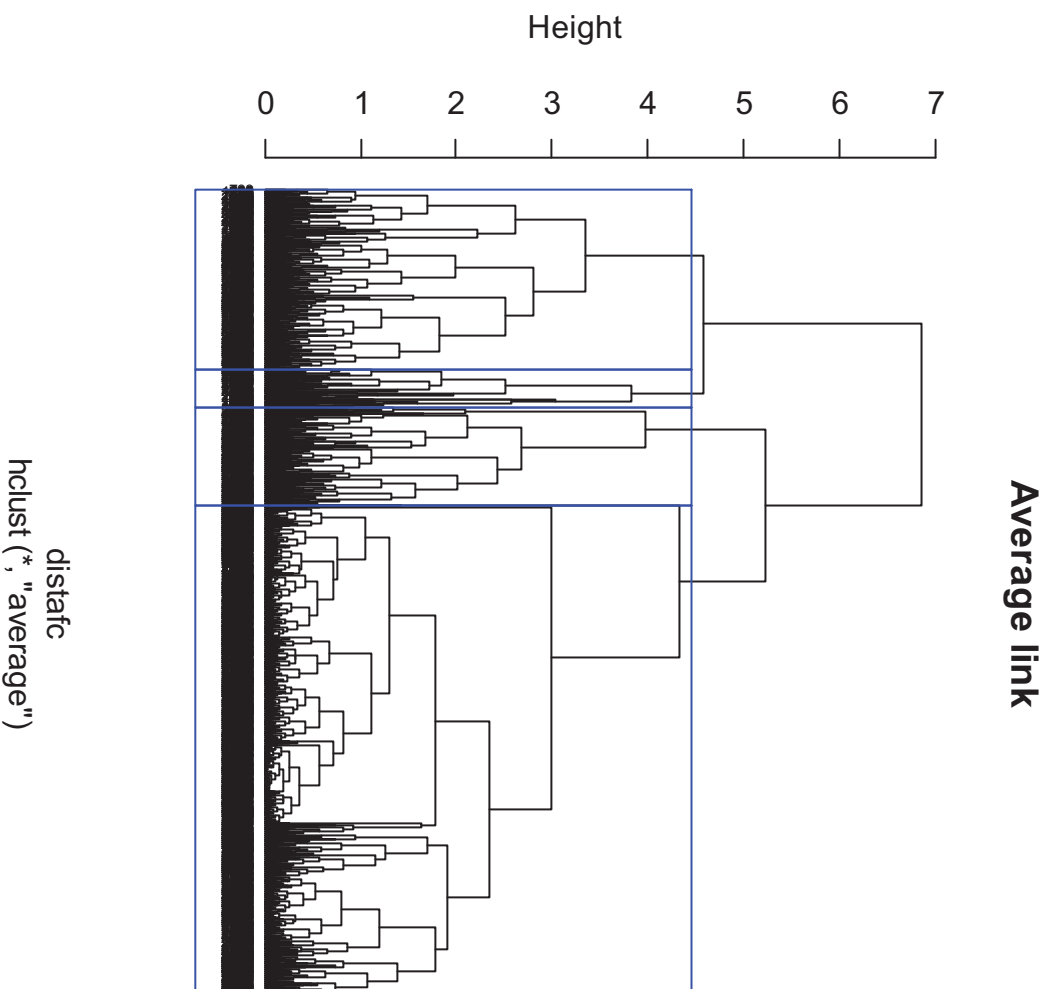


Figure 21 : Classification hiérarchique ascendante des relevés à partir des coordonnées des individus de l'ACP. En abscisses les numéros des stations de chalutage. Le cadre bleue indique les quatre groupes de relevés formés.

La Figure 22 est issue de l'ACP sur les mêmes données. Elle présente la projection des relevés ou stations (22a) et des espèces (22b) dans le plan des composantes principales 1 et 2 de l'ACP.

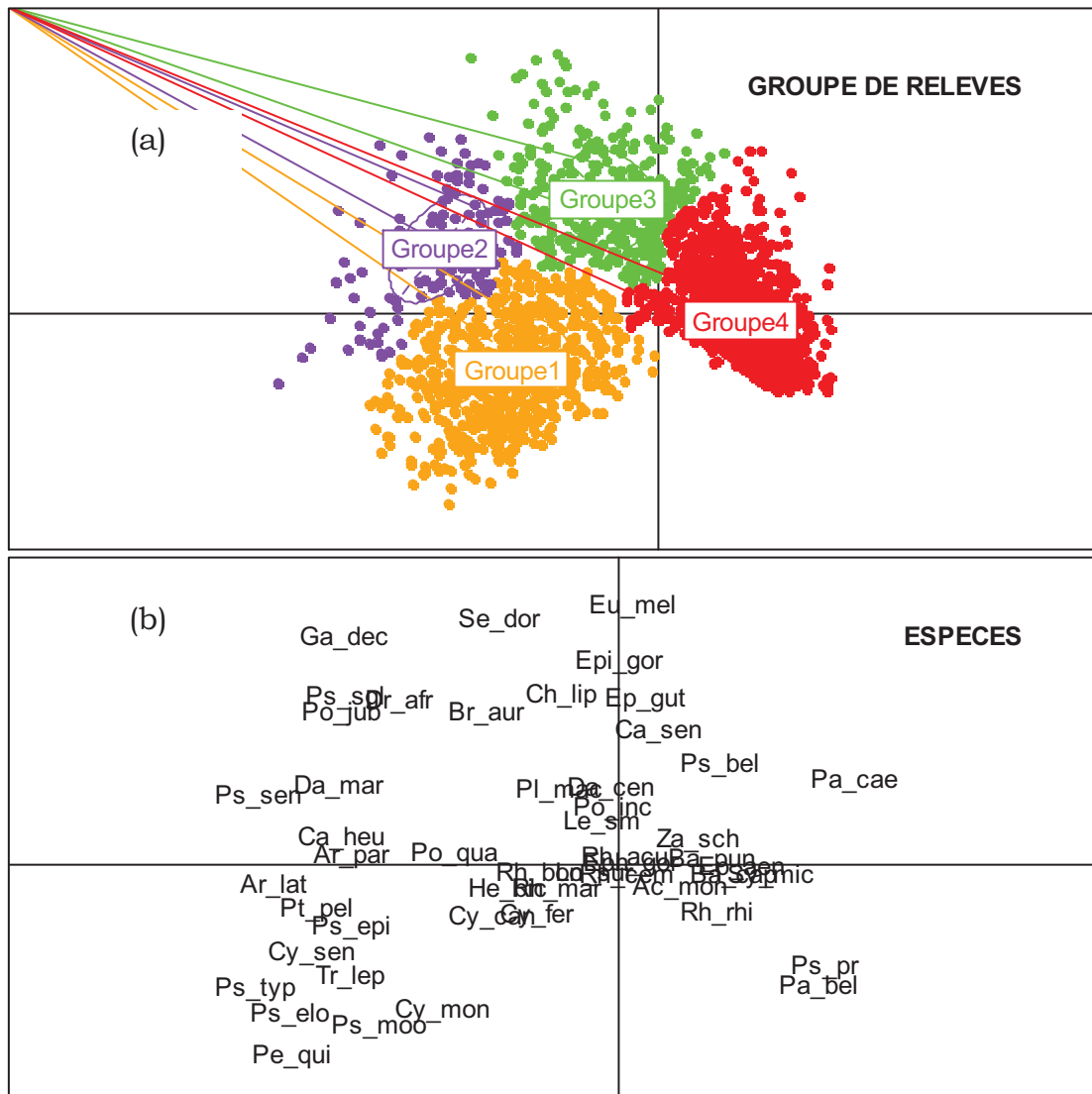


Figure 22 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés et (b) projection des codes des taxons.

Cette Figure révèle que le nuage des espèces et celui des stations présentent une structure remarquable en forme de « *V inversé* » caractéristique d'un effet Gutman (Flament and Milland, 2005) ou effet d'arche généralement associé à un gradient. Autrement dit, à l'échelle de l'ensemble de l'échantillonnage réalisé, les relevés, positionnés en fonction leur composition faunistique, se rangent selon un continuum présentant deux pôles avec toutes les situations intermédiaires.

2.2.2 Rôles spécifiques de chaque espèce au gradient des relevés.

Maintenant, si l'on garde à l'esprit que les relevés sont ordonnés dans l'analyse uniquement selon leur composition faunistique, il nous appartient de rechercher le rôle spécifique de certaines espèces ou groupes d'espèces vis à vis de ce gradient des relevés. Le tableau 17 et la figure 22b apportent une première réponse à cette question.

On voit dans le tableau 17 que certaines espèces se distinguent de l'ensemble des autres dans leur contribution au tracé de l'axe 1 : ce sont *Arius latiscutatus* (Ar_lat), *Cynoglossus senegalensis* (Cy_sen), *Pentanemus quinquarius* (Pe_qui), *Pseudolithus elongatus* (Ps_elo), *Pseudolithus senegalensis* (Ps_sen) et *Pseudolithus typus* (Ps_typ) avec des inerties absolues supérieures à 5% alors qu'une contribution moyenne pour un tableau de cette taille est de $1/50=0,02$ (soit 2%). Ceci laisse à penser que ces espèces sont responsables de l'essentiel de la structure observée sur l'axe 1. La figure 22b confirme aussi le rôle spécifique de ces espèces dans la formation de l'axe 1.

D'autres espèces contribuent plus à la formation de l'axe 2. Les paramètres d'inertie indiqués dans le tableau 16 indiquent que *Selene dorasalis* (Se_dor), *Pentanemus quinquarius* (Pe_qui), *Epinephelus goreensis* (Epi_gor), *Galeoides decadactylus* (Ga_dec) et *Eucinostomus melanopterus* (Eu_mel) enregistrent aussi des inerties supérieures à 5%. La figure 22 laisse à penser que ces espèces sont responsables de l'essentiel de la structure observée qui occupent les deux pôles de l'axe 2.

Le poids important dans l'analyse de ces espèces aboutit à une ordination qui se résume à trois ensembles principaux soient les deux groupes espèces positionnés aux extrémités des axes et un troisième groupe constitué du cortège des autres espèces intermédiaires.

Tableau 17 : Contribution (inertie) de chaque espèce à la formation des quatre premiers axes (exprimé en %) dans le premier plan factoriel de l'ACP.

N°		Axe1	Axe2	N°		Axe1	Axe2
1	Ac_mon	0,20	0,06	26	Pa_bel	2,13	2,27
2	Ar_lat	6,40	0,05	27	Pa_cae	2,94	1,19
3	Ar_par	3,83	0,02	28	Pe_qui	5,73	5,65
4	Ba_cap	0,70	0,01	29	Pl_mac	0,19	0,94
5	Ba_pun	0,46	0,01	30	Po_inc	0,00	0,56
6	Br_aur	0,97	3,80	31	Po_jub	4,12	3,80
7	Ca_heu	4,13	0,13	32	Po_qua	1,45	0,03
8	Ca_sen	0,08	2,93	33	Ps_bel	0,53	1,69
9	Ch_lip	0,18	4,68	34	Ps_elo	5,82	3,43
10	Cy_can	0,86	0,40	35	Ps_epi	3,86	0,57
11	Cy_fer	0,38	0,37	36	Ps_moo	3,08	4,00
12	Cy_mon	1,66	3,22	37	Ps_pr	2,26	1,55
13	Cy_sen	5,09	1,18	38	Ps_sen	7,02	0,81
14	Da_cen	0,00	0,96	39	Ps_sgl	4,00	4,54
15	Da_mar	4,27	1,01	40	Ps_typ	7,11	2,38
16	Dr_afr	2,62	4,36	41	Pt_pel	4,92	0,28
17	Ep_aen	0,80	0,00	42	Rh_acu	0,00	0,01
18	Ep_gut	0,03	4,45	43	Rh_bon	0,34	0,01
19	Eph_gor	0,01	0,00	44	Rh_cem	0,00	0,01
20	Epi_gor	0,00	6,71	45	Rh_mar	0,22	0,08
21	Eu_mel	0,01	10,87	46	Rh_rhi	0,50	0,34
22	Ga_dec	4,08	8,41	47	Se_dor	0,80	9,76
23	He_bic	0,68	0,07	48	Sy_mic	1,24	0,01
24	Le_sm	0,02	0,32	49	Tr_lep	3,90	1,93
25	Lo_sur	0,04	0,01	50	Za_sch	0,33	0,12

La figure 22b permet d'aller un peu plus loin en précisant la place de chaque groupe d'espèces dans cette organisation. Cette figure permet de dégager trois groupes d'espèces occupant chacune des positions particulières. Il s'agit du groupe constitué de *Pentanemus quinquarius* (Pe_qui), *Pseudolithus typus* (Ps_typ), *Pseudolithus elongatus* (Ps_elo), *Pseudolithus hostia moori* (Ps_moo), *Pseudolithus epipercus* (Ps_epi), *Trichurus lepturus* (Tr_lep),

Cynoglossus senegalensis (Cy_sen), *Arius latiscutatus* (Ar_lat) et *Pteriscion peli* (Pt_pel). Ce groupe occupe l'une des extrémités de la première branche du V inversé. Ce groupe que nous nommons « sous-communauté des sciandés côtiers ». Cette sous-communauté constituée des espèces les plus côtières vis-à-vis d'un gradient d'organisation spatiale. Ce groupe occupe une position opposé à un autre groupe d'espèces qui est situé à l'autre extrémité de la seconde branche du V inversé. Il est constitué par *Pseudupeneus prayensis* (Ps_pra), *Pagellus bellottii* (Pa_bel), *Pagrus caeruleostictus* (Pa_cae) et *Rhinobatos rhinobatos* (Rh_rhi). Cette sous-communauté est celle des sparidés des eaux profondes.

Il y a en second lieu le groupe des 37 autres espèces qui, selon l'hypothèse de la présence d'un effet Guttman, occuperait une position intermédiaire (vis à vis des deux ensembles précédents).

2.2.3 Relations avec certaines variables de l'environnement

Une analyse a été conduite pour tenter de déterminer l'influence de l'environnement sur la structure faunistique que nous venons de décrire. Cette analyse prend en compte deux variables environnementales. Ces variables mesurées sur chaque relevé caractérisent la qualité du milieu et/ou la situation du relevé. Ce sont : la granulométrie ou nature du fond et la bathymétrie.

La Figure 23 permet l'interprétation de ce gradient observé plus haut. Sur cette figure, les centres d'inertie des classes bathymétriques (22c) et la même chose est faite pour les types de fonds ou classes granulométriques (22d) en élément supplémentaires sur le nuage des relevés.

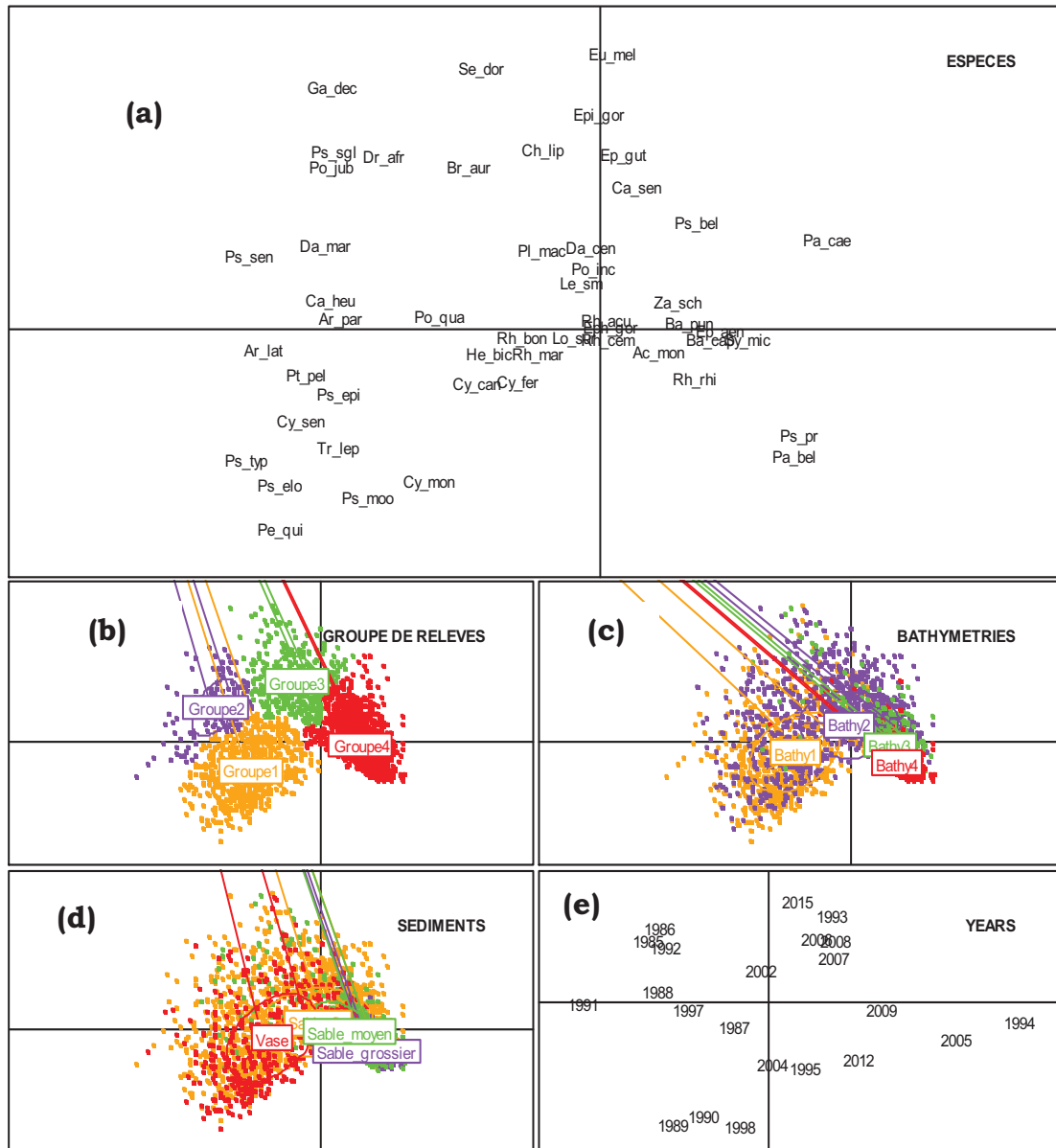


Figure 23 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés ; (b) projection des codes des taxons ; (c) projection des relevés avec les centres d'inertie des classes bathymétriques : Bathy1 [4-10m] Bathy2 [11-20m] Bathy3 [21-30m] Bathy4 [31-200m], (d) projection des relevés avec les centres d'inertie de la nature des fonds : vase, sable fin [315-63 μ] sable moyen [500-315 μ] et sable grossier [2000 - 500 μ] et (e) projet des centres d'inerties des années.

L'analyse de l'ensemble des Figures (23a, 23b, 23c et 23d) permet de mettre en évidence que ce gradient correspond à une structuration spatiale forte. Ainsi à gauche de chacun des graphiques, les groupes de relevés les moins profonds sur des substrats vaseux sont associés aux taxons côtiers (scianidés estuariens et côtiers) qui y ont été majoritairement capturés.

Au centre, les stations de profondeurs moyennes sont associées aux espèces inféodées à ce type de profondeurs intermédiaires et à des fonds de sable fins.

Enfin, à droite, les relevés les plus profonds, correspondant aussi à des fonds de sables grossiers sont associés aux espèces de la communauté des Sparidés, qui est donc le groupe des espèces les moins côtières.

2.2.4 Dimension temporelle

La figure 24c indique une évolution graduelle des compositions multispécifiques au cours du temps (années) mais moins marquée que celle de la bathymétrie et de la granulométrie. La projection des centres d'inertie des années montre la disposition particulière de certaines années.

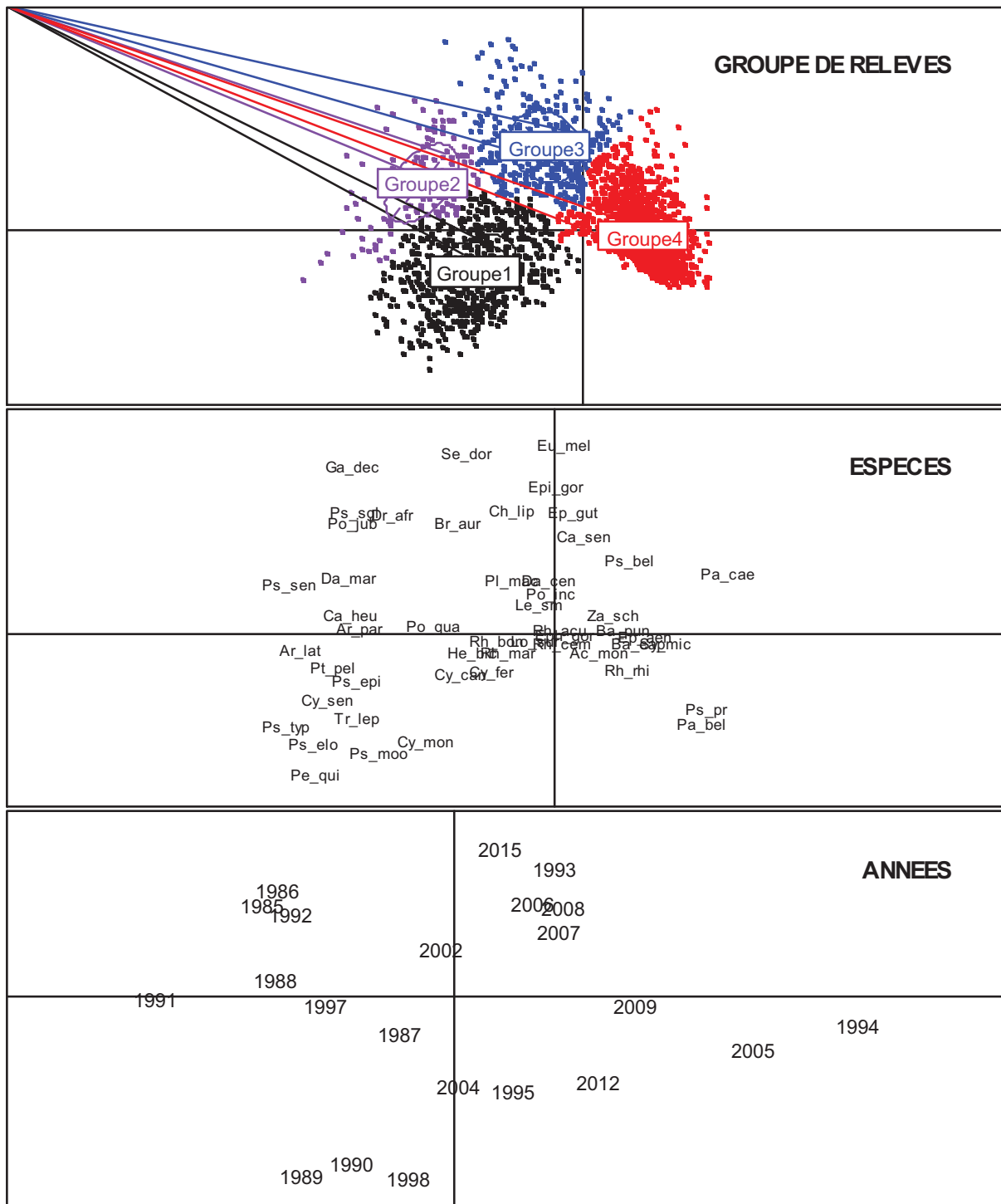


Figure 24 : Représentation graphique de la matrice de l'ACP sur le plan des deux premiers axes : (a) projection des relevés avec les centres d'inertie des groupes de relevés ; (b) projection des codes des taxons ; (c) projection des centres d'inertie des années

La Figure 25 permet de compléter cette interprétation en s'intéressant à la dimension interannuelle. Ainsi dans cette Figure 25, le nuage des relevés (déjà présenté dans les Figures

23a, 23c et 23d) est projeté selon un multi-fenêtrage annuel (chaque fenêtre correspondant aux relevés d'une année).

