

n° 142
3 microfiches

Éric BARAN

Thèses et documents microfichés

Dynamique spatio-temporelle
des peuplements de poissons estuariens
en Guinée

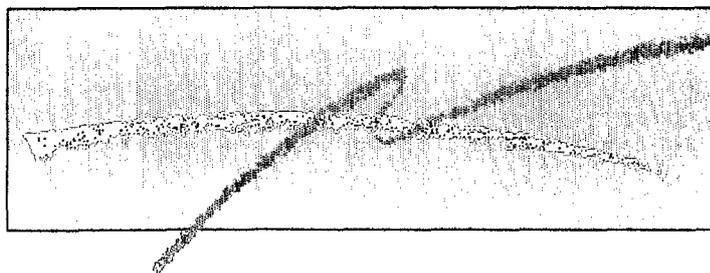
Relations avec le milieu abiotique

ORSTOM
éditions

Thèse
présentée devant
l'Université de Bretagne Occidentale
pour l'obtention du diplôme de
Doctorat en Océanologie biologique
par

Eric BARAN

**Dynamique spatio-temporelle
des peuplements de poissons estuariens
en Guinée**
- relations avec le milieu abiotique -



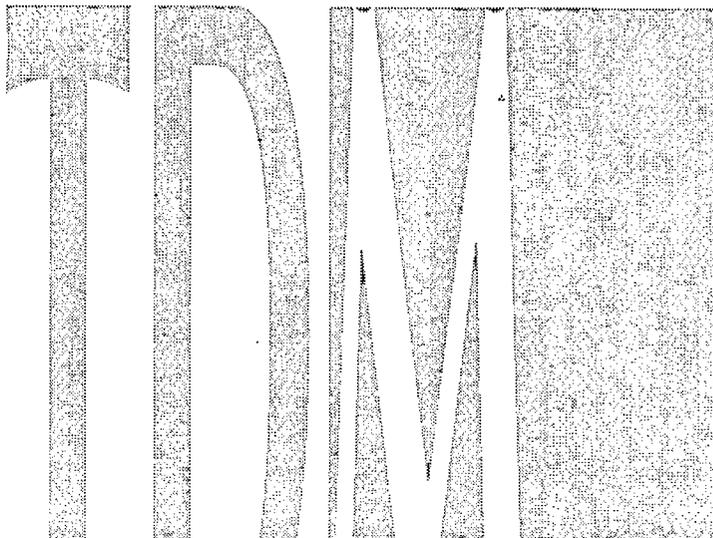
Jury:

C. LÉVÊQUE (directeur de thèse)
G. LASSERRE (rapporteur)
D. PONT (rapporteur)
J.J. ALBARET
M. GLÉMAREC
B. HUGUENY
A. SUZYUMOV

ORSTOM
USTL
CNRS
ORSTOM
UBO
ORSTOM
UNESCO

n° 142

3 microfiches



Thèses et documents microfichés



Orstom, l'Institut français de recherche scientifique
pour le développement en coopération

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les «copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective» et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, «toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite» (alinéa 1^{er} de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

© ORSTOM éditions 1995, Paris

ISSN : 0767-922X

ISBN : 2-7099-1284-8

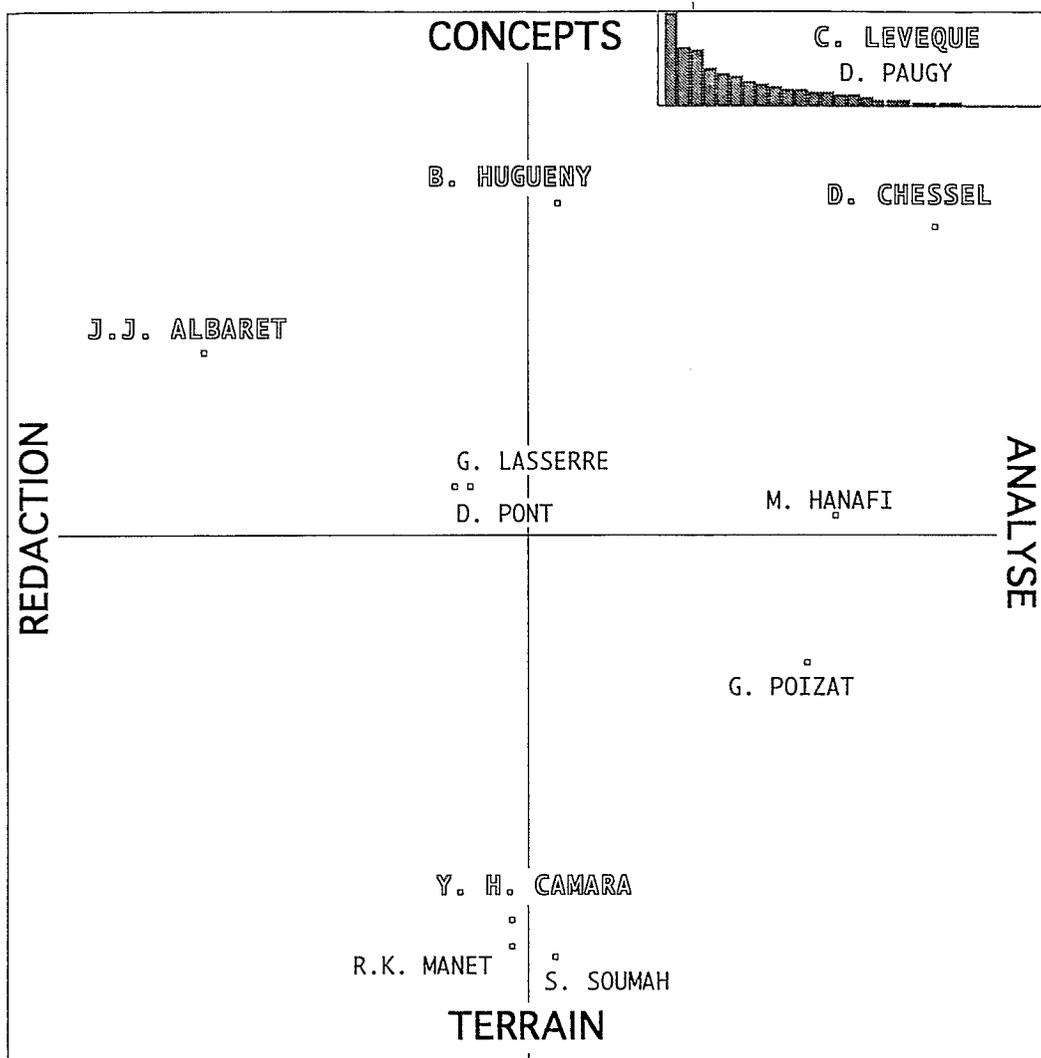


Figure 0-1 : Plan de mes vifs et sincères remerciements à tous ceux dont la contribution à cette thèse a été essentielle

Je tiens également à remercier pour leur aide ou participation :

Ansoumane CAMARA

Ibrahima CAMARA

Annie CORLAY

Boubacar DIALLO

Pr GLÉMAREC

Philippe PILLA

Aboubacar SIDIBE

Dr SUZYUMOV

Luis TITO de MORAIS

L'équipe du Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves de Lyon-I

L'équipe du Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura

Les pêcheurs à la senne sénégalais, gambiens, léonais et guinéens de cette étude.

INTRODUCTION

PREMIERE PARTIE : Présentation générale

1) PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE	p. 7
<u>1-1) Situation géographique et climatique globale</u>	p. 7
1-1-1) Climat	
1-1-2) Hydrologie	
1-1-3) Morphologie régionale	
<u>1-2) L'estuaire étudié</u>	p. 11
1-2-1) Définition et limites retenues	
1-2-2) Choix du site d'étude	
1-2-3) Caractéristiques physiques, hydrochimiques et biologiques générales de la zone estuarienne	
2) PRÉSENTATION MÉTHODOLOGIQUE	p. 16
<u>2-1) Introduction</u>	p. 16
<u>2-2) Variables de l'étude</u>	p. 17
2-2-1) Variables du plan d'échantillonnage	
2-2-2) Variables de l'environnement	
2-2-3) Variables du peuplement	
<u>2-3) Techniques d'échantillonnage retenues</u>	p. 21
2-3-1) Senne tournante coulissante	
2-3-2) Filets maillants	
2-3-3) Méthodes de pêche complémentaires	
<u>2-4) Stations retenues</u>	p. 28
<u>2-5) Protocole réalisé</u>	p. 30
2-5-1) Senne tournante coulissante	
2-5-2) Filets maillants	
2-5-3) Méthodes de pêche complémentaires	
<u>2-6) Variables étudiées et contraintes d'échantillonnage</u>	p. 32
2-6-1) Variables du peuplement	
2-6-2) Variables du milieu	
3) TRAITEMENT DES DONNÉES	p. 34
<u>3-1) Base de données utilisée</u>	p. 34
<u>3-2) Méthodes d'analyse utilisées</u>	p. 35
3-2-1) Méthodes standard	
3-2-2) Méthode STATIS	
3-2-3) Méthode de choix des espèces principales	

DEUXIÈME PARTIE

Ichtyofaunes estuariennes du fleuve Fatała et d'Afrique de l'Ouest

1) INTRODUCTION	p. 42
2) RÉSULTATS : L'ichtyofaune estuarienne du fleuve Fatała	p. 42
3) DISCUSSION : Mise en perspective régionale	p. 48
3-1) Richesses spécifiques des peuplements estuariens régionaux	
3-2) Composition des peuplements estuariens régionaux	
3-3) Abondances et biomasses des peuplements estuariens régionaux	

TROISIÈME PARTIE :

Comparaison estuaire / bras de mer

Cette partie reprend un article publié dans la
Revue d'Hydrobiologie tropicale 1994 : 27 (1)

1) INTRODUCTION	p. 65
2) MATÉRIEL ET MÉTHODES	p. 67
<u>2-1) Description du milieu</u>	p. 67
<u>2-2) Echantillonnage</u>	p. 68
3) RÉSULTATS	p. 71
<u>3-1) Variables du milieu</u>	p. 71
3-1-1) Mise en évidence d'un effet système au niveau des variables du milieu	
<u>3-2) Variables du peuplement</u>	p. 72
3-2-1) Intercorrélations entre variables du peuplement	
3-2-2) Regroupement des coups de berge et des coups de chenal	
3-2-3) Mise en évidence d'un effet système au niveau du peuplement	
3-2-3-1) Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse spécifique	
3-2-3-2) Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique corrigée de l'effet abondance.	
<u>3-3) Corrélation entre variables du peuplement et variables du milieu</u>	p. 77
4) DISCUSSION	p. 79
BIBLIOGRAPHIE	p. 84

QUATRIÈME PARTIE

Dynamique spatio-temporelle du peuplement estuarien du fleuve Fatała

1) INTRODUCTION	p. 88
2) RÉSULTATS	p. 89
<u>2-1) Dynamique spatio-temporelle des variables du milieu</u>	p. 89
2-1-1) Présentation synthétique	
2-1-2) Permanence temporelle de la structure spatiale du milieu	
2-1-3) Corrélations entre variables mésologiques	
<u>2-2) Dynamique spatio-temporelle du peuplement</u>	p. 97
2-2-1) Espèces capturées lors de l'échantillonnage	
2-2-2) Caractéristiques globales du peuplement	
2-2-2-1) Variations de l'abondance et de la richesse spécifique moyennes	
2-2-2-2) Corrélations entre descripteurs du peuplement et variables spatio-temporelles	
2-2-2-3) Occurrence des espèces dans le temps, dans l'espace	
2-2-3) Dynamique spatio-temporelle au niveau spécifique	
2-2-3-1) Sélection des espèces principales	
2-2-3-2) Dynamique des espèces capturées à la senne tournante coulissante	
2-2-3-3) Dynamique des espèces capturées aux filets maillants	
2-2-4) Typologie des stations et des saisons	
2-2-4-1) Typologie des campagnes	
2-2-4-1-1) Typologie basée sur la composition du peuplement	
2-2-4-1-2) Typologie basée sur l'abondance des espèces	
2-2-4-2) Typologie des stations	
2-2-4-2-1) Typologie basée sur la composition du peuplement	
2-2-4-2-2) Typologie basée sur l'abondance des espèces	
2-2-4-3) Typologie berge/chenal	
2-2-5) Permanence temporelle de la structure spatiale du peuplement	
<u>2-3) Relations peuplement/variables du milieu</u>	p. 142
2-3-1) Typologie des espèces	
2-3-2) Couplage espèces/milieu et mise en évidence des variables déterminantes	
3) SYNTHÈSE	p. 149

CINQUIÈME PARTIE : Étude biologique des principales espèces

1) INTRODUCTION	p. 154
2) REPRODUCTION EN ESTUAIRE	p. 155
2-1) Espèces se reproduisant en estuaire	
2-2) Dynamique spatio-temporelle globale	
2-3) Dynamique spatio-temporelle des différentes espèces	
2-4) Stratégies de reproduction des espèces rencontrées	
3) RÉGIMES TROPHIQUES EN ESTUAIRE	p. 177
4) DISCUSSION	p. 186
4-1) Rôle de nourricerie de l'estuaire <i>sensu stricto</i>	
4-2) Rôle de la mangrove	

SIXIÈME PARTIE : Synthèse générale et discussion

1) INTRODUCTION	p. 192
2) SYNTHÈSE GLOBALE DES DONNÉES ACQUISES	p. 193
3) HYPOTHÈSE DE L'ESTUAIRE CÔTIER	p. 201
4) LA PROBLÉMATIQUE ÉCOLOGIQUE LIÉE AUX ESTUAIRES	p. 203
6) CHAMPS D'ÉTUDE OUVERTS	p. 208

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANNEXES

PREMIÈRE PARTIE
Présentation générale

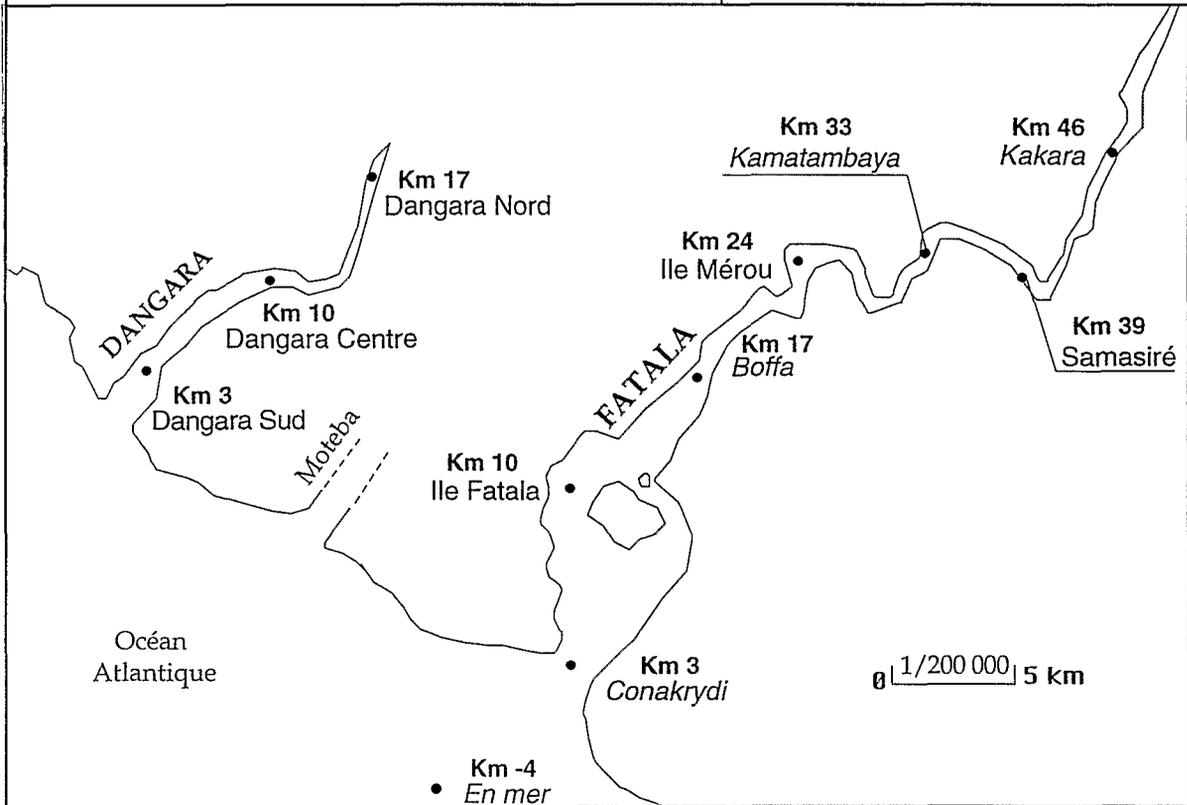
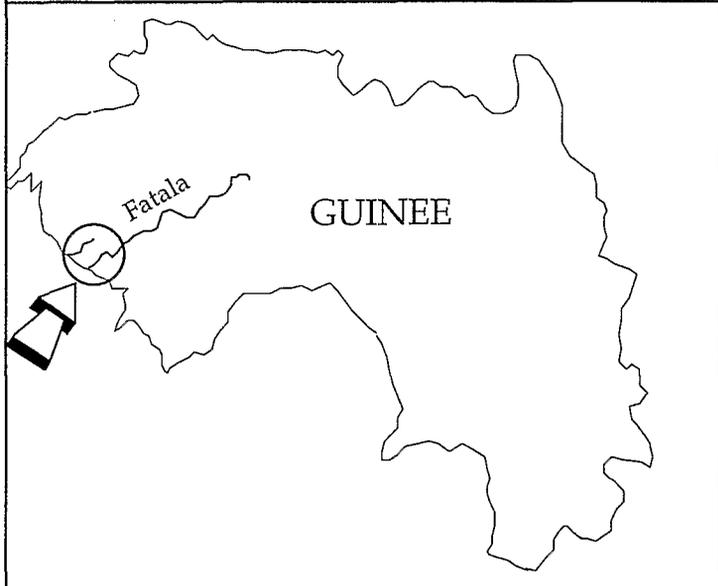
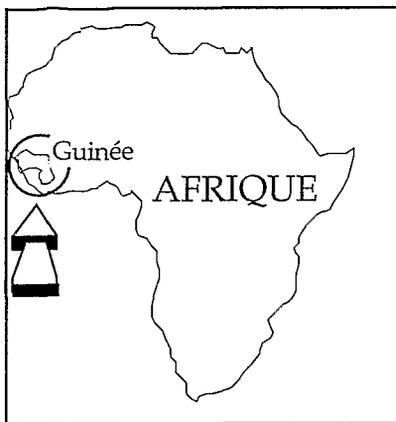


Figure 1-1 : Carte de situation

1) PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE

1-1) Situation géographique et climatique globale

La République de Guinée se situe dans la zone tropicale nord, entre 7 et 13 degrés de latitude nord, entre 7 et 16 degrés de latitude ouest.

L'estuaire sur lequel se sont déroulées les études, situé dans la préfecture de Boffa (10,2 °N, 14 °W) est celui du fleuve Fatala, qui descend du massif montagneux du Fouta Djallon (figure 1).

1-1-1) Climat

Si la Guinée se trouve globalement en zone de climat soudano-guinéen, la région côtière qui nous occupe, faisant partie de la zone dite des "Rivières du Sud", est plus précisément soumise à un climat tropical humide de type subguinéen, à savoir (KAWALEC 1977) :

- une alternance de circulation des alizés et de mousson, qui a pour conséquence deux saisons tranchées : saison sèche de novembre à mai, saison pluvieuse culminant en juillet ;
- une pluviométrie comprise entre 2000 et 4000 mm/an selon la position géographique ;
- une température oscillant entre 22,5 et 31,5 °C ;
- une humidité relative comprise entre 49,6 et 97,8% ;
- 2 à 8,6 heures d'ensoleillement journalier selon la saison ;
- un régime éolien dû à deux vents principaux : l'harmattan saharien, soufflant à partir de septembre pour atteindre son maximum en janvier-février, et la mousson de sud-ouest, qui débute en avril et culmine en août. A ces deux vents majeurs s'ajoute sur la côte la brise de terre ou de mer.

La région de Boffa se trouve, elle, à la limite de l'isohyète des 3500 mm/an.

La figure 1-2 résume les principales caractéristiques climatiques s'appliquant à la zone de l'estuaire de la Fatala.

1-1-2) Hydrologie

Ce type de sous-climat régional très pluvieux est dû au massif montagneux du Fouta Djallon qui constitue une barrière à la pénétration du flux de mousson (MAHE 1993). Ce massif, parfois appelé "le château d'eau de l'Afrique de l'Ouest", donne ainsi naissance, outre aux fleuves Niger, Volta et Sénégal, aux courts fleuves côtiers de Guinée-Conakry et de Guinée-Bissau.

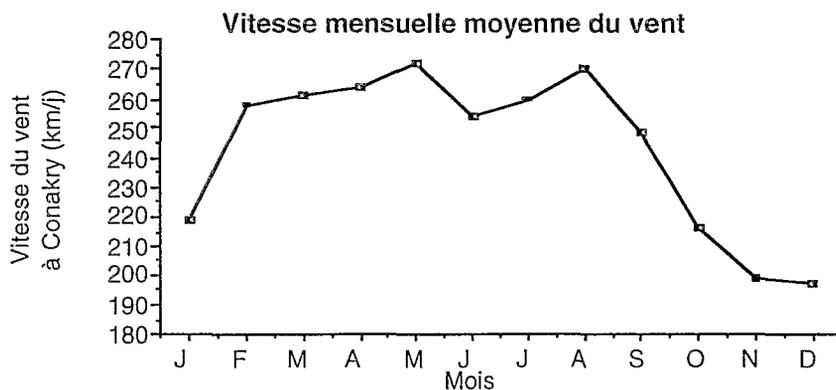
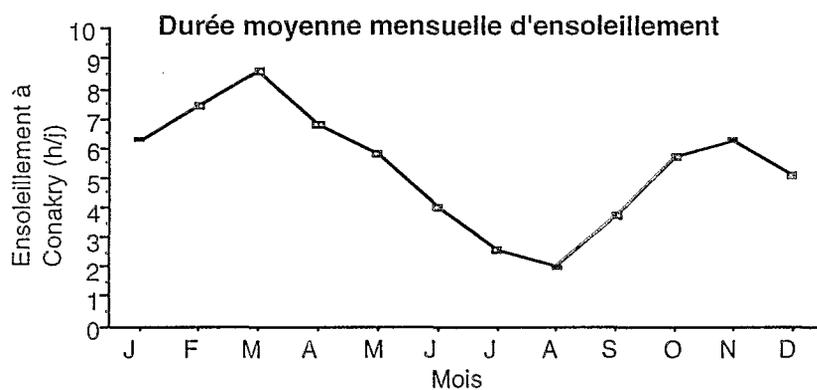
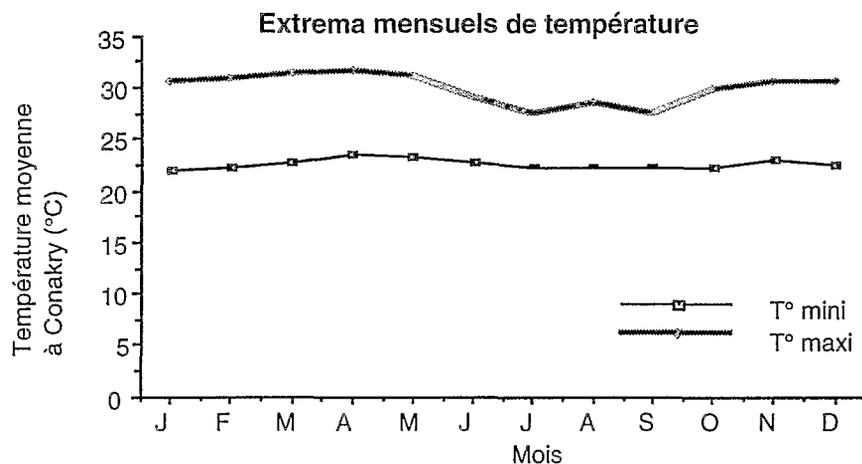
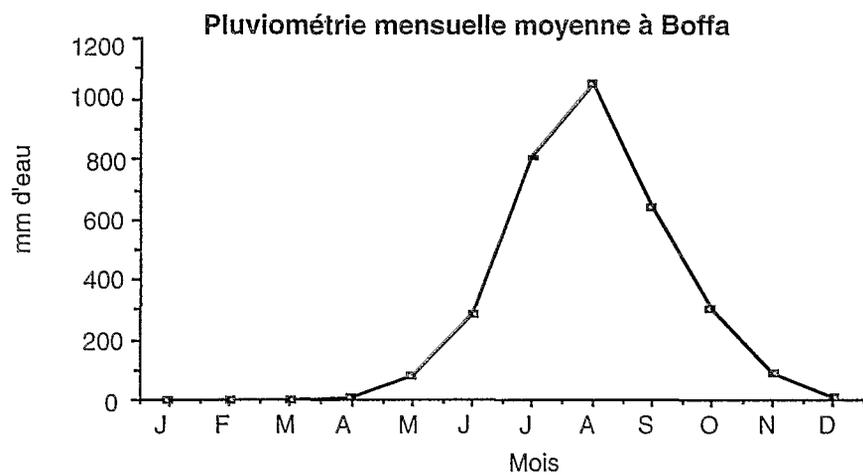


Figure 1-2 : Principales caractéristiques climatiques s'appliquant à la zone de l'estuaire du fleuve Fataala, d'après KAWALEC (1977), DIOP (1991) et ASECNA Conakry.

Ces fleuves, à régime tropical humide de transition (DIOP 1990) et qui reçoivent ainsi sur leur bassin versant plus de 1000 mm d'eau par an, connaissent un maximum hydrologique en août ou septembre, la période de hautes eaux durant 5 à 7 mois. Entre cette période de maximum hydrologique et celle du minimum, située en mars-avril, le débit varie d'un facteur 100 à 200 selon les fleuves (d'après DIOP 1990).

Les fleuves côtiers guinéens ont une charge terrigène très importante comprise entre 500 et 13 000 g/m³ en période de crue (BERTHOIS 1967), pour un apport total de sédiments à la mer compris entre 10 et 20 Mt/an (BERTRAND 1993). De ce fait la turbidité dans la partie aval des estuaires est rarement supérieure à 1,5 m de visibilité au disque de Secchi (DEME-GNINGUE *et al.* 1994 ; obs. pers.)

Le nombre de ces fleuves côtiers (6 en Guinée, 4 en Guinée-Bissau), l'importance de leurs débits et la forte pluviométrie de la zone côtière conduit à une turbidité et à une dessalure marine côtière permanentes, cette dernière pouvant atteindre 10 ‰ en saison des pluies (BERRIT 1966) cf. fig. 1-3.

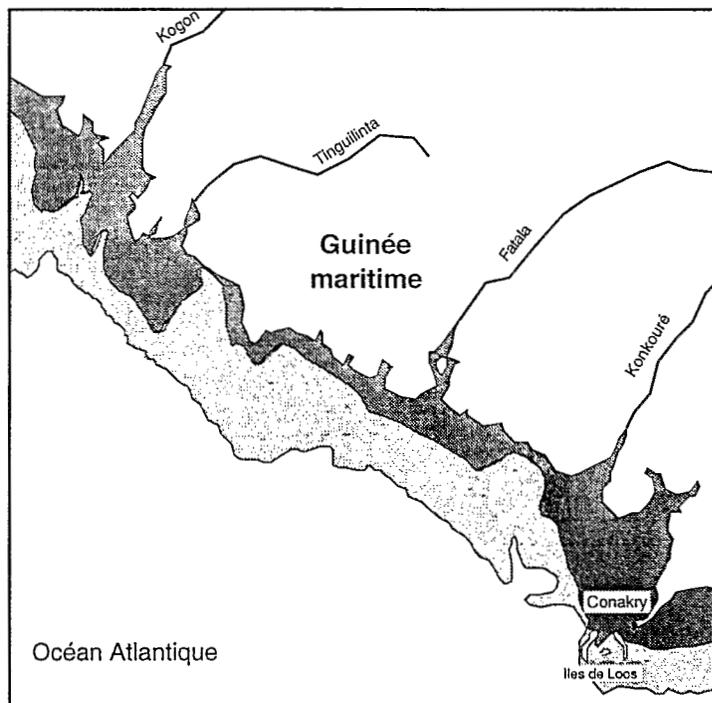
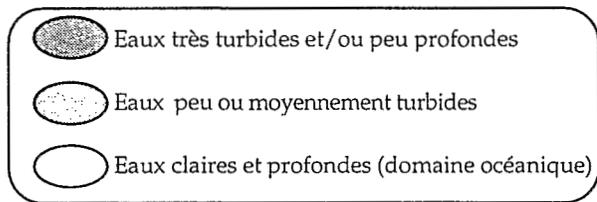


Figure 1-3 : Limites d'isoturbidité le long du littoral nord-ouest de la Guinée en saison sèche ; d'après DIOP (1990)



1-1-3) Morphologie régionale

La zone côtière guinéenne se caractérise par l'extension, unique en Afrique, du plateau continental, dont la largeur est comprise entre 120 et 200 km (DOMAIN & BAH 1994). La pente de ce plateau est très faible ; ainsi au large de l'embouchure de la Fataha, l'isobathe -20 m se rencontre à 30 km en mer. Ceci provoque entre autres une onde de marée de forte amplitude, de l'ordre de 3,5 m (CAMARA *et al.* 1988, MARCHAL 1960), amplitude croissante à mesure que l'onde remonte l'estuaire. Dans ces estuaires l'onde de marée est généralement asymétrique (DIOP 1990), le flot étant plus court de 15 à 30 mn que le jusant (obs. pers.), ce qui caractérise un fonctionnement estuarien "normal" (DAY *et al.* 1989).

Le littoral guinéen se caractérise donc par une frange saumâtre étendue, des apports terrigènes importants, une forte amplitude marégraphique et une côte à faible énergie du fait d'une position intermédiaire entre les domaines d'action des houles de l'Atlantique Nord et Sud (GUILCHER 1954). La conjonction de ces facteurs crée les conditions favorables au développement d'une mangrove (SNEDAKER & SNEDAKER 1984). Cette mangrove est effectivement très développée sur le littoral guinéen, où elle occupe 270 000 ha, en remontant à plus de 50 km à l'intérieur le long des fleuves (CCE-SECA 1990). Ceci fait de la mangrove guinéenne une des plus étendues du continent africain, après celles du Nigeria et du Sénégal (d'après SAENGER & HEGERL 1981).

Cette mangrove définit un biotope particulier, surtout dû au développement de son système racinaire épigée (pneumatophores), dont l'énorme surface développée est colonisée par une épiflore algale et de diatomées (RODRIGUEZ & STONER 1990 ; ALONGI *et al.* 1989). Ces pneumatophores contribuent également au ralentissement des courants de marée, et offrent aux juvéniles à la fois abri et source d'alimentation (PRINCE JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY 1980, THAYER *et al.* 1988, SASEKUMAR *et al.* 1992).

Avec des valeurs de l'ordre de 2500 g/m²/an (WHITTAKER & LIKENS 1973, CHRISTENSEN 1978), la mangrove figure parmi les milieux les plus productifs au monde (RICKLEFS 1990) et si la production végétale n'est pas immédiatement consommée par la faune estuarienne (FLEMING *et al.* 1990), sa dégradation et sa régénération permettent un transfert de nutriments au compartiment phytoplanctonique (ALONGI 1990, MORAN *et al.* 1991).

On considère donc généralement que cette biocénose estuarienne et mangroviennne est essentiellement basée sur une chaîne détritique, où les crevettes et les décapodes jouent un rôle majeur en tant que détritivores, bioturbateurs et proies (ODUM & HEALD 1972 ; WELLS 1984 ; ALONGI 1989).

C'est dans ce contexte que s'inscrit le milieu retenu pour notre étude, avec des spécificités que les paragraphes suivants s'attachent à détailler.

1-2) L'estuaire étudié

1-2-1) Définition et limites retenues

Si un estuaire est généralement considéré comme la zone côtière où un fleuve se jette à la mer, où se mélangent les eaux continentales et marines, l'intervention de la sédimentologie et la prise en compte préférentielle de paramètres biologiques, physiques ou chimiques a conduit chacune des disciplines impliquées dans l'étude des estuaires à une définition souvent partielle au regard des autres.

En 1980, FAIRBRIDGE définissait l'estuaire comme "une avancée de la mer dans une vallée fluviale jusqu'à la limite supérieure de la zone d'influence des marées, dans laquelle on distingue d'ordinaire trois secteurs : a) un estuaire marin ou inférieur, ouvert sur la mer ; b) un estuaire intermédiaire où se réalise un mélange intense des eaux douces et marines ; c) un estuaire supérieur ou fluvial, caractérisé par de l'eau douce mais sujet à une alternance marégraphique quotidienne."

DAY, modifiant la définition de PRITCHARD (1967) retenait l'estuaire comme "une entité aquatique côtière partiellement close, temporairement ou constamment ouverte sur la mer et dans laquelle existe une variation mesurable de salinité due au mélange de l'eau de mer et de l'eau douce issue du drainage terrestre (ruissellement continental)" (DAY, 1981)

Dans un souci d'unification, DAY *et al.* (1989) proposent de définir simplement l'estuaire comme "une indentation de la côte en contact restreint avec l'océan et demeurant ouverte au moins temporairement".

Cette définition, dans un souci d'intégrer les cas particuliers des embouchures de fleuves temporaires en zones semi-arides (par exemple au Natal, au Sénégal, où l'apport hydrique continental est temporaire), et de fleuves se jetant dans des mers sans marée comme la Méditerranée, ne fait plus mention du caractère saumâtre ni du phénomène de marée, caractéristiques de la majorité des estuaires ouverts sur l'océan. Ces deux critères - salinité et marée - restent cependant valides pour définir les limites des zones estuariennes dans le cas des fleuves côtiers guinéens.

En effet ceux-ci ont un régime hydrologique simple, un débit toujours positif du fait de la forte pluviométrie, et ce débit est tel qu'ils sont en permanence ouverts sur la mer (pas d'obstruction par un cordon sédimentaire en saison sèche).

L'onde de marée existant à la côte peut donc s'y propager, et à l'intérieur des estuaires le mélange des eaux douces et marines a lieu en permanence, sans stratification importante (estuaires "normaux, verticalement homogènes" au sens de DAY 1981).

Par suite la définition de FAIRBRIDGE (1980) s'applique tout à fait, et c'est celle que nous avons retenue pour la délimitation de la zone estuarienne du fleuve Fatała.

Ainsi l'estuaire de la Fatala *sensu stricto* a pour limite supérieure le Km 60 (village de Bindan), où un seuil rocheux marque la limite commune en saison sèche des marées saline et dynamique, et pour limite inférieure la ligne de côte.

Cette définition, qui exclut la zone côtière ouverte, distingue l'estuaire *sensu stricto* de la "zone saumâtre" (KIENER 1978) dont l'extension vers le large et vers le milieu continental fluctue avec la saison.

On notera que DAY *et al.* (1989) complètent leur définition d'un estuaire, qui *sensu lato* inclut :

- la zone fluviale soumise à la marée
- la zone saumâtre
- la zone côtière turbide limitée par l'extension maximale du panache fluvial en mer.

Ils intègrent en cela les remarques de BLABER (1981) sur les vastes étendues marines de type estuarien en Asie du sud-est, dont nous avons voulu tenir compte en prolongeant l'échantillonnage par une station située en mer en face de l'embouchure, au delà de l'estuaire *sensu stricto*. Cette station marine sera dans l'étude considérée comme extra-estuarienne.

1-2-2) Choix du site d'étude

L'estuaire retenu pour l'étude devait être à la fois accessible et le moins anthropisé possible. Les données suivantes ont alors été prises en compte :

- La Guinée comporte six fleuves importants sur sa façade maritime ; du nord au sud : Kogon, Tinguilinta, Fatala, Konkouré, Bofon et Mellacorée.

- Le Kogon et la Tinguilinta, situés respectivement à 310 et 240 km de Conakry dans des zones très difficiles d'accès se prêtaient mal à un échantillonnage mensuel régulier.

- Le Konkouré a été considéré comme un fleuve pollué du fait de la présence d'une usine de traitement de la bauxite à Fria (à 75 km de l'embouchure) qui y vidange directement de grandes quantités de soude (pH 11 mesuré dans la rivière en 1991 en aval des rejets). Il n'a donc pas été retenu pour une étude des populations naturelles, bien que les études menées par M. TAMOÏKINE (comm. pers.) ne semblent pas montrer d'effet notable de cette pollution sur l'ichthyoplancton au niveau de l'embouchure

- Le Bofon et la Mellacorée sont des fleuve très courts (respectivement 90 et 70 km), présentant donc peu d'intérêt au niveau faune dulçaquicole ; de plus on ne dispose pas de relevés hydrologiques les concernant.

Le choix s'est donc porté sur le troisième fleuve côtier par ordre d'importance, distant de 130 km de Conakry, accessible et exempt de pollution : la Fatala (fig. 1-1).

Par ailleurs le souci de comparer le peuplement entre un estuaire vrai et un milieu non soumis à l'influence fluviale (test de l' "effet estuaire", troisième partie) nous a conduit à rechercher un bras de mer ne recevant pas ou peu d'apports continentaux, situé à une distance de l'estuaire telle que l'influence directe du fleuve soit limitée, mais telle également que l'échantillonnage des deux milieux puisse être fait lors d'une même mission. Nous avons pour cela retenu le bras de mer de Dangara, long de 20 km et distant de 20 km à l'ouest de l'estuaire de la Fatala (fig. 1-1).

1-2-3) Caractéristiques physiques, hydrochimiques et biologiques générales de la zone estuarienne

Les caractéristiques du système hydrologique du fleuve Fatala sont résumées dans le tableau 1-I.

Tableau 1-I : Caractéristiques générales du fleuve Fatala

Longueur du fleuve (km)	190
Débit moyen annuel ($m^3.s^{-1}$) 1993	112
Extrema de débit ($m^3.s^{-1}$)	6,7-403
Surface du bassin versant (km^2)	5100
Longueur de l'estuaire (km)	60
Surface de l'estuaire (km^2)	56,3
Largeur à l'embouchure (m)	2250
Marnage maximum observé (m)	5
Prof. moyenne au chenal (m)	8,7

Les variations saisonnières du débit moyen sont indiquées figure 1-4.

Remarque : nous indiquerons désormais, dans ce qui suit, les distances à partir du Km 0 à l'embouchure (village de Marara).

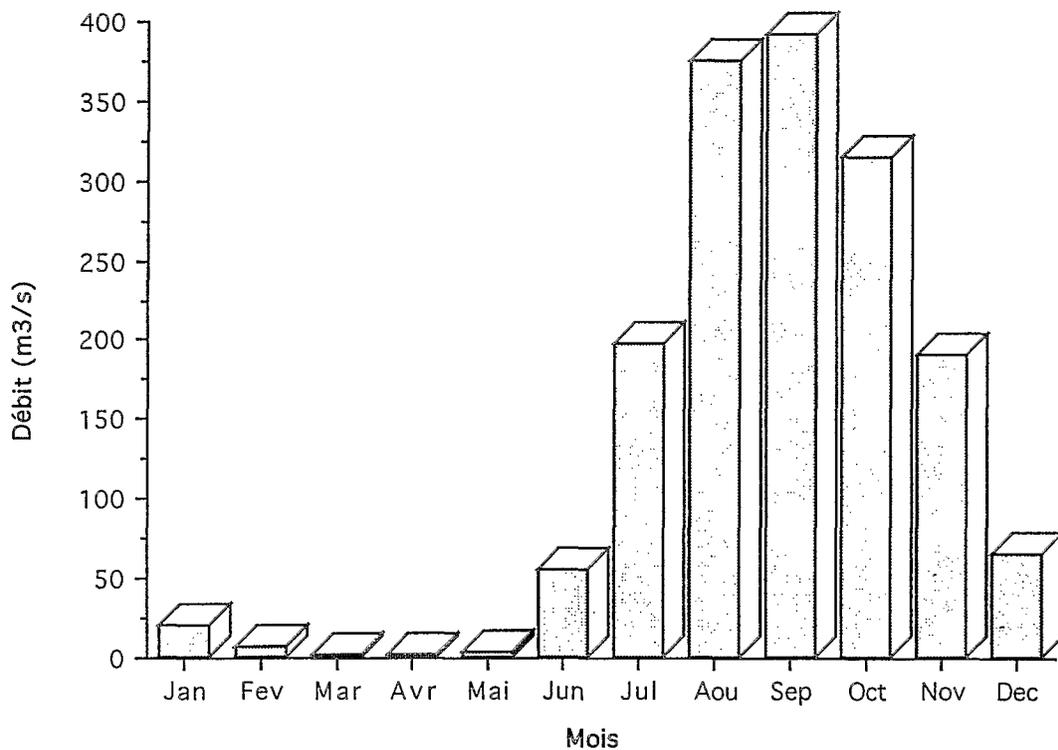


Figure 1-4 : Débit moyen mensuel de la Fatale

La section aval du fleuve, sans méandres, d'une longueur de 20 kilomètres et d'une largeur comprise entre 250 et 2250 m, est directement ouverte sur la mer en toute saison ; la végétation rivulaire est alors constituée de palétuviers et le fond de vase molle à l'exception des trois premiers kilomètres où les berges sont sableuses. Au delà du Km 20 commencent méandres et amas rocheux intermittents, sur un fond de vase. La largeur devient alors quasiment constante, de l'ordre de 250 m. C'est au delà du Km 39 que les palétuviers sont progressivement remplacés par une végétation de savane, tandis que le fond devient sablo-vaseux, les blocs rocheux étant constamment présents.

Durant la saison des pluies 1993 la marée saline a été mesurée jusqu'au km 17 (Boffa), ce qui semble être sa limite habituelle.

Pour des raisons de navigabilité notre étude n'a pas été menée au delà du km 54 (Khorira) où se trouvent des rapides infranchissables en bateau.

Les seules données disponibles sur les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques du fleuve sont celles qui ont été relevées au cours de nos campagnes de pêche. La synthèse de ces mesures figure donc dans la troisième partie, où nous comparons les variations des paramètres de l'environnement à celles du peuplement capturé.

De l'embouchure au Km 39 les berges sont exclusivement bordées de palétuviers, qui couvrent plusieurs milliers d'hectares au niveau de la zone littorale

puis se réduisent à un cordon rivulaire large de quelques mètres au delà du km 20. Les espèces rencontrées sont *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora mangle* et *Avicennia africana* (BERTRAND 1993).

Pour ce qui est de la faune invertébrée, le défaut d'études sur les estuaires de Guinée nous conduit à citer les seules données disponibles, relatives à la zone côtière. Ainsi CHALOVENKOV & DIALLO (1988) donnent quelques valeurs de biomasses de zoobenthos rencontrées sur le plateau continental en saison des pluies (tableau 1-II) :

Tableau 1-II : Biomasses de benthofaune sur le plateau continental guinéen, d'après Chalovenkov & Diallo (1988)

Taxon	Valeurs de biomasse rencontrée à la côte (g.m ⁻²)
Polychaeta	4-5,5
Bivalvia	8-33
Natantia	0,7
Amphipodea	0,34
Ophiuroidea	8-29
Gastropoda	27
Macrozoobenthos total	100-135

Ces valeurs se situent bien au delà des valeurs connues sur le plateau continental au large de la Côte d'Ivoire, à savoir 1,5 à 18 g.m⁻² (LE LGEUFF & INTES 1993) mais l'absence de précisions sur ces données guinéennes ne permet pas d'approfondir la comparaison.

Quelques indications taxonomiques sur la faune invertébrée et la flore littorales sont données par MARCHAL (1960), qui remarque l'influence nette de la dessalure et de la turbidité sur la composition spécifique du littoral en Guinée, comparativement aux pays adjacents.

La biomasse de zooplancton a été estimée à 560 mg.m⁻³ à Boffa en saison sèche par KLISTOVA (1988), pour un peuplement constitué majoritairement de *Parvocalanus scotti*. La production primaire de la zone côtière a par ailleurs été estimée au cours de la saison sèche par YANCHILENKO *et al.* (1988) ; les valeurs sont comprises entre 284 et 400 mg C.m⁻².j⁻¹ (moyenne à 330 mg C.m⁻².j⁻¹). Ces auteurs fournissent par ailleurs des valeurs pour les concentrations en phosphates, nitrates et silicates dans les zones estuariennes de Guinée, à savoir 0,1-0,2 mg.l⁻¹ ; 0,1-0,5 mg.l⁻¹ et 5-60 mg.l⁻¹ respectivement. YANCHILENKO *et al.* concluent à une "forte productivité primaire des eaux côtières -environ 50 fois supérieure à celle des eaux océaniques-" sachant toutefois que la production primaire des zones estuariennes dans le monde est comprise entre 190 et 1650 mg C.m⁻².j⁻¹ (BOYNTON *et al.* 1982) ; ils démontrent également un "déroulement très intense des processus d'utilisation et de régénération" des nutriments.

2-1) Introduction

L'établissement d'un protocole d'échantillonnage est une étape décisive qui va conditionner la qualité de l'interprétation des résultats. En effet LIVINGSTON (1987) a montré que la méconnaissance des échelles de variabilité spatiales et temporelles du système étudié pouvait conduire à des interprétations erronées lorsque l'échelle de variation propre au phénomène étudié était inférieure à l'échelle d'observation retenue.

Cependant l'absence totale d'informations sur les estuaires de Guinée et le temps limité disponible pour cette étude n'ont pas permis d'appréhender l'hétérogénéité des différents secteurs avant d'entreprendre un cycle annuel d'échantillonnage.

Dans un tel cas, la plupart des études réalisées suivent une approche exploratoire, dans laquelle le plan d'échantillonnage est relativement arbitraire. L'objectif étant de cerner les variations spatio-temporelles du peuplement, nous avons appliqué *a priori* un protocole constant dans le temps et l'espace, basé sur un effort de pêche standardisé (BACKIEL & WELCOMME 1980 ; FRONTIER 1983).

Par ailleurs, le but étant de préciser quelles sont les variables abiotiques du milieu déterminantes pour la structure du peuplement, et quelle est leur importance relative (Den BOER 1981 ; YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; DAY & GRINDLEY 1981), nous avons, sur la base d'une étude bibliographique, retenu certaines variables dont l'importance en milieu estuarien tropical a déjà été démontrée. Un choix a ensuite dû être fait, afin d'obtenir un compromis entre le minimum de variables potentiellement explicatives à prendre en compte et le maximum de mesures réalisables, compte tenu du temps disponible et des conditions matérielles qui prévalent sur le terrain et en Guinée.

C'est le couplage entre tableaux des variables du milieu et du peuplement qui doit permettre la mise en évidence des relations habitat-poisson.

Le terme *peuplement* est ici entendu au sens de "système constitué de plusieurs populations monospécifiques interconnectées ou susceptibles de l'être" (BARBAULT 1992). La *communauté* désignant par ailleurs "une association de populations interagissantes, habituellement définies par la nature de leur interaction ou par le lieu dans lequel elles vivent (RICKLEFS 1990), nous utiliserons indifféremment les termes de peuplement ou de communauté (BARBAULT 1981).

Les peuplements de poissons estuariens tels que nous les détaillerons sont donc les ensembles de populations capturées en estuaire ou en bras de mer grâce aux engins que nous avons utilisés.

La *structure* d'un peuplement, c'est-à-dire "ses modalités d'organisation", sera définie d'après plusieurs axes : axe spatial, temporel, trophique et reproducteur (d'après BARBAULT, 1992)

En conséquence un peuplement sera ici caractérisé par les espèces présentes, leurs abondances et leurs biomasses, ainsi que par les classes de taille et les classes de maturité sexuelle rencontrées pour chaque espèce (afin de cerner les éventuelles écophases et les périodes de reproduction).

2-2) Variables de l'étude

2-2-1) Variables du plan d'échantillonnage

Le choix du maillage spatio-temporel a résulté d'un compromis entre les contraintes logistiques et les considérations suivantes :

- Variable temps : l'alternance saison des pluies-saison sèche (et donc l'alternance crue-étiage au niveau de l'estuaire) est un phénomène dont l'effet structurant vis-à-vis des peuplements ichtyques de milieu saumâtre en Afrique de l'Ouest est majeur (ALBARET & ECOUTIN 1990 ; GUIRAL 1992). Ce phénomène se déroulant à l'échelle mensuelle, c'est ce pas de temps qui a été retenu.

- Variable distance à la mer : La forte variabilité des paramètres physico-chimiques du système estuarien, soumis aux variations hydroclimatiques de la rivière mais aussi aux différents cycles de marée - bijournalier, bimensuel, bisannuel - ne permet pas une concordance avec les échelles d'hétérogénéité de l'habitat définies par FRISSEL *et al.* (1986) pour les zones amont des rivières. Par contre les travaux réalisés sur des estuaires de dimensions comparables à celles de la Fatała, dont de nombreux exemples figurent dans YAÑEZ-ARANCIBIA (1985), montrent que pour un pas de temps mensuel les variations spatiales du peuplement estuarien peuvent être appréhendées à l'échelle du kilomètre (en concordance avec les travaux de BAYLEY & LI 1992, figure 1-5). La taille de l'estuaire à étudier (60 km de long) a conduit à retenir un nombre de stations -et donc des distances inter-stations- tel que l'échantillonnage

maximal possible ne dure pas plus de douze jours par mois. Un autre point de vue aurait pu être de considérer ce plan d'échantillonnage spatio-temporel fixe comme un échantillonnage aléatoire simple du fait de la grande variabilité du milieu estuarien (milieu variable aléatoirement dans un repère fixe ; LARDEUX 1986).

- Variable position : en milieu dulçaquicole, les berges constituent un habitat favorable aux juvéniles, où l'abondance moyenne en poissons est par conséquent supérieure à celle du chenal (PONT & PERSAT 1990) ; par ailleurs la mangrove en tant que formation rivulaire joue également un rôle positif vis-à-vis de l'abondance et de la richesse spécifique de l'ichtyofaune (THAYER *et al.* 1987, SASEKUMAR *et al.* 1992). Nous avons donc effectué en priorité les pêches à la rive et, chaque fois que cela était possible, une pêche dans le chenal afin de tenir compte de la diversité locale des habitats, définissant ainsi la variable position (rive ou chenal).