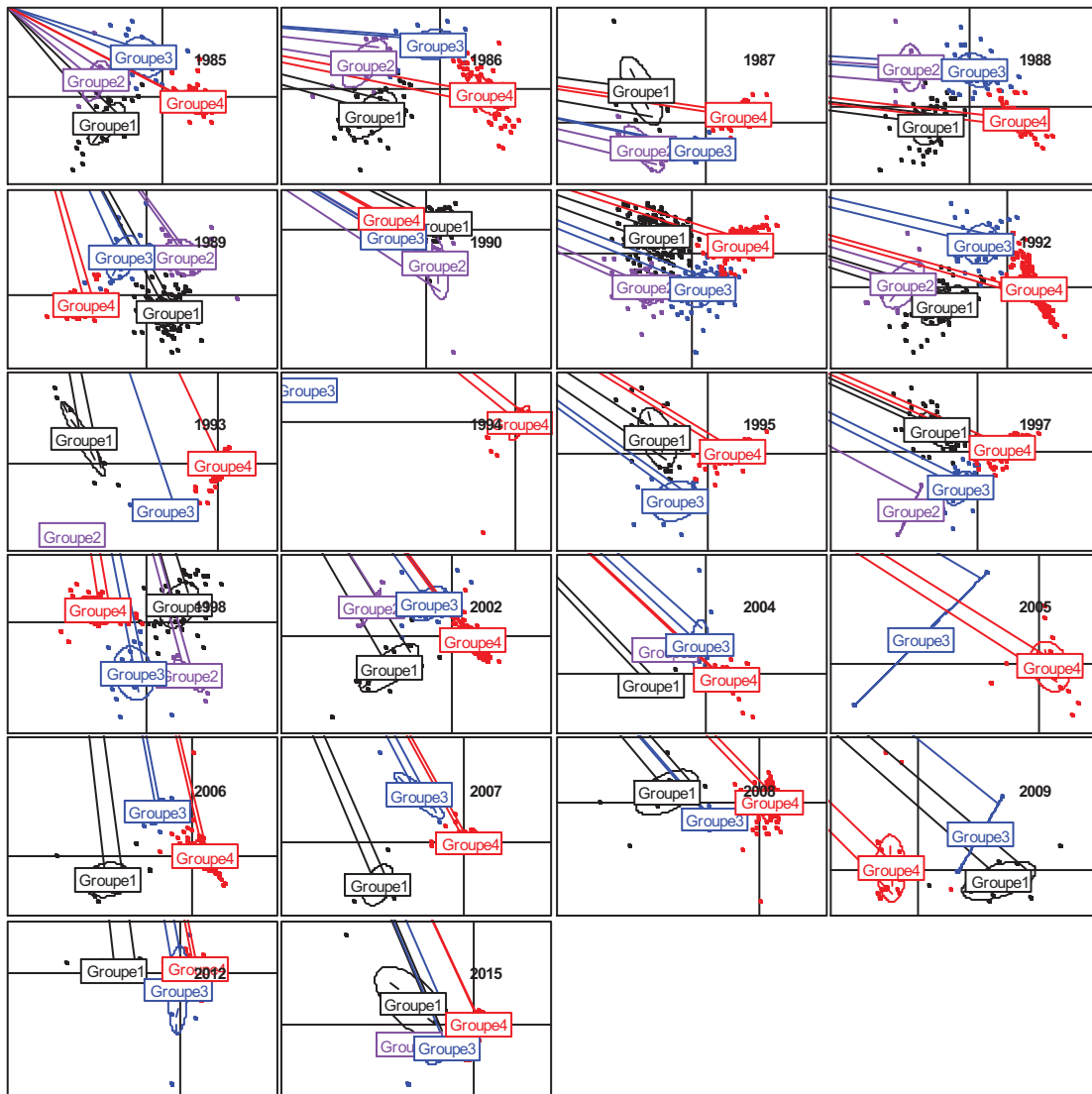


Figure 25 : Positionnement des relevés dans le plan 1-2 de l'ACP en multi-fenêtre : représentation agrégée selon le critère année ou 22 sous-nuages de 22 années dans l'ordre chronologique.

On constate que l'on retrouve pratiquement au niveau de chaque année l'expression complète du continuum (forme en V évoquée précédemment). Seule l'année 1994 et tout récemment, les années 2007, 2008, 2009 et 2012 se distinguent en présentant un sous-nuage projeté dont l'une des branches "V inversé" est tronquée ou réduite à un petit nombre de relevés.

Dans la grande majorité des cas la structure mise en évidence au niveau global (à l'échelle de la période 1985-2015, la figure 22a) se retrouve clairement répétée à l'échelle d'une année.

De plus, la projection sur ce plan 1-2, des centres de gravité des nuages annuels (matérialisés par le label des années), n'a montré aucune tendance chronologique cohérente (figure 23e). En particulier, les années ne sont pas positionnées chronologiquement le long de la structure générale en V inversé. Cette absence d'un motif temporel confirme que le gradient précédemment décrit est essentiellement spatial et très peu structuré par la dimension temporelle.

2.2.5 Analyse statistique de la dissimilarité des groupes de relevés en fonction de leur composition spécifique

Les indices de Jaccard (Tableau 18) et de Bray-Curtis (Tableau 19) indiquent des résultats divers.

On remarque à travers la matrice de ressemblance de Jaccard que l'indice de l'indice de dissimilarité est très faible variant entre 0,02 et 0,10 (tableau 18). Ces valeurs basées sur la présence-absence des espèces indiquent une forte similarité entre les groupes de relevés en termes de compositions spécifiques.

En prenant l'indice de Bray-Curtis discrimine bien les différents groupes de relevés en fonction de l'abondance des espèces. Les valeurs de cet indice sont de 0,60 entre le groupe 1 et le groupe 3 et jusqu'à 0,83 entre le groupe 1 et le groupe 4 (tableau 19).

Tableau 18 : Distance de dissimilarité de Jaccard

	Groupe1	Groupe2	Groupe3
Groupe2	0,1020408		
Groupe3	0,0204081	0,08163265	
Groupe4	0,0400000	0,10000000	0,02000000

Tableau 19 : Distance de dissimilarité de Bray-Curtis

	Groupe1	Groupe2	Groupe3
Groupe2	0,4225485		
Groupe3	0,6036118	0,3557699	
Groupe4	0,8280184	0,7683524	0,6596407

Il ressort de l'analyse des descripteurs de diversité bêta, que les communautés de poissons démersaux sont assemblées suivant le paradigme du « *mass effect* » caractérisé par une faible différence en termes de composition spécifique et une grande différence dans distribution des abondances des espèces permettant ainsi de discriminer les habitats « sources » (très favorables donc densément peuplés) des habitats « puits » (moins favorables mais recevant les émigrants des habitats sources).

3. Disussion et conclusions du chapitre

L'analyse en composante principale du tableau « étendu » des 50 espèces a conclu à une structuration des assemblages de poissons démersaux de Guinée principalement basée sur des contraintes spatiales (en particulier bathymétriques) et dans lesquelles il est assez difficile de dégager une évolution temporelle caractérisée (ou cohérente chronologiquement, avec des changements progressifs au cours du temps). Nous ne constatons aucun modèle temporelle claire sur des échelles de temps courtes ou longues.

Bien que notre analyse était basée sur une série de temps plus longue des enquêtes que les analyses précédentes dans la même zone (Domain *et al.*, 1999 ; Jouffre *et al.*, 2004a, b), nos

résultats mettent aussi en évidence la domination de structuration spatiale et ainsi corroborer les tendances observées précédemment avec des séries plus courtes. Les études abondantes dans la littérature internationale signalent également des résultats similaires en provenance d'autres zones géographiques (par exemple Gaertner et al., 1998, Gaertner 1997, Reiss et al., 2010). Ce type de structuration spatiale et en particulier bathymétrique semble être un cas assez général en ichtyologie (Jouffre et al., 2004b). Une abondante littérature internationale fait également état de résultats similaires obtenus dans d'autres zones géographiques (e.g. Gaertner et al., 1998 ; Gaertner 1997 ; Reiss et al., 2009). Au-delà de l'écologie des communautés de poissons, le phénomène observé ici par rapport à la bathymétrie est en accord avec la théorie des gradients ou des successions, de portée générale en écologie des communautés (Blondel, 1985).

Ainsi, malgré une pression de pêche forte et croissante sur la période d'étude de 30 ans, on observe une relative stabilité au cours du temps des peuplements ichtyologiques qui sont essentiellement structurés par les contraintes environnementales liées à la bathymétrie et à la nature des fonds.

Ces résultats sont globalement en conformité avec les analyses multi-spécifiques effectuées par Jouffre et Domain (1999) puis par Jouffre et al. (2014b) sur des séries plus courtes et se démarquent davantage des résultats des études mono-spécifiques (Domain et al., 1999 ; Gascuel et al., 2009, Sidibé, 2003) effectuées à la même époque et concluant à un impact très marqué de la pêche sur les espèces cibles étudiées. On verra plus loin que cette contradiction n'est en fait qu'apparente et que l'impact de la pêche s'exprime aussi au niveau multi-spécifique, sur certains des autres indicateurs envisagés dans la présente étude.

CHAPTIRE VI : EFFETS DE LA PECHE SUR LA DYNAMIQUE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS DEMERSAUX COTIER : VUE SOUS L'ANGLE SPECIFIQUE

Introduction

La mesure de la biodiversité est un point fondamental dans le domaine de l'écologie (Dumay *et al.*, 2004). A l'occasion de la 18ème assemblée générale de l'IUCN, elle a été définie comme étant "la variété et la variabilité de tous les organismes vivants, incluant alors la variabilité des espèces, de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs interactions, et celle des processus écologiques qu'ils influencent ou dont ils sont les acteurs".

Pour l'estimer, plusieurs types d'indices synthétisant l'information initiale ont été créés au cours des années, essayant de représenter au mieux la diversité du milieu (Simpson 1949 ; Shannon et Weaver 1963 ; Piélou 1966 ; Warwick et Clarke 1995 ; Clarke et Warwick 1999 et 2001 ; Mason *et al.* 2003).

Les indices les plus couramment utilisés sont basés sur les propriétés spécifiques des espèces.

Ce chapitre analyse l'effet de la pêche sur la dynamique des assemblages de poissons sous l'angle spécifique. Les indices de diversité spécifiques prennent en compte le nombre d'espèces (richesse spécifique) et la répartition des individus par espèce (équitabilité ou dominance).

La première partie de ce chapitre va présenter une recherche bibliographique sur la capacité des indicateurs de diversité taxonomique à ressortir l'impact de la pêche sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins.

Dans une seconde partie, les méthodes d'analyse multispécifique de la dynamique des peuplements sont présentées. Quelques-unes des approches multispécifiques sont ainsi présentées et des voies d'analyse de la dynamique des écosystèmes halieutiques sont définies.

Enfin, un exemple de dynamique des peuplements de poissons démersaux du plateau continental guinéen sera présenté. L'objectif poursuivi est la recherche d'une évolution graduelle des compositions multispécifiques de poissons démersaux sur le plateau continental guinéen.

1. Des indicateurs taxonomiques pour décrire la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins

Dans un contexte d'intensification généralisée de la pression de pêche, l'évaluation de l'état fonctionnel des écosystèmes marins exploités et le suivi de leur évolution au cours du temps sont aujourd'hui d'une importance cruciale (Garcia, 2002 ; Shin et *al.*, 2009). L'analyse des forces qui structurent la diversité des peuplements dans le temps constitue désormais un axe central de la recherche scientifique en écologie (Bellwood et *al.*, 2006). Il est donc nécessaire de décrire et de connaître cette diversité, et d'analyser l'impact de l'exploitation sur sa dynamique afin d'assurer sa pérennité (Blanchard, 2001 ; Reiss et *al.*, 2009).

En effet, la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique sont devenues une préoccupation commune de l'humanité depuis la signature de la convention sur la diversité biologique (CDB) suite à la conférence des Nations Unies en juin 1992, à Rio de Janeiro.

Face à l'exploitation des écosystèmes, la diversité spécifique et les processus qui assurent son maintien doivent donc être pris en compte dans les modes de gestion de l'environnement.

La diversité spécifique est généralement considérée comme un facteur-clé de la résilience des écosystèmes en réponse à la pression anthropique et notamment à la pression de pêche (Lobry *et al.*, 2003).

Le nombre d'espèces est une mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème. Elle désigne le nombre d'espèces présentes dans un milieu donné et constitue un bon indicateur pour estimer les taux d'extinction, la diversité des habitats et donc sa dégradation. Certaines études mettent en lien le nombre d'espèces et les services écosystémiques. Pour Díaz *et al.* (2006), dans un écosystème, plus le nombre d'espèce est grand, meilleurs seront les services écosystémiques fournis aux populations.

L'analyse de cette diversité spécifique fait généralement appel à des indices classiques issus essentiellement de l'écologie théorique, comme l'indice de Shannon & Weaver (1948) ou l'indice de Hill (1973).

Ces indicateurs simples sont le plus souvent utilisés en écologie terrestre et en phytosociologie ainsi qu'en écologie aquatique (Frontier, 1983 ; Collignon, 1991 ; Barbault, 1992). L'intérêt de ces indices est de permettre des comparaisons globales de peuplements différents ou de l'état d'un même peuplement saisi à des moments différents, en faisant référence ou non à un cadre spatio-temporel concret. Ces indices correspondent à une mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en termes de nombre et de leur abondance relative (Barbault, 1992 ; Legendre & Legendre, 1998).

Ainsi, il existe une abondante littérature sur l'utilisation de ces indices de diversité spécifiques pour mettre en relation les effets possibles de l'exploitation par la pêche sur la diversité des écosystèmes marins. Pauly (1987) et Solow (1994) montrent une tendance décroissante de la valeur des indices de diversité spécifique de Hill respectivement dans le Golfe de Thaïlande et sur le Banc Georges, qu'ils attribuent à un effet de la pêche. En mer du Nord, (Greenstreet & Rogers, 2006) ont montré que les indices de diversité spécifique (richesse spécifique, richesse spécifique de Margaleff, équitabilité de Pielou et indices de diversité de Hill) pouvaient détecter des changements dans la communauté de poissons en lien avec la pression de pêche.

En Afrique de l'Ouest, la plupart des études démontrant les impacts induits par la pêche sur les ressources marines exploitées se sont jusqu'à présent essentiellement construites avec des approches spécifiques (Gascuel et al. 2009 ; Jouffre et al. 2004 ; Sidibé 2003). Christensen et al. (2002) ont ainsi mis en évidence une baisse significative de la biomasse des poissons démersaux en Afrique. En Guinée, l'analyse de la diversité spécifique est la principale approche utilisée pour l'évaluation de l'impact de la pêche sur la structure et de l'écosystème de l'écosystème marin à partir des données de campagnes scientifiques.

Comme on le voit donc, les indices de diversité spécifique sont de bons descripteurs de l'état des écosystèmes marins.

2. Analyse de la diversité spécifique

L'une des voies d'analyse de la dynamique des peuplements consiste à utiliser des descripteurs ou indicateurs multispécifiques. Une revue critique de cette approche est proposée ici. Les paragraphes qui suivent présentent quelques-unes de ces analyses multispécifiques.

2.1 Analyses statistiques multi-variées

Les analyses multi-variées, telles que l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse factorielle des composantes (AFC) et la classification hiérarchique (CH), permettent de mettre en évidence des similitudes de composition spécifique entre échantillons et de les classer selon leurs différences ou ressemblances. Les associations d'espèces ainsi décrites peuvent être comparées dans l'espace ou dans le temps pour déceler des changements de structure spécifique. Ces changements sont mis en relation avec l'exploitation par pêche (Fraser et al., 2007; Grall & Coic, 2006; Yunne et al., 2010).

2.2 Diversité spécifique

Les descripteurs statistiques largement utilisés dans les études du peuplement laissent la possibilité de réaliser des analyses statistiques : analyse de variance, détection de tendance, etc.... Ils constituent de plus la base de calcul de nombreux autres indices plus complexes (Grall

& Coic, 2006). Les indices de diversité spécifiques prennent en compte le nombre d'espèces (richesse spécifique) et la répartition des individus par espèce (équitabilité ou dominance).

La communauté scientifique a fourni un large éventail d'indicateurs, allant des plus simples tels que l'abondance d'une espèce à des indicateurs intégrés tels que la longueur moyenne dans la communauté (Fulton et *al.*, 2005). Il existe une abondante littérature sur le développement des indicateurs pour fournir un aperçu de l'évolution des écosystèmes exploités (Greenstreet & Rogers, 2006 ; Shin et *al.*, 2010).

Cependant, une approche par indicateurs de gestion nécessite de grandes quantités de données comparables avec des mesures statistiques associées. Aussi, ils restent souvent influencés par la méthode d'échantillonnage, la taille des échantillons, et les procédures d'identification.

2.3 Variation de la biomasse

La densité moyenne est un descripteur statistiques, abondamment utilisé en écologie et permettant de décrire de manière quantitative les peuplements (Grall & Coic, 2006). Elle permet par ailleurs de distinguer des variations spatiales et temporelles des peuplements. Ces variations de la densité moyenne peuvent être le reflet de changements dans la productivité des écosystèmes.

2.4 Niveau trophique moyen de l'écosystème

Le niveau trophique" est une mesure de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et est utilisé pour mesurer l'état et les tendances. Il mesure le niveau trophique moyen des espèces exploitées par la pêche, et devrait diminuer en réponse à la pêche.

En effet, le niveau trophique moyen (TL_{moy}) des espèces exploitées est supposé diminuer en réponse à la pêche. Par sa sélection préférentielle des espèces de grande taille et de haute valeur commerciale et par le biais des relations entre espèces, la pêche peut modifier la structure spécifique et l'organisation de la chaîne alimentaire (Rice & Rochet, 2005; Shin et *al.*, 2010).

2.5 Proportion de prédateur

Cet indicateur est une mesure de conservation de la biodiversité et est utilisé pour mesurer l'état et les tendances des écosystèmes aquatiques soumis à l'effet de la pêche. Cet indicateur a été utilisé par le projet Indiseas (www.indiseas.org) pour comparer les écosystèmes marins exploités à travers le monde.

2.6 Taille moyenne

C'est un indicateur de l'impact de la pêche sur l'écosystème, qui est, la réduction de la longueur moyenne des poissons dans la communauté (Shin et *al.*, 2005). L'élimination des espèces de grandes tailles modifie potentiellement la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Cet indicateur est utilisé pour mesurer l'état et les tendances de l'écosystème.

2.7 Capture et effort de pêche

La FAO collecte et traite les statistiques sur les captures de la pêche par pays afin d'évaluer l'état et les tendances de ces écosystèmes. Elle estime que plus de 50% des ressources sont actuellement exploitées à la limite de leur capacité biologique. Environ 25% d'entre elles sont exploitées en deçà de ce niveau. Les 25% restants sont surexploitées et la réduction importante de leur biomasse et de leur potentiel reproducteur diminue leur capacité à réagir à l'exploitation et aux variations climatiques (FAO, 2004).

2.8 Rejets

Les rejets peuvent avoir un impact important sur l'état des ressources exploitées. Les rejets contribuent de façon significative à la mortalité par pêche de certaines espèces cibles (Mariejoëlle Rochet, 2012). Les rejets contribuent significativement à la mortalité de certaines espèces-cibles, dont certaines subissent une forte influence de la pêche comme par exemple la morue de mer du Nord ; ils ont aussi un impact sur l'écosystème en détournant une partie des flux directement vers les oiseaux (Votier et *al.*, 2004).

2.9 Indice d'exploitation

Un indice d'exploitation est défini afin de mettre les caractéristiques de dynamique des peuplements en relation avec le niveau d'exploitation par la pêche (Blanchard, 2001).

Une analyse bibliographique permet de trouver trois indices.

Le premier est l'indice trophique d'impact (Gascuel et *al.*, 2009). Le modèle Ecopath permet d'estimer des "indices d'impact trophiques mixtes" qui mesurent l'impact positif ou négatif de chaque groupe écologique et de chacune des pêcheries, sur chacun des autres groupes. Ces indices prennent en compte non seulement les effets directs, liés à la capture ou à la prédation du groupe impacté, mais également les effets indirects liés aux changements d'abondance de leurs proies ou prédateurs.

Le deuxième (Bianchi et *al.*, 2000) cité par (Blanchard, 2001), est le rapport de la production par pêche d'espèces cibles à la biomasse totale des stocks estimée par les groupes d'évaluation des stocks exploités. Il est utilisé par les auteurs pour mettre en relation des caractéristiques de peuplements avec un indicateur de mortalité par pêche.

Le troisième indice est le rapport de la production par pêche rapportée à la surface du plateau continental de la région exploitée (Caddy et *al.*, 1995). Il est utilisé par les auteurs comme un indicateur de la productivité d'une région mais ils reconnaissent qu'il peut être un indicateur d'une mortalité par pêche cette échelle.

3. Dynamique du peuplement de poissons démersaux du plateau continental guinéen

3.1 Données utilisées

Ici, nos analyses portent sur les séries de données des campagnes scientifiques démersales réalisées sur le plateau continental sur la période 1985-2015. Ces données sont décrites au chapitre IV. Pour rappel il s'agit de 34 campagnes démersales à partir desquelles la densité

moyenne a été estimée pour 50 espèces de poissons démersaux à l'échelle du plateau continental (00_200 m de profondeur) et à l'échelle de la zone côtière (00_20m de profondeur).

Conjointement, les analyses portent aussi sur l'effort de pêche nominal et les captures enregistrés dans les bulletins statistiques annuels du Ministère de la Pêche et de l'Aquaculture sur la période 1995 – 2012. Pour ces dernières, les données reconstituées par Gascuel et *al.* (2009) sur la période antérieure (1985-1994) ont été aussi prises en compte dans nos analyses.

3.2 Méthodes

Les changements intervenant dans les communautés de poissons démersaux du plateau continental guinéen sont appréhendés par le biais des analyses factorielles et le calcul d'indices de biodiversité. Dans un contexte d'approche écosystémique des pêches, ces méthodes sont largement utilisées pour détecter les impacts de la pêche sur les écosystèmes marins exploités (Cury and Christensen 2005 ; Jouffre et *al.*, 2004b, 2004c, Shin et *al.*, 2010).

3.2.1 Indices de diversité taxonomique

Sept types d'indices de diversité taxonomiques, sont calculés à partir des données des campagnes de chalutage scientifique. Il s'agit de l'indice de biomasse ou densité pondérale moyenne (D_{moy}), du niveau trophique moyen (TL_{moy}), de la proportion de prédateurs (P_{pred}), de la richesse spécifique (S), de l'indice d'Equitabilité de Simpson (E_{1-D}), l'indice Hill (Hill) et la distance de Bray-curtis (BC). Des valeurs moyennes de ces descripteurs ont été calculées par an à partir de la matrice de densité moyenne croisant 50 colonnes-taxons (poissons démersaux, les mêmes espèces décrites au chapitre IV) et 22 lignes-modalités (années). Les variations annuelles de ces indicateurs écosystémiques sont calculées, à différentes échelles, et comparées au moyen du test d'ANOVA.