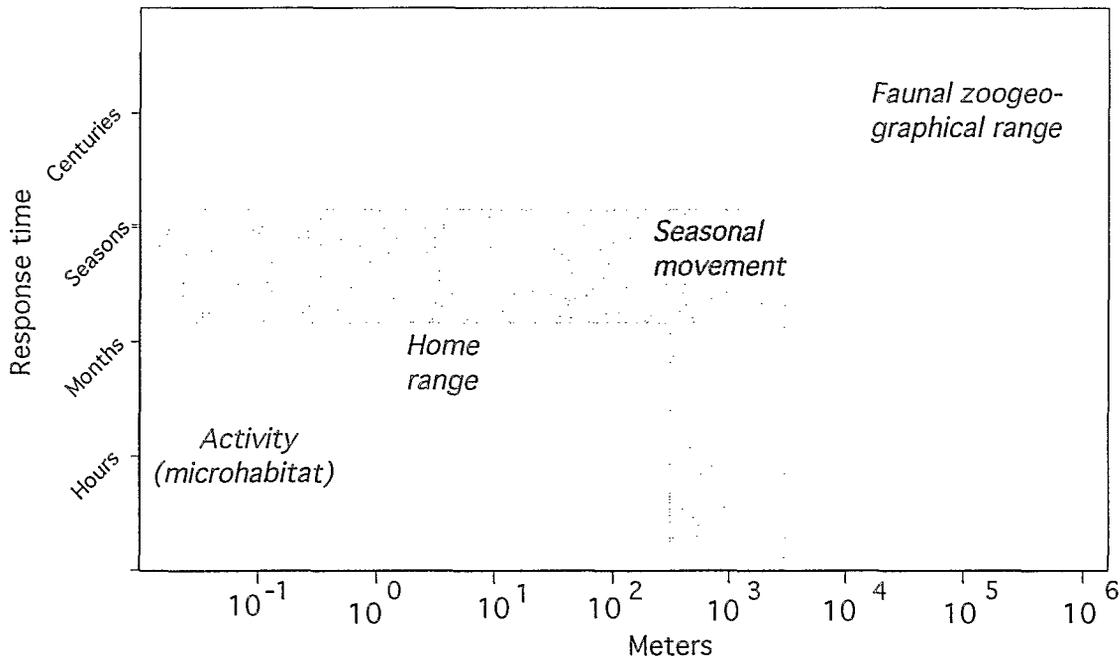


Figure 1-5 : Dimensions spatio-temporelles associées aux comportements des poissons (d'après Bayley & Li 1992) et échelles prises en compte dans cette étude (en grisé)

2-2-2) Variables de l'environnement

Suite à l'étude bibliographique mentionnée dans l'introduction, et notamment aux synthèses de Den BOER (1981) ; YAÑEZ-ARANCIBIA (1985) et DAY & GRINDLEY (1981), nous avons retenu comme importantes vis-à-vis du peuplement de poissons les variables mésologiques suivantes, régulièrement mesurées lors de l'étude :

- température
- salinité
- oxygène dissous
- turbidité
- profondeur
- nature du fond
- marnage
- sens et force du courant
- végétation rivulaire

Les variables du milieu continues ont été mesurées à l'aide du matériel suivant :

Température, salinité : sonde YSI modèle 33 (+ thermomètre à mercure, + réfractomètre Atago S-10)

Oxygène dissous : sonde YSI modèle 57

Profondeur : profondimètre Echotest Hondex (sensibilité : 20 cm)

Transparence : disque de Secchi

Marnage : annuaire des marées du port de Conakry

Vitesse du courant : courantomètre General Oceanics modèle 2030R ; au moment du traitement les données ont été converties en quatre classes discrètes : courant nul, faible, moyen, fort (Tab. 1-III) :

Tableau 1-III : Equivalences entre vitesse et force du courant

Force	Nul	Faible	Moyen	Fort
Vitesse V	$V < 10 \text{ cm.s}^{-1}$	$10 \text{ cm.s}^{-1} < V < 25 \text{ cm.s}^{-1}$	$25 \text{ cm.s}^{-1} < V < 45 \text{ cm.s}^{-1}$	$V > 45 \text{ cm.s}^{-1}$

Les variables non continues ont été recodées en classes (Tab. 1-IV) :

Tableau 1-IV : Modalités prises par les variables discrètes

VARIABLE	MODALITES
SEDIMENT	1 : Vase molle 2 : Vase + Rochers 3 : Sable vaseux 4 : Sable + Rochers
FORCE DU COURANT	1 : Nul 2 : Faible 3 : Moyen 4 : Fort

2-2-3) Variables du peuplement

Cette étude visant à décrire les variations spatio-temporelles du peuplement de poissons de l'estuaire de la Fatała mais aussi à détailler les raisons des patrons rencontrés, il fallait bien sûr identifier les espèces en présence, mais aussi les écophases (juvéniles, adultes, reproducteurs) et les comportements alimentaires de chaque espèce dans l'estuaire.

Pour cela les déterminations ont été faites grâce à la "Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest" (LÉVÊQUE *et al.* 1992), ou, si les espèces ne figuraient pas dans ce premier ouvrage, d'après les fiches FAO d'identification des espèces de l'Atlantique (1981), ou enfin en suivant BLACHE *et al.* (1970).

Les poissons ont tous été dénombrés, mesurés et pesés lors de chaque pêche ; les mesures qui suivent ont été réalisées sur un échantillon de 50 poissons lorsque l'abondance totale par espèce (par coup de pêche ou filet d'une maille donnée) était supérieure à 50 (ROBERTSON & DUKE 1990 b).

Les tailles individuelles sont, comme le veut l'usage en biologie marine, des longueurs à la fourche (distance horizontale de l'extrémité antérieure du museau à l'intérieur de la fourche de la nageoire caudale) ; en cas d'impossibilité -espèces sans caudale fourchue, nageoire en mauvais état...- on a alors mesuré la longueur standard (distance horizontale de l'extrémité antérieure du museau à l'articulation de la nageoire caudale). Les mesures ont, autant que possible, été faites sur des poissons frais (16 970 poissons frais, 90% de l'ensemble des poissons mesurés). Dans les cas où ont du être effectuées des mesures standard ou des mesures après conservation au formol (qui a tendance à rétrécir les poissons ; RADTKE 1989), une série de régressions linéaires a permis de ramener toutes les mesures à des longueurs à la fourche de poissons frais.

Classes de maturité sexuelle : les classes que nous avons prises pour référence sont celles définies par DURAND & LOUBENS (1970) en milieu dulçaquicole et reprises dans de nombreuses études d'ichtyologie ouest-africaine. Cette échelle de maturation recoupe celle de HOLDEN & RAITT (1974) en milieu marin.

La nature extensive de l'étude (prise en compte de toutes les espèces du peuplement -102 espèces- sur toute la zone estuarienne, d'où observation des stades sexuels de 18 000 poissons sur le terrain) n'a pas laissé le temps de réaliser des mesures plus fines telles les rapports gonado-somatiques pour chaque espèce.

Catégories trophiques : les catégories retenues ici répondent au souci d'effectuer *in situ* une détermination visuelle rapide des proies ingérées par un grand nombre d'individus et d'espèces. En ce sens notre approche se veut moins complète que celles de LONGHURST (1957) ou FAGADE & OLANIYAN (1973). Ainsi, désirant

simplement préciser l'importance relative des différentes voies trophiques à l'intérieur de l'estuaire, nous n'avons défini que huit catégories alimentaires, qui sont :

Poissons, crabes, crevettes, plancton, mollusques, insectes, substrat, autres.

Ce choix de classes, lié à la nature des inter-relations trophiques dans un estuaire tropical (ODUM & HEALD 1972 ; de SYLVA 1975 ; ALBARET 1994), s'inspire de CADENAT (1954), LONGHURST (1960) et LAUZANNE (1976).

Les contenus stomacaux sont saisis de façon binaire dans chaque classe (présence/absence de l'aliment considéré).

Les variables du plan d'échantillonnage, du milieu et du peuplement que l'on a étudiées sont résumées tableau 1-V.

Tableau 1-V : Variables mesurées lors de l'étude

VARIABLES DU PLAN D'EXPERIENCE	VARIABLES DU MILIEU	VARIABLES DU PEUPEMENT
Campagne Date Heure Position Coup ou batterie Distance à l'embouchure	Végétation Sédiment Profondeur Transparence Sens du courant Force du courant Salinité de surface Salinité de fond Température de surface Température de fond Oxygène de surface Oxygène de fond Marnage	Espèce Abondance Taille Classes de maturité Classes trophiques

2-3) Techniques d'échantillonnage retenues

La perception du "peuplement réel" est totalement dépendante de la méthode de pêche employée, du fait de l'accès possible ou non de l'engin à certaines zones de l'estuaire, de la sélectivité et de l'efficience de cet engin et enfin de la vulnérabilité du poisson . En conséquence plusieurs méthodes de pêche ont été retenues de manière à obtenir un échantillonnage le plus complet possible de l'ichtyofaune estuarienne. Deux méthodes principales (senne tournante coulissante et filets maillants) ont été utilisées chaque mois en alternance pour décrire, de façon complémentaire, les variations du peuplement. La première technique de pêche, diurne et ponctuelle, permet une bonne approche quantitative du peuplement et de ses relations avec les facteurs du milieu ; la seconde, nocturne et plus intégrative, permet un meilleur échantillonnage -qualitatif- de l'habitat rivulaire.

Enfin deux autres méthodes ont été utilisées ponctuellement de manière à compléter les inventaires spécifiques dans des milieux contigus à l'estuaires (petits bras de mers, zones d'inondation).

Compte tenu du marnage (atteignant 5 m) et des forts courants rencontrés en estuaire, engins et méthodes de pêche ont du être adaptés afin de rester fonctionnels dans le milieu considéré.

2-3-1) Senne tournante coulissante

Cet engin a été choisi :

- pour sa faible sélectivité (CANTRELLE *et al.* 1983, CHARLES-DOMINIQUE 1989) et la qualité de sa pêche, puisqu'on peut considérer qu'il est le seul engin actif pouvant échantillonner la totalité de la colonne d'eau, jusqu'au sédiment qu'il affouille.

- pour sa prise par unité d'effort bien définie, le volume d'eau échantillonné étant connu et reproductible.

- par souci de comparabilité des résultats avec ceux déjà obtenus en milieu estuarien ouest-africain grâce au même engin, en Côte d'Ivoire (ALBARET & ECOUTIN 1989 ; 1990) et au Sénégal (programme ORSTOM Siné-Saloum, DIOUF 1992)

Les études reposant sur un échantillonnage mené à la senne tournante coulissante sont à notre connaissance très peu nombreuses, bien que cet engin soit en principe un des meilleurs échantillonneurs du peuplement réel, car :

- à la différence du chalut ou des filets maillants il échantillonne la totalité de la colonne d'eau dans ce type de milieu de profondeur inférieure à sa chute ;

- à la différence de l'ichtyotoxique ou de la senne de plage il permet de pêcher même en chenal profond de plusieurs mètres ;

- à la différence de nombreux autres engins il est très peu sélectif.

Il a pour inconvénient d'être quasiment inutilisable en présence de rochers qui empêchent sa fermeture (il est de plus dilacéré par les huitres qui les couvrent en milieu estuarien).

La senne tournante utilisée a pour dimensions 250 m de long sur 20 m de chute et un maillage 14 mm (côté de maille).

Le filet ("tressnet" sans nœuds) est constitué de huit nappes en fil 210/12 et de deux nappes en 210/18 formant la poche. La coulisse de 450 m passe par trente anneaux métalliques.

Cet engin est manœuvré manuellement par neuf à dix pêcheurs sur une barque de quinze mètres motorisée en 15 ou 25 CV hors-bord.

Les coups sont donnés sans passage sur le lieu d'échantillonnage (TAVERNY 1991). GRASSET (1972) et BRANDT (1984) détaillent son mode d'utilisation, schématisé figure 1-6.

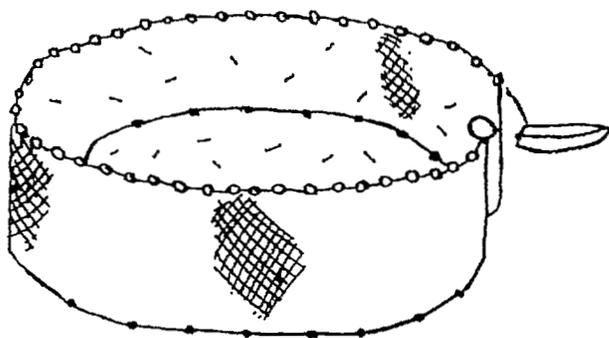
Chaque coup de pêche nécessite environ vingt minutes quand il est effectué par une équipe expérimentée. Un coup de bonne qualité se caractérise comme suit :

- profondeur comprise entre deux et seize mètres ;
- ni accroc ni emmêlement lors du lancer ;
- temps de récupération des anneaux inférieur à 5 mn (le filet est alors totalement fermé) ;
- ni accroc ni déchirement lors du halage ;
- temps de halage total inférieur à 30 mn.

Seuls les coups de bonne qualité ont été retenus dans la suite de l'étude.

La surface échantillonnée par un coup de senne (utilisée à 90% de sa longueur) est de $4030 \text{ m}^2 \approx 0,4 \text{ ha}$.

1) Encerclement



2) Remontée des anneaux puis halage

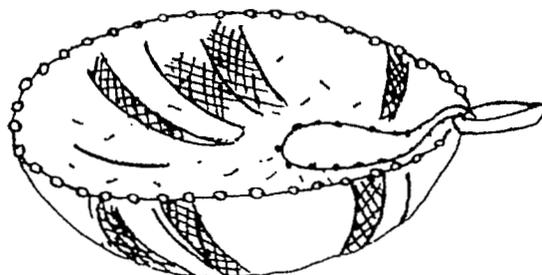


Figure 1-6 : Principe de fonctionnement de la senne tournante coulissante (d'après SALLES 1989)

Plan d'échantillonnage

Dans un milieu connu, le rythme et l'intensité de l'échantillonnage à la senne tournante coulissante peuvent varier pour s'adapter à l'hétérogénéité des secteurs parcourus (ALBARET & LEGENDRE, 1985). Dans le cas de la Guinée, l'absence totale d'informations sur l'estuaire considéré et le temps limité disponible pour cette étude n'ont pas permis d'appréhender l'hétérogénéité des différents secteurs avant d'entreprendre un cycle annuel. Par conséquent nous avons dû appliquer *a priori* un protocole constant, résultant d'un compromis entre l'échantillonnage optimum souhaitable -compte tenu des autres protocoles évoqués plus loin-, les contraintes logistiques (disponibilité de voitures, bateaux, moteurs et de main d'oeuvre) et le temps disponible (10 à 15 jours de terrain par mois).

L'échantillonnage à la senne tournante a ainsi été mené

- à un rythme bimestriel
- en 8 stations équidistantes, dont une à l'extérieur de l'estuaire
- à raison de deux coups de pêche de bonne qualité en chaque station, sans recherche préalable du poisson, l'un dans le chenal, l'autre au plus près de la berge (hauteur d'eau 2 m minimum).

Le plan d'échantillonnage théorique retenu figure tableau 1-VI, où les stations sont définies par leur distance à l'embouchure (cf. fig. 1-1).

Tableau 1-VI : Plan d'échantillonnage théorique à la senne tournante coulissante en Fatala
Coups par campagne et par station (distances à l'embouchure en km)

	-4	3	10	17	24	33	39	46
Janvier 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Mars 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Mai 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Juillet 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Septembre 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Novembre 93	1	2	2	2	2	2	2	2
Janvier 94	1	2	2	2	2	2	2	2

2-3-2) Filets maillants

Cet engin a été retenu afin de pouvoir assurer en milieu estuarien et jusqu'à la mer la continuité de l'échantillonnage mené en amont de la Fatala par le programme ORSTOM "Rôle de l'environnement physique et biologique sur les ressources ichtyologiques en Basse Guinée". Il a aussi été retenu pour avoir été utilisé dans plusieurs autres études d'ichtyofaune estuarienne en Afrique de l'Ouest (FAGADE &

OLANIYAN 1973, DORR *et al.* 1985) et surtout dans l'ensemble des études de suivi des traitements contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest (LEVÊQUE *et al.* 1988). L'utilisation de cet engin autorisera donc une éventuelle comparaison des résultats acquis en estuaire avec ceux de nombreuses études réalisées en domaine continental. Enfin les problèmes liés à l'utilisation et à la sélectivité de cet engin sont bien connus (BENECH & QUENSIERE 1987 ; MINNS & HURLEY 1988 ; JENSEN 1990).

L'échantillonnage est réalisé grâce à des batteries de filets maillants posées le long des berges, chaque batterie étant constituée de dix filets montés à 50%, de dimensions 25 m * 2 m en pêche. Les filets en multifilament noué blanc ont respectivement pour maillage 10 ; 12,5 ; 15 ; 17,5 ; 20 ; 22,5 ; 25 ; 30 ; 35 et 40 mm de côté.

Dans un premier temps, sur la base d'observations empiriques et de conseils concordants des pêcheurs artisans, ont été effectuées les modifications suivantes, non testées systématiquement :

- montage 4-2, c'est-à-dire quatre mailles par armement suivies de deux par armement, le coefficient de montage total restant de 50%. Ce type de montage utilisé par tous les pêcheurs du littoral permet à la nappe de former des poches qui "augmentent l'efficacité du filet".

- pose des filets deux par deux, chaque doublet étant pourvu de deux ancrs de cinq à huit kilos à sa base, et de trois bouées, ceci sans être reliés aux arbres, de manière à pouvoir suivre la marée et à ne pas être déchirés par les huîtres de palétuviers. Poser les filets un par un contraint à embarquer trop d'ancres, et les poser par triplets ou plus les rend trop sensibles au courant.

A l'issue de tests d'efficacité portant sur les comparaisons suivantes :

- de jour / de nuit
- parallèlement à la berge / orthogonalement à la berge
- près du bord / dans le chenal

on a retenu la combinaison "de nuit/parallèlement à la berge/près du bord".

L'abondance est significativement supérieure de nuit, sans doute à cause de la visibilité des filets de jour ; la pêche ne peut être menée orthogonalement à la berge durant la saison des pluies à cause des feuilles et morceaux de bois dérivants qui entraînent les filets ; enfin l'abondance à proximité de la berge est très significativement supérieure à celle dans le chenal.

Ceci a pour conséquence, dans une zone soumise au marnage, de ne pouvoir déployer une unité d'effort standard et donc calculer de prise par unité d'effort. En effet si les filets sont posés à marée haute dans une hauteur d'eau telle qu'ils soient toujours tendus à marée basse ($z \geq 7$ m), alors ils sont à une dizaine de mètres de la berge et la prise par nuit de pêche est quasi-nulle. Par contre la prise est d'autant plus

abondante qu'ils sont posés plus près des berges, même s'ils doivent pour cela être détendus, voire exondés, à marée basse.

Enfin on notera que pratiquer la pêche aux filets maillants de nuit a pour avantage de donner une image plus complète du peuplement réel, par un échantillonnage des espèces nocturnes que la senne tournante pêchant de jour est peu susceptible de capturer. Par ailleurs cet engin permet également d'échantillonner en secteur rocheux, alors que la pêche à la senne tournante est limitée aux zones ouvertes à fonds sableux ou vaseux.

Ces modalités de pêche différentes présentent par contre l'inconvénient d'amplifier les différences entre les captures de chaque engin et de compliquer ainsi l'interprétation des patrons spatio-temporels.

Le plan d'échantillonnage retenu pour les filets maillants est résumé tableau 1-VII.

Tableau 1-VII : Plan d'échantillonnage théorique aux filets maillants en Fatale d'avril 93 à février 94. Nombre de filets par campagne, par distance à l'embouchure et par maille

Mois	Distance à la mer (km)	Maille (mm)									
		10	12,5	15	20	22,5	25	30	35	40	60
Avr. 93	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Juin 93	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Août 93	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Oct. 93	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Déc. 93	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Fév. 94	46/33/17/3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

2-3-3) Méthodes de pêche complémentaires

Afin d'obtenir un inventaire faunistique le plus complet possible, deux autres méthodes de pêche complémentaires ont également été retenues. Il s'agit :

- d'ichtyotoxique (roténone), seul le poison permettant de capturer les poissons vasicoles (Gobiidae, Ophichthiidae,...) dans les milieux très peu profonds où ne peut intervenir la senne tournante coulissante ;
- de verveux, afin d'échantillonner les bras de mer de petites dimensions ("bolons") dans lesquels les compositions spécifiques et distributions en tailles peuvent être différentes du chenal principal.

Roténone

Les pêches à l'ichtyotoxique ont toutes eu lieu dans des chenaux peu profonds (2 m maximum) soumis à l'action de la marée, en eau douce ou saumâtre, depuis le Km 46 jusqu'au Km 3.

Les chenaux étaient barrés en amont et en aval une heure après la marée haute (maille de barrage : 6 mm de côté). La roténone (5 g de produit pur par m³ d'eau) était déversée à mi-marée descendante. Les volumes d'eau barrés étaient compris entre 150 et 1300 m³ selon les lieux. Une fraction des poissons était capturée à l'épuisette en surface, mais le reflux permettait en outre de récupérer, à marée basse, la fraction des poissons ayant coulé. Les poissons pêchés en surface ont représenté 28 à 77% de la totalité de la pêche selon les cas (moyenne = 58%).

Les résultats ont confirmé que la roténone est efficace en milieu saumâtre (MATLOCK *et al.* 1982) et les efficacités observées ici (ratio des poissons capturés à l'épuisette sur l'ensemble des poissons capturés) correspondent à celles obtenues en d'autres milieux estuariens (WEINSTEIN & DAVIS 1980).

Verveux

Ces filets en forme d'entonnoirs sont formés d'un corps central cylindrique constitué de 5 cerceaux et de deux goulets empêchant le retour du poisson. Ce corps central est placé au cœur d'une nappe de 50 m², décentré vers le bas. La nappe constituant les ailes de l'engin est plombée et flottée.

Le filet est placé à marée basse en travers d'un chenal, goulets vers l'aval, tendu entre les palétuviers qu'il touche. Il est maintenu plaqué au fond par des piquets et est repéré par une bouée. A marée haute la bouée permet de le dégager et il se redresse, barrant alors la totalité du chenal. Il doit être maintenu tendu verticalement par des perches pour que les ailes ne s'affaissent pas devant les goulets à la marée descendante.

Le verveux fonctionne en fait ici comme un filet-barrage, en facilitant toutefois la récupération du poisson qui est concentré dans le corps central. Il pêche durant les 6 heures de la marée descendante. Il a déjà été utilisé avec efficacité dans un milieu semblable (ROBERTSON & DUKE 1990 a) ; en rivière BENECH et LE HONG CHUONG (1993) ont précisé ses effets sur le comportement des poissons.

La figure 1-7 schématise ce type de pêche.

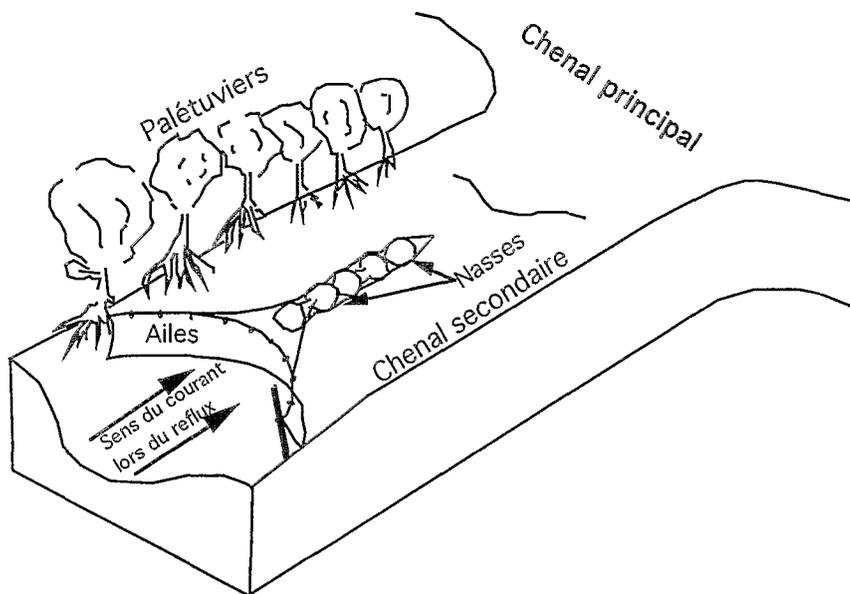


Figure 1-7 : Mode de pêche aux verveux (d'après LOUIS 1983)

2-4) Stations retenues

Sur la Fatała, la zone estuarienne est clairement limitée à 60 km en amont par un seuil rocheux où s'arrêtent à la fois la marée dynamique et la marée saline (village de Bindan). Le long des 50 km de la zone d'étude (les dix derniers kilomètres sont inaccessibles en bateau), et en tenant compte des impératifs de terrain (zones rocheuses), on a retenu finalement retenu :

- sur le fleuve Fatała : sept stations, dont quatre sont communes aux deux modes de pêche et trois sont spécifiques à la pêche à la senne tournante coulissante,
- en mer, dans le prolongement de l'embouchure (Km -4), une station consacrée à la pêche à la senne,
- sur le bras de mer de Dangara : trois stations de pêche à la senne.

Les caractéristiques de ces stations sont données Tableau 1-VIII ; la figure 1-8 indique leurs positions respectives.

Tableau 1-VIII : Stations de pêche retenues et leurs caractéristiques

Km à la mer	Nom	Prof. max	Largeur (m)	Faciès	Saumâtre	Végétation	Nature du fond
46	Tahiré	10	270	Rivière	5 mois/an	A	G+R
39	Samasiré	14	200	Mangrove	6 mois/an	P	V+R
33	Kamatambaya	13	250	Mangrove	7 mois/an	P	V+R
24	Mérou	12	350	Mangrove	8 mois/an	P	V+R
17	Boffa	15	1250	Mangrove	9 mois/an	P	V
10	Ile Fatala Nord	7,5	2250	Mangrove	10 mois/an	P	V
3	Conakrydi	14	2250	Mangrove	12 mois/an	P	V+S
-4	En mer	10,2			12 mois/an		S
3	Dangara Sud	8,5	1000	Mangrove	12 mois/an	P	V
10	Dangara Centre	11	450	Mangrove	12 mois/an	P	V
17	Dangara Nord	9,2	300	Mangrove	12 mois/an	P	V

Tous noms : stations de pêche à la senne tournante
En ombré : stations senne + filets maillants

A : arbustes/P : palétuviers
G : graviers/R : roches/V : vase/S : sable

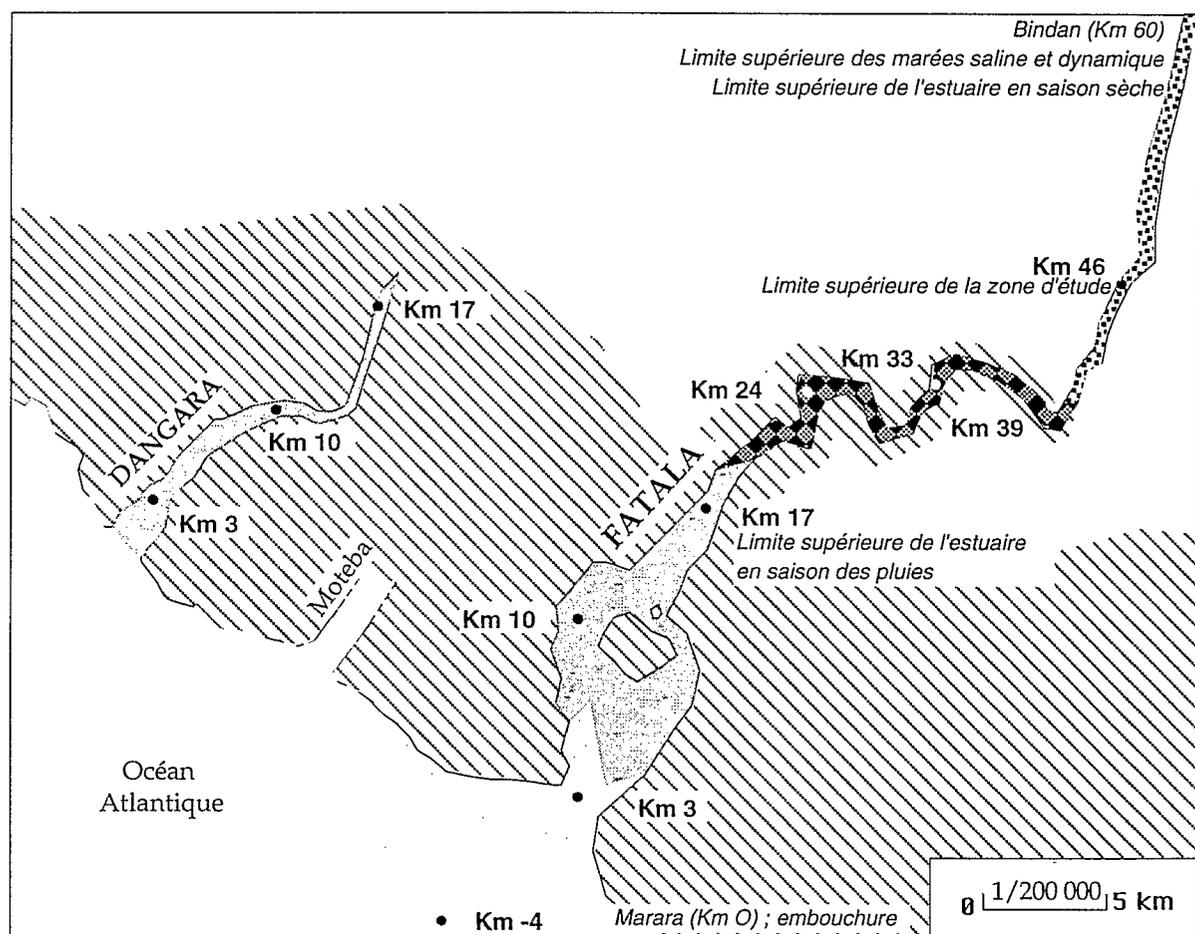
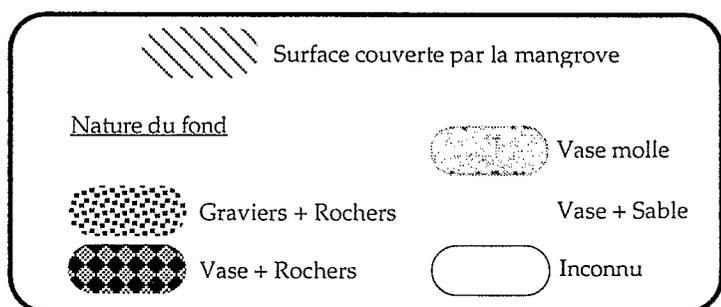


Figure 1-8 : Caractéristiques du milieu dans les principales stations retenues



2-5) Protocole réalisé

2-5-1) Senne tournante

Les grandes difficultés de terrain rencontrées lors de la pêche, en raison de la présence de vase molle colmatante et de rochers (accrocs, déchirements) n'ont pas permis de respecter entièrement le plan d'échantillonnage prévu.

Le plan effectivement réalisé (84 coups de pêche standards en Fatala) est donné tableau 1-IX.

Tableau 1-IX : Echantillonnage réalisé à la senne tournante ; nombre de coups réussis (en ombré) et nombre de coups tentés par campagne et par station (distances à la mer en km).

	-4	3	10	17	24	33	39	46
Janvier 93	1	1	1	2	2	2	1	0
	2	2	2	3	2	4	2	3
Mars 93	1	2	1	1	2	2	1	1
	2	2	2	2	3	7	3	1
Mai 93	1	2	2	2	2	2	1	0
	2	2	2	3	2	3	4	2
Juillet 93	1	2	2	2	0	0	0	0
	1	4	3	2	0	0	0	0
Septembre 93	1	2	2	2	1	2	2	2
	2	4	3	2	1	4	2	2
Novembre 93	1	2	2	2	2	2	2	2
	1	3	2	3	2	3	2	2
Janvier 94	1	2	2	2	2	2	2	2
	1	5	3	2	2	2	2	2

En gras : données O₂ manquantes

L'échantillonnage est particulièrement incomplet lors de la campagne 4 (mois de juillet), n'ayant pu être poursuivi au delà du km 17 du fait d'un accident lors de la mission. L'échantillonnage s'étant alors limité à la zone la plus poissonneuse de l'estuaire, cette campagne donnera lieu à des traitements particuliers afin d'éliminer les biais induits.

L'effort total d'échantillonnage, qui intègre le suivi du bras de mer de Dangara (42 coups de pêche standards), les coups d'essai ou de mise au point et surtout les nombreux coups de pêche invalides par suite d'accrochage, dont les captures ont néanmoins été prises en compte pour le recensement des espèces présentes et pour l'étude de leur biologie, s'élève à 479 coups de senne.

Les données mésologiques disponibles sont liées au plan d'échantillonnage effectivement réalisé ; cependant on doit mentionner le cas particulier de l'oxygène dissous, qui n'a pu être mesuré durant deux campagnes du fait d'une panne d'électronique irréparable en Guinée. Cette variable n'a donc finalement pas été

retenue, car pour pouvoir établir les relations peuplement-variables du milieu, il aurait alors fallu ignorer deux campagnes sur sept.

2-5-2) Filets maillants

L'échantillonnage aux filets maillants a, en période de routine, rencontré moins de difficultés que le précédent. Le protocole prévu a pu être réalisé de manière quasi-complète, hormis quelques filets entraînés en mer ou détruits par les crabes. Le tableau 1-X résume l'échantillonnage effectivement réalisé. Pour ce qui est de la mesure de l'oxygène dissous, les mêmes problèmes se sont posés qu'avec la senne tournante, qui n'ont pas permis de retenir ce paramètre dans les traitements ultérieurs.

La batterie de filets maillants étant ici l'unité d'échantillonnage, on peut vérifier que seul le mois de juin a été sensiblement sous-échantillonné (c'est, malgré cela, le mois du maximum d'abondance et de diversité ; cf. § IV-2-2-2). Nous considérerons donc en première approximation l'échantillonnage aux filets maillants comme régulier dans le temps et l'espace au cours de l'étude.

Tableau 1-X: Echantillonnage réalisé aux filets maillants dans la Fatale d'avril 93 à février 94.
Nombre de filets posés par maille, par station et par campagne.

Mois	Distance à la mer (km)	Maille (mm)									
		10	12,5	15	20	22,5	25	30	35	40	60
Avr. 93	46	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2
	33	4	4	4	2	4	4	2	2	4	3
	17	2	4	3	4	4	4	4	4	4	4
	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4
Jun. 93	46	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	33	4	4	4	4	4	3	4	3	4	4
	17	3	3	4	3	3	3	3	3	3	2
	3	3	3	2	3	3	3	3	2	3	2
Aoû. 93	46	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4
	33	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	17	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Oct. 93	46	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	33	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4
	17	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	3	4	4	4	4	4	4	4	3	4	3
Dec. 93	46	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	33	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	17	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	3	3	3	4	3	4	4	4	4	3	4
Fev. 94	46	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4
	33	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	17	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4
	3	4	4	4	4	4	3	4	4	4	0

L'effort total d'échantillonnage, qui intègre les campagnes de mise au point des techniques de pose, dont les captures ont été prises en compte pour le recensement des espèces présentes, a été de 1609 poses de filet, chaque filet de 50 m² en pêche ayant séjourné au moins 6 heures dans l'eau ; 80% des pêches ont eu lieu de nuit, pour une durée de 12 heures.

2-5-3) Méthodes de pêche complémentaires

Dix-huit pêches à la roténone ont été effectuées en un an, en quatre stations réparties le long de l'estuaire (Km 3, 17, 33, 46), dans des chenaux de mangrove ou des zones inondables soumises à l'alternance marégraphique.

Dix-huit poses de verveux ont également été effectuées en un an, dans des chenaux de mangrove uniquement (Km 3, 17, 33). Les pêches ont été effectuées de nuit comme de jour.

2-6) Variables étudiées et contraintes d'échantillonnage

2-6-1) Variables du peuplement

A l'échelle du peuplement, le choix d'un échantillonnage basé sur deux méthodes de pêche vise, nous l'avons dit, à obtenir une image plus complète de sa dynamique spatio-temporelle en combinant les sélectivités propre à chaque engin. Ce choix ne peut s'appliquer, à l'échelle spécifique, à l'étude de la biologie des espèces car suivre un indicateur comme le taux de reproducteurs d'une population suppose un échantillonnage de sélectivité constante.

En conséquence l'unité de temps retenue pour les études de biologie (reproduction et alimentation) est le bimestre et l'unité d'effort est alors "1 campagne senne + 1 campagne filets maillants" (ainsi une seule des campagnes senne de janvier a été gardée).

En conséquence le suivi spatio-temporel de la reproduction et de l'alimentation des principales espèces a été réalisé avec les seules données recueillies dans les stations communes aux filets maillants et à la senne tournante.

Par ailleurs les catégories alimentaires n'ont pas été retenues lors des pêches aux filets maillants car le temps d'immobilisation des poissons, qui peut atteindre 12 heures, est tel qu'une lyse sélective des aliments ingérés (plancton, corps mous en priorité) biaise les résultats observés lors de la relève des filets.

2-6-2) Variables du milieu

Les variables du milieu ont été mesurées au cours de chaque opération de pêche ; cependant :

- le pas d'échantillonnage est deux fois plus serré dans l'espace lors des campagnes à la senne tournante coulissante
- les durées de pêche pour chaque engin sont telles que les captures effectuées en 12 heures aux filets maillants ne peuvent être mises en relation avec certains paramètres de l'environnement qui varient dans le temps selon une fréquence inférieure à 12 heures (tableau 1-XI).

En conséquence nous avons retenu pour caractériser les variations spatio-temporelles du milieu les données issues des campagnes à la senne tournante, et nous utiliserons ces mêmes données pour établir les relations entre le peuplement et les variables mésologiques. Les données sur le peuplement issues des pêches aux filets maillant serviront ainsi à compléter ou moduler le point de vue donné par les pêches à la senne tournante.

Tableau 1-XI : Campagnes de pêche et paramètres de l'environnement mesurables.

* : paramètres dont le temps de variation est supérieur ou égal au temps de pêche

	Senne tournante	Filets maillants
	84 unités d'effort Pêche de 15 à 30 mn	48 unités d'effort Pêche de 12 heures
Végétation	*	*
Sédiment	*	*
Profondeur	*	
Transparence	*	*
Sens du courant	*	
Force du courant	*	
Salinité	*	
Température	*	*
Oxygène	*	
Marnage	*	*

3) TRAITEMENT DES DONNÉES

3-1) Base de données utilisée

Le traitement de l'information recueillie à différents niveaux (plan d'échantillonnage, milieu, peuplement) et la mise en relation des fichiers créés a nécessité l'utilisation d'une base de données. Celle-ci, fonctionnant sous DBase IV ou FoxBase, a été établie sur le modèle de celle mise en place pour le programme Siné-Saloum de l'Orstom (SIMIER 1992 ; 1993). Pour les pêche à la senne tournante, elle se décompose en fichiers unitaires, ayant tous en commun le n° de campagne et de coup, ou le n° de campagne et de batterie dans le cas des filets maillants (Tab. 1-XII et 1-XIII).

Tableau 1-XII : Fichiers de la base de données utilisée pour traiter les données issues de l'échantillonnage à la senne tournante coulissante

PECHE	ENVIRONNEMENT	PEUPEMENT	BIOLOGIE	ESPECES	STATION
CAMPAGNE	CAMPAGNE	CAMPAGNE	CAMPAGNE	Nom	Code station
COUP	COUP	COUP	COUP	Code	Nom
Date	Date	Code espèce	Code espèce	Famille	Bras
Code station	Code station	Nombre pêché	Longueur		Position
Position	Heure	Poids par esp.	Poids indiv.		Profondeur
Engin	Profondeur	Nb mesurés	Sexe		Dist. à la mer
Heure	Transparence		Stade sexuel		Végétation
Qualité	Sens du courant		Poisson		Sédiment
Nb espèces	Force du courant		Crabe		
	Salinité de surface		Crevette		
	Salinité de fond		Plancton		
	Temp. de surface		Insecte		
	Temp. de fond		Mollusques		
	Oxygène de surface		Sédiment		
	Oxygène de fond		Autre		
	Marnage		Remplissage		
	Lune				

Tableau 1-XIII : Fichiers de la base de données utilisée pour traiter les données issues de l'échantillonnage aux filets maillants

PECHE	ENVIRONNEMENT	PEUPEMENT	BIOLOGIE	ESPECES	STATION
CAMPAGNE	CAMPAGNE	CAMPAGNE	CAMPAGNE	Nom	Code station
BATTERIE	BATTERIE	BATTERIE	BATTERIE	Code	Nom
Date	Code station	Code espèce	Code espèce	Famille	Dist. à la mer
Code station	Heure	Nombre pêché	Longueur		Végétation
Nb d'heures	Transparence	Poids par esp.	Poids indiv.		Sédiment
Qualité	Salinité de surface	Nb mesurés	Sexe		
Nb espèces	Temp. de surface		Stade sexuel		
	Oxygène de surface				
	Marnage				

3-2) Méthodes d'analyse utilisées

3-2-1) Méthodes standard

Les études qui suivent sont essentiellement basées sur les méthodes d'analyse multivariée. Les fondements de celles-ci sont exposés dans CAILLIEZ & PAGES (1976), FENELON (1981), ESCOFIER & PAGES (1990). Si LUDWIG & REYNOLDS (1988) proposent une synthèse des analyses statistiques applicables en écologie, l'analyse multivariée appliquée à l'étude des communautés écologiques est plus particulièrement détaillée dans DIGBY & KEMPTON (1987). En 1991, DOLÉDEC & CHESSEL ont précisé l'usage de ces différentes méthodes dans le cadre des études environnementales. Les méthodes de décomposition des aspects spatiaux et temporels en hydrobiologie ont été traitées par DOLÉDEC & CHESSEL (1987 ; 1989), et POIZAT (1993) offre un résumé de diverses techniques applicables lors de l'étude des variations spatio-temporelles des peuplements de poissons. Enfin les différentes méthodes d'étude des relations espèces-milieu sont passées en revue par DOLÉDEC & CHESSEL (1994) ; la méthode utilisée ici (analyse canonique des correspondances, analyse en composantes principales sur variables instrumentales) est détaillée dans LEBRETON *et al.* (1988 a ; 1988 b ; 1991).

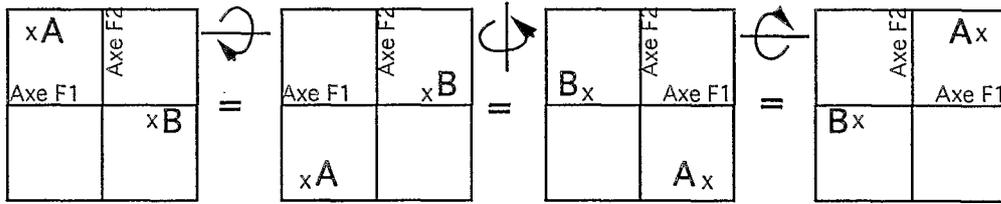
La quasi-totalité des analyses et figures a été réalisée avec le logiciel ADE-4 (CHESSEL, DOLÉDEC & THIOULOUSE 1995)

3-2-2) Méthode STATIS

Nous utiliserons lors de l'étude de la permanence de la structure spatiale du peuplement de poissons la méthode ACT-STATIS (L'HERMINIER DES PLANTES 1976 ; LAVIT 1988 ; LAVIT *et al.* 1994) qui permet l'analyse conjointe de tableaux successifs. Le principe de la méthode est de réaliser, à partir de plusieurs tableaux de données d'un même objet d'étude (pouvant présenter des structures différentes), une structure moyenne sur laquelle on se basera pour comparer les tableaux entre eux.

En écologie, on est souvent confronté à des séries de données correspondant à des répétitions d'un même échantillonnage dans le temps ou l'espace (par exemple répétition mensuelle d'un échantillonnage faunistique dans un milieu donné, ou échantillonnage identique des peuplements de plusieurs milieux différents). S'il est possible de mettre en évidence une structure dans chacun de ces tableaux de données (LUDWIG & REYNOLDS 1988), il est par contre difficile de comparer entre elles les structures obtenues dans la mesure où :

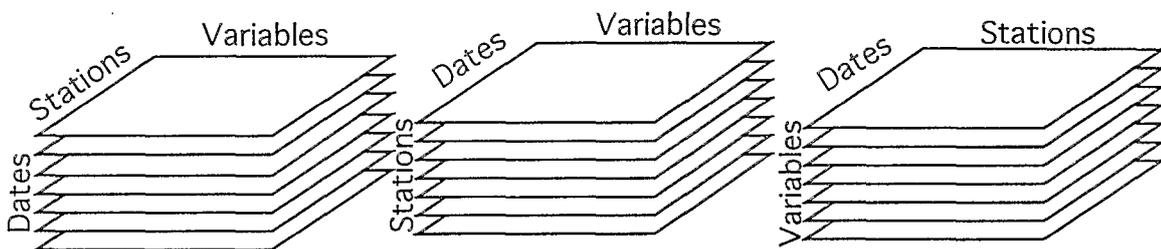
- chaque analyse multivariée est représentée graphiquement par un plan factoriel dans lequel le sens des axes factoriels (axes d'inertie issus de la diagonalisation) est aléatoire (CAILLIEZ & PAGES 1976) ; à supposer qu'une structure identique se retrouve d'un tableau à l'autre, sa représentation dans les plans factoriels dépendra du sens des axes factoriels :



- les variances expliquées (= inerties totales) sont différentes d'une analyse à l'autre et les échelles des cartes factorielles sont *a priori* différentes les unes des autres.

La méthode ACT-STATIS (Analyse Conjointe de Tableaux - Structuration des Tableaux à Trois Indices de la Statistique) résoud ce problème en permettant l'obtention d'un plan factoriel unique résumant la structure moyenne commune à tous les tableaux. Ce plan compromis constitue une *référence* à partir de laquelle peut être rediscutée la structure observée dans chacun des tableaux de départ.

Cette méthode permet bien sûr de traiter toutes les combinaisons Variables x Stations x Dates d'un cube de données.



STATIS peut se décomposer en deux étapes :

1) étape d'interstructure où, à partir des K sous-tableaux par date on calcule K matrices de covariances ; celles-ci sont synthétisées en une matrice unique des produits scalaires. La diagonalisation de cette dernière permet de calculer, comme lors d'une ACP, une première composante principale.

De cette première composante principale sont tirés les coefficients qui, appliqués aux matrices de covariances de départ, vont permettre de calculer une matrice de covariance "moyenne" appelée "matrice compromis".

2) étape d'intrastructure. Au cours de cette étape, la diagonalisation de la matrice compromis permet de tracer un plan factoriel de compromis sur lequel s'exprime donc la structure moyenne contenue dans les K sous-tableaux d'origine.

C'est ce plan factoriel (ici la position moyenne des espèces au cours du temps) qui sera soumis à l'interprétation.

Un schéma plus détaillé de la méthode est donné figures 1-9 et 1-10.

Lors de la première étape, le logiciel ADE-4 calcule les K ACP et permet de représenter simultanément les K plans factoriels, qui doivent s'interpréter en tenant compte du fait que le sens de chaque axe peut s'inverser d'un plan à l'autre, sachant qu'il y a eu K diagonalisations distinctes.

A l'issue du calcul de la matrice du compromis, le programme donne la matrice des coefficients de corrélation vectorielle entre chacun des sous-tableaux de départ (généralisation de la corrélation entre deux variables à la corrélation entre deux matrices de covariance). Il calcule également les cosinus carrés entre les opérateurs et le compromis, c'est-à-dire le pourcentage d'identité de chaque sous-tableau à la structure "moyenne" du compromis, et permet de représenter, pour chaque sous-tableau de départ et pour chaque variable-colonne, l'écart entre le plan factoriel du sous-tableau d'origine et le plan factoriel du compromis.

L'idée est alors de comparer chacune des structures de base à la structure moyenne, sachant quels sous-tableaux ont le plus contribué à la constitution de la matrice du compromis.

Travaillant sur la base des covariances, STATIS tiendra compte en priorité, pour la réalisation du compromis, des variables qui présentent des patrons différents selon les sous-tableaux, c'est-à-dire des covariances maximales.

La méthode ACT-STATIS a rarement été utilisée en écologie ; AMANIEU *et al.* (1981) l'ont appliquée pour déterminer la valeur typologique de différents groupes faunistiques dans la caractérisation spatio-temporelle d'un milieu ; elle a également été utilisée dans le cadre de l'analyse des variations spatio-temporelles d'un peuplement de poissons (ECOUTIN 1989) et récemment pour analyser la permanence des structures mésologiques et des peuplements ichtyques dans différents cours d'eau français (VERNEAUX & CHESSEL 1994).

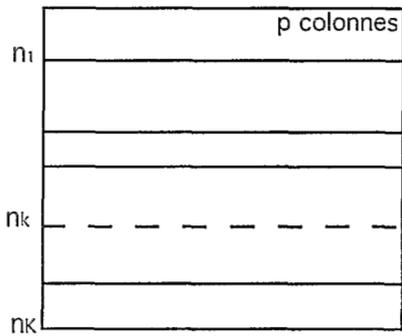


Tableau de données composé de K sous-tableaux (variables en colonnes, individus en ligne)

Création de K triplets statistiques (X_k, D_p, D_{nk}) où X_i est un tableau mensuel de données après transformation éventuelle par centrage, normalisation, ... et où D_p sont les pondérations des colonnes et D_n les pondérations des lignes

Création d'opérateurs V_k
(V_k = matrices des covariances entre sous-tableaux)

Matrice des produits scalaires entre V_k

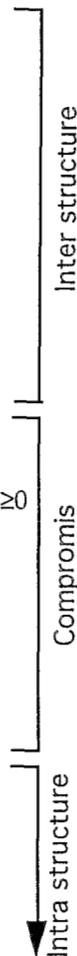
Diagonalisation

Première composante principale ayant pour coefficients $\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_K$ tous ≥ 0

Combinaison linéaire
 $V = \alpha_1 V_1 + \alpha_2 V_2 + \dots + \alpha_K V_K$
V = Compromis

Diagonalisation

Analyse de V, interprétable



Espèces (30)	
X ₁	Jan 93
X ₂	Mar
X ₃	Mai
X ₄	Jul
X ₅	Sep
X ₆	Nov
X ₇	Jan 94

Tableau de données composé de 7 sous-tableaux par campagne

7 tableaux de données bimensuelles centrés par colonne

7 matrices de covariances [30*30]

Matrice [7*7] des produits scalaires entre les matrices précédentes

Diagonalisation

1er vecteur propre à 7 coefficients α_i

Compromis résumant la structure des 7 sous-tableaux de départ

Diagonalisation

Plan factoriel synthétique dans lequel peut être représentée la position moyenne des espèces au cours du temps

Figure 1-9 : Schématisation de la méthode STATIS

Figure 1-10 : STATIS appliquée aux données des campagnes de pêche à la senne en Fatała

3-2-3) Méthode de choix des espèces principales

Afin de simplifier et de rendre mieux interprétables les analyses des variations du peuplement, on cherche à éliminer les espèces rares apportant peu ou pas d'information interprétable sur la structure spatio-temporelle (FIELD *et al.* 1982 ; FRONTIER 1983 ; DIGBY & KEMPTON 1987). Selon les études plusieurs méthodes de sélection des espèces significatives, basées sur l'abondance ou sur l'occurrence, peuvent être utilisées (CLIFFORD & STEPHENSON 1975 ; STEPHENSON & COOK 1980). Parmi les différents choix possibles, nous avons considéré que celui à retenir devait permettre de garder les espèces abondantes, les ubiquistes mais aussi les espèces peu mobiles caractéristiques d'un milieu donné, quand bien même elles seraient peu abondantes.

Une analyse en composantes principales sur le tableau "nombre d'individus par espèce et par coup de pêche" (après transformation logarithmique et centrage des données) résume l'information portée par les espèces en termes d'abondance, et permet un tri selon ce critère.

Une ACP sur ce même tableau recodé de façon binaire en fonction des présences/absences de chaque espèce permet de trier les espèces selon leur ubiquité (taux d'occurrence dans les pêches).

En conséquence un plan factoriel sur lequel l'axe 1 est issu d'une ACP sur les abondances et l'axe 2 d'une ACP sur les occurrences permet de hiérarchiser les espèces sur la base de ces deux critères simultanément (fig. 1-11). Les espèces caractéristiques d'un milieu donné sont mises en évidence sur l'axe 2.

Les espèces projetées près de l'origine du plan sont peu abondantes et peu caractéristiques en termes d'espace ou de temps. Ces espèces à exclure des analyses sont contenues dans un cercle centré sur l'origine du plan, dont le rayon est déterminé par l'opérateur d'après le regroupement constaté sur le graphe. Cette technique de sélection a pour propriété de restreindre le nombre des espèces à prendre en compte, tout en conservant un maximum de variance expliquée.

Elle présente enfin l'avantage, par rapport à la simple combinaison des rangs d'abondance et d'occurrence des espèces, de permettre le calcul du pourcentage de variance perdu par l'élimination des espèces.