3.2.1.1 Densité moyenne

La densité pondérale moyenne (D_{moy}) est un descripteur abondamment utilisé en écologie et permettant de décrire de manière quantitative les peuplements (Grall and Coic 2006). La densité pondérale moyenne annuelle (tonnes/km²) est calculée selon la formule suivante :

$$D_{moy} = \frac{1}{X * A} \sum \frac{C}{N}$$

Où (C) est la capture totale par espèce (tonnes), (N) le nombre total de stations échantillonnées, (A) la surface chalutée par station (km²) et (X) est la proportion des poissons retenus par le filet ou chalut ou coefficient de capturabilité (pour le calcul pratique de D_{moy} , X est estimé ici à 0.5, ce qui correspond à une valeur moyenne utilisée par divers auteurs pour ce type de poissons et d'engin, lors d'études antérieures effectuées dans la zone (Domain et al.1999).

3.2.1.2 Niveau trophique

Le niveau trophique moyen (TL_{moy}) est un indicateur utilisé pour caractériser la position moyenne d'un individu de l'assemblage considéré (ici les poissons démersaux) au sein de la chaîne ou du réseau trophique de l'écosystème considéré. Il est fréquemment utilisé en écologie marine et en particulier dans le cas du suivi des ressources et des écosystèmes fortement exploités par la pêche. Il est supposé baisser sous l'effet de la pêche (Rochet and Rice 2005, Shin et al. 2010). Le niveau trophique moyen est calculé par année selon la formule :

$$TL_{moy} = \sum_{i=1}^s \frac{TL_{esp\ i} * D_{esp\ i}}{D_{totale}}$$

Où (TL_{espi}) est le niveau trophique de référence de l'espèce (i) documenté sur www.fishabse.org, (D_{espi}) la densité par espèce (i) et (D_{totale}) la densité totale.

3.2.1.3 Proportion de poissons prédateurs

La proportion de poissons prédateurs (P_{pred}) est le rapport entre la densité de poissons prédateurs (D_{pred}) et la densité totale (D_{totale}). Dans ce calcul sont considérés comme prédateurs les poissons appartenant à une espèce référencée comme de niveau trophique supérieur ou égal à 3.25 dans Fishbase (www.fishbase.org). Bien que cet indicateur (P_{pred}) soit conceptuellement assez fortement lié au précédent (TL_{moy}), il demeure utile car il met l'accent sur la fraction la plus sensible des assemblages exploités. A ce titre, il est considéré comme plus spécifiquement orienté vers la conservation de la biodiversité et la préservation de l'équilibre des écosystèmes que le TL_{moy} . Les deux sont d'ailleurs utilisés en parallèle dans le cadre de programmes internationaux de suivi des écosystèmes marins (www.indiseas.org).

$$P_{pred} = \frac{D_{pred}}{D_{totale}}$$

3.2.1.4 Richesse spécifique, indice d'équitabilité de Simpson et indice de Hill

Enfin, l'évolution de la biodiversité a été étudiée par le biais de trois indices complémentaires et universellement utilisés en écologie : la richesse spécifique (S) qui recense le nombre d'espèces présentes dans un assemblage considéré, l'indice d'équitabilité de Simpson (E_{1-D}) qui estime le degré de régularité des abondances au sein des espèces de cet assemblage (Domalain et al. 2002, Grall and Coic 2006) et l'indice de diversité de Hill (Hill) qui tient compte de la sensibilité de l'indice de Shannon aux effectifs des espèces rares, et la sensibilité de l'indice de Simpson aux effectifs des espèces abondantes pour décrire la structure des communautés (Hill, 1973).

La richesse spécifique (S) représente le descripteur le plus simple de la diversité spécifique. Il est calculé sur selon la formule :

$$S = n$$

Où n est le nombre d'espèces recensées annuellement dans l'ensemble des échantillons (traits de chaluts), parmi les cinquante espèces de poissons retenues pour cette étude.

L'indice d'équitabilité de Simpson (E_{1-D}) permet d'exprimer la dominance d'une ou plusieurs espèces lorsqu'il tend vers 0, ou l'équitabilité du nombre d'individus au sein des espèces lorsqu'il tend vers 1. Il est calculé selon la formule :

$$E_{1-D} = \frac{1-D}{(1-\frac{1}{S})}$$

Où ($1-D$) représente l'indice de Simpson (Simpson 1949). Cet indice de Simpson est exprimé comme suit :

$$1 - D = 1 - \left(\sum_{i=1}^S [P_i^2] \right)$$

avec P_i l'abondance relative de l'espèce i dans l'échantillon considéré.

L'indice de diversité de Hill mesure de l'abondance proportionnelle, permettant d'associer les indices de Shannon-Weaver et de Simpson :

$$Hill = \frac{1/\lambda}{e^{H'}}$$

Avec $1/\lambda$ est l'inverse de l'indice de Simpson et $e^{H'}$ est l'exponentiel de l'indice de Shannon-Weaver.

Plus l'indice de Hill s'approche de la valeur 1, et plus la diversité est faible.

L'indice de Pielou

$$J' = \frac{-\sum_{i=1}^S P_i \cdot \log P_i}{\log S}$$

L'indice de bray-curtis (BC) a un indice de diversité bêta comprise entre 0 (les échantillons sont identiques) à 1 (les échantillons sont totalement dissemblables). Il est donné par la formule ci-dessous :

$$BC_{jk} = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^p \min(N_{ij}, N_{ik})}{\sum_{i=1}^p (N_{ij} + N_{ik})}$$

Où N_{ij} est l'abondance d'une espèce i dans l'échantillon j et N_{ik} l'abondance de la même espèce i dans l'échantillon k . Le terme \min (..) correspond au minimum obtenu pour deux comptes sur les mêmes échantillons. Les sommes situés au numérateurs et dénominateur sont réalisées sur l'ensemble des espèces présentes dans les échantillons (Bray and Curtis 1957).

3.2.2 Analyses factorielles

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été mise en œuvre pour caractériser sur les changements majeurs intervenus au niveau des espèces dominantes. Cette ACP est effectuée sur la matrice de dominances, constituées à partir des 20 espèces les plus abondantes dans les campagnes démersales sur la période 1985-2015, et laquelle les espèces sont représentées par leur pourcentage de la biomasse totale dans l'année. La matrice construite comporte ainsi 20 colonnes-espèces et 22 lignes-années.

3.2.3 Indicateurs de pression de pêche

Deux indicateurs sont utilisés pour caractériser la pression de pêche subie par les assemblages de poissons analysés et permettre une meilleure interprétation des évolutions constatées sur les indicateurs précédents (indicateurs relatifs aux assemblages) : l'effort de pêche nominal (F) et l'indice d'exploitation (IE) de Caddy (1995). Ils sont calculés à partir des données statistiques officielles du CNSHB et sur une base annuelle entre 1985 et 2013. Selon le type de pêche, l'effort de pêche nominal exprime le nombre total de pirogues actifs pour la pêche artisanale et celui de navires actifs en pêche industrielle selon la formule ci-dessous :

$$F \text{ (PA)} = \text{nombre de pirogues}$$

F(PI) = nombre de navires industriels

Pour finir, l'indice d'exploitation (*IE*) proposé par Caddy et al. (1995) est estimé par la valeur des captures annuelles divisée par la surface de la zone de pêche pour fournir des éléments d'interprétation aux autres résultats obtenus sur les peuplements de poissons. Cette surface de la zone de pêche est estimée à 11 890 km² pour la pêche artisanale et de 31 110 km² pour la pêche industrielle. L'indice d'exploitation (*IE*) mesure ce qui est prélevé du peuplement par la pêche. Plus l'indice d'exploitation est élevé, plus la région est exploitée. Il s'exprime selon la formule ci-dessous :

$$IE = \frac{\text{Capture total}}{\text{Surface de la zone}}$$

La capture totale, exprimée en kilogramme (kg), est la somme des débarquements et des rejets. La surface de la zone est exprimée en km².

Toutes les analyses ont été conduites avec le logiciel R.3.0.2 (R Development Core Team, 2013).

3.3 Résultats

3.3.1 Evolution des densités

L'évolution annuelle de la densité moyenne (tonnes/km²) est représentée sur la Figure 1. Globalement, l'évolution de cet indicateur est marquée par une décroissance tendancielle. Il a baissé de plus de 30% en 30 ans passant de 12,082 tonnes en 1985 à seulement 8,216 tonnes en 2015. Les années 1993, 1994 et 1995, et tout récemment les années 2007, 2008 et 2009 se démarquent aussi des autres. Une chute brusque est constatée pour ces années. Depuis 2009, on note sur le graphique une légère amélioration qui se traduit par une augmentation de la densité. L'analyse de variance (ANOVA, tests non paramétrique) met en évidence un effet significatif de l'effet l'année ($p < 0.001$).

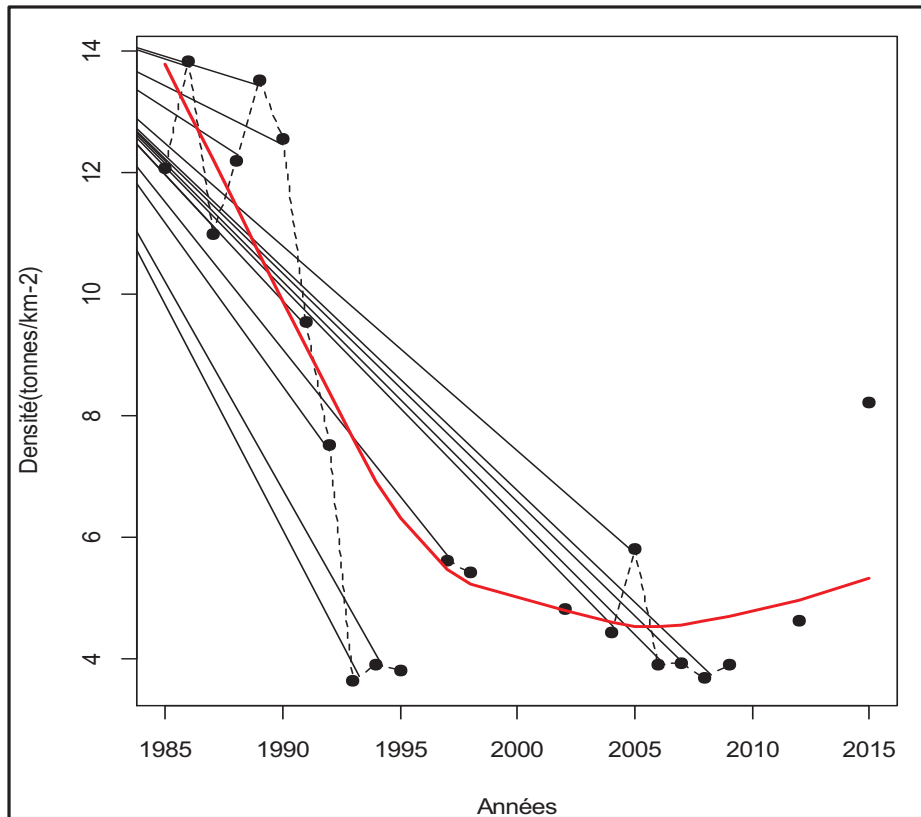


Figure 26 : Evolution annuelle de la densité.

Cette évolution annuelle à la baisse se traduit aussi à l'échelle des stations (figure 26). A cette échelle, on observe une tendance à la baisse sur la période 1985-2009 et un début d'augmentation de la densité de 2009 à 2015. Les densités de plus de 40 tonnes par km² ne sont enregistrées que pendant la période 1985-1992.

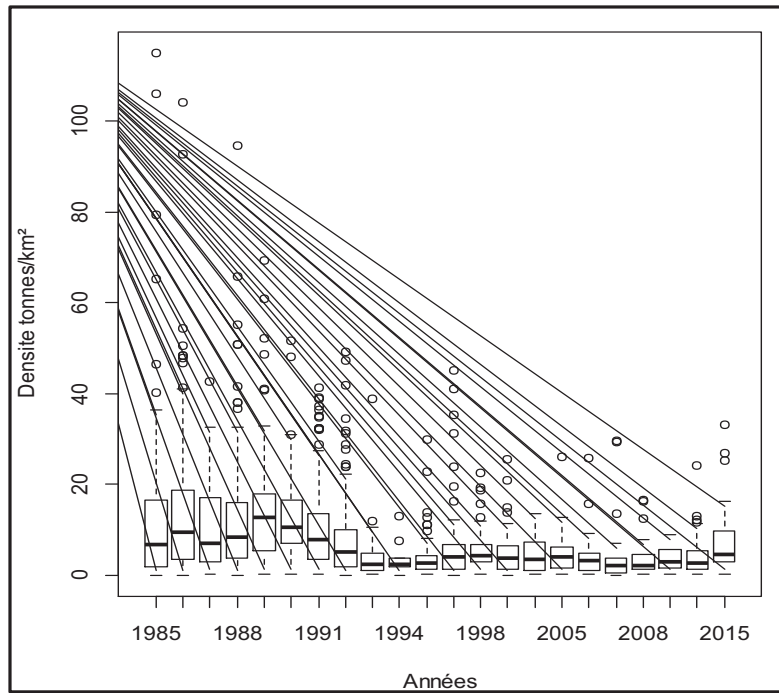


Figure 27 : Evolution de la densité (tonnes/km²) dans la zone côtière à l'échelle des stations de pêche (traits de chalut).

L'observation de l'évolution temporelle de la densité pondérale moyenne (Figure 26) et de la densité par station (figure 27), bien que très informatives, ne renseignent pas sur les changements survenant sur les niveaux d'importance relative des espèces. Les résultats de l'ACP sur les dominances (indice biomasse) permettent de traiter cette question (Figure 28).

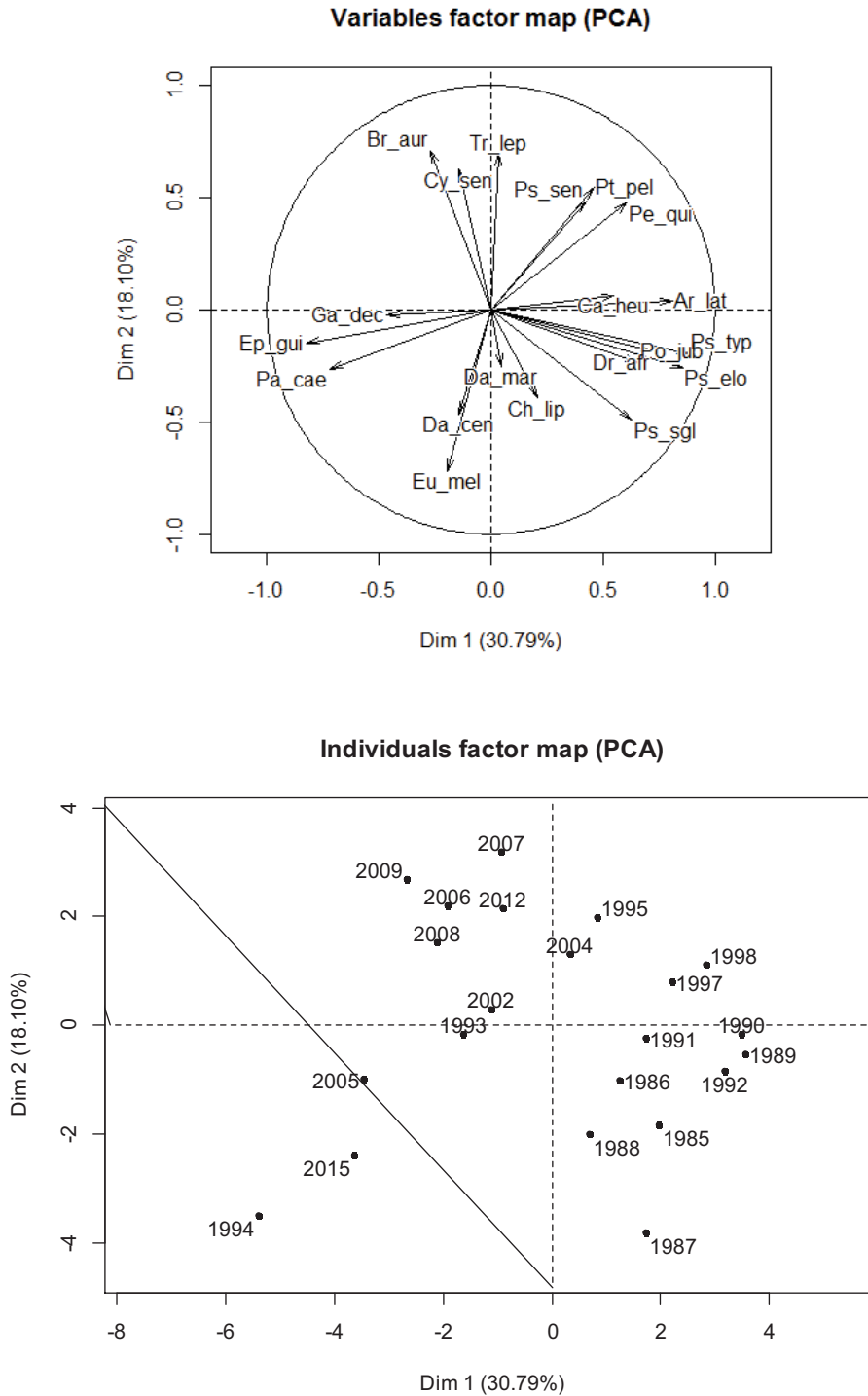


Figure 28 : Évolution temporelle des espèces dominantes entre 1985 et 2015 : ACP sur la domination de l'espèce : projection des variables - espèces (a) et projection des individus - années (b) sur le premier plan factoriel (axe 1-2). Les codes des espèces sont données en annexe

La Figure 28a présente la projection des variables (espèces) sur le plan 1-2 l'ACP des dominances. Les deux axes principaux représentent 48,89% de l'inertie totale. Le premier axe (30,79% de l'inertie totale) oppose les espèces de grandes tailles de la zone côtière de la communauté des Scianidés (*Pseudotolithus elongatus*, *Pseudotolithus senegalus*, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pentanemus quinquarius*, *Pomadasys jubelini*, *Arius latiscutatus*, *Carlarius heudelotti*, *Drepane africana*) à d'autres espèces de poissons de grande taille mais avec une répartition géographique plus profonde (*Pagrus caeruleostictus*, *Galeoides decadactylus* et *Ephippion gutifer*).

L'axe 2 (18,10% de l'inertie totale) est celui des espèces de poissons de grandes tailles et ciblées par la pêche (*Dasyatis centroura*, *Dasyatis margarita*, *Chaetodipterus lippei*) qui sont opposées aux espèces de poissons, de petites tailles et très peu ciblées par la pêche (*Cynoglossus senegalensis*, *Trichurus lepturus*, *Brachydeuterus auritus* et *Pteriscion peli*). Ces dernières espèces se caractérisent par une croissance rapide.

Corrélativement, la Figure 28b permet aussi de distinguer 4 groupes d'années. Dans sa partie inférieure et à droite, le premier groupe est constitué des années de la période 1985-1992. A gauche, le second groupe est formé par les années 1994, 2005 et 2015. Dans la partie supérieure de la Figure 3b, le troisième groupe est constitué des années de la période 1995-2004 à l'exception de 2002 et le quatrième groupe est constitué par les années les plus récentes (2005-2012).

Les Figures 28a et 28b révèlent donc un certains turn-over des espèces dominantes. Ce turnover touche principalement les espèces côtières à haute valeur commerciale ciblées par la pêche commerciale (*Pseudotolithus elongatus*, *Pseudotolithus senegalus*, *Pseudotolithus senegalensis*, *Aiurs latiscutatus*, *Carlarius heudelotti* et *Drepane africana*) qui sont remplacées, après 1992, d'abord par des espèces des zones plus profondes et ciblées par la pêche jusqu'en 2004 (*Pagrus caeruleostictus*, *Galeoides decadactylus* et *Ephippion guttifer*) et tout récemment c'est une espèce de petite taille, à croissance rapide et non ciblée par la pêche (*Brachydeuterus auritus*), du moins initialement, car elle devient de plus en plus présente dans les captures.

3.3.2 Evolution de la diversité Béta (diversité- β)

Matrice de dissimilarité de Bray-curtis

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
1986	0.2733626										
1987	0.2397205	0.2405674									
1988	0.3031127	0.2807300	0.2656279								
1989	0.3601706	0.3008250	0.3488004	0.2717683							
1990	0.3759030	0.3074852	0.3525039	0.3651562	0.2303157						
1991	0.2846569	0.2119467	0.2354195	0.2222561	0.2686775	0.2969223					
1992	0.4412434	0.4782104	0.4037930	0.4701967	0.5469995	0.5166344	0.3789114				
1993	0.8120657	0.8233035	0.7992930	0.8585658	0.8932922	0.8868530	0.8393127	0.6199576			
1994	0.8646383	0.8603015	0.8349681	0.8899912	0.9340849	0.9238307	0.8938359	0.7202258	0.2602972		
1995	0.5449924	0.5809076	0.5187274	0.5673992	0.6394063	0.6109205	0.4849774	0.2708613	0.6386485	0.7624919	
1997	0.4957009	0.5261060	0.4806522	0.5457103	0.6028015	0.5410732	0.4411601	0.3201173	0.7070900	0.8136626	0.3022401
1998	0.4394895	0.4711264	0.4281556	0.4804250	0.5319849	0.4836568	0.3746883	0.2651424	0.7757370	0.8696428	0.3560419
2002	0.5781005	0.6199683	0.5498608	0.5887594	0.6828467	0.6248307	0.5507207	0.3591486	0.5181703	0.6335791	0.3426650
2004	0.4922548	0.5397335	0.4614563	0.5295819	0.5840928	0.5564013	0.4163614	0.3374155	0.7144253	0.8157633	0.2869369
2005	0.6206598	0.6005978	0.5233118	0.6035562	0.7104185	0.6854611	0.5613963	0.4564554	0.5253619	0.5929302	0.4419933
2006	0.6185978	0.6618313	0.6540813	0.7657053	0.7775989	0.7723519	0.6638845	0.5151317	0.4147132	0.5546657	0.5304515
2007	0.7228363	0.7366270	0.6944628	0.7679818	0.7980654	0.7818099	0.7030377	0.5396153	0.4597965	0.6293381	0.4710074
2008	0.7326039	0.7370197	0.7030410	0.7681025	0.8239392	0.8053163	0.7388416	0.4924998	0.3441380	0.4881343	0.4790931
2009	0.5937715	0.6187908	0.6089100	0.7002139	0.7447954	0.7306246	0.6008510	0.5032796	0.5562072	0.6350668	0.4772705
2012	0.5030416	0.5490251	0.4981487	0.5976244	0.6342989	0.6120835	0.4643724	0.4194896	0.5945418	0.6973601	0.3739383
2015	0.5619745	0.6161712	0.5777534	0.6750891	0.7563329	0.7090054	0.6436956	0.5104403	0.4363365	0.4836208	0.5293545

	1997	1998	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2012
1998	0.2071361									
2002	0.4190139	0.4735945								
2004	0.2828659	0.3162243	0.3350913							
2005	0.5493229	0.6011376	0.3973307	0.4832784						
2006	0.5096386	0.5906764	0.4395201	0.5027925	0.4344904					
2007	0.4800144	0.5653711	0.4736601	0.4720691	0.5018623	0.3388683				
2008	0.5770953	0.6248637	0.4016844	0.5254606	0.4026147	0.3361613	0.2843208			
2009	0.5609341	0.5926044	0.4478249	0.4910518	0.4415417	0.3036576	0.3733445	0.3371589		
2012	0.3508772	0.4258507	0.4265061	0.2545715	0.4904733	0.3698286	0.3888720	0.4469464	0.4115586	
2015	0.5083726	0.5800633	0.3457580	0.4467645	0.4433901	0.3215594	0.4706512	0.4229013	0.4780538	0.3826379

3.3.4 Evolution temporelle des indices de biodiversité alpha

La Figure 29 présente l'évolution temporelle interannuelle observée de 1985 à 2015 sur certains indices de biodiversité alpha. La plupart d'entre eux montre une tendance à la baisse à l'échelle de cette période.