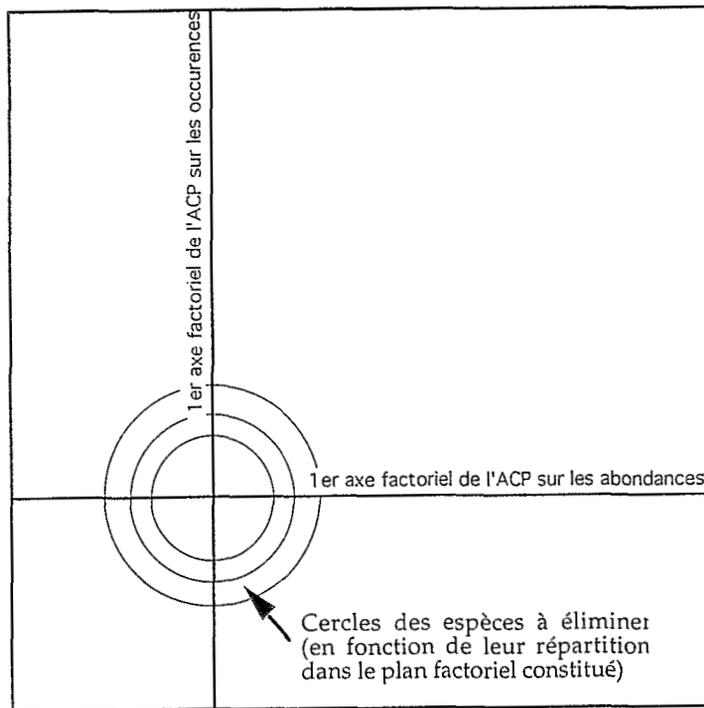


Figure 1-11 : Plan factoriel composite permettant d'isoler les espèces peu significantes en vue de les exclure des analyses ultérieures

DEUXIÈME PARTIE

Ichtyofaunes estuariennes du fleuve Fatała et d'Afrique de l'Ouest

DEUXIÈME PARTIE :

Ichtyofaunes estuariennes du fleuve Fatala et d'Afrique de l'Ouest

1) INTRODUCTION

Du fait d'un long isolement politique du pays, peu de travaux ont été à ce jour été menées sur l'ichtyofaune guinéenne. Celle des fleuves de la Guinée maritime a été étudiée par DAGET en 1962 ; l'inventaire taxinomique et la distribution des poissons d'eau douce des bassins côtiers ont été complétés par LÉVÊQUE *et al.* (1989), mais sans prendre en compte le domaine estuarien.

Dans le domaine continental toujours, les seules données disponibles pour le fleuve Fatala sont celles du rapport de "Recherches sur les eaux continentales de Guinée maritime" (1994) ORSTOM/CNSHB qui mentionne 52 espèces au niveau du cours moyen. Selon ce rapport, le fleuve Fatala semble constituer une zone de transition entre l'ichtyofaune du Kogon (de type plutôt soudanien) et la faune guinéenne des fleuves Konkouré-Bofon-Kolenté.

Au niveau de la zone estuarienne, deux études ont été consacrées au fleuve Fatala. Celle de PANDARÉ *et al.* (1992) concernant l'ichthyoplancton relève la présence de 19 familles, sans aller au delà dans la détermination. BOLTACHEV (1991) recense, lui, 52 espèces réparties en 21 familles dans la zone de mangrove (pour 2047 individus pêchés).

La présente étude porte le nombre de familles recensées avec certitude à 41, pour un total de 102 espèces.

2) RÉSULTATS : L'ichtyofaune estuarienne du fleuve Fatala

Ce recensement a été effectué grâce aux techniques d'échantillonnage détaillées au § I-2-3). Nous avons pris en compte pour ce recensement l'intégralité des pêches effectuées, quelle qu'ait été leur qualité.

Le tableau 2-I récapitule les pêches effectuées par chaque engin.

Tableau 2-I : Nombre d'individus, biomasse et nombre d'espèces capturées par chaque engin.

Nombre de poissons pêchés toutes méthodes confondues 54 606	Nombre d'espèces pêchées toutes méthodes confondues 102	Biomasse de poissons pêchés toutes méthodes confondues 1979,3 kg
	Nombre d'espèces uniquement capturées à la senne tournante 19	Nombre d'espèces uniquement capturées aux filets maillants 8
	Nombre d'espèces uniquement capturées à la roténone 12	Nombre d'espèces uniquement capturées aux verveux 0

Le tableau 2-II recense les taxons pour lesquels nous n'avons pu réaliser l'identification jusqu'au niveau spécifique. Nous avons également regroupé à part les espèces dont l'identification semble douteuse (notamment compte tenu des lieux ou dates de capture et de leur biologie habituelle ; Tab. 2-III).

Tableau 2-II: Taxons non identifiés au niveau spécifique

Nom	Famille	Code	Nb total	Pds total (g)
Eleotris sp	Eleotridae	ELE	2	26
Liza sp	Mugilidae	LIZ	187	147
Pomadasys sp	Haemulidae	POM	1	350
Tilapia sp	Cichlidae	TIL	12	88
Cichlidae spp	Cichlidae	CIC	1452	1269
Cyprinodontidae spp	Cyprinodontidae	CYP	165	140
Cyprinidae spp	Cyprinidae	CYP	6	9
Gobiidae spp	Gobiidae	GOB	374	394
Syngnathidae spp	Syngnathidae	SYN	1	-
Tetraodontidae spp	Tetraodontidae	TET	9	30

Tableau 2-III : Identifications douteuses

Nom	Famille	Code	Nb total	Pds total (g)
Caranx crysos	Carangidae	CCR	1	119
Tylochromis jentinki	Cichlidae	TJE	1	-
Mormyrops breviceps	Mormyridae	MBE	1	237
Petrocephalus bane	Mormyridae	PBA	2	15
Schilbe intermedius	Schilbeidae	SIN	1	0,044
Sphyraena guachancho	Sphyraenidae	SGU	1	93

La présence de *Chrysichthys nigrodigitatus* et de *Chrysichthys johnelsi* est attestée par plusieurs individus caractéristiques de l'une et l'autre espèce, bien que celles-ci soient en général difficiles à distinguer du fait de leur proximité phylétique et de leur polymorphisme (RISCH 1986 ; AGNÈSE *et al.* 1989).

La liste des familles et espèces rencontrées est donnée au tableau 2-IV.

Tableau 2-IV : Liste des espèces rencontrées en Fatala au cours de l'étude

Affinité : C = Continentale ; E = Estuarienne ; M = Marine (simplifié d'après ALBARET 1994) ;

Engin de pêche : ST=Senne tournante ; FM=Filets maillants ; R=Roténone ; V=Verveux

Famille	Nom	Code	Affinité	Engins de pêche
Ariidae	Arius heudeloti	AHE	-	ST
Ariidae	Arius latiscutatus	AGA	M	ST,FM
Ariidae	Arius parkii	ARP	-	ST
Bagridae	Chrysichthys johnelsi	CJO	C	ST,FM,R,V
Bagridae	Chrysichthys maurus	CWA	E	ST,FM,R,V
Bagridae	Chrysichthys nigrodigitatus	CNI	E	ST,FM,R,V
Batrachoididae	Batrachoides liberiensis	BLI	-	ST
Belonidae	Strongylura senegalensis	SMA	E	FM,R,V
Belonidae	Tylosurus crocodilus	TCR	-	FM,V
Bothidae	Citarichthys stampflii	CST	E	ST,FM,R,V
Carangidae	Caranx hippos	CHI	M	ST,FM,R
Carangidae	Caranx senegallus	CAS	M	ST,FM
Carangidae	Chloroscombrus chrysurus	CHL	M	ST,FM
Carangidae	Hemicaranx bicolor	AAM	M	ST
Carangidae	Lichia amia	LIA	M	ST,FM
Carangidae	Selene dorsalis	VSE	M	ST
Carangidae	Trachinotus teraia	TFA	E	ST,FM,R
Carcharhinidae	Rhizoprionon acutus	RAC	M	ST,FM
Centropomidae	Lates niloticus	LNI	C	FM,V
Characidae	Brycinus longipinnis	ALO	C	FM,R,V
Characidae	Brycinus macrolepidotus	AMA	C	FM,R,V
Characidae	Hydrocynus forskalii	HFO	C	ST,FM,R
Cichlidae	Hemichromis bimaculatus	HBI	C	R
Cichlidae	Hemichromis fasciatus	HFA	E	FM,R,V
Cichlidae	Sarotherodon caudomarginatus	SAC	-	R
Cichlidae	Sarotherodon melanotheron	THE	E	FM,R,V
Cichlidae	Tilapia brevimanus	TBR	-	FM,R
Cichlidae	Tilapia buttikoferi	TBU	-	R
Cichlidae	Tilapia guineensis	TGU	E	FM,R,V
Cichlidae	Tylochromis intermedius	TIN	-	FM,R
Cichlidae	Tylochromis leonensis	TYL	-	FM
Clupeidae	Ethmalosa fimbriata	EFI	E	ST,FM,R,V
Clupeidae	Ilisha africana	IAF	M	ST,FM,R,V
Clupeidae	Pellonula leonensis	PLE	E	ST,FM,R,V
Clupeidae	Sardinella maderensis	SEB	M	ST,FM,R
Cynoglossidae	Cynoglossus monodi	CMO	M	ST
Cynoglossidae	Cynoglossus senegalensis	CYS	E	ST,FM,R
Dasyatidae	Dasyatis margarita	DMA	-	ST
Echeneidae	Echeneis naucrates	ENA	M	ST
Eleotridae	Bostrychus africanus	HAF	E	R,V
Eleotridae	Eleotris daganensis	EDA	E	R
Eleotridae	Eleotris senegalensis	ESE	E	FM,R
Eleotridae	Kribia kribensis	KKR	-	R
Elopidae	Elops lacerta	ELA	M	ST,FM
Ephippididae	Chaetodipterus lippei	CLI	-	ST
Ephippididae	Drepane africana	DAF	M	ST,FM,V
Exocoetidae	Fodiator acutus	FAC	M	ST
Gerreidae	Eucinostomus melanopterus	GME	M	ST,FM,R,V
Gerreidae	Gerres nigri	GNI	E	FM

suite du tableau 2-IV

Gobiidae	Bathygobius soporator	BSO	E	R
Gobiidae	Ctenogobius lepturus	CTL	E	FM
Gobiidae	Gobioïdes ansorgii	GAN	E	ST,FM
Gobiidae	Gobionellus occidentalis	OOC	E	FM
Gobiidae	Gobius rubropunctatus	GRU	E	R
Gobiidae	Periopthalmus barbarus	PPA	E	ST,FM,R,V
Gobiidae	Porogobius schlegelii	ACS	E	FM,R
Gobiidae	Yongeichthys thomasi	GTH	E	ST,FM,R,V
Gymnuridae	Gymnura micrura	GMI	-	ST
Haemulidae	Brachydeuterus auritus	BAU	M	ST,FM
Haemulidae	Plectorhinchus macrolepis	PLM	M	ST,FM
Haemulidae	Pomadasys jubelini	PJU	E	ST,FM,R,V
Haemulidae	Pomadasys peroteti	PPE	-	ST,FM
Hemiramphidae	Hyporamphus picarti	HPI	E	ST
Hepsetidae	Hepsetus odoe	HOD	C	R
Lobotidae	Lobotes surinamensis	LSU	M	ST,FM,R
Lutjanidae	Lutjanus agennes	LAG	-	R
Lutjanidae	Lutjanus dentatus	LUD	M	ST,FM,V
Lutjanidae	Lutjanus endecacanthus	LEN	M	R
Lutjanidae	Lutjanus goreensis	LGO	M	ST,FM,V
Monodactylidae	Monodactylus sebae	PSB	E	ST,FM,R,V
Mormyridae	Marcusenius thomasi	MTH	C	FM
Mormyridae	Mormyrops anguilloïdes	MAN	C	FM,V
Mormyridae	Petrocephalus tenuicauda	PTE	C	FM
Mugilidae	Liza dumerili	LCA	-	ST,FM
Mugilidae	Liza falcipinnis	LFA	E	ST,FM,R,V
Mugilidae	Liza grandisquamis	LGR	E	ST,FM,R,V
Mugilidae	Mugil bananensis	MBA	-	ST
Mugilidae	Mugil cephalus	MCE	M	ST,FM
Mugilidae	Mugil curema	MCU	M	ST
Notopteridae	Papyrocranus afer	PAA	C	FM,R,V
Ophichthidae	Myrophis plumbeus	MPL	-	R,V
Polynemidae	Galeoïdes decadactylus	GDE	M	ST,FM,R,V
Polynemidae	Pentanemus quinquarius	PQQ	M	ST,FM
Polynemidae	Polydactylus quadrifilis	POQ	M	ST,FM,R,V
Rhinobatidae	Rhinobatos cemiculus	RCE	-	FM
Schilbeidae	Schilbe micropogon	SMI	C	FM
Sciaenidae	Pseudotolithus brachygnatus	PBR	-	ST,FM,R,V
Sciaenidae	Pseudotolithus elongatus	PEL	E	ST,FM,R,V
Sciaenidae	Pseudotolithus epipercus	PEP	-	ST,FM
Sciaenidae	Pseudotolithus hostia moori	PMO	-	ST,FM
Sciaenidae	Pseudotolithus senegalensis	PSN	M	ST,FM
Sciaenidae	Pseudotolithus typus	PTY	M	ST,FM
Sciaenidae	Pteroscion peli	PTP	E	ST
Scombridae	Scomberomorus tritor	CTR	M	ST,FM,R
Soleidae	Synaptura cadenati	SCA	-	ST
Sphyraenidae	Sphyraena afra	SPI	M	ST,FM,R,V
Syngnathidae	Enneacampus kaupi	SKA	E	R
Syngnathidae	Microphis brachyurus aculeatus	MIB	E	R
Tetraodontidae	Ehippion guttifer	EGU	M	ST
Tetraodontidae	Lagocephalus laevigatus	LLA	M	ST
Trichiuridae	Trichiurus lepturus	TLE	M	ST,FM
Zeidae	Zeus faber	ZFA	M	ST

La figure 2-1 indique le nombre d'espèces par famille. On constate que la plus représentée est celle des Cichlidae, avec près de 10% des espèces rencontrées ; les familles typiquement d'eau douce (Characidae, Bagridae, Mormyridae, Schilbeidae, Centropomidae, Notopteridae) incluent au total 23,5% de l'ensemble des espèces présentes. Ceci traduit l'importance du système fluvial dans le domaine estuarien tel qu'il a été défini en première partie.

Les familles de vasicoles estuariens (Gobiidae, Eleotridae, Ophichthiidae) représentent également 12% de la richesse spécifique, ce qui est à relier à l'extension du substrat vaseux dans ce milieu. On notera enfin la forte représentation des Carangidae, Sciaenidae et Mugilidae, ces deux dernières familles étant à relier à l'extension du système saumâtre dont elles sont caractéristiques.

Les résultats de BOLTACHEV (1991) mentionnent quatre espèces qui ne figurent pas dans notre inventaire, à savoir *Barbus ablabes* dont la présence en milieu de mangrove serait tout à fait accidentelle, mais également *Arius gigas*, *Elops senegalensis*, et *Batanga lebretonis* (maintenant *Dormitator lebretonis*).

Par ailleurs les travaux de PANDARE *et al.* (1992) mentionnent au niveau de l'ichtyoplancton trois familles qui n'ont pas été mises en évidence par nos pêches ; il s'agit des Synbranchidae, des Serranidae et des Bleniidae. La présence de ces deux dernières familles est très vraisemblable compte tenu :

- de la nature du substrat dominant (Bleniidae vasicoles)
- des dires des pêcheurs, bien que nous n'ayons jamais pris de Serranidae même à proximité de l'île Mérou.

Les figures 2-2 et 2-3 donnent les effectifs et biomasses des 25 principales espèces rencontrées. *Ilisha africana* et *Pseudotolithus elongatus* se caractérisent par leur prééminence à la fois en termes de biomasse et d'abondance.

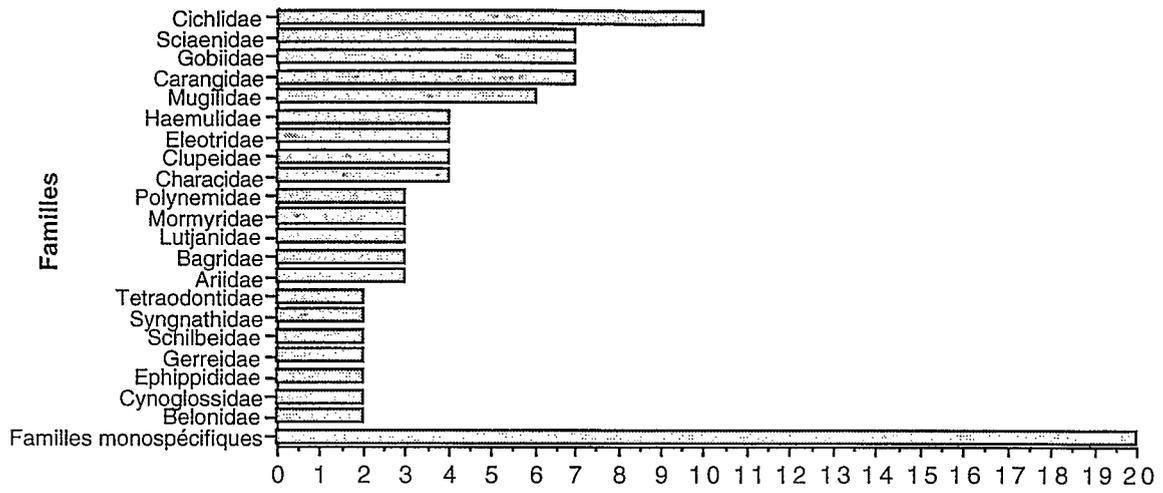


Figure 2-1 : Nombre d'espèces par famille dans le fleuve Fatale (1 an 1/2 d'échantillonnage tous engins).

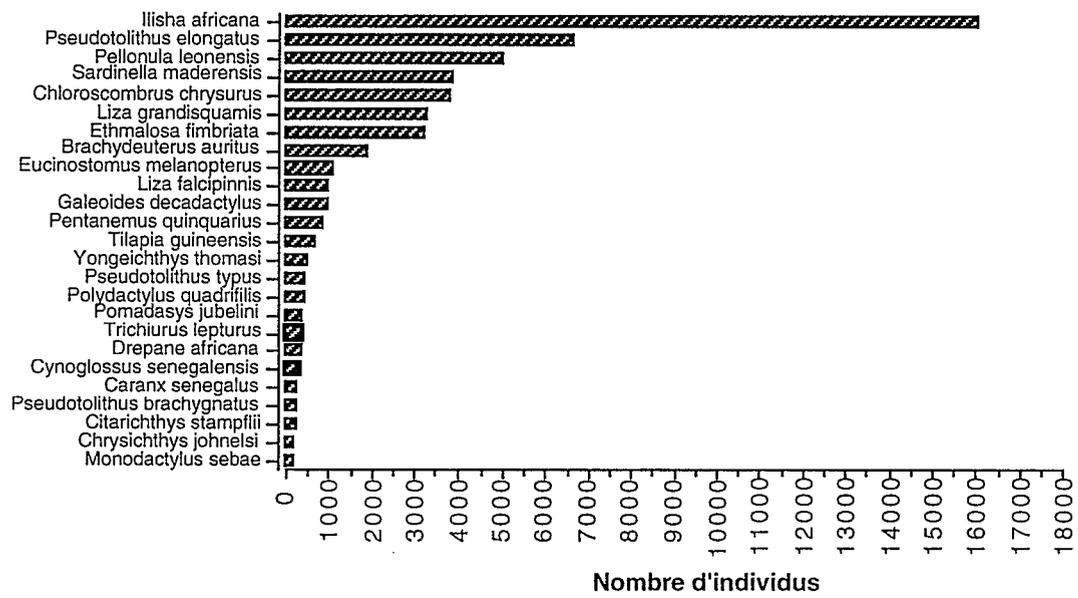


Figure 2-2 : Abondance de chacune des 25 principales espèces capturées au cours de l'étude (1 an d'échantillonnage standard à la senne tournante et aux filets maillants).

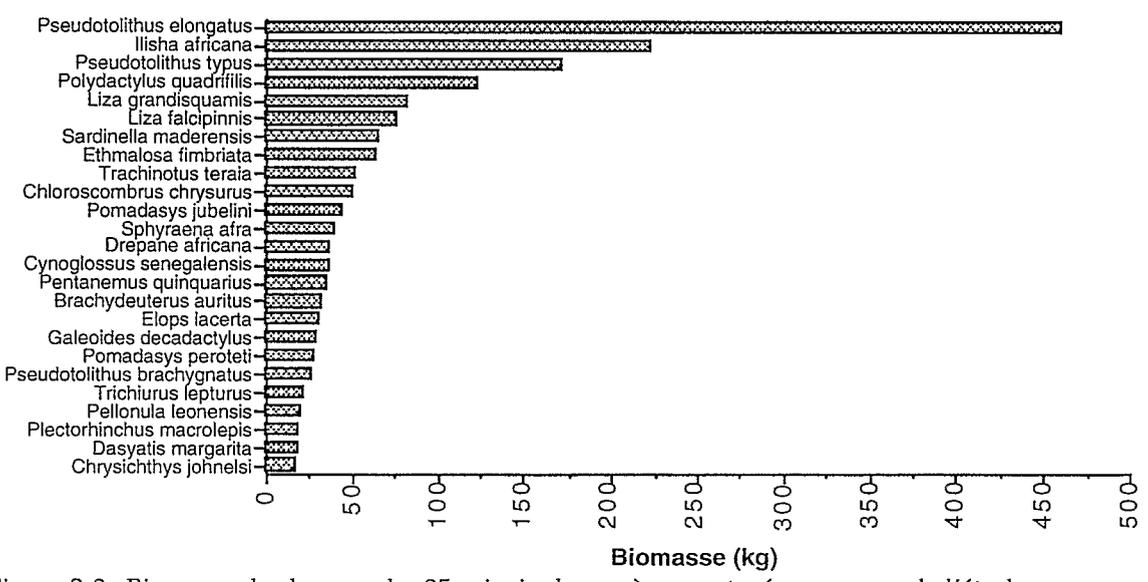


Figure 2-3 : Biomasse de chacune des 25 principales espèces capturées au cours de l'étude (1 an d'échantillonnage standard à la senne tournante et aux filets maillants).

3) DISCUSSION ET MISE EN PERSPECTIVE RÉGIONALE

Ces résultats montrent la grande richesse spécifique rencontrée dans l'estuaire du fleuve Fatala.

Si l'on compare ces données à celles de la bibliographie, on constate (Tableau 2-V) que parmi 56 lagunes ou estuaires de zone tropicale dans le monde seuls 14 (21%) présentent, tels la Fatala, plus de 100 espèces. Il faut néanmoins noter que les méthodes d'échantillonnage employées influencent considérablement les résultats dans la mesure où, parmi les 12 études ayant utilisé des techniques de pêche complémentaires, 8 (67%) obtiennent des richesses supérieures à 100 espèces.

Les milieux saumâtres sont réputés pauvres en espèces (PETIT 1954 ; REMANE & SCHLIEPER 1971 ; KIENER 1978 ; DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; DAY *et al.* 1989), sans que soit toujours faite la distinction entre benthofaune et ichtyofaune (cf. PAULY 1985), ni entre espèces estuariennes strictes ou non. ALBARET & DIOUF (1994), se basant sur les études des peuplements ichtyques des milieux saumâtres ouest-africains, ont porté objection à cette généralité, en faisant observer que la richesse spécifique observée dépendait essentiellement des critères de recensement ; elle dépend en outre de la taille du bassin versant et du régime hydrologique du fleuve, des connexions existant entre l'estuaire et les écosystèmes amont et aval, de la région biogéographique,...(YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; DAY & GRINDLEY 1981).

Quelles informations apporte l'estuaire de la Fatala lorsque l'on compare son ichtyofaune à celle de ses milieux adjacents que sont les domaines côtier et fluvial ?

Lors d'une campagne de chalutage menée sur le plateau continental guinéen en septembre-octobre (profondeurs comprises entre 20 et 110 m), ZOUEV *et al.* (1988) ont recensé 136 espèces réparties en 70 familles. Une autre série de chalutages sur le plateau continental au large de la Guinée en 1985 (campagnes CHAGUI I et II ; profondeur inférieure à 30 m ; distance à la côte comprise entre 5 et 20 milles ; DOMAIN 1989) a mis en évidence la présence de 158 espèces (DOMAIN, comm. pers.). Parmi celles-ci, 48 sont présentes en estuaire.

Par ailleurs les pêches effectuées en amont de la Fatala par le programme "Recherches sur les eaux continentales de Guinée maritime" (ORSTOM/CNSHB 1994) ont permis de recenser 52 espèces dans le cours moyen, dont 19 sont communes à l'inventaire réalisé en zone saumâtre. La richesse spécifique prédite pour la Fatala d'après son débit moyen annuel et la surface de son bassin versant est de 48 espèces (HUGUENY 1989) ; pour comparaison le Konkouré -plus grand fleuve de Guinée maritime- ne dépasse pas 88 espèces après un échantillonnage intensif.

Tableau 2-V : Richesse spécifique Rs des milieux *estuariens et lagunaires tropicaux* (complété d'après ALBARET & DIOUF 1994)

Nom	Type	Pays	Rs	Surface (Km2)	Source
Sénégal	Estuaire	Sénégal	133		*PANDARE 90 ; DIOUF et al 91
Siné-Saloum	Estuaire inverse	Sénégal	103		*DIOUF 92 ; ALBARET com pers
Gambie	Estuaire	Gambie	52		*DORR <i>et al.</i> 1985
Casamance	Estuaire inverse	Sénégal	91		*PANDARE 86,87 ; ALBARET 87
Rio Buba	Estuaire	Guinée Bissau	91		*KROMER 1994
Fatala	Estuaire	Guinée	102		*Présente étude
Ebrié	Système lagunaire	Côte d'Ivoire	153		*ALBARET 1994
Abi	Lagune	Côte d'Ivoire	82		CHARLES-DOMINIQUE 1993
Lagos lagoon	Lagune	Nigéria	79		FAGADE & OLANIYAN 1974
Niger	Delta	Nigéria	52		BOESEMANN 1963
Ogooué	Estuaire	Gabon	66		LOUBENS 1966
Santa Lucia	Lagune	Afrique du Sud	108	300	BLABER 1988
Poelela	Lagune	Afr. du Sud	12	65	BLABER 1988
Nhlange (Kosi)	Lagune	Afr. du Sud	37	31	BLABER 1988
Sibaya	Lagune	Afr. du Sud	18	65	BLABER 1988
Swartvlei	Lagune	Afr. du Sud	25	11	BLABER 1988
Richard's Bay	Lagune	Afr. du Sud	74		MILLARD & HARRISON 1952
Pangalanes	8 petites lagunes	Madagascar	10 à 43	2 à 27	LASSERRE 1979
Teacapan-Agua Brava	Lagune	Mexique	>75	1500	FLORES-VERDUGO <i>et al.</i> 1990
Terminos lagoon	Lagune	Mexique	121	2500	YAÑEZ-ARANCIBIA <i>et al.</i> (1980)
Sainte Lucie	Estuaire	Mexique	83		CHAVEZ (1979)
Nichupte	Lagune	Mexique	37		CHAVEZ (1979)
Tuxpan	Lagune	Mexique	126		CHAVEZ (1979)
Alvarado	Lagune	Mexique	71		CHAVEZ (1979)
Laguna Madre	Lagune	Mexique	111		CHAVEZ (1979)
Tamiahua	Lagune	Mexique	49		CHAVEZ (1979)
Mandinga	Lagune	Mexique	24		CHAVEZ (1979)
La Mancha	Lagune	Mexique	42		CHAVEZ (1979)
Tabasco	Système lagunaire	Mexique	62		RESENDEZ-MEDINA (1981)
Tamiahua	Lagune	Mexique	56		RESENDEZ-MEDINA (1979)
Zontecopopan	Lagune	Mexique	50		RESENDEZ-MEDINA (1979)
Terminos	Lagune	Mexique	92		RESENDEZ-MEDINA (1979)
Gulf de Nicoya	Côte à mangrove	Costa Rica	61		PHILIPS (1983)
Punta del este	Côte à mangrove	Cuba	55		VALDES-MUNOZ (1981)
Laguna Joyuda	Lagune	Puerto Rico	41	1,21	STONER (1986)
Belle-Plaine	Lagune	Guadeloupe	25	0,18	LOUIS <i>et al.</i> (1985)
Manche à Eau	Lagune	Guadeloupe	24	0,26	LOUIS <i>et al.</i> (1985)
Baie de Fort de France	Côte à mangrove	Martinique	87		LOUIS <i>et al.</i> (1992)
Cayenne river	Estuaire	Guyane	59		TITO de MORAIS (1994)
Jaguaribe	Estuaire	Bésil	86		OLIVEIRA (1976)
Huizache-Caimanero	Lagune	Mexique-Pacifique	44		WARBUTON (1978)
Tijuana Estuary	Estuaire	Californie du Sud	21		NORDBY & ZEDLER (1991)
Los Peñasquitos Lagoon	Lagune	Californie du Sud	13	0,12	NORDBY & ZEDLER (1991)
Pagbilao	Côte à mangrove	Philippines	128		PINTO (1988)
Klang-Langat	Delta	Malaisie	119		*CHONG <i>et al.</i> (1990)
13 estuaires	Estuaire	Iles Salomon	136		*BLABER & MILTON (1990)
Labu estuary	Estuaire	Papouasie	38		QUINN & KOJIS (1986)
Moreton bay	Côte à mangrove	N-Australie	112		WENG (1988)
Trinity inlet system	Estuaire	N-Australie	91		*BLABER (1980)
Dampier bays	Côte à mangrove	N-Australie	113		*BLABER <i>et al.</i> (1985)
Leanyer Swamp	Côte à mangrove	N-Australie	38		DAVIS (1988)
Alligator Creek	Estuaire	N-Australie	128		*ROBERTSON & DUKE (1990)
Embley estuary	Estuaire	N-Australie	197		*BLABER <i>et al.</i> (1989)
Botany Bay	Côte à mangrove	E-Australie	46		BELL <i>et al.</i> (1984)
Swan river	Estuaire	W-Australie	71	53	*LONERAGAN <i>et al.</i> (1989)
Deama	Côte à mangrove	Nouvelle Calédonie	75		*THOLLOT (1989)

* : échantillonnages menés à partir de plusieurs engins complémentaires

Ainsi l'estuaire de la Fatała se révèle non seulement riche en espèces comparativement à d'autres milieux estuariens ou lagunaires tropicaux, mais également d'une richesse spécifique proche de celle de l'écosystème marin aval, et double de celle de l'écosystème dulçaquicole amont.

Il convient maintenant de distinguer si cette richesse spécifique est le fait d'espèces migrantes ou d'espèces résidentes.

La figure 2-4, basée sur 6 bimestres d'échantillonnage régulier à la senne tournante et aux filets maillants, montre qu'en moyenne 22% des espèces sont différentes d'un bimestre à l'autre (le renouvellement étant minimal de septembre à janvier, après la saison des pluies). Les 31 espèces présentes en permanence représentent 34% de l'ensemble des espèces échantillonnées par ces deux engins.

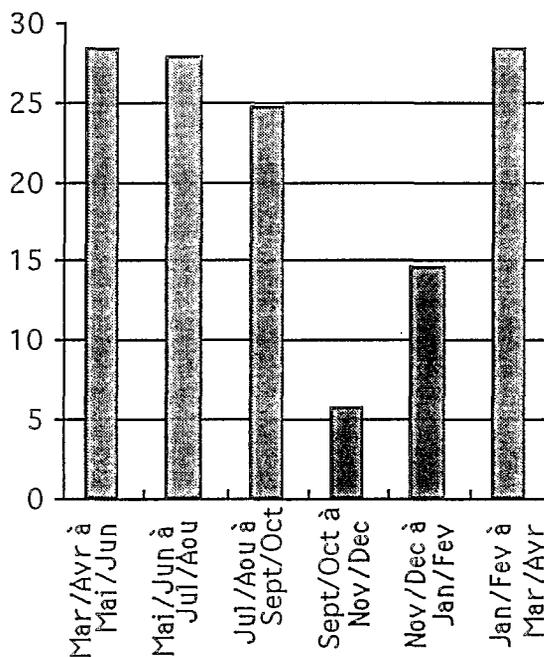


Figure 2-4 : Pourcentage d'espèces renouvelées par bimestre

Ces résultats rejoignent les conclusions d'ALBARET & ECOUTIN (1990) qui démontrent dans un type de milieu similaire (lagune de Côte d'Ivoire) l'existence d'un groupe de 15 à 20 espèces "qui constituent grâce à leurs performances écophysiologiques une base permanente de peuplement", groupe auquel se joignent des espèces d'origine marine ou continentale selon les conditions hydrologiques saisonnières.

Ainsi on peut envisager d'expliquer la forte richesse spécifique rencontrée dans ce milieu par la conjonction de deux facteurs :

Ainsi on peut envisager d'expliquer la forte richesse spécifique rencontrée dans ce milieu par la conjonction de deux facteurs :

1) La variabilité hydrologique extrême (débit variant d'un facteur 100 au cours de l'année) a pour conséquence une grande mobilité du front de salinité nulle (situé à 60 km de l'embouchure en saison sèche, et à 15-20 km en saison des pluies). Celle-ci permet, en saison des pluies, la présence d'espèces strictement dulçaquicoles dans la zone définie comme estuarienne, comme en témoignent les 12% d'espèces de ce type figurant dans notre inventaire.

A contrario en saison sèche la salinité en aval de l'estuaire est identique à celle de la zone côtière, ce qui permet d'y rencontrer des espèces marines (au sens d'ALBARET 1994).

La très forte variabilité de cet estuaire en ferait alors, en schématisant, un milieu non pas intermédiaire entre thalassique et lotique mais appartenant *successivement* -pour sa majeure partie- à chacun des écosystèmes marin ou continental, suivant la saison.

Ainsi, même si la proportion d'espèces résidentes est relativement faible, la forte richesse spécifique rencontrée si l'on intègre toutes les données annuelles peut s'expliquer par une succession d'espèces propres à chacun des milieux adjacents (processus de migrations séquentielles ; 60 % des espèces dont l'affinité peut être déterminée précisément ne sont pas estuariennes).

2) Le long du littoral guinéen, le nombre de fleuves côtiers (6 en Guinée, 4 en Guinée-Bissau), l'importance de leurs débits et la forte pluviométrie de la zone côtière conduit à une dessalure marine côtière permanente, pouvant atteindre 10 ‰ (BERRIT 1966) ; cette zone est également très turbide (USCHAKOV 1970) et s'étend à plusieurs kilomètres au large (DIOP 1990). De ce fait il y a une totale continuité hydrologique entre la partie aval de l'estuaire et la mer proprement dite.

Du point de vue ichtyofaunistique, ce schéma est confirmé par les résultats des campagnes d'estimation du stock halieutique côtier de DOMAIN (1989) qui confirme la typologie de LONGHURST (1963) et mentionne la présence d'une "communauté à Sciaenidae d'estuaire que l'on trouve en abondance de la côte aux fonds de 8 m, soit jusqu'à environ 12 km au large".

De ce fait les conditions propres au milieu estuarien ne se limiteraient pas à la partie aval saumâtre du fleuve ni à son panache en mer, mais à toute la zone littorale longue, en Guinée, de 320 km. La zone concernée est ainsi très vaste (plusieurs milliers de km²) particulièrement en saison des pluies.

Si l'on suppose applicables au milieu côtier les corrélations positives constatées par ailleurs entre richesse spécifique et :

- importance de la surface occupée par les eaux saumâtres (WHITFIELD 1983 ; ALBARET 1994)
- extension des frontières entre milieux adjacents (DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA 1982 ; BLABER 1985)

on peut avancer l'hypothèse selon laquelle la richesse spécifique dans le milieu estuarien de la Fatała s'explique par l'extension de la zone saumâtre au large de la Guinée et sa continuité avec le domaine estuarien.

Ainsi le schéma écologique esquissé pour cet estuaire se rapprocherait de celui constaté en Océan Indien tropical (RODRIGUEZ 1975) où "les plus grandes zones estuariennes sont de vastes surfaces marines -peu profondes, turbides, et de salinité variable- qui ne correspondent pas aux différentes définitions d'estuaire" (BLABER 1981).

La forte richesse spécifique constatée à l'intérieur des limites estuariennes telles qu'elles ont été définies dans notre étude (trait de côte/limite amont du front de salinité) tiendrait alors au fait que le milieu extra-estuarien au sens géographique est toujours un milieu estuarien au sens écologique, et que :

- cette richesse spécifique reflète l'incursion profonde du milieu fluvial dans la zone estuarienne en saison des pluies (l'inventaire des espèces "estuariennes" inclut alors 12 % d'espèces strictement dulçaquicoles),

- la comparaison des richesses spécifiques entre milieu estuarien et milieu thalassique ne peut se faire qu'avec les données recueillies en zone marine "vraie" (jamais saumâtre) ; cette zone se rencontre au large de la Guinée au delà des isobathes 40 m (DIALLO & DOMAIN 1991) mais des données sur ce secteur en particulier ne sont pas encore disponibles à notre connaissance. Il conviendrait par ailleurs de fixer la limite supérieure de la zone marine comparable : limite du plateau continental (isobathe -200 m ; DIOP 1990), isobathe -400 m (FAGER & LONGHURST 1968), de la zone euphotique (POSTEL 1968) ?

Ces données montrent donc l'originalité du système estuarien de Guinée en Afrique de l'Ouest, le rapprochant des systèmes rencontrés en Océan Indien (Asie du sud-est) ; elles laissent à penser que la grande variabilité du milieu combinée à l'extension de la zone saumâtre en mer crée un contexte favorable à la richesse spécifique, dans la mesure où ce descripteur global de l'ichtyofaune intègre les présences successives mais temporaires de nombreuses espèces dans l'estuaire.

Il est intéressant de remettre ces résultats acquis en Guinée dans une perspective régionale, en les comparant aux autres données sur les milieux estuariens d'Afrique de l'Ouest. Se pose alors, outre celui de la disponibilité des données, la question de la délimitation de la zone sur laquelle envisager la comparaison.

En fait évoquer la richesse spécifique d'un estuaire n'a de sens que comparativement aux autres systèmes aquatiques d'une même province biogéographique ; sur ce point en Afrique de l'Ouest, la richesse spécifique des milieux estuariens ou lagunaires est tout à fait comparable à celle des rivières, et jamais inférieure au tiers du nombre d'espèces rencontrées en mer sur le plateau continental (Tab. 2-VI).

Tableau 2-VI : Richesses spécifiques de l'ichtyofaune dans différents pays d'Afrique de l'Ouest

	Sénégal fl. Sénégal	Gambie fl. Gambie	Guinée fl. Fataala	Côte d'Ivoire fl. Comoe	Nigeria fl. Niger
Nombre d'espèces d'eau douce ⁽¹⁾	120	96	41	96	193
Nombre d'espèces en estuaire	133 ⁽²⁾	52 ⁽³⁾	102 ⁽²⁾	153 ⁽⁴⁾	79 ⁽⁵⁾
Nombre d'espèces en mer*	292 ⁽⁶⁾	337 ⁽⁷⁾	158 ⁽⁸⁾	103 ⁽⁹⁾	-

* sur le plateau continental. D'après :

(1) : PAUGY *et al.* 1994 ; (2) : présente étude (cf. tab. 2-V) ; (3) : DORR *et al.* 1985 ; (4) : ALBARET 1994 ; (5) : FAGADE & OLANIYAN 1974 ; (6) : FAO 1992 ; (7) : SANCHES 1991 ; (8) DOMAIN comm. pers. ; (9) : LE LÉUEFF *et al.* 1993

Cependant la comparaison n'est valide que sur la base de surfaces ou de volumes comparables ; dans ce cas faut-il prendre en compte la surface du fleuve ou du bassin versant, le problème de la limite inférieure de la zone thalassique comparable restant par ailleurs posé ?

Enfin et surtout il conviendrait dans le cas de l'ichtyofaune de préciser quelles sont les espèces que l'on doit, dans une comparaison globale, considérer comme "estuariennes" (McHUGH 1967 ; DAY *et al.* 1981 ; WALLACE *et al.* 1984 ; ALBARET 1994 ; WHITFIELD 1994 a). Cette question rejoint celle de la dépendance estuarienne, et les réponses y sont diverses (SKUD & WILSON 1960 ; HEDGPETH 1982 ; WALLACE *et al.* 1984 ; BLABER *et al.* 1989 ; POTTER *et al.* 1990).

L'impossibilité d'envisager une réponse à la question de la faible ou forte richesse spécifique des estuaires conduit à envisager plutôt une comparaison de la nature ou de la structure de leurs peuplements, à l'intérieur d'une même zone biogéographique, dans le but de déterminer si :

- l'ichtyofaune estuarienne est la même dans différents estuaires appartenant à la même zone biogéographique *marine*

- l'ichtyofaune estuarienne est la même dans différents estuaires appartenant à la même zone biogéographique *continentale*

En cas de réponse négative aux deux questions, nous essaierons de déterminer quels sont les facteurs environnementaux à même d'expliquer les différences constatées.

En zone tropicale l'essentiel des comparaisons faunistiques estuariennes a été réalisé en Afrique du Sud et dans l'Indo-Pacifique (BLABER 1981 ; BLABER 1985 ; BLABER *et al.* 1985 ; BLABER & MILTON 1990 ; THOLLOT 1992). Aucune étude de ce type n'existe à notre connaissance en Afrique de l'Ouest, où les ichthyofaunes marine et dulçaquicole sont différentes de celles des régions précédentes (POSTEL 1954 ; COHEN 1973 ; SMITH 1980 ; SKELTON 1993 ; PAUGY *et al.* 1994) et dont les systèmes estuariens fonctionnent différemment dans la mesure où ils restent toujours largement ouverts sur la mer.

Notre comparaison se fonde sur six estuaires situés entre le Sénégal et la Guinée, le long d'une côte de 800 km (DIOP 1990). Tous les estuaires concernés sont inclus dans la province biogéographique marine de l'Est-Atlantique septentrional (POSTEL 1968). Du côté continental, les faunes du Sénégal et de Gambie appartiennent à la région sahélo-soudanienne, tandis que celles de Guinée et de Guinée-Bissau font partie de la région biogéographique guinéenne (HUGUENY & LÉVÊQUE, 1994).

D'un point de vue hydrologique cette zone est considérée comme une seule entité (région "Sénégal-Fouta" ; MAHÉ 1993) mais peut être divisée en trois zones climatiques distinctes : région sahélienne (nord-Sénégal), tropicale (Gambie, Casamance) et tropicale humide de transition en Guinée (DIOP 1990).

La principale difficulté rencontrée a été de réunir des données sur les communautés ichtyques et sur les caractéristiques hydromorphologiques des estuaires de cette région. Ceci explique que les estuaires retenus ne soient qu'au nombre de six : ceux du fleuve Sénégal, du Siné-Saloum et de la Casamance ; de la Gambie ; du Rio Buba en Guinée-Bissau et de la Fatala en Guinée (figure 2-5). A l'exception du fleuve Sénégal trop septentrional, tous appartiennent à la zone des Rivières du Sud, caractérisée entre autres par le développement de sa mangrove côtière (CORMIER-SALEM, 1994).

Les caractéristiques hydro-morphologiques essentielles des milieux étudiés sont résumées Tab. 2-VII.

Les fleuves côtiers guinéens et bissao-guinéens ont une charge terrigène très importante, comprise entre 500 et 13 000 g/m³ en période de crue (BERTHOIS 1967) ; pour comparaison la charge maximale dans le fleuve Sénégal est de 300 g/m³. Le Sénégal, la Gambie et la Guinée-Bissau sont soumis, particulièrement en janvier-février, à un upwelling côtier caractérisé par des remontées d'eaux froides salées semi-profondes et riches en nutriments (ROSSIGNOL & MEYRUEIS 1964).

On doit cependant noter que les eaux estuariennes de la Fatala, bien que situées en limite de zone, sont influencées par ce phénomène d'upwelling (cf. § IV-2-1-1).



Figure 2-5 : Principaux estuaires d'Afrique de l'Ouest retenus pour cette étude

Tableau 2-VII : Caractéristiques des milieux étudiés

	Sénégal	Saloum	Gambie	Casamance	Rio Buba ^(j)	Fatala
Longueur du fleuve (km)	1800 ^(a)	130 ^(a)	1200 ^(e)	350 ^(a)	60	190 ^(k)
Surf. bassin versant (km ²)	340 000 ^(a)	29700 ^(m)	77 000 ^(e)	14 000 ^(a)	-	5100 ^(f)
Débit moyen annuel (m ³ .s ⁻¹)	577 ^(b)	0 ^(a)	139 ^(f)	2 ⁽ⁱ⁾	-	112 ^(l)
Extrema de débit (m ³ .s ⁻¹)	0-5300 ^(b)	0 - ε ^(a)	10-695 ^(g)	0-7 ⁽ⁱ⁾	0 - ε	7-403 ^(l)
Longueur de l'estuaire (km)	190 ^(c) /50 ^(d) *	130 ^(a)	230 ^(g)	220 ^(a)	52	60 ^(k)
Salinité maximale atteinte	40 ^(a)	100 ^(a)	33 ^(h)	172 ^(a)	36	30 ^(k)
Type d'estuaire	normal ouvert	ria inverse	normal ouvert	inverse ouvert	ria normal	normal ouvert

*avant/après barrage de Diama

Ces données correspondent aux années auxquelles ont été étudiées les faunes. D'après : (a) : DIOUF *et al.* 1991 ; (b) : en 1988 à Matam, MARIEU comm. pers. ; (c) : REIZER 1971 ; (d) : PANDARÉ *et al.* 1990 ; (e) : LESACK 1985 ; (f) : MAHÉ 1993 ; (g) : DIOUF 1990 ; (h) : DORR *et al.* 1985 ; (i) : PAGES *et al.* 1987 ; (j) : KROMER *et al.* 1994 ; (k) : présente étude ; (l) : en 1993, MARIEU comm. pers. ; (m) : BA *et al.* 1993.

Les études sur lesquelles nous pouvons nous baser pour la comparaison des ichtyofaunes estuariennes sont celles de PANDARÉ *et al.* (1990) et DIOUF *et al.* (1991) pour le fleuve Sénégal, d'ALBARET (1984, 1986, 1987), PANDARÉ & CAPDEVILLE (1986) et PANDARÉ (1987) en Casamance, ainsi que de SERET (1983), complété par DIOUF & DEME-GNINGUE (1992) pour le Siné-Saloum.

En Gambie deux grandes études ont été menées sur ce milieu, à savoir celles de DORR *et al.* en 1985 et de LESACK en 1986.

Une première approche des peuplements estuariens de Guinée-Bissau a été faite par DEME-GNINGUE, DIOUF & ALBARET (1994), étude approfondie par KROMER *et al.* (1994).

En Guinée existe une seule étude ichtyologique en zone saumâtre, menée par BOLTACHEV en 1991.

3-1) Richesses spécifiques des peuplements estuariens régionaux

L'examen du tableau 2-VI montre, lorsque l'on recense l'ensemble des espèces rencontrées au moins une fois à l'intérieur des limites d'un estuaire donné, que les nombres d'espèces rencontrées dans les milieux estuariens des pays des Rivières du Sud classent ces zones parmi les milieux saumâtres les plus riches du monde tropical (à titre de comparaison, la richesse moyenne rencontrées dans le même type de milieu dans l'Indo-Pacifique est de 99 espèces).

On constate par ailleurs qu'il n'y a pas, pour les six estuaires envisagés, de gradient de richesse du nord au sud. Par ailleurs, aucune des variables hydro-morphologiques citées tab. 2-VII ne présente de corrélation significative avec la richesse spécifique.

Deux hypothèses complémentaires peuvent être proposées pour expliquer la présence d'un grand nombre d'espèces dans tous les milieux estuariens des Rivières du Sud :

1) Dans les fleuves à gros débits (Sénégal, Gambie, Fatała), la variabilité hydrologique est extrême entre saison des pluies et saison sèche et a pour conséquence une grande mobilité du front de salinité nulle. En saison humide, la majeure partie de la zone définie comme estuarienne a les caractéristiques hydrochimiques d'une rivière, et est lentement occupée par des espèces strictement dulçaquicoles, tels *Lates niloticus* ou certains Mormyridés (cf. § IV-2-2-3-3). A contrario en saison sèche la salinité dans la partie inférieure de l'estuaire se rapproche de celle de la zone côtière et permet alors la présence d'espèces marines plus sténohalines, au stade juvénile (voir § V-2 sur le rôle de nourricerie de l'estuaire de la Fatała) ou adulte (les raisons de la migration étant alors essentiellement trophiques ; cf. § V-3).

Ces incursions saisonnières d'espèces provenant des deux écosystèmes adjacents se combinent à la présence d'un peuplement totalement estuarien (au sens où il accomplit la totalité de son cycle biologique en estuaire) et remarquablement adapté aux variations extrêmes du milieu (ALBARET 1994). *Periopthalmus barbarus* et *Tilapia guineensis* entrent dans cette dernière catégorie.

2) Dans les estuaires inverses du Sénégal, l'influence continentale est quasi-nulle et ici le peuplement est structuré par le gradient de salinité croissante vers l'amont (diminution de la richesse spécifique de la mer vers le haut de l'estuaire ; phénomène détaillé par ALBARET -1987-). Cependant, si la proportion d'espèces accomplissant la totalité de leur cycle en estuaire est comparable à celle des fleuves évoqués plus haut, le "déficit" d'espèces d'origine continentale est compensé par la présence d'un plus grand nombre d'espèces thalassiques, dont l'incursion dans ces eaux riches n'est pas limitée par la présence d'une zone côtière saumâtre ni par l'éventuelle compétition avec les espèces dulçaquicoles.

3-2) Composition des peuplements estuariens régionaux

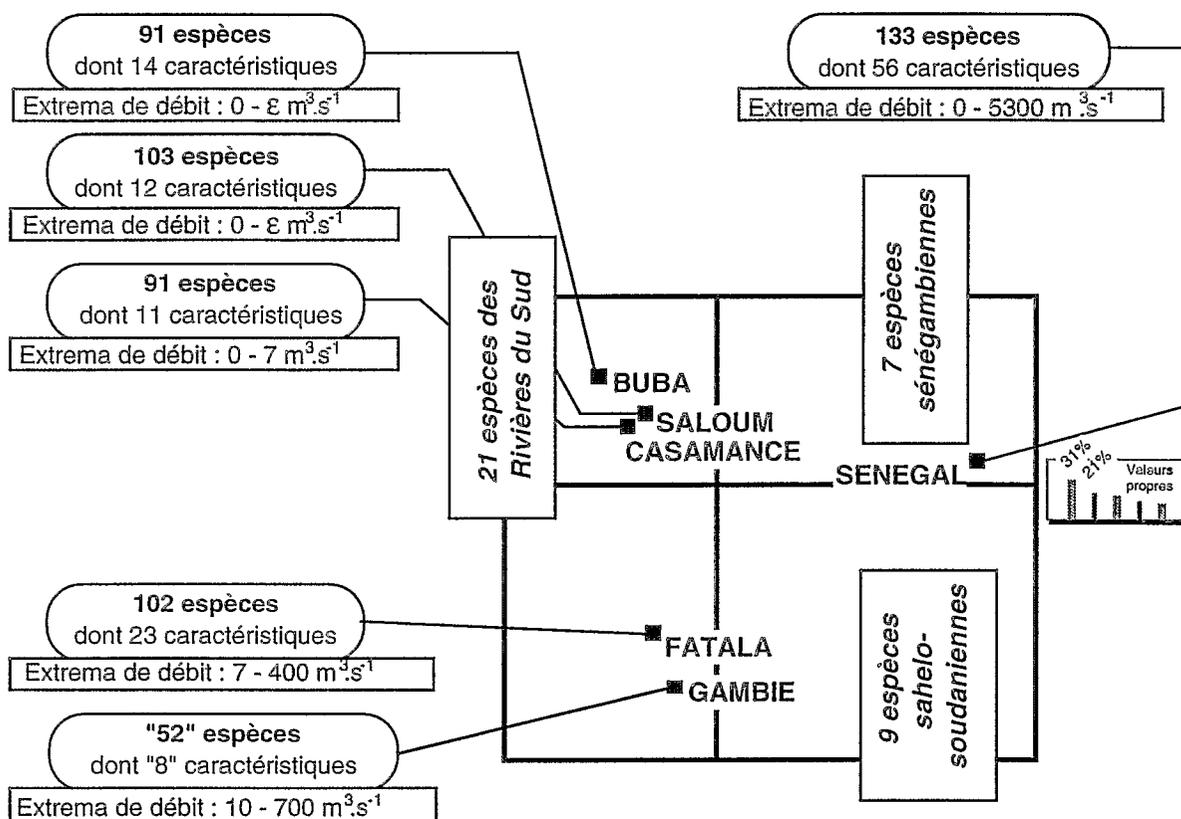
Dans le but de préciser les similitudes entre peuplements ichtyques rencontrés dans les différents milieux saumâtres des pays des Rivières du Sud, nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances sur la base des listes spécifiques dans chacun des milieux cités. Ce type d'analyse projette sur un plan les différents estuaires, en tenant compte à la fois du nombre d'espèces qu'ils ont en commun les uns avec les autres, mais aussi de leur nombre d'espèces endémiques. Leur proximité sur le plan traduit alors leur similitude faunistique.