La richesse spécifique (Figure 29a) est ainsi passée de 49 espèces en 1985 à 43 espèces en 2015. Sa courbe d'évolution sur la période met en évidence aussi une certaine variabilité interannuelle, avec en particulier deux chutes brutales en 1994 qui n'enregistre que 28 espèces et 2005 avec seulement 34 espèces. L'explication réside probablement dans un problème de variation des paramètres environnementaux.

L'indice d'équitabilité de Simpson (Figure 29b) montre une évolution en dents de scie, mais avec une tendance globale à la baisse, si on exclue la valeur minimale de 0.81 observée en 1994. L'analyse de variance indique une différence significative de l'effet l'année mais son pouvoir explicatif reste néanmoins faible aussi ($P < 0.05$; $R^2 = 0,181$). En 1989, on note une brusque chute. Les données collectées montrent que cette campagne a enregistré la capture de banc de poissons constitués de 2 espèces de la communauté des Sparidés (*Pagellus bellottii* et *Pseudupeneus prayensis*). Ainsi, l'explosion des biomasses n'est due qu'à quelques espèces. Ceci affecte bien évidemment l'indice d'équitabilité de Simpson.

Les indices de Pielou et de Hill connaissent des évolutions à la baisse à partir de 1995. L'indice de Pielou varie de 0,555 en 1985 à 0,483 en 2015 (figure 29c).

L'indice de Hill quant à lui varie de 0,741 en 1985 à 0,539 soit une baisse de 27,26% (Figure 29d). Les tests d'analyse de variance indiquent une différence significative entre les années pour cet indicateur ($P\text{-value} < 0.05$, $R^2 = 0,2871$).

Ces deux indices évoluent en deux phases : pendant les dix premières années (1985 à 1995), la tendance de la courbe est relativement stable. Après cette période, on note une tendance à la baisse avec une pente plus forte.

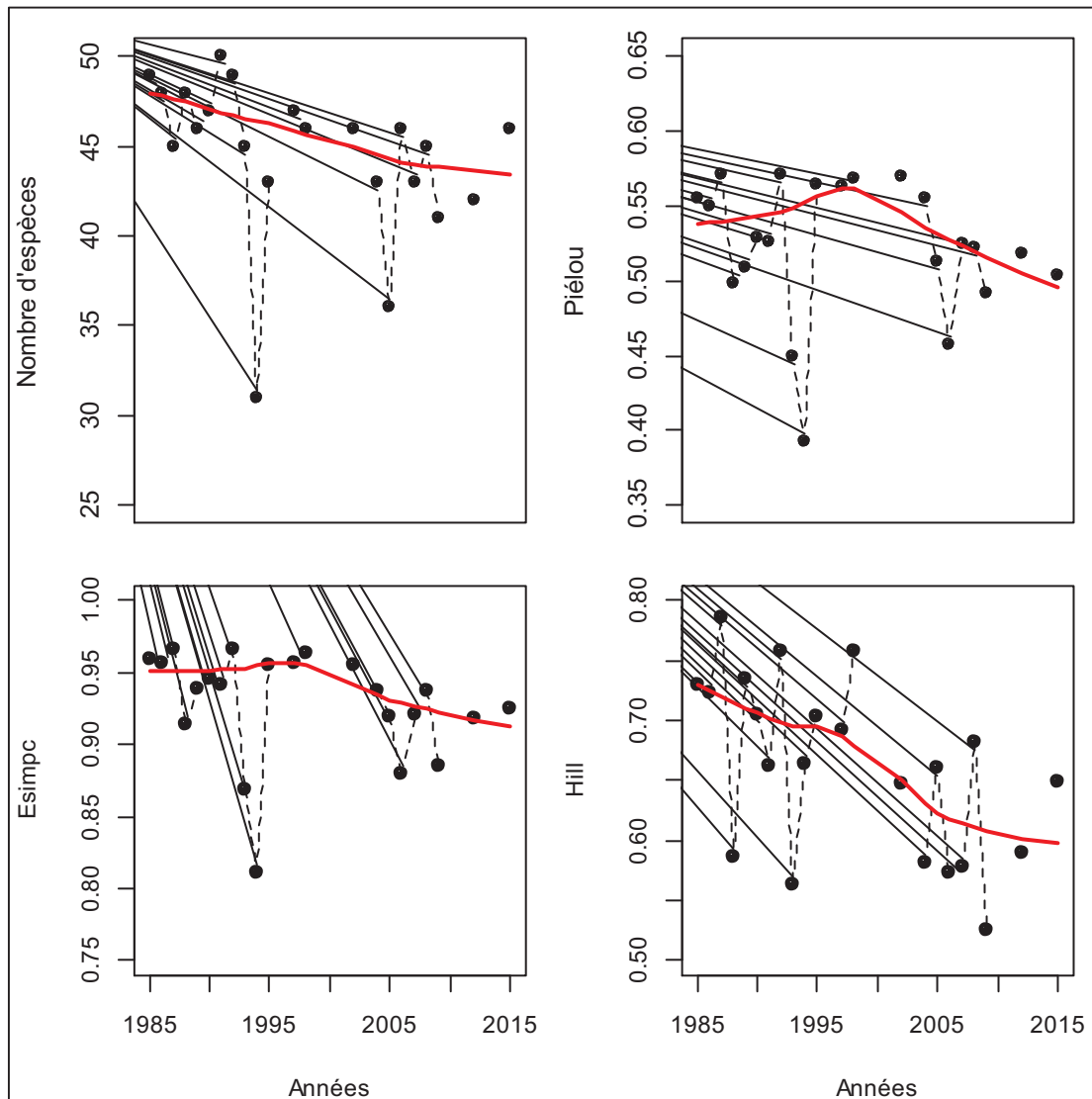


Figure 29 : Evolution des indices de diversité

3.3.5 Evolution temporelle du niveau trophique et de la proportion de prédateurs

Le niveau trophique moyen (Figure 30a) montre une baisse légère mais significative ($p < 0.01$) à l'échelle de l'ensemble de la période passant de 3.598 en 1985 à 3.590 en 2015 avec une valeur minimale de 3.497 observée en 2006. La courbe de tendance met en évidence une évolution en deux phases caractérisée par une relative stabilité du niveau trophique les premières années (1985-1995) suivie d'une décroissance assez marquée les années suivantes.

L'indice relatif à la proportion de poissons prédateurs dans les captures (Figure 30b) montre une tendance générale à la baisse, assez claire sur l'ensemble de la période, malgré une forte variabilité inter-annuelle.

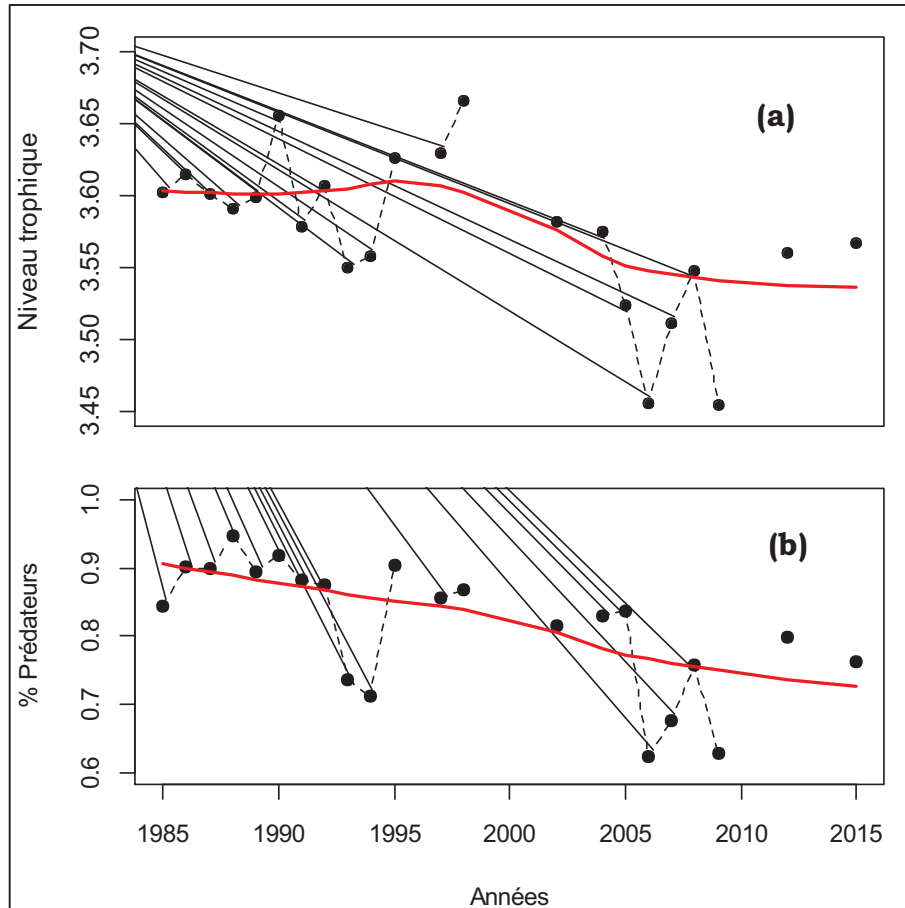


Figure 30 : évolution du niveau trophique et de la proportion de poissons prédateurs

3.3.6 Evolution de l'effort de pêche

L'analyse des statistiques officielles permet de constater que la pression de pêche s'est fortement accrue entre 1985 et 2013. La Figure 31 met en évidence les hausses enregistrées respectivement sur l'effort de pêche nominal et l'indice d'exploitation.

En pêche artisanale (PA), le nombre de pirogues est passé de 1000 unités en 1985 à 3636 en 2004, 6025 en 2009 et 6 027 en 2013 soit plus de 600% d'augmentation en 30 ans (Figure 31a). Corrélativement à l'effort de pêche, les captures de la pêche artisanale ont enregistré une

tendance continue à la hausse. Elles sont passées de 30 000 tonnes en 1985 à 119 410 tonnes en 2013 soit un triplement des débarquements (Bulletins statistiques CNSHB).

En pêche industrielle (PI), les effectifs de la flottille sont passés de 48 unités en 1985 à environ 166 au début des années 2000 avant de baisser progressivement après 2001 pour atteindre 74 en 2013 (Figure 31b). Parallèlement, les captures ont connu des augmentations passant de 15 000 tonnes en 1985 à plus de 7 000 tonnes en 2013 (Bulletins statistiques CNSHB).

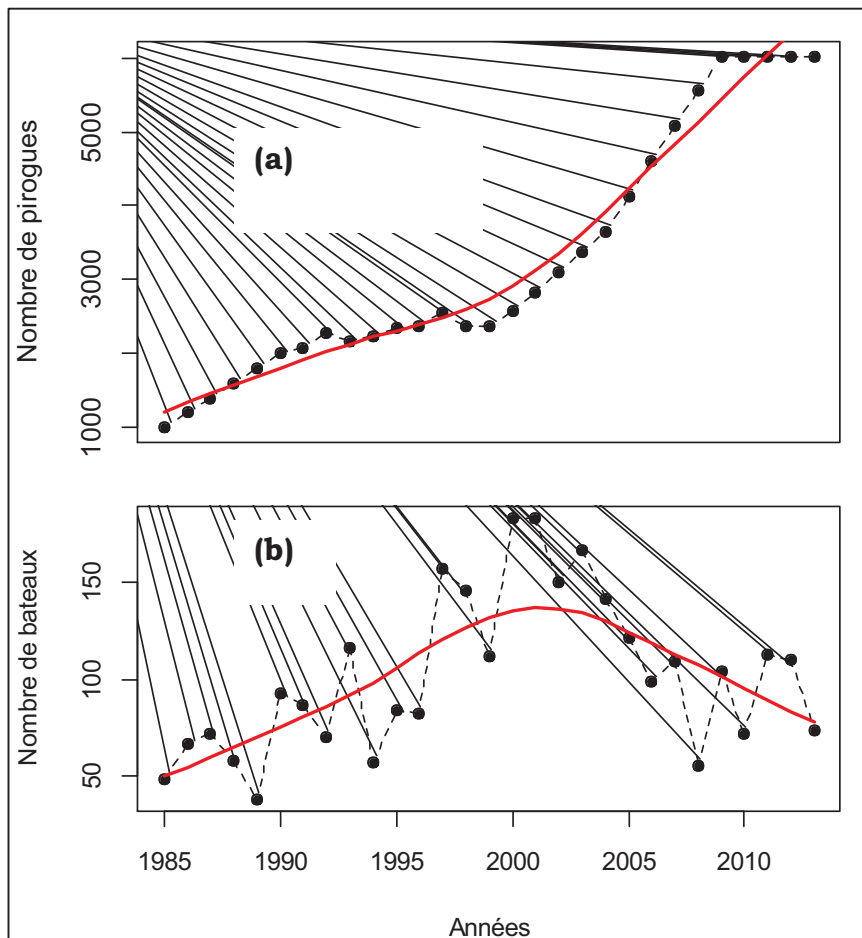


Figure 31 : évolution du nombre de pirogues et de navires de pêche industrielle

3.8 Capture et de l'indice de Caddie

Les Figures 32a et 32b représentent l'évolution temporelle des indices d'exploitations des deux pêcheries sur la période d'étude. Il ressort que les valeurs de cet indice sont 3 fois plus élevées

en pêche artisanale qu'en pêche industrielle. Les différents programmes de développement de la pêche artisanale ont occasionné une augmentation de l'indice d'exploitation de cette pêcherie.

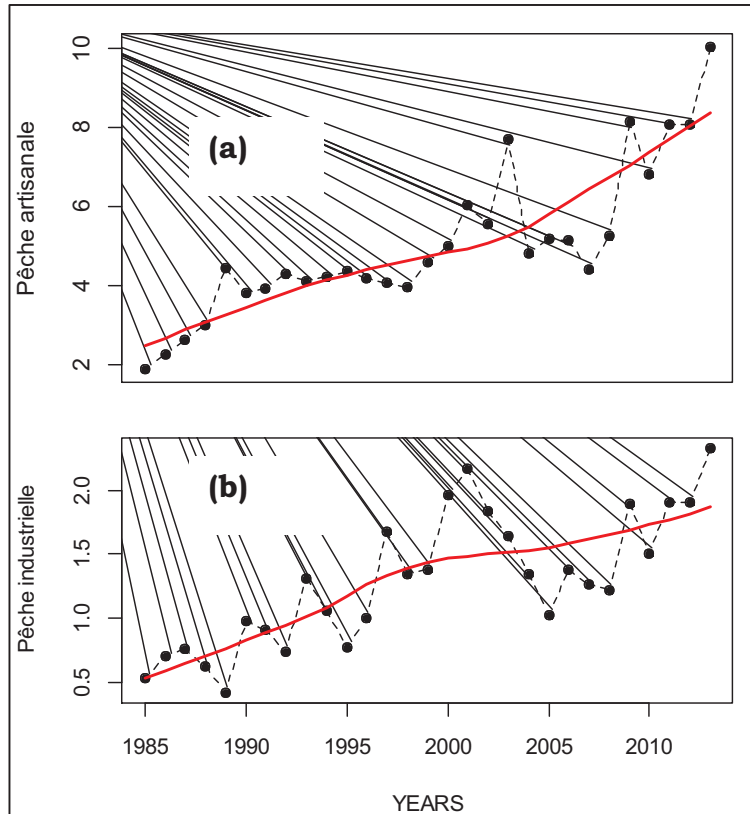


Figure 32 : évolution de l'indice d'exploitation de Caddy pour la pêche artisanale (a) et pour la pêche industrielle (b)

4. Discussions et conclusion du chapitre

4.1 Un changement des dominances observées au cours du temps

L'ACP des dominances (ACP du tableau réduit) a mis en évidence une succession de remplacements des espèces dominantes au cours du temps, représentées les premières années par des espèces de masses corporelles importantes progressivement remplacées par d'autres espèces de plus petites tailles, notamment *Brachydeuterus auritus* et *Trichurus lepturus*. Ces

successions dans les dominances correspondent aussi à des espèces ciblées par la pêche commerciale qui sont remplacées par des espèces de faible valeur commerciale. Ce phénomène de remplacement de taxons avait été perçu déjà, mais il y apparaissait moins net, dans les travaux antérieurs réalisés sur une série de données plus courte que celle utilisée dans la présente étude (Domalain et al. 2002, Lobry 2003).

Le phénomène de surexploitation des grands prédateurs en Guinée est mentionné par plusieurs auteurs (Blekhabib et *al.*, 2013) induisant une diminution de la taille des poissons. Cette domination du phénomène de remplacement à grande échelle aurait affecté toute l'Afrique de l'Ouest à la fin des années 1980 avec l'invasion de Balliste (Diallo et *al.*, 2009). Il serait attribuable à la réduction drastique du stock de prédateurs (gros poisson). Ainsi, en raison de la pression accrue de la pêche, les poissons qui étaient le plus dominant dans la captures jusqu'au début de 2000, tels que : les divers bars, le bossu, le poisson-chat, barracudas, des grognements, les raies et requins, etc., qui sont la cible des artisans et industriels de la pêche ont perdu, ces dernières années, de leur importance numérique et le poids des captures totales (Diallo et *al.*, 2008).

Ces résultats sur le phénomène de remplacement des espèces sont en accord avec l'interprétation écologique de la dynamique des peuplements donnée par Frontier and Pichod-Viale (1991) et la théorie sur la dynamique des peuplements de Huston (1994) qui stipule qu'à fortes perturbations et faible productivité, le peuplement est dominé par des espèces de stratégies de type r (espèces de petites taille, à croissance rapide et à durée de vie courte), tolérantes aux perturbations. L'écosystème du plateau continental est donc perturbé. En effet, nos résultats ressortent que les premières années d'études montrent des peuplements relativement stables, constitué d'espèces de grande taille et soumis à une très faible exploitation. Puis, dans la période la plus récente caractérisée par une exploitation croissante, ce sont des espèces de faible taille et de longévité courte qui deviennent dominantes.

Ainsi, comme expliqué par Shin et *al.* (2005), la pêche a des effets indirects sur l'écologie des populations et des communautés. A l'échelle des communautés, moins de prédation et moins de compétition inter- et intra-spécifique facilitent l'accès aux ressources pour les poissons de petite taille et améliorent leur survie. Les mêmes auteurs mentionnent aussi une croissance et

une maturation plus rapide. Cette apparition présente des similitudes avec la situation décrite par Blanchard (2001) dans le golfe de Gascogne.

4.2 Baisse généralisée des abondances au cours du temps

Nos résultats sur l'évolution de l'indicateur de la densité moyenne (toutes espèces confondues) et qui attestent d'une baisse générale et importante des abondances des poissons démersaux en Guinée sur les trois dernières décennies ne sont pas surprenant: ils confirment le phénomène qui a avait été constaté déjà par Domain et *al.*, (1999) sur une série de campagne plus courtes ainsi aussi ce qui avait été enregistrée au niveau monospécifique pour les stocks ciblés par la pêche (Sidibé et *al.*, 2002). Cette baisse avait été interprétée comme un effet de la pression de pêche et notre interprétation rejoint celle des auteurs précédents, confortée ici par les indicateurs des pressions de pêches calculés dans la présente étude et qui permettent de juger du niveau et de l'intensification constante de cette pression de pêche au cours du temps.

Ces résultats concordent aussi avec ceux de Gascuel et *al.* (2009) obtenus par simulation « Ecopath with EcoSim » (EWE) et mettant en évidence une très nette diminution des biomasses des principaux groupes de poissons démersaux entre 1985 et 2006. Selon ce modèle (Gascuel et *al.*, 2009), la biomasse totale des poissons démersaux, au sein de l'écosystème Guinéen, serait ainsi passée d'environ 500 000 tonnes en 1985, à moins de 200 000 en 1995, soit une perte moyenne de 30 000 tonnes par an. Cette baisse des densités a été aussi mis en évidence sous certaines hypothèses par simulation spatio-temporelle à l'échelle de la sous-région ouest-africaine par Christensen et *al.* (2002). Les biomasses des poissons démersaux et des grands pélagiques en 2000 ne représenteraient qu'un treizième de leurs valeurs de 1960. Les résultats de la présente étude, qui attestent d'une baisse d'un facteur trois pour la période 1995-2012, sont compatibles avec les résultats des études de simulations précédentes.

4.3 Niveau trophique et « *Fishing down marine food web* » en Guinée

D'après nos résultats sur le niveau trophique moyen des poissons démersaux de Guinée, une baisse de 0.20 points de cet indicateur a été mise en évidence pour la période 1985-2012. Ce

résultat concorde avec celui de Gascuel et al. (2009) qui ont estimé, à partir du Modèle Ecopath-Ecosym, une baisse faible mais significative du niveau trophique moyen des macro-organismes dans l'écosystème guinéen de 3.35 à 3.27 (hors benthos et plancton) pour la période 1985-2005.

Une baisse d'abondance des gros poissons et des prédateurs supérieurs représente une perte des fonctions de prédation au sein des écosystèmes. La diminution des niveaux trophiques moyens est ainsi reconnue comme une perte de biodiversité. Elle s'accompagne d'une plus grande instabilité des écosystèmes et d'une plus grande sensibilité à la variabilité de l'environnement (Gascuel et al., 2009). Cette problématique similaire est mis en évidence par d'autres auteurs (Shelton & Mangel, 2011) qui affirment que *"lorsque la pêche cible préférentiellement les piscivores, il peut entraîner un relâchement de la pression de prédation sur leur proie, ce qui entraîne une augmentation de la biomasse de ce dernier. Ces top-down contrôle la propagation des perturbations traduire niveaux trophiques élevés pour les niveaux trophiques bas "*.

La baisse de niveau trophique constatée dans la présente étude est aussi en accord avec celle, faible mais significative, perçue par Laurans et al. (2004) pour la période 1985-2002, soit une diminution de moins de 0.1 pour les peuplements de poissons de l'avant-côte. Notre étude atteste d'une baisse plus marquée mais qui s'exprime surtout dans la période postérieure à celle analysée par Laurans et al. (op. cit).

La baisse du niveau trophique moyen des assemblages de poissons démersaux en Guinée, bien qu'encore relativement modérée, se confirme à l'issue de ces différents travaux. Elle serait même en train de s'accroître ces dernières années. Cette tendance est en accord avec la théorie du « *Fishing down marine food web* » (Pauly et al., 1998) dont la réalisation semble se confirmer au niveau du plateau guinéen.

4.4 Indice de richesse spécifique et indice d'équitabilité de Simpson

En termes d'évolution temporelle, on remarque une baisse modérée de la richesse spécifique et de l'indice d'équitabilité de Simpson qui s'observe à partir de 1993. Elle s'accroît en 1994, mais conserve néanmoins des niveaux comparables à ceux du début de l'exploitation. Cette

spécificité de 1994, pourrait être expliqué par l'arrivée massive cette année des pêcheurs sénégalais et ghanéens à la recherche de requins dans les eaux guinéennes provoquant une forte exploitation des ressources halieutiques (Trouillet et al., 2011).