Inversement l'analyse permet de projeter les espèces sur le même plan, à l'intersection des différents estuaires où elles se rencontrent.

Le résultat de cette analyse est donné figure 2-6.

On constate la grande similitude des faunes du Siné-Saloum et de la Casamance, qui apparaît logique dans la mesure où ces systèmes ont un fonctionnement identique et sont géographiquement proches. Ces deux systèmes comprennent une grande proportion d'espèces à affinité marine, notamment de Rajiformes, Sparidae, Serranidae, mais les groupes traditionnellement qualifiés "d'estuariens" sont également bien représentés (Sciaenidae, Polynemidae,...).

Le rio Buba de Guinée Bissau présente de fortes affinités avec cet ensemble, bien que ses espèces "endémiques" traduisent le caractère marin le plus marqué d'entre tous les estuaires (présence de 7 espèces de requins, dont 2 requins-marteau par exemple). Ceci peut être relié à la faiblesse des arrivées d'eau douce, aux dimensions du milieu (20 à 60 m de profondeur, 4 km de largeur à l'embouchure) et au fait qu'il n'y ait pas sursalure comme au Sénégal.



- Espèces ubiquistes**
- 21 espèces totalement ubiquistes (en gras)
46 espèces présentes dans 5 estuaires sur 6
- Pseudolithus brachygnatus, elongatus, senegalensis, typus* ; *Pteroscion peli*
Caranx senegallus, hippos ; *Chloroscombrus chrysurus* ; *Trachinotus teraia*
Sarotherodon melanotheron ; *Hemichromis fasciatus* ; *Tilapia guineensis*
Liza falcipinnis, dumerilii, grandisquamis ; *Mugil bananensis, cephalus, curema*
Galeoides decadactylus ; *Polydactylus quadrifilis* ; *Pentanemus quinquarius*
Ethmalosa fimbriata ; *Ilisha africana* ; *Sardinella maderensis*
Periopthalmus barbarus ; *Porogobius schlegelii*
Arius latiscutatus, parkii, heudelotii
Eucinostomus melanopterus, Gerres nigri
Pomadasy jubelini, peroteti
Cynoglossus senegalensis
Lutjanus dentatus, goreensis
Citarichthys stampflii
Monodactylus sebae
Dasyatis margarita
Brachydeuterus auritus
Scomberomorus tritor
Drepane africana
Chrysichthys maurus
Trichiurus lepturus
Elops lacerta
Sphyraena afra

Figure 2-6 : Représentation de six estuaires d'Afrique de l'Ouest dans un plan d'analyse factorielle des correspondances en fonction des espèces qu'ils comprennent.

A l'opposé sur l'axe factoriel se rangent la Fatale et la Gambie, 70% des espèces de ce dernier système estuarien étant communes à la Fatale. L'estuaire guinéen est caractérisé, lui, par la présence de nombreux taxons d'eau douce (Mormyridae, Characidae, Notopteridae, ...) et de Gobiidae inféodés aux milieux vaseux.

Enfin l'estuaire du fleuve Sénégal définit à lui seul le troisième pôle de ce plan, de par la richesse de sa faune dulçaquicole caractéristique des cours d'eau sahélo-soudaniens (PAUGY *et al.* 1994).

Bien que leurs régimes hydrologiques soient, à des échelles différentes, de même type (crue de saison des pluies, débit moyen nettement positif), les fleuves Fatale et Sénégal sont distants sur le plan factoriel par le fait que leurs ichtyofaunes dulçaquicoles n'appartiennent pas à la même province biogéographique (région guinéenne septentrionale dans le cas de la Fatale ; ORSTOM/CNSHB 1994).

Il faut noter que la très faible richesse spécifique estuarienne en Gambie (52 espèces d'après DORR *et al.* 1985) est surprenante, de même que la faible représentation des taxons dulçaquicoles dans la zone saumâtre, et se pose la question de la qualité de l'échantillonnage réalisé. Compte tenu de l'importance de ce fleuve, de la taille de son bassin versant, de la richesse de son ichtyofaune d'eau douce et de l'appartenance de celle-ci à la province sahélo-soudanienne (JOHNELS 1954 ; HUGUENY & LEVÊQUE 1994), on devrait logiquement le trouver positionné entre les fleuves Sénégal et Fatale.

Enfin l'analyse permet de mettre clairement en évidence l'important groupe des espèces ubiquistes, qui constituent "un peuplement de base que l'on retrouve dans tous les milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest" (ALBARET & ECOUTIN 1990). Dans ce groupe dominent les Carangidae (8 espèces), les Sciaenidae (6 espèces d'otolithes) et les Mugilidae (6 espèces de mulets). Vingt et une espèces sont présentes dans *tous* les estuaires étudiés, Sciaenidae, Clupeidae planctonophages et Ariidae étant cette fois les familles les mieux représentées.

3-3) Abondances et biomasses des peuplements estuariens régionaux

Dans ces estuaires d'Afrique de l'Ouest les Clupeidae sont toujours numériquement dominants et représentent 61 à 85 % des captures. Cependant à l'intérieur de la famille les espèces dominantes ne sont pas les mêmes selon les estuaires : au Sénégal l'espèce prépondérante est *Ethmalosa fimbriata*, alors qu'en Gambie ou en Guinée-Bissau deux espèces prédominent (*E. fimbriata* et *Sardinella maderensis*) et qu'en Guinée la plus abondante est *Ilisha africana*.

La figure 2-7 illustre les abondances relatives des différents taxons dans trois des estuaires considérés.

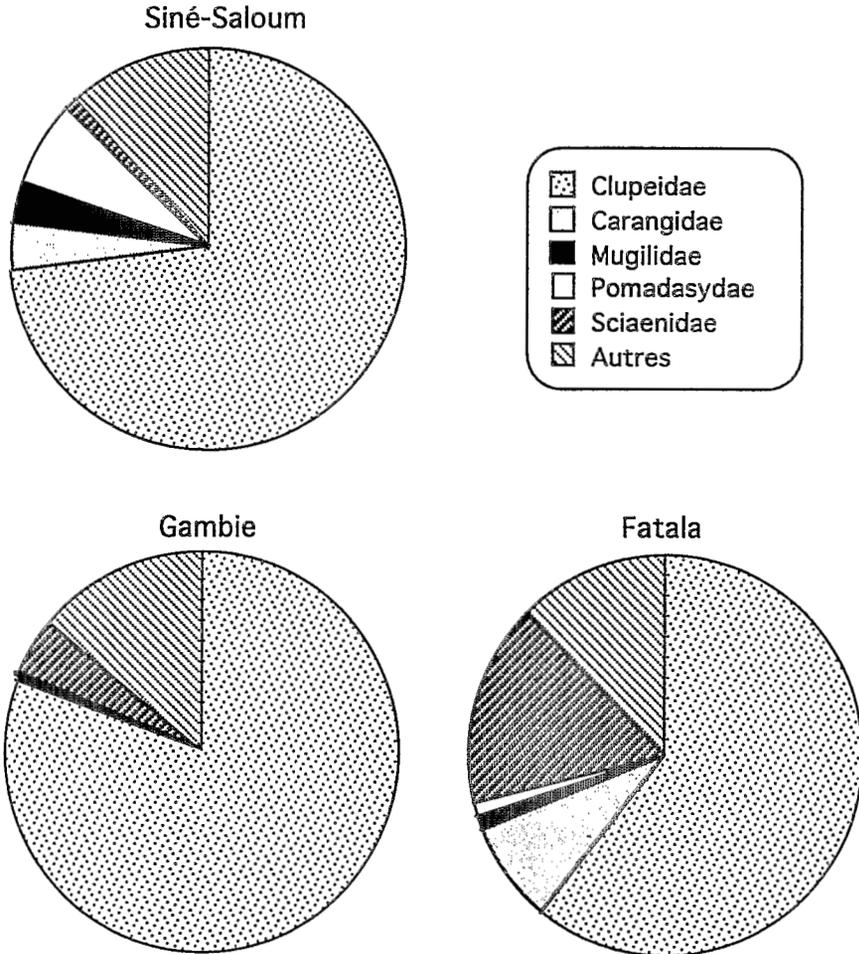


Figure 2-7: Pourcentage de l'abondance totale *par famille* dans trois estuaires des pays des Rivières du Sud

En Siné-Saloum et semble-t-il en Guinée-Bissau, les abondances et biomasses sont maximales à une vingtaine de kilomètres de l'embouchure, diminuant au delà et en deçà. DEME-GNINGUE, DIOUF & ALBARET (1994) ont émis l'hypothèse selon laquelle l'abondance dépendrait ici d'un facteur complexe, le confinement (GUELORGET & PERTHUISOT 1983 ; GUELORGET *et al.* 1983). Ce facteur intègre la distance à la mer mais aussi le volume d'eau du bief et les échanges avec le milieu terrestre (notamment au cours des flux et reflux tidaux dans la mangrove). Cette dernière variable pourrait influencer sur l'abondance de l'ichtyofaune via les apports de sels nutritifs au chenal et donc via l'abondance du plancton.

L'estuaire de la Fatala présente par contre une distribution d'abondance différente, uniformément décroissante de l'aval vers l'amont, sur laquelle nous reviendrons plus loin.

En Gambie les deux études disponibles s'accordent sur la diminution d'abondance vers l'amont de l'estuaire mais divergent quant à sa variation dans la partie inférieure. Les résultats de LESACK (1986) mentionnent une abondance maximale à 50 km en amont de l'embouchure mais sont basés sur des captures de la pêche artisanale qui "reflètent la variabilité de l'équipement et les préférences des pêcheurs". Les études sur la Casamance confirment, si besoin était, la distribution très variable de l'abondance par espèce (dominance des silures et des otolithes en aval, des ethmaloses et mullets dans la partie médiane ; prolifération des tilapias en amont) au point que la biomasse capturée reste quasiment constante de la mer jusqu'à la zone hyperhaline alors que la diversité spécifique chute drastiquement (PANDARÉ & CAPDEVILLE 1986 ; ALBARET 1987).

Une inter-comparaison ponctuelle des prises par unité d'effort est possible entre les estuaires du Siné-Saloum et de la Fatala dans la mesure où ces deux milieux ont été échantillonnés selon le même protocole (senne tournante coulissante).

En Siné-Saloum le rendement moyen est de 15 kg/coup (DEME-GNINGUE *et al.* 1994, p. 16), alors qu'il est de 4,6 kg/coup en Fatala.

Or on considère généralement, en halieutique côtière, que les régions les plus riches d'Afrique de l'Ouest sont les zones guinéennes et bissau-guinéennes du plateau continental (WILLIAMS 1964). La prise par unité d'effort dans les eaux sénégalaises est égale (LONGHURST 1963) ou inférieure (DOMAIN 1974, 1989) à celle des eaux guinéennes. Il y a donc une incohérence apparente entre la faible biomasse rencontrée dans les estuaires guinéens comparativement à ceux du Sénégal, et à la situation différente qui semble prévaloir en mer.

Les parties suivantes de ce travail ont pour ambition de détailler le fonctionnement biologique de l'estuaire de la Fatala, afin d'apporter des éléments de réponse à la comparaison de ces différents systèmes entre eux.

TROISIÈME PARTIE
Comparaison estuaire / bras de mer

Cette partie reprend un article paru dans la
Revue d'Hydrobiologie tropicale 1994 : 27 (1)

Comparaison d'un estuaire et d'un bras de mer en Guinée : abondance et richesse spécifique de l'ichtyofaune.

Eric BARAN ⁽¹⁾ & Gilles POIZAT ⁽²⁾

Résumé

Afin de tester l'influence du système fluvial amont sur l'ichtyofaune estuarienne, abondance et richesse spécifique ont été suivies dans un estuaire vrai et dans une ria distante de 20 km non reliée à un fleuve. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les deux systèmes estuariens pour ce qui est des abondances, des richesses spécifiques brutes ou corrigées de l'effet d'abondance. Ces descripteurs sont pourtant corrélés à des variables du milieu qui, elles, sont significativement différentes dans les deux systèmes.

On montre en outre que la richesse spécifique est un descripteur du peuplement insuffisant dans ce type de milieu ouvert.

Abstract

In order to test the influence of the riverine system on the estuarine ichthyofauna, we compared abundance and species richness between an open estuary and a close inlet unconnected to any river. No significant differences are observed between the two streams either in abundance or raw or corrected from abundance species richness. However faunistic attributes were correlated with some environmental variables which are significantly different in the two systems.

We show that species richness is not suitable to characterise the community in this kind of open systems.

⁽¹⁾ Antenne ORSTOM ; Laboratoire d'Ecologie des Eaux Douces ; Bat. 403 R. d. C. Université Lyon I ; 69 622 VILLEURBANNE Cedex, France.

⁽²⁾ Laboratoire d'Ecologie des Systèmes Fluviaux ; 1 rue Parmentier ; 13200 ARLES France.

1) INTRODUCTION

Les estuaires constituent des milieux très productifs, utilisés par les poissons selon de multiples stratégies (Day *et al.* 1981). Beaucoup d'espèces -pouvant représenter jusqu'à 70% des débarquements des pêches commerciales dans le cas des Etats-Unis (McHugh 1976)- utilisent ces milieux, en tant que zone de reproduction, de nourricerie, de refuge, ou d'alimentation. Les peuplements d'estuaire sont ainsi constitués, outre les espèces résidentes, d'une majorité d'espèces y effectuant une partie de leur cycle vital, l'autre partie s'accomplissant en mer ou en eau douce (McHugh 1967). Du fait de leur rôle écologique et des implications économiques, il est important de comprendre quels sont les facteurs déterminant la composition et la structure de ces peuplements de poissons d'estuaires. Il faudrait notamment distinguer le rôle des caractéristiques environnementales propres à l'estuaire, et celui des échanges avec les peuplements des écosystèmes voisins.

Compte tenu des comportements migratoires de nombreuses espèces, on peut penser que le peuplement de poissons d'un estuaire dépend des connexions temporaires ou permanentes existant entre l'estuaire et les écosystèmes amont et aval, ainsi que de l'importance de l'ensemble d'espèces présentes dans ces écosystèmes adjacents. Des études ont montré l'influence de la connexion avec la mer (Albaret & Ecoutin 1989) et de sa taille -c'est à dire la largeur à l'embouchure- sur la structure du peuplement estuarien et sur son abondance (Blaber 1985 ; Sogart *et al.* 1989, Amanieu & Lasserre, 1982). Du côté fluvial, Marais (1988) observe de fortes corrélations positives entre la surface du bassin versant et l'abondance de poissons de 14 estuaires d'Afrique du Sud, mais selon lui, cette relation est indirecte, la surface du bassin versant influençant les caractéristiques locales par l'intermédiaire du régime hydrologique. En effet, les caractéristiques environnementales d'un estuaire sont influencées par les milieux adjacents : le régime hydrologique du fleuve et les marées déterminent les variations de salinité, de courant, de turbidité, de température et de marnage. De nombreuses études montrent que la richesse spécifique et la densité de poissons d'un estuaire varient en fonction de ces paramètres (Yañez-Arancibia 1985 ; Day & Grindley 1981).

A la suite des travaux sur les relations richesse spécifique-surface sur les populations de poissons dulçaquicoles (Hugueny 1989) on peut supposer d'un point de vue théorique que, pour un type d'estuaire donné, la richesse spécifique dans la zone estuarienne sera corrélée positivement avec la taille du fleuve, étant donné que la quantité d'espèces fluviales augmente avec cette dernière.

Dans ce contexte, la comparaison des peuplements entre un estuaire vrai et un bras de mer (ria envahie par la mer) est intéressante car on est alors en présence de systèmes semblables par leurs caractéristiques géomorphologiques, mais différents par l'existence ou non d'une connexion avec un écosystème fluvial.

Ce type d'étude a rarement été réalisé, et à notre connaissance seuls les travaux de Loneragan *et al.* en 1986 et 1987 offrent une comparaison de même type entre les richesses spécifiques des rivières et de la lagune d'un même système estuarien.

Dans la zone biogéographique d'Afrique de l'Ouest, les études de populations ichtyques estuariennes sont elles-mêmes peu nombreuses et, si l'on peut citer des études approfondies en Côte d'Ivoire (Daget & Durand 1968 ; Albaret & Ecoutin 1989, 1990) ou en Gambie (Dorr *et al.* 1985), les connaissances sont ailleurs souvent partielles en regard de la diversité des milieux et climats côtiers dans la région. On peut citer Longhurst (1957) en Sierra Leone, Postel (1959-1960) pour une première synthèse régionale, puis Fagade & Olaniyan (1974), Wright (1986) et Amadi (1990) au Nigeria, Pauly (1975) au Ghana, Albaret (1987) au Sénégal.

En Guinée, l'ichtyologie de la zone estuarienne n'a été abordée que par Boltachev (1991). Les conditions hydroclimatologiques y sont pourtant très particulières (pluviométrie de 3000 à 4000 mm par an sur la côte, débits variant d'un facteur 100 entre saison sèche et humide, dessalure de toute la zone côtière) du fait de la présence du massif montagneux du Fouta Djallon et du réseau fluvial dense qui en descend.

La présente étude constitue une première analyse comparative de données récoltées dans un estuaire (la Fatale) et dans un bras de mer (le Dangara). Nous n'aborderons dans cette approche préliminaire que les variations de l'abondance et de la richesse spécifique. La première variable s'impose à l'évidence dans l'étude d'une ressource. Quant à la richesse spécifique, outre son rôle majeur dans la caractérisation d'un peuplement (à travers la diversité, l'équitabilité,... voir à ce sujet Magurran 1983), son usage récurrent dans la problématique liée à la biodiversité (Wilson & Peter 1988) donne à cette variable écologique une résonance aujourd'hui encore accrue.

Afin de tester la différence entre le système du bras de mer et le système estuarien du point de vue de l'abondance, de la richesse spécifique, mais aussi des paramètres du milieu, nous examinerons par le biais de régressions multiples si un "effet système" significatif peut être mis en évidence.

Enfin nous verrons comment relier les variations observées de l'abondance et de la richesse spécifique aux variables abiotiques du milieu, de manière à en préciser les causes.

2) MATÉRIEL ET MÉTHODES

2-1) Description du milieu

L'estuaire du fleuve Fatala et le bras de mer de Dangara, ouverts tous deux sur la façade atlantique de la Guinée, sont distants de vingt kilomètres (figure 1), et les caractéristiques respectives de ces deux milieux sont résumées dans le tableau I.

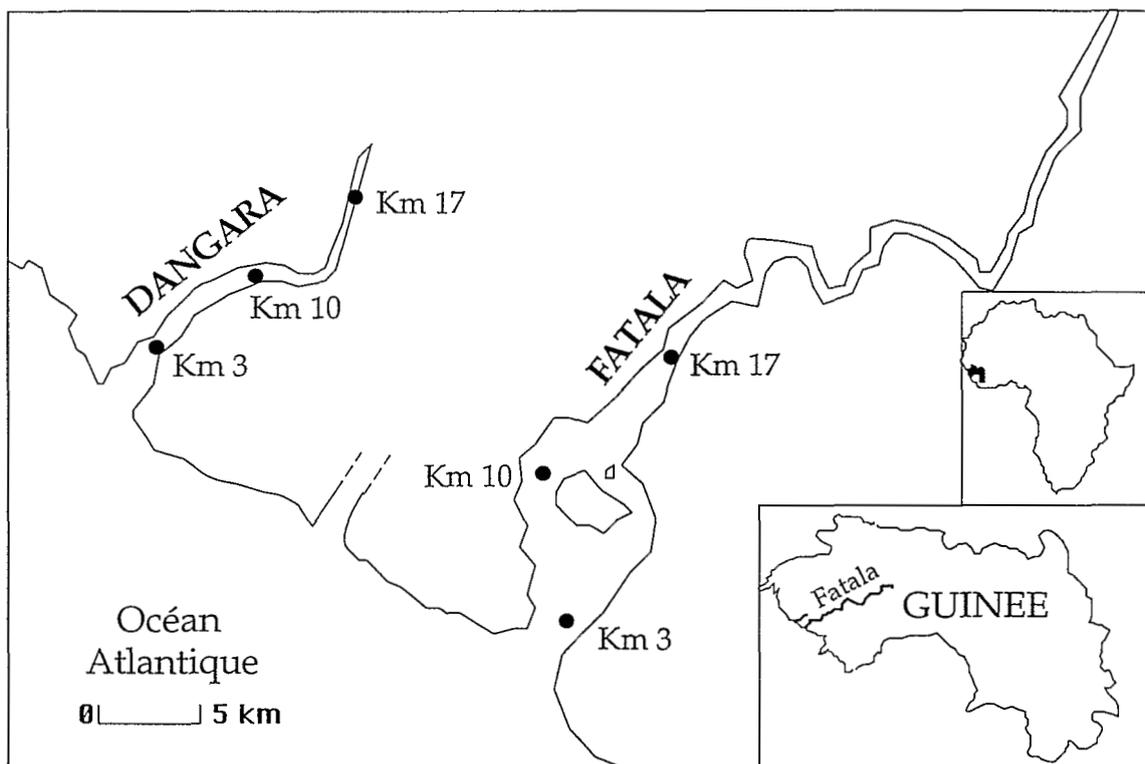


Figure 1 : Carte de situation
Situation map.

Tableau I

Principales caractéristiques du fleuve Fatala et du bras de mer de Dangara
Main characteristics of Fatale estuary and Dangara inlet.

	FATALA	DANGARA
Longueur du fleuve (km)	190	30
Débit moyen annuel ($m^3.s^{-1}$)	149	0
Surface du bassin versant (km^2)	5100	-
Longueur de l'estuaire (km)	60	20
Surface de l'estuaire (km^2)	56,3	15,3
Largeur à l'embouchure (m)	2250	1000

Les berges sont partout constituées de la même végétation (palétuviers *Rhizophora sp* ; *Avicennia africana* - Bertrand 1993-) et la nature du fond est la même (vase) à l'exception de la station amont en Dangara où coexistent vase et blocs rocheux.

Les différences entre les deux milieux se situent surtout au niveau des paramètres physico-chimiques.

Compte tenu des fortes contraintes de terrain, seules les variables suivantes ont été prises en compte : profondeur, transparence (profondeur de disparition du disque de Secchi), salinité de surface, température de surface, oxygène de surface (pourcentage de saturation), marnage (différence d'amplitude entre marée haute et marée basse du jour).

En Fatala les variations saisonnières de débit sont très importantes (de 4 à 750 m³.s⁻¹ entre mars et septembre, figure 2) entraînant une importante variation des paramètres mesurés (figure 3 ; nous n'avons pas représenté les variations du pourcentage de saturation en oxygène du fait de certaines données manquantes, exclues dans les régressions ultérieures sur cette variable). Ces variations sont moins marquées en Dangara où les arrivées d'eau douce sont minimales et l'influence marine prépondérante. L'influence fluviale détermine l'amplitude du gradient amont-aval de salinité : celui-ci est également plus marqué dans la Fatala, particulièrement en saison des pluies.

2-2) Échantillonnage

L'étude comparative est basée sur les résultats de pêches effectuées à la senne tournante coulissante. Ce filet long de 250 m sur 20 m de chute, de maille de 14 mm de côté et manœuvré par dix hommes, est semblable à celui utilisé par Albaret & Ecoutin (1990). Cette pêche active échantillonne la totalité de la colonne d'eau, en affouillant également le fond.

Nous avons, outre la variable système, retenu comme variables du plan d'échantillonnage le temps, la distance à la mer et la position du coup de pêche (berge ou chenal).

- Variable temps : la crue de saison des pluies est un phénomène dont l'effet structurant vis-à-vis des peuplements ichtyques de milieu saumâtre en Afrique de l'Ouest est majeur (Albaret & Ecoutin 1990 ; Guiral 1992). On peut donc s'attendre à ce que ce phénomène saisonnier, propre ici au seul système estuarien, fasse apparaître entre les deux systèmes des variations temporelles non corrélées de l'abondance et de la richesse spécifique.