Le niveau de biodiversité évalué sur une base strictement taxonomique ne semble pas présenter de tendance très nette à la baisse, du moins pas aussi significative qu'attendue au regard de la baisse générale des abondances. Ce résultat est cohérent avec ceux de Lobry et al. (2003) et de Domalain et al. (2002) qui ont utilisé les mêmes indicateurs. Les résultats sur ces indicateurs se démarquent par contre de ceux issus d'indices qui mixent la composition taxonomique avec des caractéristiques plus fonctionnelles, tels que le niveau trophique moyen et le pourcentage de prédateurs. D'après notre étude, ces derniers révèlent des baisses plus nettes, et seraient donc plus impactés par la pêche

4.5 Influence des paramètres environnementaux sur la production halieutique

Pour tous les différents indicateurs taxonomiques calculés dans ce chapitre, on constate une spécificité pour l'année 1994 pour laquelle on observe des valeurs faibles. Cette spécificité de 1994, pourrait être expliquée, en plus de la pression de pêche, par des variabilités des paramètres environnementaux. En effet, 1994 est décrite comme l'année la plus humide dans le Sahel au cours de la période 1971-2000 (Pohl & Douville, 2010). Les quantités de précipitations pendant la saison des pluies de l'année 1994 ont atteint localement jusqu'à 15 mm jour⁻¹ sur les zones montagneuses du Fouta Jalon et dans la zone côtière (Pohl & Douville, 2011). Des pluies abondantes sont généralement considérées comme des facteurs pouvant favoriser l'enrichissement de la zone côtière guinéenne en éléments nutritifs et d'augmenter sa production primaire (Cianca et al., 2012) avec des conséquences positives sur l'ensemble de la production de la chaîne et du poisson. Ce processus d'enrichissement a été décrit par Sidibe (2003) qui stipule que les importants apports terrigènes des principaux cours d'eau côtiers transportent périodiquement de grande quantité de charge d'alluvions fournissant des éléments nutritifs dans l'environnement marin côtier de Guinée pendant toute l'année.

Considérant cela, l'année 1994 devraient être attendue comme un riche en production halieutique, ce qui n'est pas le cas selon nos données sur la production de poisson. Pour

expliquer cette apparente contradiction, nous pouvons émettre l'hypothèse d'un effet négatif de l'opacité de l'eau. En effet Sidibe (2003) évoque cette possibilité en remarquant que l'opacité de l'eau peut parfois jouer un rôle négatif (obstacle à la photosynthèse) et affecter la production primaire en cas de flux terrigènes excessive due à des pluies très abondantes.

Au-delà de la spécificité de 1994, il est difficile de lier la production de poisson sur le plateau de Guinée à un facteur environnemental unique ou particulier. En effet, plusieurs facteurs d'enrichissement jouent ensemble dans ce système complexe hydro-climatique. Bien que les apports terrigènes soient considérés comme le facteur d'enrichissement prépondérante de la région, il y a au moins deux autres facteurs qui pourraient jouer également un rôle majeur. L'extension sud du système de remontée d'eau côtière mauritanienne-sénégalais est l'un d'entre eux (Domain, 1980), plus sensible dans la partie nord du plateau guinéen de Janvier à Mars. L'autre est représenté par un système de forts courants marins, impliquant les eaux froides du courant des Canaries et les chaudes celles de la Guinée actuelle (Berrit & Rebert, 1977).

Comme ces trois facteurs principaux agissent en synergie et conditionnent également les fortes variations saisonnières et inter-annuelles, il est peu surprenant que l'influence résultante sur la productivité des poissons de ce système multi-facteur pourrait être difficile à démontrer ou à traduire en relation directe entre l'abondance des poissons et les données hydro-climatiques "de base" disponibles.

4.6 Effort de pêche et indice d'exploitation

La pression exercée par les pêcheries artisanale et industrielle est importante et en accroissement constant en Guinée depuis les années 1980. Cet accroissement a déjà été évoqué par divers auteurs (Domain et al., 1999; Didier Gascuel et al., 2009; Sidibé, 2003). Ceci est également signalé comme une conséquence de la politique générale des autorités guinéennes qui donne la priorité à l'expansion de la pêche comme la clé de «développement durable» (LPDPA, 2009).

L'évolution annuelle des indices d'exploitation calculés dans la présente étude n'est pas étonnant car le secteur de la pêche en Guinée a connu de profonds bouleversements marqué par un fort et rapide développement, suite à la libération du secteur en 1985. Les indices

d'exploitation ont triplé pour les deux pêcheries en moins de 30 ans. Ce constat avait déjà été supposé par plusieurs études. Sidibé (2003) estime que le parc piroguier a connu un fort taux d'accroissement de 49% entre 1989 et 1997 avec un taux de motorisation moyen de 44%. En allant plus loin, Gascuel et al. (2009) estiment que parallèlement à l'accroissement du nombre de pirogues en pêche artisanale, il faut prendre en compte aussi une augmentation des puissances de pêche (c'est-à-dire de l'efficacité des navires) aussi bien en pêche artisanale (pirogue) qu'en pêche industrielle. Gascuel et al. (op. cit) estiment ainsi l'accroissement des puissances à 3 % par an pour les navires industriels, aboutissant à un quasi doublement de l'effort de pêche effectif du secteur industriel sur la période de leur étude. Pour la flottille artisanale, l'accroissement des puissances de pêche atteindrait 6.5 % par an entre 1985 et 1995, période marquée par la généralisation de la motorisation, l'accroissement de la taille des pirogues et le développement des pirogues glaciaires qui permettent aux pêcheurs de partir pour plusieurs jours et d'accroître leur rayon d'action. En fin, le rapport du groupe de travail FAO/COPACE (2009) utilisant le nombre de jours de pêche, atteste aussi d'une augmentation importante de la pression de pêche exercée sur les espèces côtières de la Guinée sur ces dernières décennies.

L'augmentation accrue de la pression de pêche dans les eaux guinéennes est aussi en liens avec les accords de pêche bi et multilatérale signés par les autorités guinéennes avec leurs partenaires. En effet, la pression de flottes étrangères dans les guinéennes est rapportée depuis des décennies (Anon 2006). Les pays d'Europe de l'Est (Russie, Ukraine, Yougoslavie et la Pologne) et Asie de l'Est (Corée, Japon et Chine) ont représenté l'essentiel des captures industriel étranger dans la ZEE guinéenne entre 1950 et 1980, avec 68% des captures étrangère totale (Belhabib et al., 2012). Après 1980, quand la Guinée a déclaré sa zone économique exclusive, les prises industrielles étrangères ont été dominées par les pays d'Europe occidentale représentant 50% des prises industrielles et les pays d'Asie avec 20% de la capture totale étrangère industrielle 1981- 2010 (Belhabib et al. 2012).

CHAPITRE VII : EFFETS DE LA PECHE SUR LA DYNAMIQUE DES ASSEMBLAGES DE POISSONS SUR LE PLATEAU CONTINENTAL GUINEE : *VUE SOUS L'ANGLE FONCTIONNEL.*

Introduction

Nous avons voulu – dans ce chapitre - expérimenter pour la Guinée un ensemble d'indicateurs fonctionnels disponibles dans la littérature internationale.

En Guinée comme dans la plupart des pays côtiers africains, les études sur la diversité fonctionnelle des assemblages de poissons font défaut. Les études relatives à l'impact de l'exploitation des ressources marines restent majoritairement de nature spécifique en se fondant uniquement sur l'identité taxonomique sans tenir compte des traits de vie et des différences fonctionnelles entre les espèces. Or, la diversité fonctionnelle des communautés est perçue comme un outil clé permettant de lier l'environnement, les perturbations liées à la pêche, la structure des communautés et les propriétés écosystémiques (Villéger, 2008). Le concept de diversité fonctionnelle est un concept récent en écologie. C'est une approche nouvelle en Afrique de l'Ouest et dans le monde la pêche. En effet, très peu d'études fonctionnelles ont été concentrées sur l'impact de la pêche.

Dans cette étude, nous voulons démontrer que les méthodes d'évaluation basées sur l'approche fonctionnelle peuvent être une alternative ou complémentaires aux méthodes d'évaluation taxonomique pour ressortir l'effet de la pêche sur les propriétés des écosystèmes exploités. En effet, la diversité taxonomique et fonctionnelle sont deux facettes complémentaires de la diversité en ce sens que les indices de diversité taxonomique prennent en compte le nombre

d'espèces présentes (richesse spécifique) et la régularité de distribution de l'abondance des espèces en se fondant uniquement sur l'identité taxonomique sans tenir compte des traits de vie et des différences fonctionnelles entre les espèces tandis que la diversité fonctionnelle prend en compte le rôle de chaque espèce dans les écosystèmes ou les différentes réactions des espèces aux pressions de pêche (Villegier, 2008). L'utilisation des indicateurs de diversité fonctionnelle apporte ainsi des informations complémentaires à des indicateurs taxonomiques.

La zone côtière guinéenne s'adapte bien à l'étude de l'effet de la pêche sur la dynamique fonctionnelle des poissons démersaux car elle présente une forte variabilité environnementale, une forte diversité biologique et a subi récemment un très rapide et important accroissement de la pression de pêche. Par ailleurs, nous disposons d'une longue série de données des campagnes scientifiques et des études taxonomiques existant sur l'évolution de la pêche.

Dans ce contexte, l'utilisation de la diversité fonctionnelle sur les peuplements de poissons marins en Guinée permettra de lier ou de comparer les résultats issus de cette approche fonctionnelle et les résultats existant à partir de l'approche taxonomique.

Ce chapitre s'intéresse dans un premier temps à la question de la pertinence de la diversité fonctionnelle pour décrire les effets de la pêche sur les écosystèmes marins. Deuxièmement, ce chapitre décrit les fonctions majeures liées à la diversité fonctionnelle des poissons. Dans la troisième partie, il propose une caractérisation des indicateurs fonctionnels. Ceci constitue une étape pour tester la pertinence du choix visant à mieux ressortir les effets de la pêche sur les assemblages de poissons. Enfin, nous allons suivre l'évolution temporelle des indicateurs de diversité fonctionnelle sur le peuplement de poissons démersaux du plateau continental guinéen. Cette étape doit permettre de tester l'existence d'effets directs de la pression de pêche sur les fonctions des assemblages de poissons démersaux de la Guinée.

1. Décrire les effets de la pêche sur écosystèmes marins à travers la diversité fonctionnelle

En écologie marine, les récents progrès dans l'application des caractéristiques des espèces, afin d'évaluer la structure fonctionnelle des communautés, ont fourni une approche qui répond rapidement et de manière cohérente à de multiples perturbations dans les écosystèmes (Mouillot

et *al.*, 2013). Nous présentons ici quelques avantages liés à l'analyse des effets des perturbations sur la diversité fonctionnelle pour décrire la structure et le fonctionnement des écosystèmes.

Perçu comme un outil clé permettant de lier l'environnement, les perturbations liées à la pêche, la structure des communautés et les propriétés des écosystèmes (Dumay et *al.*, 2004 ; Villéger, 2008), l'analyse de la diversité fonctionnelle est une approche pertinente pour détecter les changements dans la diversité et la structure des écosystèmes. En effet, au-delà de l'aspect spécifique, la diversité fonctionnelle prend en compte le rôle de chaque espèce dans les écosystèmes ou les différentes réactions des espèces aux perturbations.

La diversité fonctionnelle se base donc sur les traits fonctionnels des espèces et les positions occupées de ces espèces dans un espace fonctionnel (un espace multidimensionnel où les axes sont fonctionnels traits le long de laquelle les espèces sont placées en fonction de leurs valeurs de traits fonctionnels) pour révéler la nature complexe des changements dans les écosystèmes perturbés.

Les mesures des traits fonctionnels au sein d'une communauté sont de meilleurs prédicteurs de processus écosystémiques (Laliberté & Legendre, 2010; Petchey & Kevin, 2001). La valeur et la gamme des traits fonctionnels des organismes influençant leur performance et le fonctionnement de l'écosystème (Díaz et *al.*, 2012), les mesures issues de ces traits fonctionnels semblent offrir des outils pertinents pour détecter des changements dans la diversité et la structure des communautés allant au-delà des mesures de la diversité alpha spécifique qui ne tient pas compte de l'identité biologique des organismes (Buisson et *al.*, 2013; Sibbing & Nagelkerke, 2001).

Par ailleurs, l'utilisation de l'espace fonctionnel multidimensionnelle basée sur les traits des espèces est en train de devenir un moyen particulier pour caractériser les changements dans les communautés ou pour tester des théories écologiques (Friedman, M. 2009). Elle permet aussi de passer de l'interprétation unimodal⁴ classique des effets des perturbations sur la diversité (Connell 1978) à une approche multidimensionnelle plus souple (Friedman, M. 2009) offrant

⁴ Une relation est unimodale si une réponse (variable) dépendante a un seul mode (ou pointe) le long de l'axe de la variable prédictive (ou indépendante)

des aperçus général dans l'évolution des assemblages dans le temps (Edwards et al., 2011) et dans l'espace (Venn et al., 2011).

La diversité fonctionnelle offre donc une approche rigoureuse et une puissante méthodologie pour identifier et distinguer les implications fonctionnelles des changements dans les assemblages.

Largement utilisée en écologie végétale, l'analyse de la diversité fonctionnelle est de plus en plus effectuée en écologie marine pour ressortir dans les changements dans les assemblages de poissons. Villeger (2008) a démontré – à long terme – qu'une portion de la lagune de Terminos (Mexique) avait subi une perte de diversité fonctionnelle et ce malgré une augmentation de la richesse spécifique.

Dans les lagunes côtières du Languedoc-Roussillon (Salses-Leucate et Saint-Nazaire) caractérisée par de fortes variations des paramètres environnementaux, Dumay (2003) a montré qu'il existe une forte liaison/relation entre les facteurs environnementaux et la diversité fonctionnelle des communautés de poissons. Où il a observé une diminution du fonctionnement du compartiment ichtyologique et de certains services écosystémiques quand les contraintes environnementales augmentent. Il a en effet mis en évidence que lorsque la salinité ou le pH augmentent ou que la quantité de phéophytine ou de matière organique particulaire diminuent, on observe l'augmentation de la diversité fonctionnelle alors que la richesse spécifique n'est pas affectée.

L'approche fonctionnelle va vraiment plus loin que la composition taxonomique simple des communautés. L'écologie basée sur les caractères fonctionnels des espèces est un outil prometteur pour comprendre clairement les règles d'assemblage des communautés de poissons (Mouillot et al., 2013). En effet, les mesures issues de ces traits fonctionnels semblent offrir des outils pertinents pour détecter des changements dans la diversité et la structure des communautés allant au-delà des mesures de la diversité alpha taxonomique qui ne tient pas compte de l'identité biologique des organismes (Buisson et al., 2013).

Ainsi, les traits fonctionnels peuvent contribuer à démêler les différentes forces façonnant les communautés de poissons (Villeger, 2008). Par exemple, Mason et al. (2008) utilisèrent les traits

éco-morphologiques pour démontrer que les paires d'espèces abondantes ont tendance à avoir un chevauchement relativement faible de niche fonctionnelle, tandis que les espèces rares ont tendance à avoir un chevauchement relativement élevé de niche avec des espèces abondantes. Cette étude prend en charge les interactions biotiques et la complémentarité des niches comme principaux facteurs expliquant les structures communautaires dans les communautés de poissons lacustres.

Tedesco & Hugueny (2006) ont démontré, à l'aide des communautés de poissons vivant dans les rivières tropicales d'Afrique de l'Ouest, que la composition des assemblages de poissons à l'échelle du bassin de drainage peut être expliquée en partie par les relations entre les stratégies d'histoire de vie et des gradients de la saisonnalité dans les systèmes hydrologiques. Leur étude prend en charge la sélection de certaines combinaisons de caractères en raison de la variabilité hydrologique rivière qui agit comme un filtre de trait.

2. Fonctions majeures assurées par les poissons dans l'écosystème.

Les poissons jouent un rôle important dans le fonctionnement et la stabilité des écosystèmes dans le monde entier. Ces rôles sont liés à plusieurs fonctions biologiques telles que l'acquisition de nourriture, le cycle nutritif, la locomotion, la reproduction, la tolérance au stress physiologique et de la défense contre les prédateurs (Villéger, 2008).

Dans le cadre de cette thèse, nous avons retenus deux fonctions majeures : l'acquisition des ressources alimentaires et la locomotion qui sont des fonctions clés exercées par les poissons. Ces deux fonctions sont motivées par une combinaison de plusieurs traits. Elles ont été largement décrites par plusieurs auteurs (Mason *et al.*, 2013 ; Mason *et al.*, 2008 ; Mouchet & Mason, 2008; Mouillot *et al.*, 2013; Sibbing & Nagelkerke, 2001 ; Villéger *et al.*, 2008).

L'acquisition des aliments, chez les poissons, est une fonction complexe impliquant plusieurs organes et ne peut, par conséquent, être encapsulés en utilisant un ou deux traits (Mouillot *et al.*, 2013; Reece, 2009; Sibbing & Nagelkerke, 2001; Villéger, 2008). En effet, Un problème majeur pour tout poisson est de décider du moment où il va se nourrir, des proies qui sont les plus adéquates (taille et valeur nutritionnelle), de la manière dont il va rechercher ces proies et

les capturer. Les caractéristiques morphologiques liées à la locomotion comprennent sa position (ou de ses proies) dans la colonne d'eau et sa capacité de nage.

3. Indicateurs de diversité fonctionnelle

La mesure de la biodiversité est un point fondamental dans le domaine de l'écologie (Dumay et *al.*, 2004). Pour l'estimer, plusieurs types d'indices synthétisant l'information initiale ont été créés au cours des années, essayant de représenter au mieux la diversité du milieu (Cury & Christensen, 2005 ; Pauly et *al.*, 1998 ; Shin & Shannon, 2009).

Une large revue bibliographique sur l'analyse des différents indices de diversité fonctionnelle proposés en écologie fonctionnelle a été faite par Villeger (2008). Il ressort que les indices de diversité fonctionnelle, récemment développés, intègrent de nouvelles informations en plus de l'identité taxonomique des espèces, dans le but de mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés étudiées, et ainsi permettre une meilleure gestion des milieux et de leurs habitants (Buisson et *al.*, 2013; Mason et *al.*, 2005 ; Mouillot et *al.*, 2013; Villéger et *al.*, 2008).

Une description détaillée des différents indices de diversité fonctionnelle retenue dans cette thèse est faite dans la section méthodes de ce chapitre.

4. Dynamique de la diversité fonctionnelle du peuplement de poissons démersaux du plateau continental guinéen.

4.1 Données utilisées

Les données issues des mesures-morpho anatomiques décrites au chapitre IV. Il s'agit des deux types de données.

Pour rappel, les premiers types de données portent sur les traits fonctionnels de 50 espèces de poissons démersaux. Ces traits fonctionnels sont liés à deux fonctions majeures exercées par les poissons : l'acquisition des ressources alimentaires et la locomotion.

Ainsi, chaque espèce de poisson a été décrite fonctionnellement suivant ces deux principales fonctions biologiques à l'aide de 17 traits fonctionnelles. Ces 17 traits ont été choisis car ils sont parmi les plus couramment utilisés dans les études utilisant une approche fonctionnelle de communautés de poissons (par exemple Laliberté & Legendre, 2010; Villéger et *al.*, 2008), ils ne sont pas redondants.

Le deuxième type de données est relatif aux séries de données des campagnes scientifiques démersales réalisées sur le plateau continental guinéen sur la période 1985-2015. A partir de ces données de campagne, nous avons construit une matrice d'abondance (densité exprimé en kg/km²) croisant 22 lignes-années et 50 colonnes-espèces de poissons.

4.2 Méthodes

Un espace fonctionnel multidimensionnel a été construit en utilisant les valeurs de ces 17 traits fonctionnels (50 lignes – espèces de poissons et 17 colonnes –traits fonctionnels) après standardisation (moyenne =0 et variance =1 pour chaque trait). La distance de Gower a été calculée pour toutes les paires d'espèces. Cette distance permet de mixer les variables de différentes natures, tout en leur donnant un poids égal (Buisson et *al.*, 2013 ; Villéger et *al.*, 2008). La matrice de distance fonctionnelle ainsi obtenue a ensuite été utilisée pour calculer une analyse en coordonnées principales (PCoA) (Gower, 1966 ; Legendre et Legendre, 1998).

Les quatre premiers axes du PCoA ont été sélectionnés. Les axes orthogonaux fournis par la PCoA pourraient être considérées comme des traits fonctionnels synthétiques résumant une niche fonctionnelle de poisson (Villéger et *al.*, 2008). Les coordonnées d'espèces de poissons dans l'espace à quatre dimensions définies par la PCoA ont été pondérées avec la matrice d'indice de biomasse croisant 22 lignes-années et 50 colonnes-espèces de poissons pour calculer six indices : la richesse spécifique (*Nbsp*), la richesse fonctionnelle (*FRic*), la régularité fonctionnelle (*FEve*), la divergence fonctionnelle (*FDiv*), la spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) et l'originalité fonctionnelle (*FOri*).

La richesse fonctionnelle (*FRic*) est définie comme le volume occupé par la communauté dans l'espace fonctionnelle (Cornwell et *al.*, 2004 ; Villéger et *al.*, 2008). C'est le volume de l'espace multidimensionnel occupé par toutes les espèces dans une communauté au sein de l'espace

fonctionnel (Mouillot et al., 2013). Le *FRic* ne tient compte que de la position des espèces dans l'espace fonctionnel sans considérer les abondances associées (Villéger et al., 2011). Les changements dans la composition des espèces peuvent modifier la richesse fonctionnelle (*FRic*). Une perturbation provoque généralement une baisse du volume de l'enveloppe convexe (Mouillot et al., 2013).

La régularité fonctionnelle (*FEve*) décrit l'équitabilité de la distribution des espèces et de leurs abondances dans l'espace fonctionnel (Villéger et al., 2008). Les variations de régularité fonctionnelle (*FEve*) mesurent les modifications de la régularité des distributions d'abondance dans l'espace fonctionnel. L'indice de régularité fonctionnel est supposé diminué avec les perturbations (Mouillot et al., 2013).

La divergence fonctionnelle (*FDiv*) est définie comme la déviation des espèces, pondérées par leurs abondances, à la distance moyenne du centre de gravité de l'enveloppe convexe. C'est la proportion de l'abondance totale supportée par les espèces avec les valeurs des traits le plus extrêmes au sein d'une communauté. L'évolution de la dispersion fonctionnelle reflète les changements dans l'écart abondance pondérée des valeurs des traits d'espèces du centre de la fonctionnelle espace rempli par la communauté (Laliberté & Legendre, 2010).

L'originalité fonctionnelle (*FOri*) est la moyenne pondérée de l'isolement des espèces dans l'espace fonctionnel occupé par une communauté données. Les changements dans l'originalité fonctionnelle (*FOri*) quantifie comment les changements dans l'abondance des espèces modifient la redondance fonctionnelle entre espèces (Mouillot et al. 2008). Après une perturbation, les espèces ont tendance à être fonctionnellement moins original dans l'espace fonctionnel car ils ont tendance à partager davantage leurs traits avec d'autres espèces (Mouillot et al., 2013).

La spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) mesure la moyenne de la distance euclidienne de chaque espèce par rapport au centre de gravité de l'espace fonctionnel (Bellwood et al., 2006).

Pour prévenir l'interprétation simpliste d'un indicateur pris isolément, nous avons privilégié l'interprétation d'un jeu d'indicateurs pour une évaluation globale du système. La combinaison de certains indicateurs se veut le reflet des dynamiques différentes, le suivi des processus qui

affichent des réponses différentielles à la pêche, et a pour but de fournir un moyen complémentaire d'évaluer les tendances des écosystèmes marins et de leurs états (Jouffre et *al.*, 2010).

4.3 Résultats

Nous avons représentés les espèces dans l'espace fonctionnel formé par les quatre premières coordonnées principales du PCoA (figure 33).

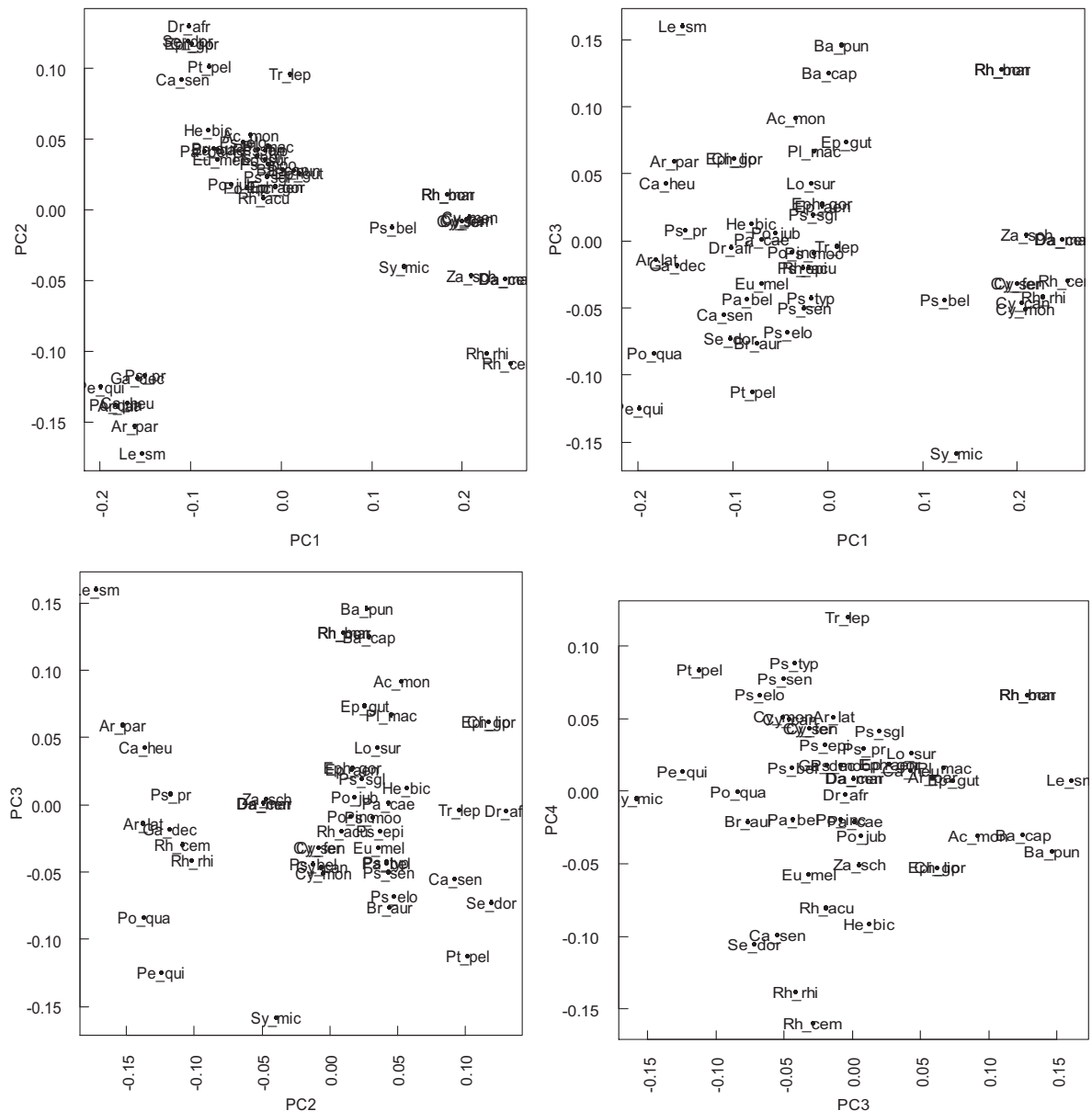


Figure 33 : Représentation des espèces dans les plans factoriels se composent des quatre premiers axes d'une analyse en coordonnées principales (PCoA). Les espèces sont positionnées

en fonction de leurs similitudes dans l'espace fonctionnel. Les codes d'espèces sont décrits à l'annexe 3.

Dans cet espace fonctionnel, les espèces de poissons sont plutôt regroupées selon leurs caractéristiques morphologiques. On retrouve dans chaque groupe des espèces taxonomiquement très différentes.

Le premier axe (PC1) discrimine les espèces selon la forme transversale du corps, la position de la bouche et des yeux, le mode de détection des proies (barbillons, diamètres des yeux), la position et l'aspect de la nageoire caudale. Nous appelons cet axe « **axe de position dans la colonne d'eau** ». Il discrimine des espèces comme *Leptocarias smithii* (*Le_smi*), *Pentamenus quinquarius* (*Pe_qui*), *Pseudopenusprayensis* (*Ps_pra*) et *Galeoides decadactylus* (*Ga_dec*) d'une part, et *Rhynobatos cemiculus* (*Rh_cem*), *Rhinobatos rhinobathos* (*Rh_rhi*), *Cynoglossus senegalensis* (*Cy_sen*), *Zanatos schelinii* (*Za_sch*), *Syacium micrura* (*Sy_mic*) et *Dasyatis margarita* (*Da_mar*). Le premier groupe est constitué de poissons pélagiques avec une profondeur du corps (*Bd*) relativement faible par rapport à la longueur standard (*Bl*) et la présence de barbillons. Le second groupe est celui des poissons plats benthiques caractérisés par des bouches ventrales et les yeux positionnés sur la tête.

Le second axe (PC2) regroupe les espèces selon l'étranglement du pédoncule caudal, la présence/absence de barbillons, la position et l'aspect des nageoires pectorales, du ratio de surface des nageoires pectorales et caudale. Nous avons appelé cet axe « **axe de la silhouette et de la natation** ». On y trouve des espèces avec une forme aplatie horizontalement comme *Selène dorsalis* (*Se_dor*), *Pteriscion peli* (*Pt_pel*), *Caranx senegalus* (*Ca_sen*) et *Drepane africana* (*Dr_afr*) d'une part et, des espèces fusiforme (compressé) avec présence de barbillons comme *Pentanemus quinquarius* (*Pe_qui*), *Polydactylus quadrafilyls* (*Po_qua*) et *Arius laticutatus* (*Ar_lat*).

Le troisième axe est celui de « **détection et capture des aliments** ». Cet axe discrimine les espèces en fonction de la présence absence des barbillons, de la position des yeux et de la bouche dans l'axe transversale de la tête et du diamètre des yeux par rapport à la tête. Cet axe discrimine toutes les espèces possédant des barbillons et des organes de défenses. Les espèces de poissons sont aussi regroupées selon l'ouverture de leur bouche. On y distingue des espèces à large ouverture de bouche (*Baliste capriscus*, *Arius laticutatus*, *Galeoides dacadactylus*,




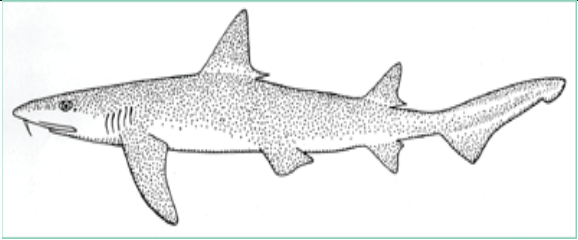
Leptocarhias smithii) d'une part et des espèces de petites bouches terminales (*Syacium microurum*, *Pterison peli*).

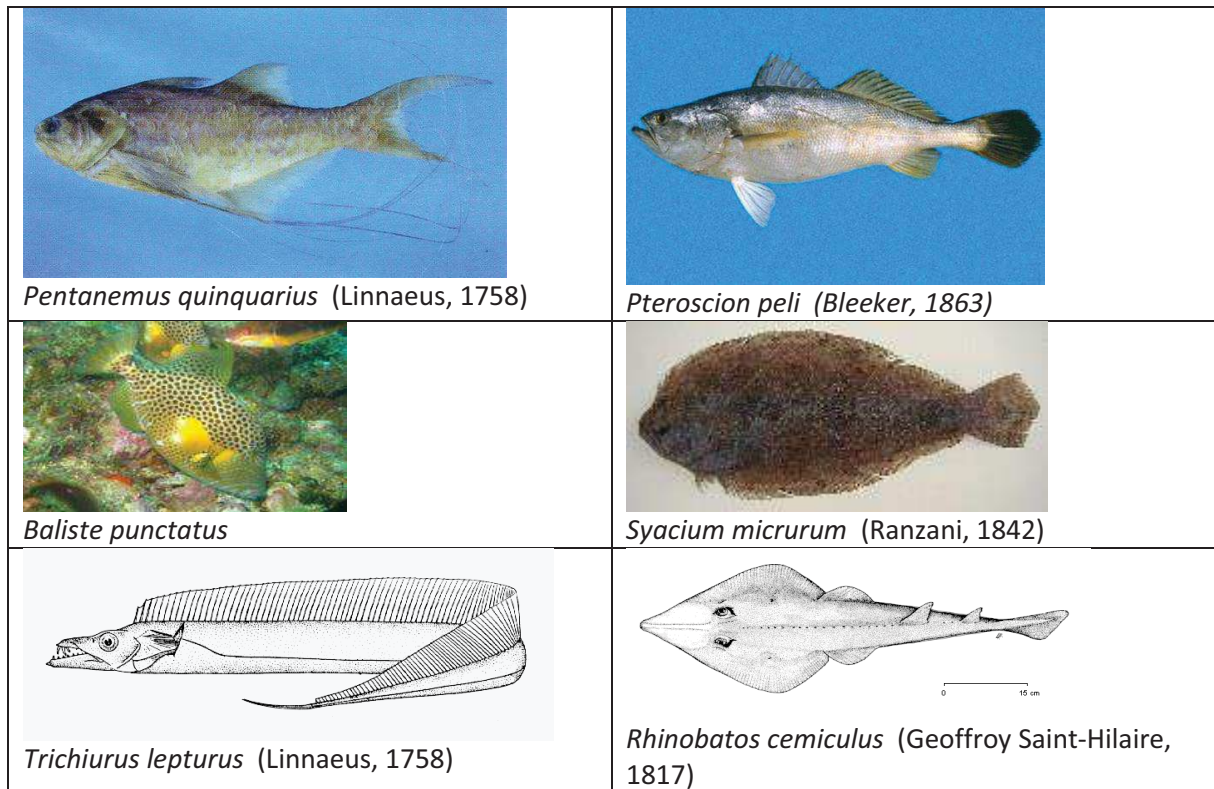
Le quatrième axe est celui du « *métabolisme* ». Les espèces sont regroupées selon la longueur relative de leur tube digestif par rapport à la longueur standard du poisson. Les espèces sont regroupées selon la longueur du tube digestif (*Stephalopis hispidis*, *Syacium micrura*, *Drepane africana*, *Baliste punctatus*, *Baliste capriscus*) et des masses élevées (*Rhinoptera marginata*, *Rhinobatos cemiculus*, et *Leptocarhias smithii*).

4.3.1 Identification et évolution temporelle de l'abondance des espèces aux traits fonctionnels extrêmes

L'observation visuelle des positions des espèces dans l'espace multifonctionnelle formé par les 4 premiers axes de la PCoA permet d'identifier les espèces aux traits fonctionnels extrêmes. Il s'agit des espèces occupant des positions extrêmes le long des axes formant l'espace fonctionnelle. Sur cette base, 10 espèces sur 50 sont considérées comme espèces aux traits fonctionnels extrêmes (tableau 20)

Tableau 20 : Liste des poissons aux traits fonctionnels extrêmes

	
<p><i>Selene dorsalis</i> (Gill, 1863)</p>	<p><i>Drepane africana</i></p>
	
<p><i>Polydactylus quadrifilis</i> (Cuvier, 1829)</p>	<p><i>Leptocarhias smithii</i> (Müller & Henle, 1839)</p>



La figure ci-dessous présente l'évolution annuelle de la densité de ces 10 espèces aux traits fonctionnels extrêmes.

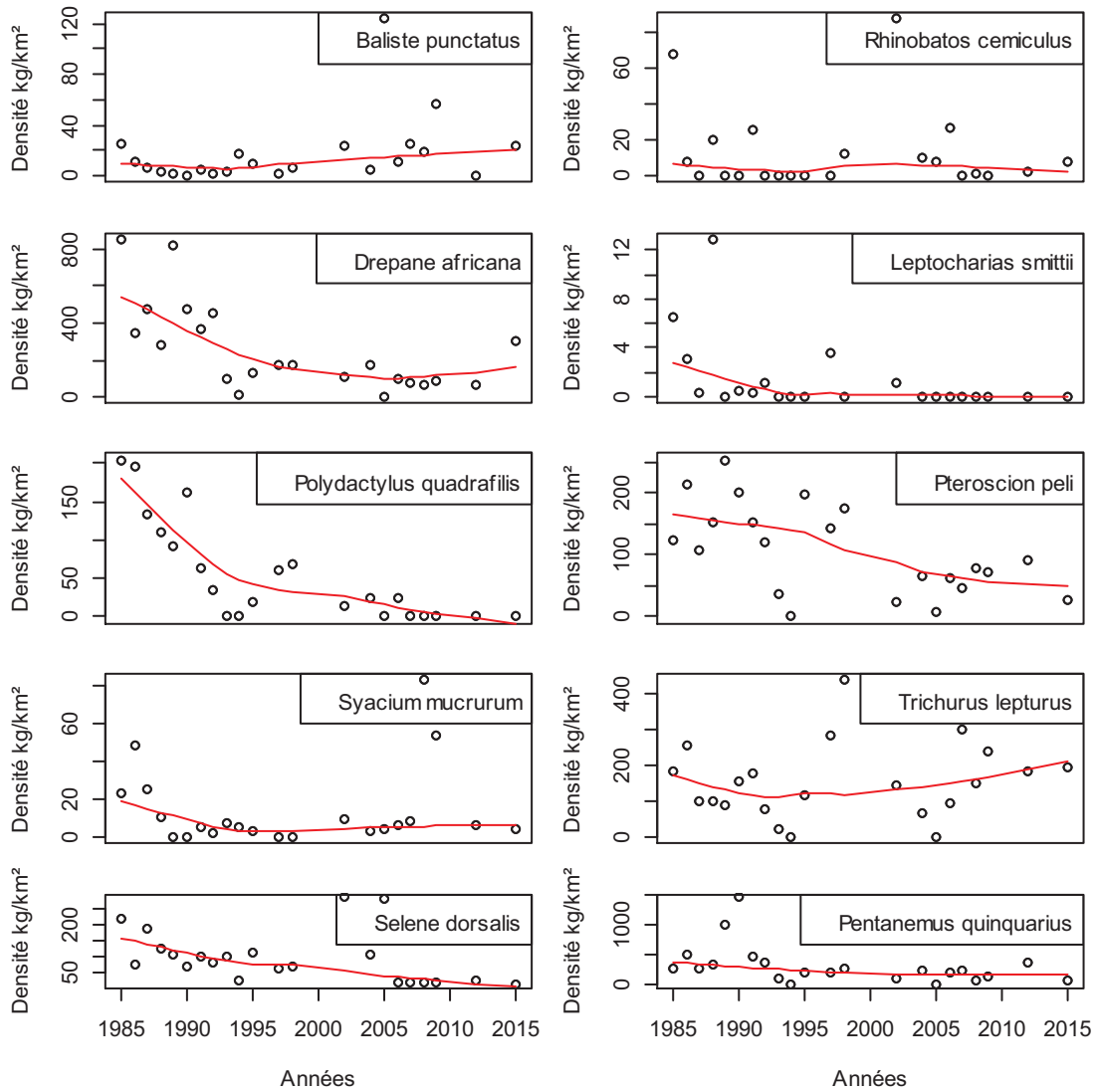


Figure 34 : Variabilité de la densité moyenne des poissons aux traits extrêmes

Un focus sur la proportion de l'indice de biomasse de ces 10 dans les captures totales est fait dans la figure 34. Il ressort de l'analyse de cette figure, une relative stabilité de la proportion des espèces aux traits extrêmes. La pêche cible donc dans les mêmes proportions les espèces génératrices que les espèces spécialisées.

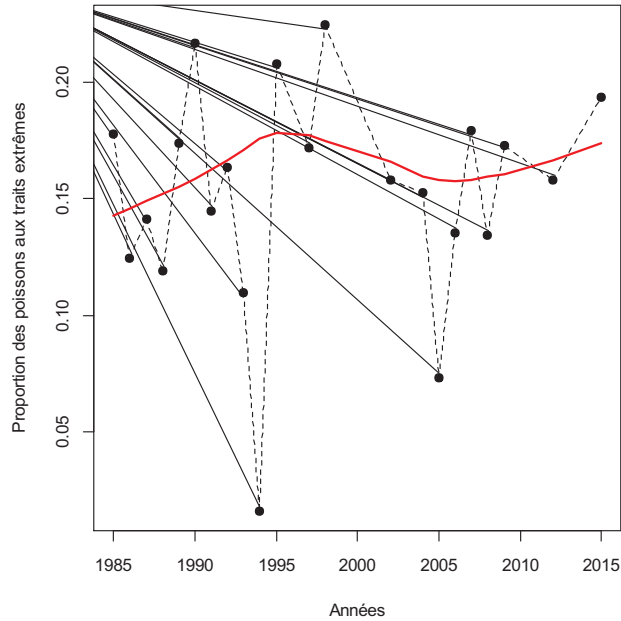


Figure 35 : Proportion des poissons aux traits fonctionnels extrêmes dans l'espace multifonctionnel

4.3.2 Variabilité des moyennes annuelles des indices de indices de diversité fonctionnelle

La figure 36 compare l'évolution annuelle des indices de diversité et de la richesse spécifique. L'indice de richesse spécifique (Figure 36a) et de la richesse fonctionnelle (Figure 36b) montre une évolution tendancielle à la décroissance. Cette décroissance est plus forte pour l'indice de diversité fonctionnelle (figure 36a et 36b).

Le nombre d'espèces est ainsi passé de 49 espèces en 1985 à 43 espèces en 2015 avec des valeurs basses pour les années intermédiaires. Parallèlement, l'indice de diversité fonctionnel est passé de 1.0 en 1985 à 0.75 en 2015 avec une valeur minimale enregistrée de 0.52 en 1994 (figure 36b).

Pour chacun de ces indices, les changements observés ont été testés par un modèle nul, l'hypothèse H_0 étant l'absence de différence entre les années. Les résultats d'une analyse de variance portant sur l'année, en tant que facteur explicatif, montrent qu'aucun des années des significativement différentes des autres en terme de richesse spécifique ($p\text{-value} < 0.05$, $R^2 = 0.19$, $p\text{-value} = 0.04$). Aussi, l'hypothèse nulle est rejetée pour la richesse fonctionnelle pour

laquelle la probabilité critique (0.0048) est inférieure à 1% et on conclut à la forte significativité du facteur année au niveau 1%. Il existe donc un effet très significatif pour l'ensemble des années sur l'indice de diversité fonctionnelle mais son pouvoir explicatif reste néanmoins très faible ($p < 0.01$, $R^2 = 0.33$, $p\text{-value} = 0.0048$).

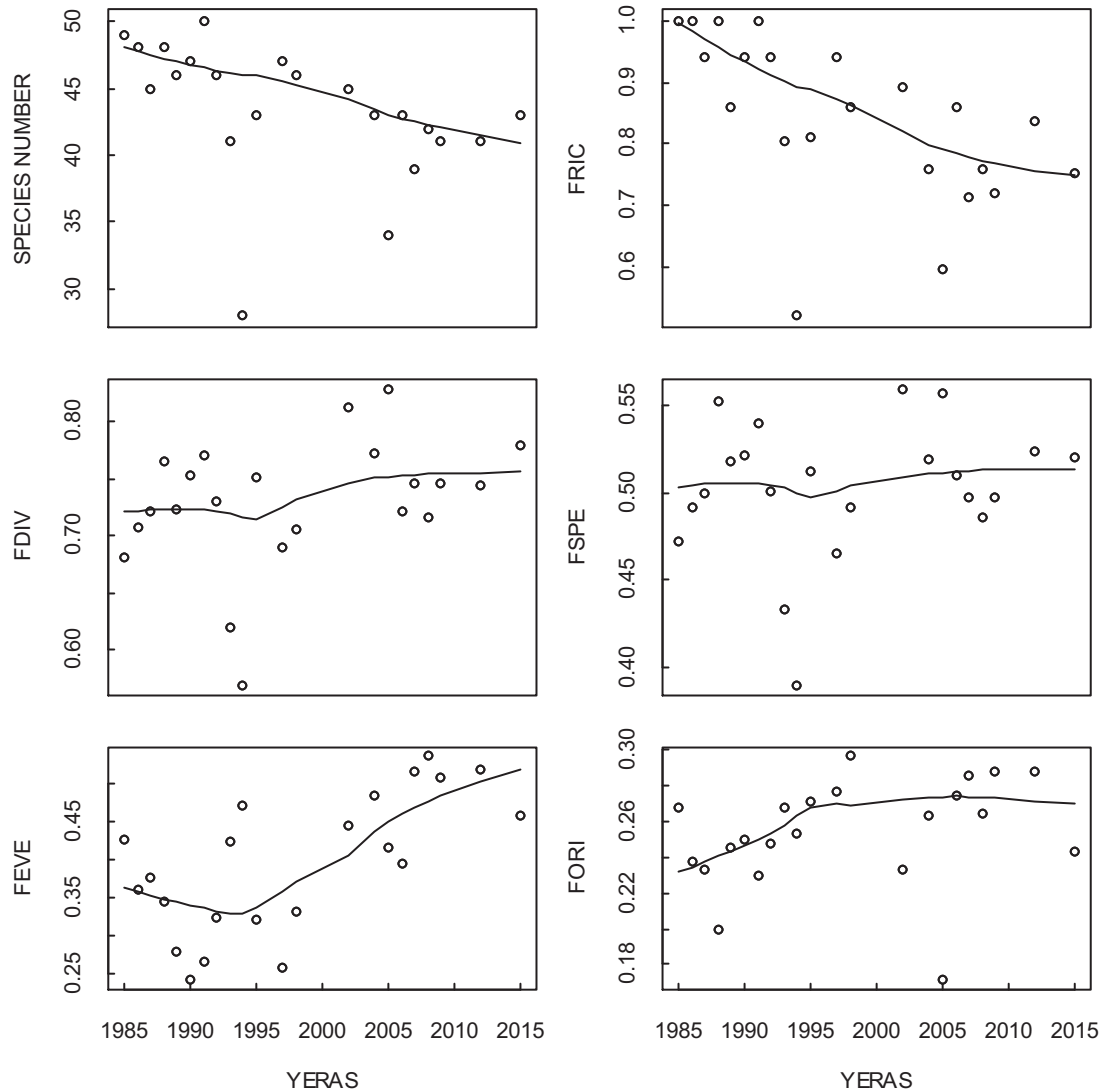


Figure 36 : Variation annuelle des indices de diversité dans la zone côtière guinéenne (00_20m de profondeur) : (a) richesse spécifique, (b) de richesse fonctionnelle, (c) divergence fonctionnelle, (d) spécialisation spécifique, (e) de régularité fonctionnelle et (f) originalité fonctionnelle. Les courbes pleines représentent la courbe de tendance pour chaque indicateur.

Les indices de divergence fonctionnelle et de spécialisation fonctionnelle ont enregistré une évolution en dents de scies durant la période 1985-2015. Les valeurs de l'indice de divergence oscillent entre 0.6808 en 1985 et 0.779286 en 2015 avec un minimum de 0.569799 en 1994.

L'évolution de sa courbe de tendance montre une légère baisse de 1985 à 1995 avant de remonter et se stabiliser sur la période 1997-2015 (figure 36c).

L'indice de spécialisation a varié de 0.4726 en 1985 à 0.5202 en 2015 avec aussi une valeur minimale de 0.3901 en 1994. Sa courbe de tendance montre aussi une légère baisse de 1985 à 1995 avant de remonter et se stabiliser sur la période 1997-2015 (figure 36e).

Pour ces deux indices de diversité fonctionnelle, le test d'analyse de variance sur l'année comme facteur explicatif ne montre aucune différence significative. Les probabilités critiques (0.1123 et 0.4025 respectivement) sont supérieures à 5%.

Contrairement aux indices précédents, la régularité fonctionnelle (*FEve*) et l'originalité fonctionnelle (*FOri*) ont enregistré une évolution tendancielle à la hausse (figure 36e et 36f). *FOri* est ainsi passé de 0.2676 à 0.2433 contre une variation de 0.4276 à 0.4576 pour *FEve* sur la période 1985 - 2015. Pour chacun de ces indices, les changements observés ont été testés par un modèle nul, l'hypothèse H_0 étant l'absence de différence entre les années.

Les résultats des analyses de variances indiquent une probabilité critique (0.2076) supérieure à 5% pour l'originalité fonctionnelle donc on ne rejette pas H_0 et on conclut à l'absence de significativité du facteur année au niveau 5%.

Quant à la régularité fonctionnelle, l'analyse des variances montre une probabilité critique (p-value= 0.0008562) inférieure à 1%. Il existe donc une différence très significative entre les années par rapport à la régularité fonctionnelle ($p < 0.001$, $R^2 = 0.39$).

5. Discussions du chapitre

5.1 Evolution contrastée des indicateurs malgré la perturbation

Mouillot et al. (2013) ont émis l'idée de la baisse de indices de diversité fonctionnelle sous l'effet des perturbations notamment la pêche. Cependant, malgré la mise en évidence de l'effet

de la pêche sur la diversité taxonomique en Guinée, nos résultats sur la diversité fonctionnelle sont contrastés.

La richesse fonctionnelle (*FRic*) a enregistré une évolution tendancielle à la baisse. La divergence fonctionnelle (*FDiv*) et la spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) connaissent une relative stabilité durant la période d'étude. Par contre, *FEve* et *FOri* évoluent à la hausse au cours de la période d'étude.

5.2 Redondance de certains indicateurs de diversité fonctionnelle

La complémentarité entre indices a été étudiée en procédant à une analyse des corrélations entre les indices de diversité de diversité fonctionnelle présentés ci-dessus. Les corrélations entre indices ont été envisagées dans un premier temps de façon globale à l'aide du cercle de corrélation d'une Analyse en Composantes Principales (ACP), puis de façon plus détaillée par l'intermédiaire de l'amplitude des valeurs des coefficients de corrélation entre chaque paire d'indices.

Pour le suivi des impacts de la pêche sur la diversité fonctionnelle des poissons démersaux de l'écosystème du plateau continental guinéen, seuls les indices s'avérant complémentaires (faiblement corrélés entre eux) seront retenus et représentés graphiquement par année.

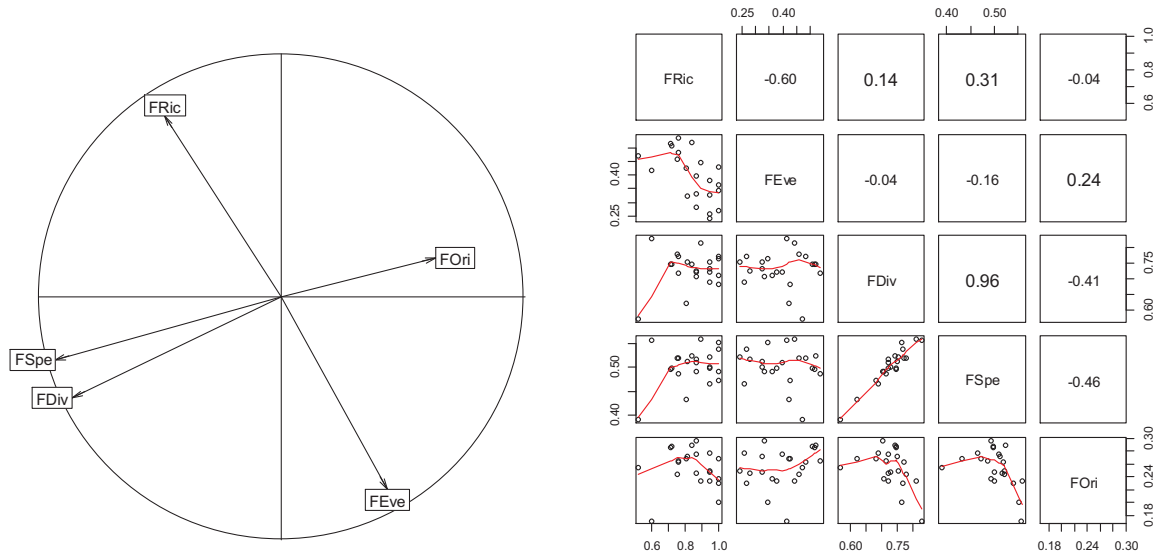


Figure 37 : Le cercle de corrélation de l'ACP basé sur la matrice de corrélation de Spearman calculé entre 5 indices de biodiversité fonctionnelle

L'analyse du cercle de corrélation de l'ACP et de la matrice des coefficients de corrélation (figure 37) montre que la richesse fonctionnelle (*FRic*) est fortement et négativement corrélée à la régularité fonctionnelle (*FEve*). Ces indices contribuent à la formation de l'axe 2.

Ce groupe d'indices est complémentaire avec le groupe des indices formé par la divergence fonctionnelle (*FDiv*) et la spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) qui sont fortement corrélés entre eux et opposés à l'originalité fonctionnelle (*FOri*). Ces derniers contribuent surtout à la formation du premier axe (figure 37).

Le coefficient de corrélation de Spearman entre « *FRic* » et « *FEve* » est de -0,6. Entre les indices du second groupe pris deux à deux (*FSpe* et *FDiv*) ce coefficient est égal à 0,96. Quant à l'indice « *FOri* », il est fortement corrélé négativement à ces deux derniers indices.

En conséquence, pour la suite de l'analyse, seuls deux indices complémentaires entre eux seront retenus pour le suivi des impacts de la pêche sur la diversité fonctionnelle des poissons démersaux de l'écosystème du plateau continental guinéen : (i) la Richesse fonctionnelle (*FRic*) et (ii) la Spécialisation fonctionnelle (*FSpe*).

CONCLUSIONS GENERALES

Cette étude sur les assemblages de poissons démersaux du plateau continental guinéen a permis, à travers une large synthèse bibliographique, de décrire les effets de la pêche sur les écosystèmes côtiers (Chapitre 1), de ressortir l'originalité du plateau continental guinéen par rapport au reste de l'Afrique de l'Ouest (chapitre 2). Ensuite, nous mettons en évidence la forte pression exercée sur les ressources de poissons démersaux par les pêcheries artisanale et industrielle (chapitre 3) à travers les statistiques de pêche et l'analyse des données de campagne, nous mettons en exergue l'impact de cette pression de pêche sur la structuration générale des assemblages de poissons sur le plateau continental (chapitre 5), sur la diversité taxonomique (chapitre 6) et sur la diversité fonctionnelle (chapitre 7).

Nous avons démontré que la consommation de poisson est en permanente augmentation dans le monde et l'Homme, à travers la pêche, est en train de bouleverser complètement la biodiversité marine. L'écosystème côtier de la Guinée est un écosystème très productif et riche en diversité biologique à cause des conditions naturelles (apport terrigènes importants, upwelling dans sa partie nord, large plateau continental) qui s'y trouvent. Cependant, nous avons établi qu'avec une politique gouvernementale orientée vers la maximisation des bénéfices générés par les activités de pêche (LPDPA, 2009), le secteur de la pêche maritime guinéenne s'est intensément développé ces dernières décennies. La priorité à l'expansion de la pêche comme clé de développement (Kaczynski & Fluharty 2002) et les importants moyens financiers et humains mis en œuvre depuis les années 80 ont permis le développement rapide d'importantes pêcheries. En plus de la pêche locale et dans le cadre des accords de pêche, des flottilles étrangères sont signalées dans les eaux guinéennes depuis plusieurs décennies (Anon, 2006) et la Guinée est aussi connue pour être le pays le plus fortement touché par la pêche illégale en Afrique de l'Ouest, ce qui en fait l'un des pires cas de pêche illégale dans le monde (Godoy 2010).

Cette croissance rapide et continue de l'exploitation des ressources halieutiques, notamment les démersales, sur les trois dernières décennies semble d'avoir induit des modifications de la structure multi-spécifique et fonctionnelle des peuplements de poissons de la zone. Cette modification est due à une perte de diversité taxonomique et fonctionnelle.

En effet, sur le plan taxonomique, notre étude suggère que la pression de pêche exercée sur le plateau Guinéen depuis au moins trois décennies aurait induit une certaine modification au cours du temps des assemblages de poissons démersaux de cette zone.

Ces résultats complètent les analyses multispécifiques effectuées par Jouffre et Domain (1999) puis par Lobry et al. (2003), Domalain et al. (2004), Laurans et al. (2004) et Jouffre et al. (2004 b, c). Ils actualisent et relativisent les conclusions de ces auteurs sur la résilience de cet écosystème, qui apparaît ici moins forte que lors des études précédentes réalisées sur des séries de données plus courtes. Enfin ils lèvent la contradiction apparente que ces études multispécifiques antérieures pouvaient suggérer vis à vis de la plupart des études mono-spécifiques (Sidibé et al. 2002, Sidibé 2003) réalisées à la même époque et jusqu'à présent, études concluant globalement à un impact très marqué de la pêche sur ces ressources, espèces et populations d'intérêt commercial, ciblées par l'exploitation.

Sur le plan fonctionnel, les résultats ne semblent pas si évident que ceux obtenus à travers les indicateurs taxonomiques. L'étude a enregistré une baisse significative de la richesse fonctionnelle, qui tient compte seulement de la présence/absence des espèces sans prendre en compte leur abondance. Cette baisse de la richesse fonctionnelle confirme ainsi l'hypothèse de Mouillot et al. (2013) qui estiment que les indices de diversité fonctionnelle diminuent avec les perturbations. L'écosystème côtier du plateau continental serait donc perturbé en lien avec la pression de pêche.

Par contre, pour les indicateurs prenant la compte la présence/absence des espèces ainsi que leur abondance pondérale. Ils enregistrent des évolutions contradictoires. La spécialisation fonctionnelle (*FSpe*) enregistre dans la même période, une relative stabilité malgré la pression de pêche. Cette évolution contrastée des indices de diversité fonctionnelle devra être analysée par des études plus poussées.

Au-delà des effets de la pêche sur le plateau continental doit faire face à d'autres changements hydro-climatiques et anthropiques (changement climatique, la sur-occupation du littoral, la pollution industrielle, etc.). Ces facteurs peuvent affecter défavorablement l'équilibre écologique (modèle de migration, phases de croissance et les stratégies de reproduction) de ce système dynamique.

Voilà pourquoi, et dans le cadre d'une gestion durable des ressources halieutiques, la gouvernance de la pêche en mer devrait être améliorée par une approche horizontale, une meilleure structuration des connaissances et interactions biologiques et une réflexion globale sur les zones côtières à toutes les échelles, du local à l'international (Trouillet *et al.*, 2011).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adams, P.B. (1980). Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries
- Anticamara, J. a., Watson, R., Gelchu, a., & Pauly, D. (2011). Global fishing effort (1950–2010): Trends, gaps, and implications. *Fisheries Research*, 107(1-3), 131–136.
<http://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.10.016>.
- Baran E. (1995). *Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée -relation avec le milieu abiotique*. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France. 242 pp.
- Bellwood, D. R., Hughes, T. P., & Hoey, A. S. (2006). Sleeping functional group drives coral-reef recovery. *Current Biology : CB*, 16(24), 2434–9.
<http://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.030>
- Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J., & Hoey, a S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 273(1582), 101–7. <http://doi.org/10.1098/rspb.2005.3276>
- Béné, C., Carvahlo, G., Cury, P., David, B., Desbruyères, D., Doyen, L., ... Weber, J. (2010). Biodiversité en environnement marin Quelles priorités pour une stratégie Ifremer de recherche en biodiversité marine ? *Ifremer*.
- Benzecri J.P. (1973). *L'analyse des données*. Tome 2 : l'analyse des correspondances, Dunod : Paris. Page 90.
- Berger W.H. & Parker F.L. (1970). Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* 168, 1345 - 1347.
- Berrit G.R. (1961). Contribution à la connaissance des variations saisonnières dans le Golfe de Guinée. Observations de surface le long des lignes de navigation. Première partie : généralités. *Cahiers ORSTOM, sér. Océanogr.*, 13 (10) : 715-727.
- Berrit G.R. (1962). Contribution à la connaissance des variations saisonnières dans le Golfe de Guinée. Observations de surface le long des lignes de navigation. Deuxième partie : Etude régionale 1. *Cahiers ORSTOM, sér. Océanogr.*, 14 (9): 633-643.
- Berrit G.R., Rebert J.P. (1977). Océanographie physique et production primaire. In : *Le milieu marin de la Guinée Bissau et ses ressources vivantes ; le point des connaissances*. Berrit G.R. (Ed.), ORSTOM Editions, Paris : 2-60.
- Beverton R.J.H., Holt S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Ser. II*, 19. 533 pp.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Sainsbury, K., ... Zwanenburg, K. (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 558–571.
<http://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>

- Binet D. (1983). Phytoplancton et production primaire des régions côtières à upwelling saisonnier dans le Golfe de Guinée. *Océanogr. trop.*, **18** (2) : 331-355.
- Blamey, L. K., Plagányi, É. E., & Branch, G. M. (2014). Was overfishing of predatory fish responsible for a lobster-induced regime shift in the Benguela? *Ecological Modelling*, *273*, 140–150. <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.11.004>
- Blanchard, F. (2001). Effets de l'exploitation par la pêche sur la dynamique de diversité des peuplements de poissons demersaux. *Direction Des Ressources Vivantes*, *04(DRV/RH/RST/2001-04)*, 153 pages.
- Blondel J. (1985). Biogéographie évolutive. *Paris, Masson, 121 p.*
- Bouju S. (1993) Les boîtes de Guinée: Presque deux siècles de pêche à la dorade. Centre National des Sciences halieutiques de Boussouira (CNSHB), Conakry, Guinée. 14 p.
- Bouju S. (1991). Pêcheurs migrants sur les côtes de Guinée du XVII^{ème} siècle à nos jours. *Doc. Scient. Cent. Nat. Sci. Halieut. Boussouira*, Conakry, Guinée, **16**. 73 p.
- Bouju S. (1994). Pêcheurs autochtones et pêcheurs migrants ; approche diachronique de l'activité de pêche sur les côtes méridionales des Rivières du Sud. In : *Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud (du Sénégal à la Sierra Léone)*. Cormier-Salem M.C. (Ed.), ORSTOM Editions, Paris : 101-106.
- Bouju S., Chavance P. (2000). La pêche artisanale : histoire, structure, fonctionnement et dynamique. 2. Embarcations et engins de la pêche artisanale. In : *La pêche côtière en Guinée – Ressources et Exploitation*. Domain F., Chavance P., Diallo A. (Eds), Editions IRD/CNSHB, Paris : 233-255.
- Boulanger, P. (2004). Les indicateurs de développement durable : un défi scientifique, un enjeu démocratique. *Institut Pour Le Développement Durable*.
- Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J., & Laffaille, P. (2013). Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology*, *19*(2), 387–400. <http://doi.org/10.1111/gcb.12056>
- Cabane F. (2005). Lexique d'écologie, d'environnement et d'aménagement du littoral. Documentation sur l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral, IFREMER.
- Cadenat J. (1948). Physionomie générale de la pêche maritime en A.O.F, Centre National d'Information Economique. *Paris, Conférence de la pêche maritime de Dakar, 1 G-22 janvier 1948, pp. 25-Go.*
- Caddy, J. F., Refk, R., & Do-Chi, T. (1995). Productivity estimates for the Mediterranean: evidence of accelerating ecological change. *Ocean & Coastal Management*, *26*(1), 1–18. [http://doi.org/10.1016/0964-5691\(95\)00015-T](http://doi.org/10.1016/0964-5691(95)00015-T)
- Camara, M. L., Mérigot, B., Leprieur, F., Tomasini, J. A., Diallo, I., Diallo, M., & Jouffre, D. (2016). Structure and dynamics of demersal fish assemblages over three decades (1985 – 2012) of increasing fishing pressure in Guinea. *African Journal Of Marine Science*, *2338*(July), 1–18. <http://doi.org/10.2989/1814232X.2016.1179219>

- Camara S., I. L. Bamy, M. Cissé, K. Bangoura, M. L. Keita, B. Kaba, A. M. Baldé (1999) - analyse de la diversité des écosystèmes marins et côtiers- identification des priorités pour la conservation, PNUD/DNE, Conakry, mai 1999.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <http://doi.org/10.1038/nature11148>
- CCE-SECA. (1990). Etude et élaboration du schéma directeur d'aménagement de la mangrove guinéenne (SDAM). Rapport au Ministère de l'Agriculture et des ressources animales de la République de Guinée. 92 pp + annexes.
- Charles-Dominique C., Ndiaye V. (2003). Bilan des recherches sur la pêche des crevettes en Casamance. IDEE Casamance © Ziguinchor (Sénégal), Réunions de restitution des colloques sur les Zones Humides en Casamance. Contribution IRD et CRODT, Dakar, DRAFT, 19 p.
- Chauveau J.P. (1991). Les variations spatiales et temporelles de l'environnement socioéconomique de l'évolution de la pêche maritime artisanale sur les côtes ouest-africaines Essai d'analyse en longue période: XVe-XXé siècle. In :Cury P., Roy C. (eds) Pêcheries ouest-africaines - Variabilité, instabilité et changement. ORSTOM, pp. 14-25.
- Chavance P., Bangoura C., Damiano A., Diallo A. (1994). La pêche artisanale maritime guinéenne en 1992. 1. Description, types d'engins et types de pêche. *Doc. Scient. Cent. Nat. Sci. Halieut. Boussoura*, 25. 70 pp + annexes.
- Christensen, V., Amorim, P. A., Diallo, I., Diouf, T., Guénette, S., Heymans, J. J., ... Pauly, D. (2002). Tendances de la biomasse des poissons du Nord-Ouest Africain, 1960-2000. *Actes*, 24–28.
- CNSHB (Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura). (2015). Plan Stratégique de la recherche Halieutique 2016-2020. *Doc. Interne. CNSHB*.
- Coll, C., Morais, L. T. D., Lae, R., Lebourges-Dhaussy, A., Simier, M., Guillard, J., ... Kantoussan, J. (2007). Use and limits of three methods for assessing fish size spectra and fish abundance in two tropical man-made lakes. *Fisheries Research*, 83(2-3), 306–318. <http://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.10.005>
- Coll, M., Shannon, L. J., Kleisner, K. M., Juan-Jordá, M. J., Bundy, A., Akoglu, A. G., ... Shin, Y.-J. (2016). Ecological indicators to capture the effects of fishing on biodiversity and conservation status of marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 947–962. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.048>
- Cornwell, W. K., Schwilk, D. W., & Ackerly, D. D. (2004). A TRAIT-BASED TEST FOR HABITAT FILTERING : CONVEX HULL VOLUME. *Ecology*, 87(6), 1465–1471.
- Cury, P., & Christensen, V. (2005). Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 307–310. <http://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.02.003>

- Cury P. et Miserey Y. (2008). Une mer sans poissons. Editions Calmann-Lévy, Paris, 283 p.
- Damiano A. (2000). La pêche artisanale avancée In : In : *La pêche côtière en Guinée – Ressources et Exploitation*. Domain F., Chavance P., Diallo A. (Eds), Editions IRD/CNSHB, Paris : 233-255.
- De Bello, F., Lavergne, S., Meynard, C. N., Lepš, J., & Thuiller, W. (2010). The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. *Journal of Vegetation Science*, 21(5), 992–1000. <http://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01195.x>
- De Young, C., Charles, A., & Hjort, A. (2010). *Dimensions humaines de l'approche écosystémique des pêches* (FAO, Docum).
- Dejen, E., Vijverberg, J., de Graaf, M., & Sibbing, F. a. (2006). Predicting and testing resource partitioning in a tropical fish assemblage of zooplanktivorous “barbs”: an ecomorphological approach\ndoi:10.1111/j.1095-8649.2006.01197.x. *Journal of Fish Biology*, 69(5), 1356–1378. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01197.x>
- Delphine, N. (2010). Des poissons sous influence ? Une analyse à large échelle des relations entre les gradients abiotiques et l'ichtyofaune des estuaires tidaux Européens. *Thèse de Doctorat Université Bordeaux I*, 252. <http://doi.org/4045>
- Diallo H. (1991). Caractéristiques géomorphologiques du plateau continental guinéen. Doc mutigr., M.F.I.S. Boké, Guinée.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4(8), e277. <http://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Díaz, S., Lavorel, S., Bello, F. de, Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(52), 20684–20689.
- Diop, M., & Dossa, J. (2011). Trente années d'exploitation des Requins en Afrique de l'Ouest, 94.
- Dolifus O. (1952) Conakry en 1951 -52, étude humaine et économique. Recherches africaines/Etudes guinéennes, 10 -11, pp. 3.111
- Domain F. (1989). Rapport des campagnes de chalutage du N/O André Nizery dans les eaux de la Guinée de 1985 à 1988. *Doc. Scient. CNSHB*, Guinée. 81 pp.
- Domain F., Bah M.O. (1993). Carte sédimentologique du plateau continental guinéen. ORSTOM Editions, Notice explicative : 108, 15 pp., 2 cartes.
- Domain F., Bah M.O. (2000). Description des fonds du plateau continental. In : *La pêche côtière en Guinée – Ressources et Exploitation*. Domain F., Chavance P., Diallo A. (Eds), Editions IRD/CNSHB, Paris : 37-49.

- Domain, F., Chavance, P., & Diallo, A. (2000). La pêche côtière en Guinée : ressources et exploitation. *IRD Eds.*
- Domalain, G., Jouffre, D., Thiaw, D., Traoré, S., & Wang, C. L. (2004). Évolution de la diversité spécifique & des dominances dans les campagnes de chalutage démersal du Sénégal et de la Guinée. *Actes Du Symposium International , Dakar (Sénégal)*, 24–28.
- Doumbouya, A., Solié, K., Sidibé, A., Camara, Y. H., Cissoko, K., Camara, S., ... Cissé, I. (2007). Impacts des politiques liées au commerce dans la gestion des ressources halieutiques en Afrique de l' Ouest . Etude de cas : Guinée, 1–83.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., & Reynolds, J. D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4, 25–64.
- Dumay, O., Tari, P. S., Tomasini, J. a., & Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4), 970–983. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x>
- Ecoutin J.M., Bouju S., Guilavogui A. (2000). La pêche artisanale : histoire, structure, fonctionnement et dynamique. 3. Les modes d'exploitation spatiale du littoral de Guinée par la pêche artisanale : zones et sorties de pêche. In : *La pêche côtière en Guinée – Ressources et Exploitation*. Domain F., Chavance P., Diallo A. (Eds), Editions IRD/CNSHB, Paris : 257-276.
- Emilianov V.A., Kiriakov P.A., Mitropolski V.Y., Demediouk Y.N., Sakho N.L.M. (1988). Shelf de la République de Guinée : lithologie, géochimie, sédimentogénèse. *Bull. Centre Rech. Sci. Conakry-Rogbané*, Guinée, 5 : 26-35.
- Emilianov V.A., Sakho N.L.M. (1985). Schéma de distribution des principaux types de faciès de dépôts contemporains de la partie sud-ouest du shelf de Guinée. *Bull. Centre Rech. Sci. Conakry-Rogbané*, Guinée, 4.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., ... Oksanen, T. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth, 301. <http://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Fao. (2014). *La Situation Mondiale Des Peches Et De L'aquaculture*.
- FAO (2001). Indicateurs pour le développement durable des pêcheries marines. In FAO directives techniques pour une pêche responsable, n°8, 85 p.
- FAO (2002) Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. FAO Rome.
- FAO (2003). Aménagement des pêches. L'approche écosystémique des pêches. FAO Directives techniques pour une pêche responsable. No. 4, Suppl. 2. Rome, FAO. 2003. 120 p.
- FAO. (1995). Code de conduite pour une pêche responsable. Rome, FAO, 46 p.
- FAO. (1999) Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries* 8, Rome: FAO.

- Fay C. (1993). Repères technologiques et repères d'identité chez les pêcheurs du Macina (Mali). In : Jeux d'identité, études comparatives à partir de la Caraïbe. Jolivet M.J., ReyHulman D., eds, Harmattan, Paris : 167 -20 2.
- Fitzpatrick, B. M., Harvey, E. S., Heyward, A. J., Twigg, E. J., & Colquhoun, J. (2012). Habitat specialization in tropical continental shelf demersal fish assemblages. *PloS One*, 7(6), e39634. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0039634>
- Flament, C., & Milland, L. (2005). UN EFFET GUTTMAN EN ACP. *Mathematics and Social Sciences*, 171, 25–49.
- Foley, C. M. R. (2012). Management implications of fishing up, down, or through the marine food web. *Marine Policy*, 37(2013), 176–182. <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.04.016>
- Fontana A. (Ed.). (1995). Rapport de fin d'étude. Projet Protection et Surveillance des Pêches de la ZEE guinéenne "Volet scientifique". *Doc. ORSTOM/CNSHB*. 137 pp.
- Fox W.W.Jr. (1975). Fitting the generalized stock-production model by least square and equilibrium model. *Fish. Bull.*, 73 : 23-27.
- Fraser, H. M., Greenstreet, S. P. R., Fryer, R. J., & Piet, G. J. (2007). Mapping spatial variation in demersal fish species diversity and composition in the North Sea : accounting for species- and size-related catchability in survey trawls. *Oxford Journals*, 1.
- Frontier S & Pichod-Viale D. (1991). Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. *Masson, Paris*.
- Gac J.Y., Appay J.L., Caran M. Orange D. (1990). Le haut bassin versant du fleuve Sénégal. Projet CEE OEQUESEN) TS 20198 r EDB. ORSTOM, Dakar, *rapp. multigr.*, 108 p.
- Gaertner, J., Chessel, D., & Bertrand, J. (1998). Stability of spatial structures of demersal assemblages: a multitable approach. *Aquatic Living Resources*, 11(2), 75–85. [http://doi.org/10.1016/S0990-7440\(98\)80063-6](http://doi.org/10.1016/S0990-7440(98)80063-6)
- Garcia, S. (n.d.). L'approche écosystémique des pêches : Quelques aspects de la recherche par.
- Garcia, S. M. (2002). Une revue de l'approche écosystémique des pêches. *Actes Du Symposium International , Dakar (Sénégal)*, (October 2002), 24–28.
- Gascuel, D., Guénette, S., Diallo, I., & Sidibé, A. (2009). Impact de la pêche sur l'écosystème marin de Guinée - Modélisation EwE 1985/2005. *Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada, volume 17* (ISSN1198-6727), 70.
- Gascuel, D., & Menard, F. (1997). Assessment of a multispecies fishery in Senegal, using production models and diversity indices. *Aquatic Living Resources*, 10(5), 281–288. <http://doi.org/10.1051/alr:1997031>

- Grall, J., & Coic, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. *Institut Universitaire Européen de La Mer - Université de Bretagne Occidentale*.
- Greenstreet, S., & Rogers, S. (2006). Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science*, 63(4), 573–593. <http://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.12.009>
- Grosslein, M.D. et A. Laurec. (1982). Etudes par chalutage démersal : planification, conduite des opérations et analyse des résultats. Rome, FAO, 27p., COPACE/ PACE Séries/81/22 (Fr).
- Gruel A. (1913). L'industrie des pêches sur la côte occidentale d'Afrique (du cap Blanc au cap de Bonne Espérance). Paris, Larose, 1.93 p.
- Guénette S. & Diallo I. (2002). Exploration d'un modèle préliminaire de l'écosystème marin de Guinée. *Actes du Symposium International sur les pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest: un demi-siècle de changement, Dakar, Sénégal, 24-28 Juin 2002*. pp.329-346.
- Guilcher A. (1954). Rapport sur les causes de l'envasement du Rio Kapatchez Guinée française. Direction générale des T.P. du gouvernement général de l'A.O.F. 50 pp.
- Hall, S.J. (1999). The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science Ltd, Oxford (UK), 275 p.
- Heip C. (1974). A new index measuring evenness. *Journal of the Marine Biological Association* 54, pp 555 et 557.
- Hervé M. (2011). Aide – mémoire de statistique appliquée à la biologie. Construire son étude et analyser les résultats à l'aide du logiciel R. pp 24.
- Hiddink, J. G., MacKenzie, B. R., Rijnsdorp, a., Dulvy, N. K., Nielsen, E. E., Bekkevold, D., ... Ojaveer, H. (2008). Importance of fish biodiversity for the management of fisheries and ecosystems. *Fisheries Research*, 90(1-3), 6–8. <http://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.11.025>
- Hutchings, J. a. (1996). Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(5), 943–962. <http://doi.org/10.1139/f96-097>
- Jennings, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6(3), 212–232. <http://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00189.x>
- Jouffre, D., Borges, M. D. F., Bundy, A., Coll, M., Diallo, I., Labrosse, P., ... Thiao, D. (2009). Estimating EAF indicators from scientific trawl surveys : theoretical and practical concerns. *ICES Journal of Marine Science*, 11.

- Jouffre, D., Domalain, G., Caveriviere, A., & Thiam, D. (2004). Analysis of demersal fish assemblages on the Senegalese continental shelf considering fishing impact over the decade 1986-1995, *188*(November), 25–27.
- Jouffre, D., Domalain, G., Traoré, S., Thiam, D., Domain, F., & Inejih, C. A. (2004). Détection de l'impact de la pêche sur les communautés démersales d'Afrique de l'Ouest par l'analyse multivariée sous contraintes. *Actes Du Symposium International , Dakar (Sénégal)*, 24–28.
- Kantoussan, J. (2007). Impacts de la pression de pêche sur l'organisation des peuplements de poissons : Application aux retenues artificielles de Sélingué et de Manantali, Mali, Afrique de l'Ouest.
- Kawalec A. (1977). *Climatologie de la Guinée*. Ministère de la Promotion Rurale de République de Guinée I.D.E.C. 96 pp.
- Kerckhove, O. (2012). Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des récifs coralliens. *Sherbrooke, Québec, Canada*, 5(1), 98–100. [http://doi.org/10.1016/S0372-1248\(62\)80016-2](http://doi.org/10.1016/S0372-1248(62)80016-2)
- Keita, M.L., Keita I.K. (1998). - Fronts et upwelling de la zone côtière dans la perspective de la rationalisation de l'exploitation des ressources halieutiques. Bull. du Centre de Rogbané, N° 12, Conakry, oct. pp 23-30
- Kleisner, K. M., Coll, M., Lynam, C. P., Bundy, A., Shannon, L., Shin, Y. J., ... Zador, S. (2015). Evaluating changes in marine communities that provide ecosystem services through comparative assessments of community indicators. *Ecosystem Services*, 16, 413–429. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.002>
- Konan K., F., Leprieur, F., Ouattara, A., Brosse, S., Grenouillet, G., Gourène, G., ... Lek, S. (2006). Spatio-temporal patterns of fish assemblages in coastal West African rivers : a self-organizing map approach, *370*(2006), 361–370.
- Laë R. (1997). Does overfishing lead a decrease in catches and yields? A example of two West African coastal lagoons. *Fisheries Management and Ecology* 4, 149-164.
- Laë, R. (1992) Les pêcheries artisanales lagunaires ouest-africaines: échantillonnage et dynamique de la ressource et de l'exploitation. ORSTOM [Etudes & Thèses], 189p.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20380219>
- Laurec A., Le Guen J.C. (1981). Dynamique des populations marines exploitées. Tome I. Concepts et modèles. *Rapp. Scient. et tech.*, Éditions CNEXO, n° 45. 118 pp.
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R. (2005). Analyzing Beta Diversity : Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 4(75(4)), 435–450. <http://doi.org/10.1890/03-8024>

- Lesnoff M., Morize E., Traore S., (1999). La pêche industrielle en Guinée : état et bilan des données disponibles. In : *La pêche côtière en Guinée – Ressources et Exploitation*. Domain F., Chavance P., Diallo A. (Eds), Editions IRD/CNSHB, Paris : 175-198.
- Lobry, J., Gascuel, D., & Domain, F. (2003). La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. *Aquatic Living Resources*, 16(2), 59–68. [http://doi.org/10.1016/S0990-7440\(03\)00010-X](http://doi.org/10.1016/S0990-7440(03)00010-X)
- Longhurst A.R. (1958). An ecological survey of the West African Marine benthos. *Colonial Office Fish. Publ.*, **11**. 69 pp.
- LPDPA (Lettre de Politique de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture). (2009). REPUBLIQUE DE GUINEE Travail-Justice-Solidarité MINISTERE DE LA PECHE ET DE L'AQUACULTURE L. *Ministère Dela Pêche et de l'Aquaculture - République de Guinée*.
- Magurran A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell. *Science, Oxford*. 260.
- Margalef R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems* 3, 36 et 71.
- Mason, N. W. H., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Wilson, J. B., & Argillier, C. (2008). Does niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *The Journal of Animal Ecology*, 77(4), 661–669. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01379.x>
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., Wilson, J. B., & Functional, J. B. (2005). Functional richness , functional evenness and functional divergence : the primary components of functional diversity, *1*(February), 112–118.
- Mason, N. W. H., Wiser, S. K., Richardson, S. J., Thorsen, M. J., Holdaway, R. J., Dray, S., ... Carswell, F. E. (2013). Functional traits reveal processes driving natural afforestation at large spatial scales. *PloS One*, 8(9), e75219. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0075219>
- Matono, P., Bernardo, J. M., Ferreira, M. T., Formigo, N., Raposo de Almeida, P., Cortes, R., & Ilhéu, M. (2012). Fish-based groups for ecological assessment in rivers: the importance of environmental drivers on taxonomic and functional traits of fish assemblages. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (405), 04. <http://doi.org/10.1051/kmae/2012010>
- McMaster R.L., Lachance T.P. (1969). Northwestern African continental shelf sediments. *Marine geol.*, **7** : 57-67.
- McMaster R.L., Lachance T.P. (1969). Northwestern African continental shelf sediments. *Marine geol.*, **7** : 57-67.
- Medina Torres, K. M., & Higgins, C. L. (2016). Taxonomic and functional organization in metacommunity structure of stream-fish assemblages among and within river basins in Texas. *Aquatic Ecology*, 50(2), 1–13. <http://doi.org/10.1007/s10452-016-9572-5>

- Mérigot, B., Bertrand, J. a., Mazouni, N., Manté, C., Durbec, J.-P., & Gaertner, J.-C. (2007). A multi-component analysis of species diversity of groundfish assemblages on the continental shelf of the Gulf of Lions (north-western Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(1-2), 123–136. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.12.017>
- Mesnildrey, L., Gacuel, D., Lesueur, M., & Le Pape, O. (2010). Analyse des effets des réserves de pêche. *Rapport Scientifique, Les Publications Du Pôle Halieutique AGROCAMPUS OUEST*, 2, 105.
- Metcalf, S. J., Pember, M. B., & Bellchambers, L. M. (2011). Identifying indicators of the effects of fishing using alternative models, uncertainty, and aggregation error. *ICES Journal of Marine Science*, 68(7), 1417–1425. <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsr050>
- Miche A Huston. (1994). Biological Diversity. The Coexistence of Species on Changing Landscapes.
- Moal G., 1961. Rapport de mission d'assistance technique en matière de pêches maritimes en Guinée. *Doc. Multigr.* 46 p.
- Molfese, C., Beare, D., & Hall-Spencer, J. M. (2014). Overfishing and the replacement of demersal finfish by shellfish: an example from the English Channel. *PloS One*, 9(7), e101506. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0101506>
- Mouchet, M., & Mason, N. W. H. (2008). Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. *Oikos*, 117(February), 794–800. <http://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16594.x>
- Mouillot, D., Culioli, J. M., Pelletier, D., & Tomasini, J. a. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141(6), 1569–1580. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.002>
- Mouillot, D., Graham, N. a J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167–77. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23141923>
- MPA (2015). Plan de pêche et d'aménagement des pêches 2015. Doc. Int. Ministère de la Pêche et de l'Aquaculture, République de Guinée.
- Ndiaye W., Thiaw M., Diouf Kh., 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. 2013. *African Journal of Marine Science* 35(4), 465-472.
- ONU (2005). Millennium Ecosystem Assessment. Rapport de mars 2005.
- ORSTOM (1997). Atlas des pêches maritimes en Guinée. ORSTOM (eds). 28pp.

-
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Jr, F. T. (1998). Fishing Down Marine Food web.
- Pease, A. a., González-Díaz, A. a., Rodiles-Hernández, R., & Winemiller, K. O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57(5), 1060–1075.
<http://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>
- Petchey, O. L., & Kevin, J. (2001). Functional diversity (FD), species richness and community composition, (2002), 402–411.
- Pezennec, O. (1999). L'environnement hydroclimatique de la Guinée. *Pêche Côtière En Guinée*.
- Piet, G. J., & Jansen, H. M. (2005). Evaluating potential indicators for an ecosystem approach to fishery management in European waters, 1449–1455.
- Piffady, J. (2010). Etude des réponses des assemblages de poissons aux variations de l'environnement par modélisation hiérarchique bayésienne : Application aux juvéniles de cyprinidés du Haut-Rhône. *Thèse de Doctorat/ AgroParis Tech*.
- Pollnac RB (1985) Sociocultural issues in West African fisheries development. International Center for Marine Resource Development, Kingston, Rhode Island. 27 p.
- Postel E. (1954). Le plateau continental guinéen et ses ressources ichtyologiques. *Bull. IFAN, Sér. A*, 17 (1) : 553-564.
- Postel E. (1955). Les faciès bionomiques des côtes de Guinée française. *Rapp. Cons. Int. Expl. Mer*, 137 : 10-13.
- Postel E., 1973. Théorie des pêches (Dynamique des populations exploitées), Fascicule 1. Univers. Rennes, France, U.E.R. Sci. Biol. 116 pp.
- Pritchett, J., & Pyron, M. (2011). FISH ASSEMBLAGES RESPOND TO HABITAT AND HYDROLOGY IN THE WABASH RIVER , INDIANA, 1509(May), 1501–1509.
<http://doi.org/10.1002/rra>
- Purvis, a, & Hector, a. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405(6783), 212–9.
<http://doi.org/10.1038/35012221>
- R Development Core Team. (2013). R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available at www.R-project.org [accessed December 2013].
- Reecht, Y. (2009). Effets directs et indirects de la pêche sur des groupes trophiques de poissons démersaux , définis par une approche écomorphologique. *Thèse/Université Bretagne Occidentale*.
-

- Reiss, H., Degraer, S., Duineveld, G. C. A., Kro, I., Aldridge, J., Craeymeersch, J. A., ... Spatial, H. L. (2009). Spatial patterns of infauna , epifauna , and demersal fish communities in the North Sea.
- Rice, J., & Rochet, M. (2005). A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 516–527. <http://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.003>
- Richard T, Camara ING, Diallo ST, Keita A and Bah S (2006) Rapport national sur l'environnement marin et côtier. PNUE, Conakry, Guinée. 63 p.
- Ricker W.E. (1954). Stock recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.*, **11**: 559-623.
- Rochet, M. (2012). Rejets de pêche / SRM MMN Préambule. *Ifremer*, 1–5.
- Rochet, M., & Rice, J. (2005). Do explicit criteria help in selecting indicators for ecosystem-based fisheries management? *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 528–539. <http://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.007>
- Rossignol M. (1973). Contribution à l'étude du complexe guinéen. *ORSTOM Editions*, Paris. 142 pp.
- Ruë O. (1990). Dynamique des mangroves et évolution du climat de Guinée - L'exemple de la plaine de Koba. Séminaire UNESCO-COMARAF sur l'écologie des mangroves, Doc. Multigr. 11 pp.
- Saenger P., Hegerl E.J. (1981). Report on the global status of mangrove ecosystem. Rapport préparé par l' IUCN Commission on Ecology, 1 vol.
- Salles C. (1989) : Typologie des engins de pêche artisanale du littoral guinéen. *Doc scient. CRHB, Conakry*, 8,61p
- Schaefer M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of population important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Int. Amer. Trop. Tuna Comm.*, **1** : 26-56.
- Samedy, V. (2013). Suivi des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien par approche acoustique : Application à l'estuaire de la Gironde. *Thèse, Université de Bordeaux I*.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois, Urbana, Illinois.
- Shelton, A. O., & Mangel, M. (2011). Fluctuations of fish populations and the magnifying effects of fishing. *PNAS*, 108(17), 7075–7080. <http://doi.org/10.1073/pnas.1100334108>
- Shin, Y., Bundy, A., Shannon, L. J., Simier, M., Coll, M., Fulton, Q. E. A., ... Vale, P. (2010). Can simple be useful and reliable ? Using ecological indicators to represent and compare the states of marine ecosystems.

- Shin, Y., Rochet, M., Jennings, S., Field, J., & Gislason, H. (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 384–396. <http://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004>
- Shin, Y., & Shannon, L. J. (2010). Using indicators for evaluating , comparing , and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems . 1 . The IndiSeas project, 686–691.
- Shin, Y., Shannon, L. J., Bundy, A., Coll, M., Aydin, K., Bez, N., ... Cury, P. M. (2010). Using indicators for evaluating , comparing , and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems . 2 . Setting the scene.
- Sibbing, F. a, & Nagelkerke, L. a J. (2001). Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10(4), 393–437. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1023/A:1012270422092>
- Sidibé A., Gascuel D. et Domain F. (2002) – Evaluation et diagnostic par l'approche structurale application à quatre stocks de poissons démersaux de Guinée : *Galeoides decadactylus*, *Pseudotolithus elongatus*, *P. senegalensis* et *P. Typus*. *Document Technique SIAP-Analyses*, 3 : 45-67.
- Sidibé, A. (2003). Les ressources halieutiques démersales côtière de la Guinée : exploitation, biologique et dynamique des principales de la communauté des scianidés. *Thèse de Doctorat ENSAR Rennes*, 1–6.
- Sidibé, A., Laurans, M., Gascuel, D., & Domain, F. (2004). Evolution comparative de l'abondance des ressources halieutiques démersales en Guinée entre 1985 & 1998. *Acta Oecologica*, 24–28.
- Simpson E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Snedaker S.C., Snedaker J.C. (1984). The mangrove ecosystem : research methods. *Monographs on oceanographic methodology*, UNESCO, 8. 251 pp.
- Stevens, J. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 476–494. <http://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0724>
- Tacon, A. G. J., Hasan, M. R. & Subasinghe, R. P. (2006). *Use of fishery resources as feed inputs to aquaculture development : trends and policy implications*. FAO Fisheries Circular. No.1018.
- Tedesco, P., & Hugueny, B. (2006). Life history strategies affect climate based spatial synchrony in population dynamics of West African freshwater fishes. *Oikos*, 1(March), 117–127.
- Thiao, D. (2009). Un système d'indicateurs de durabilité des pêcheries côtières comme outil de gestion intégrée des ressources halieutiques sénégalaises. *Thèse - Université Saint Quentin - En Yvelines*.

- Thomas J. (1928). Une mission en Guinée française et au Niger. *Bull. de la Société de Géographie de Toulouse*, 47. Mai 1928. Nouvelle serie.
- Torres, M. Á., Coll, M., Heymans, J. J., Christensen, V., & Sobrino, I. (2013). Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecological Modelling*, 265, 26–44. <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.019>
- Trouillet, B., Guineberteau, T., Bernardon, M., & Roux, S. Le. (2011). Key challenges for maritime governance in West Africa : Fishery-based lessons from Guinea and Mauritania. *Marine Policy*, 35(2), 155–162. <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.09.001>
- Turner, S. J., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., & Funnell, G. (1999). Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6(5), 401–420. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00167.x>
- UN. (1992). Déclaration de rio sur l'environnement et le développement principes de gestion des forêts. Sommet planète terre. Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement. Rio de Janeiro, Brésil. 3–14 juin 1992. Available at www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm [accessed July 2014 2010].
- Villéger, S. (2008). Dynamique de la diversité fonctionnelle des communautés de poissons (Lagune de Terminos , Mexique). *Supagro, Thèse de d*, 329.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–301. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18724739>
- Villéger, S., Novack-Gottshall, P. M., & Mouillot, D. (2011). The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. *Ecology Letters*, 14(6), 561–8. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01618.x>
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández, D., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications : A Publication of the Ecological Society of America*, 20(6), 1512–22. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20945756>
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernandez, D., Sosa Lopez, a, & Mouillot, D. (2008). Stable trophic structure across coastal nekton assemblages despite high species turnover. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 135–146. <http://doi.org/10.3354/meps07471>
- Votier, S. C., Furness, R. W., Bearhop, S., Crane, J. E., Caldow, R. W. G., Catry, P., ... Thompson, D. R. (2004). Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature*, 427(6976), 727–30. <http://doi.org/10.1038/nature02315>
- Wallace, K. J., Wagner, C., & Smith, M. J. (2016). Eliciting human values for conservation planning and decisions: A global issue. *Journal of Environmental Management*, 170, 160–168. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.036>

- Wasserman, R. J., Noyon, M., Avery, T. S., & Froneman, P. W. (2013). Trophic level stability-inducing effects of predaceous early juvenile fish in an estuarine mesocosm study. *PloS One*, 8(4), e61019. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0061019>
- Wauthy B., 1983. Introduction à la climatologie du Golfe de Guinée. *Océanographie Tropicale*, **18** (2): 103-108.
- Webb, P. W., & Cotel, A. J. (2011). Assessing possible effects of fish-culture systems on fish swimming: the role of stability in turbulent flows. *Fish Physiology and Biochemistry*, 37(2), 297–305. <http://doi.org/10.1007/s10695-011-9497-9>
- Weber J and Durand H (1986) Le secteur des pêches dans les pays d’Afrique. Réunion préparatoire pour l’Afrique en vue de la première consultation sur l’industrie de la pêche. .86, Organisation des Nations Unies pour le développement industriel, Dakar, Sénégal. 135 p.