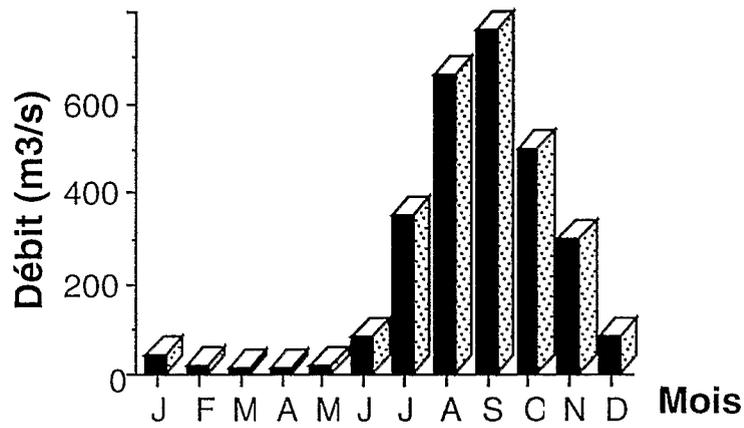


Figure 2 : Débits moyens mensuels du fleuve Fatala
Monthly average discharge of the Fatala river

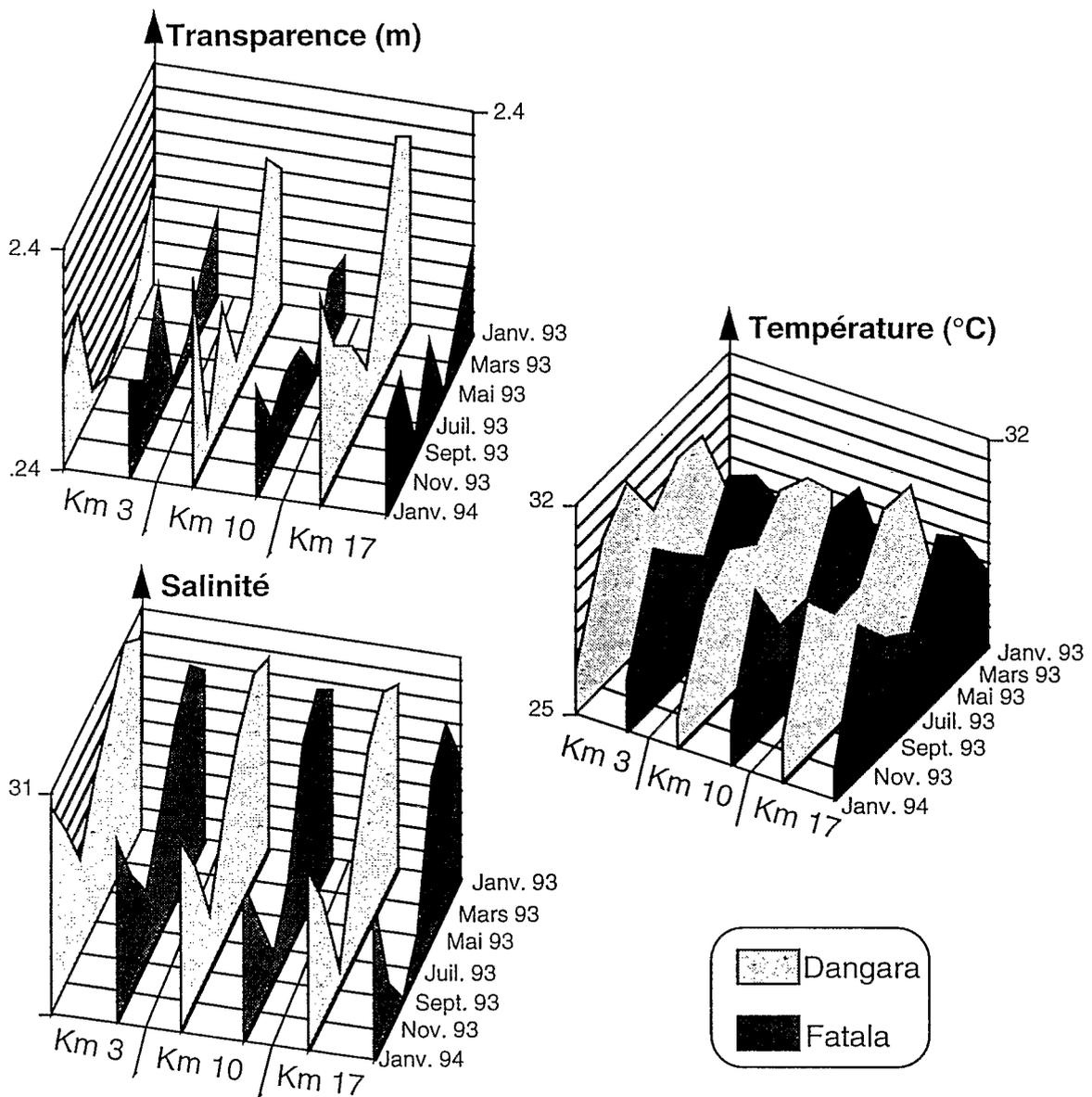


Figure 3 : Principales caractéristiques physico-chimiques des systèmes étudiés, au cours de l'année dans les stations retenues. *Physico-chemical characteristics in the two systems, throughout the year.*

- Variable distance à la mer : en système estuarien cet effet de la crue est davantage marqué en amont qu'en aval ; d'autre part en système de bras de mer le confinement croissant vers l'amont joue un rôle reconnu au niveau de la faune benthique (diminution de la richesse spécifique, de la biomasse, de la production, augmentation de la densité ; cf Guelorget & Pertuisot 1983), et la faune benthique est dans ces milieux de mangrove une ressource trophique essentielle de l'ichtyofaune (Longhurst 1960), pouvant influencer sa distribution.

- Variable position : en milieu dulçaquicole, les berges constituent un habitat favorable aux juvéniles, où l'abondance moyenne en poissons est par conséquent supérieure à celle du chenal (Pont & Persat 1990) ; par ailleurs la mangrove en tant que formation rivulaire joue également un rôle positif vis-à-vis de l'abondance et de la richesse spécifique de l'ichtyofaune (Thayer *et al.* 1987, Sasekumar *et al.* 1992) ; nous avons donc effectué en chaque site, chaque fois que cela était possible, une pêche à la rive et une pêche au chenal afin de tenir compte de la diversité locale des habitats.

Cette étude a été menée simultanément dans l'estuaire et dans le bras de mer, selon un rythme bimensuel, entre janvier 93 et février 94 (sept campagnes de pêche).

Dans chacun des deux milieux, trois stations situées à 3, 10 et 17 km de l'embouchure ont été échantillonnées, à raison de deux coups de pêche dans chacune des six stations, l'un près du bord (profondeur minimale 2m) et l'autre au milieu du chenal.

Compte tenu des difficultés rencontrées, le plan d'échantillonnage effectivement réalisé est donné dans le tableau II.

L'unité standard de l'effort d'échantillonnage est le coup de pêche.

Tableau II
Echantillonnage à la senne tournante : nombre de coups par système, par mois et par distance à l'embouchure.
Sampling with purse seine : number of unit efforts per system, per month and per distance to the sea.

Système	Dangara			Fatala		
	3	10	17	3	10	17
Janvier 93	2	2	2	1	1	2
Mars	2	2	2	2	1	2
Mai	2	2	2	2	2	2
Juillet	2	2	2	2	2	2
Septembre	1	2	1	1	2	2
Novembre	1	2	2	2	2	2
Janvier 94	2	2	2	2	2	2

III) RÉSULTATS

3-1) Variables du milieu

Une analyse de la répartition des données pour chacune des variables continues du milieu a permis de voir que les histogrammes formés étaient tous unimodaux et qu'il n'était donc pas nécessaire de transformer les données avant régression.

L'examen du tableau III permet de voir que les variables explicatives retenues sont peu dépendantes les unes des autres. La transparence est liée au marnage dans la mesure où les grandes marées remettent en suspension le sédiment vaseux. Elle est aussi corrélée positivement à la température car en saison des pluies -saison fraîche- les forts débits augmentent la turbidité.

Tableau III

Significativité des coefficients de corrélation linéaire entre les variables du milieu retenues. Les valeurs en gras indiquent une relation significative (au seuil de 5%) entre variables. Dans ce cas le sens de la corrélation est indiqué entre parenthèses.

Significance levels of linear correlation coefficients among environmental variables. Values indicate the probability that $R=0$. Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) among variables. The sign of significant correlations are indicated in brackets.

	Profondeur	Transparence	Température	Salinité	% saturation O2
Transparence	0,384				
Température	0,822	0,007 (-)			
Salinité	0,644	0,290	0,036 (+)		
% saturation O2	0,875	0,318	0,071	0,056	
Marnage	0,110	0,001 (-)	0,419	0,175	0,427

3-1-1) Mise en évidence d'un effet système au niveau des variables du milieu

Une régression multiple effectuée sur chacune de ces variables de milieu en fonction des variables du plan d'échantillonnage montre (tableau IV) que la variable "système" a un effet significatif vis-à-vis de cinq variables du milieu sur six, ce qui renforce l'intérêt de la comparaison bras de mer/estuaire. La différence de débit fluvial entre les deux systèmes est le principal facteur qui puisse expliquer cet effet, le débit agissant sur la salinité, sur la transparence, sur la température de l'eau -l'eau fluviale est plus froide- et sur le marnage (un fort débit amplifie le marnage).

On constate également l'importance de l'effet temporel (variable "mois") et, dans une moindre mesure, de l'effet distance à la mer. Par contre la position du lieu de pêche (rive ou chenal) n'a aucun effet significatif sur les variables du milieu retenues.

Dans tous les cas la part de variance expliquée par l'équation de régression (coefficient de détermination) est supérieure à 50 %.

Tableau IV

Significativité des coefficients de corrélation linéaires entre les variables du milieu et les variables du plan d'échantillonnage. Les valeurs indiquent la probabilité d'erreur associée au rejet de l'hypothèse H_0 . Les valeurs en gras indiquent donc une relation significative (au seuil de 5%) entre variables explicatives et variables expliquées.

Significance levels of linear correlation coefficients between environmental variables and sampling design variables. Values indicate the probability that $R=0$.

Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables.

Variable expliquée	% de variance expliquée par le modèle	Variable explicative			
		SYSTEME	MOIS	DISTANCE	POSITION
TRANSPARENCE	0,533	<10 ⁻³	<10 ⁻³	0,004	0,494
SALINITE de surface	0,920	<10 ⁻³	<10 ⁻³	<10 ⁻³	0,620
TEMPÉRATURE de surface	0,874	0,008	<10 ⁻³	0,395	0,184
OXYGENE de surface	0,685	0,517	<10 ⁻³	0,023	0,719
MARNAGE	0,545	0,036	<10 ⁻³	0,921	0,713

3-2) Variables du peuplement

Au cours de l'échantillonnage, 14 675 individus ont été capturés, pour une biomasse totale de 563 kg. Cinquante espèces ont été trouvées en Fatala, 47 en Dangara, et 37 étaient communes aux deux systèmes.

La distribution de l'abondance brute par coup de pêche et des richesses spécifiques en fonction du mois et de la distance à la mer est donnée figure 4. On observe pour ces deux variables des valeurs maximales en janvier, minimales en septembre, et décroissantes de l'aval vers l'amont. La différence entre Dangara et Fatala n'est pas perceptible à ce niveau.

L'examen des distributions par classe des abondances moyennes par coup (figure 5) indique la nécessité de faire subir aux données une transformation logarithmique afin de stabiliser la variance et de normaliser la distribution (Dagnelie 1975 ; Kimura 1981). C'est cette même transformation appliquée aux données de richesse spécifique qui permet d'obtenir des relations linéaires entre les deux variables. Dans ce qui suit les régressions seront donc calculées sur la base du logarithme népérien de l'abondance et de la richesse spécifique.

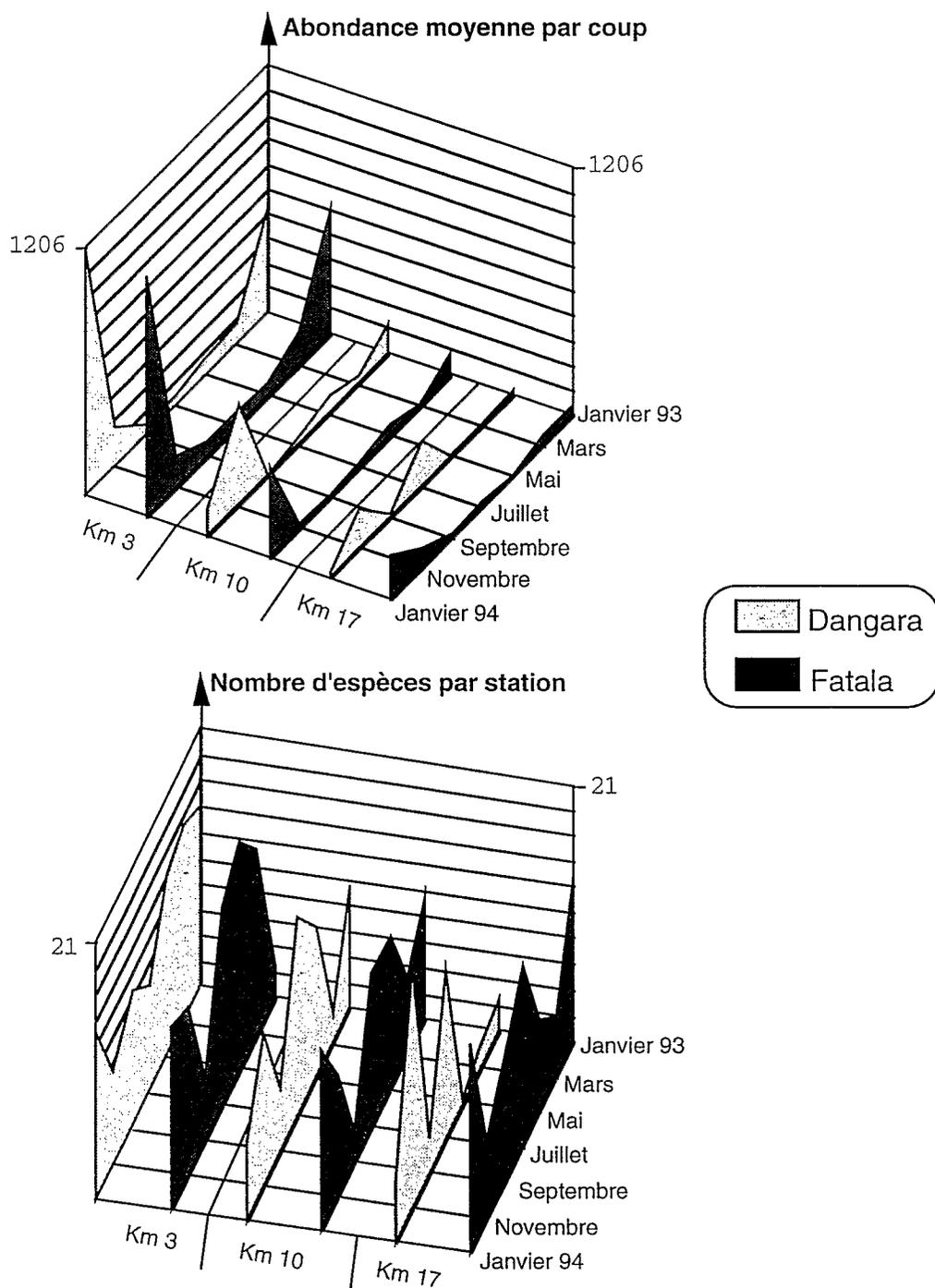


Figure 4 : Abondance et richesse spécifique en Dangara et Fatala au cours de l'année dans les stations retenues
Abundance and species richness in the Dangara inlet and in the Fatala estuary throughout the year.

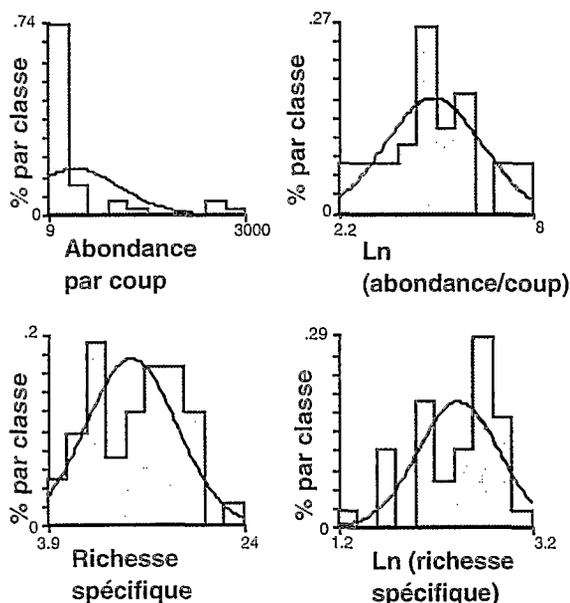


Figure 5 : Distribution des abondances et des richesses spécifiques par classe, avant et après normalisation.
Abundance and species richness distributions before and after log-transformation.

3-2-1) Intercorrélations entre variables du peuplement

La richesse spécifique étant une fonction croissante asymptotique du nombre d'individus capturés (fonction réciproque de la fonction de distribution du nombre d'individus par espèce, explicitée par Preston en 1948), nous avons ici effectué la régression entre le logarithme népérien de la richesse spécifique et celui de l'abondance (figure 6). La relation entre abondance et richesse spécifique est hautement significative.

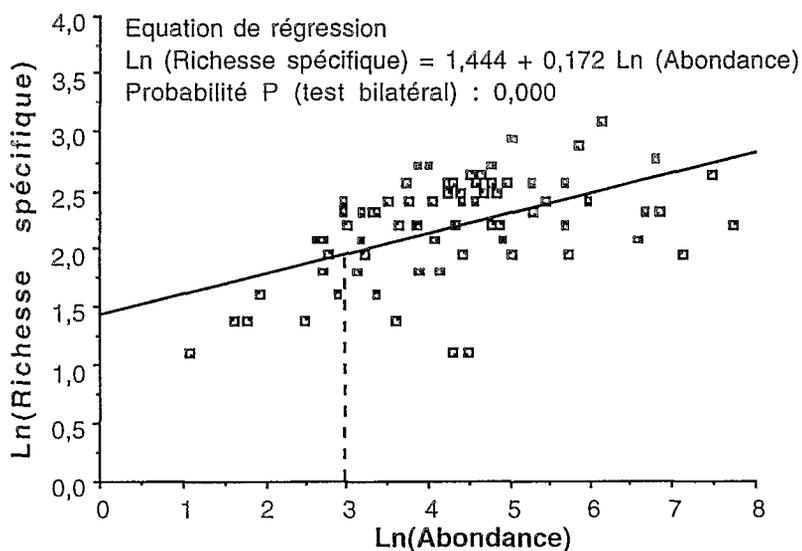


Figure 6 : Richesse spécifique en fonction de l'abondance (après transformation logarithmique).
Species Richness versus Abundance (data log-transformed).

3-2-2) Regroupement des coups de berge et des coups de chenal

La courbe précédente montre que l'estimation de la richesse spécifique est surestimée en deçà de $\ln(N)=3 \Leftrightarrow N=20$; ceci conduit à envisager un regroupement des coups de berge et de chenal afin d'obtenir des abondances par unité de pêche suffisantes pour ne pas biaiser l'étude de la richesse spécifique.

On a comparé par analyse en composantes principales les coups donnés respectivement à la berge et dans le chenal, sur la base des abondances et des richesses spécifiques. L'analyse révèle que la variabilité intra-position représente 97,2 % de la variance totale expliquée, c'est-à-dire que la variance due à l'effet "position" ne représente que 2,8% de cette variance totale. Ceci autorise un regroupement des coups donnés à la berge et dans le chenal.

Pour ce qui est des paramètres du milieu, le tableau III indique clairement que l'effet position n'est pas significatif ; ceci ajouté à la concomitance des coups de berge et de chenal (donnés en général à 40 mn d'intervalle) autorise à faire la moyenne des paramètres mesurés en chaque station.

Il en résulte un nouveau tableau de données dans lequel les abondances, richesses spécifiques et paramètres du milieu ont été pris en compte par station (combinaison unique système/mois/distance à la mer) ; c'est sur ce tableau qu'a été menée la suite des analyses.

3-2-3) Mise en évidence d'un effet système au niveau des variables du peuplement.

3-2-3-1) Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse spécifique par coup de pêche.

On peut, de l'examen du tableau V, conclure qu'il n'existe pas de corrélation significative au seuil $\alpha=0,05$ entre le logarithme de l'abondance et le système, c'est-à-dire que l'analyse ne révèle pas de différence significative, au risque de 5%, entre le bras de mer et l'estuaire en ce qui concerne les variations d'abondance.

Seules les variables Mois et Distance à la mer ont un effet significatif sur la régression, ce qui confirme les observations faites sur la figure 4. Ces deux variables expliquent ici 60,8% de la variance sur l'abondance par coup.

Par contre l'examen des interactions entre les différentes variables du plan d'échantillonnage (en cas d'effets non additifs des variables entre elles) ne révèle aucune corrélation significative entre l'une des interactions possibles et le logarithme népérien de l'abondance.

Tableau V

Significativité des coefficients de corrélation linéaire entre abondance, richesse spécifique RS (après transformation logarithmique) et les variables du plan d'échantillonnage.

Les valeurs indiquent la probabilité d'erreur associée au rejet de l'hypothèse H_0 . Les valeurs en gras indiquent donc une relation significative (au seuil de 5%) entre variables explicatives et expliquées.

Significance levels of linear correlation coefficients between environmental variables and sampling design variables. Values indicate the probability that $R=0$.

Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables.

Variable expliquée	% de variance expliquée par le modèle	Variable explicative			Interaction
		SYSTEME	MOIS	DIST. à la mer	
Ln (Abondance par coup)	72,1	0,996	0,001	0,000	Mois*Système : 0,150
	78,3	0,996	0,001	0,001	Mois*Distance : 0,266
	64,2	0,996	0,001	0,001	Système*Distance : 0,259
	67,8	0,997	0,010	0,005	Mois*Système*Dist. : 0,963
Ln (RS)	40,6	0,123	0,213	0,067	

Par ailleurs, compte tenu du plan d'échantillonnage incomplet en certaines stations (un coup de pêche au lieu de deux) on a calculé pour ces stations, d'après la relation 3-2-1), la richesse spécifique théoriquement rencontrée si l'abondance avait été double, l'écart au modèle étant conservé. C'est cette richesse corrigée (en 7 stations sur 42) qui a été intégrée aux calculs de régression.

La régression multiple indique qu'il n'existe, au seuil $\alpha = 0,05$, aucune corrélation significative entre le logarithme népérien de la richesse spécifique et les variables du plan d'échantillonnage (Tab V). Ainsi, au risque de 5%, on peut dire qu'il n'y a pas d'effet système sur la richesse spécifique.

Il existe donc une corrélation significative entre le nombre d'espèces et l'abondance (cf. § 3-2-1), entre l'abondance et le mois, entre l'abondance et la distance à la mer (cf. § 3-2-4-1) mais pas entre la richesse spécifique et ces variables.

En aucun cas on ne relève d'effet système au niveau des variables Abondance et Richesse spécifique.

Une analyse portant sur les coups doubles uniquement, à l'exclusion des données relatives aux coups simples, conduit aux mêmes interprétations.

Compte tenu du rôle particulier de quatre espèces dans le peuplement (poissons pélagiques en bancs, représentant 6,9% des espèces et 77% de l'abondance), on a refait la même analyse sur un peuplement dont étaient exclues ces quatre espèces dominantes ; l'analyse conduit aux mêmes résultats que précédemment ; l'absence d'effet système n'est donc pas un phénomène imputable aux seules espèces dominantes.

3-2-3-2) Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique corrigée de l'effet abondance.

On a effectué ici la régression des résidus de la régression : (Richesse spécifique = f(Abondance)) en fonction des variables du milieu. Ces résidus traduisent l'écart de la richesse spécifique au modèle la liant à l'abondance ; ils correspondent donc aux valeurs prises par la richesse spécifique une fois extrait l'effet de l'abondance.

Ainsi la régression multiple n'indique aucune corrélation significative, au seuil de 5%, entre la richesse spécifique par station -corrigée de l'effet abondance- et les variables du plan d'échantillonnage.

3-3) Corrélation entre variables du peuplement et variables du milieu

On constate (Tab. VI) une corrélation significative, au seuil de 5%, du logarithme népérien de l'abondance avec la transparence et la température (relation négative), ainsi qu'avec la salinité et le pourcentage de saturation en oxygène (relation positive).

La régression multiple met d'autre part en évidence (Tab. VII) une corrélation significative, au seuil de 5%, du logarithme népérien de la richesse spécifique avec la transparence et la température (relation négative), ainsi qu'avec la profondeur et la salinité (relation positive).

Les corrélations significatives au seuil de 5% entre les différentes variables prises en compte sont résumées figure 7.

Tableau VI

Coefficients de corrélation linéaire entre le log. népérien de l'abondance et les variables du plan d'échantillonnage. Les probabilités d'erreur P associées au rejet de l'hypothèse H_0 sont notées en gras lorsqu'elles indiquent une relation significative (au seuil de 5%) entre variables explicatives et expliquées.

Linear correlation coefficients between abundance (log-transformed) and sampling design variables. Bolded significance levels P show a significant relation ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables.

	Coefficient	Probabilité P
Profondeur	0,176	0,141
Transparence	-0,988	0,012
Température	-0,625	0,000
Salinité	0,107	0,001
% saturation O2	0,035	0,023
Marnage	0,745	0,072

Tableau VII

Coefficients de corrélation linéaire entre le log. népérien de la richesse spécifique et les variables du plan d'échantillonnage. Les probabilités d'erreur P associées au rejet de l'hypothèse Ho sont notées en gras lorsqu'elles indiquent une relation significative (au seuil de 5%) entre variables explicatives et expliquées.

Linear correlation coefficients between species richness (log-transformed) and sampling design variables. Bolded significance levels P show a significant relation ($\alpha= 0.05$) between dependant and independant variables.

	Coefficient	Probabilité P
Profondeur	0,062	0,080
Transparence	-0,54	0,000
Température	-0,143	0,001
Salinité	0,016	0,056
% saturation O2	0,005	0,262
Marnage	0,165	0,171

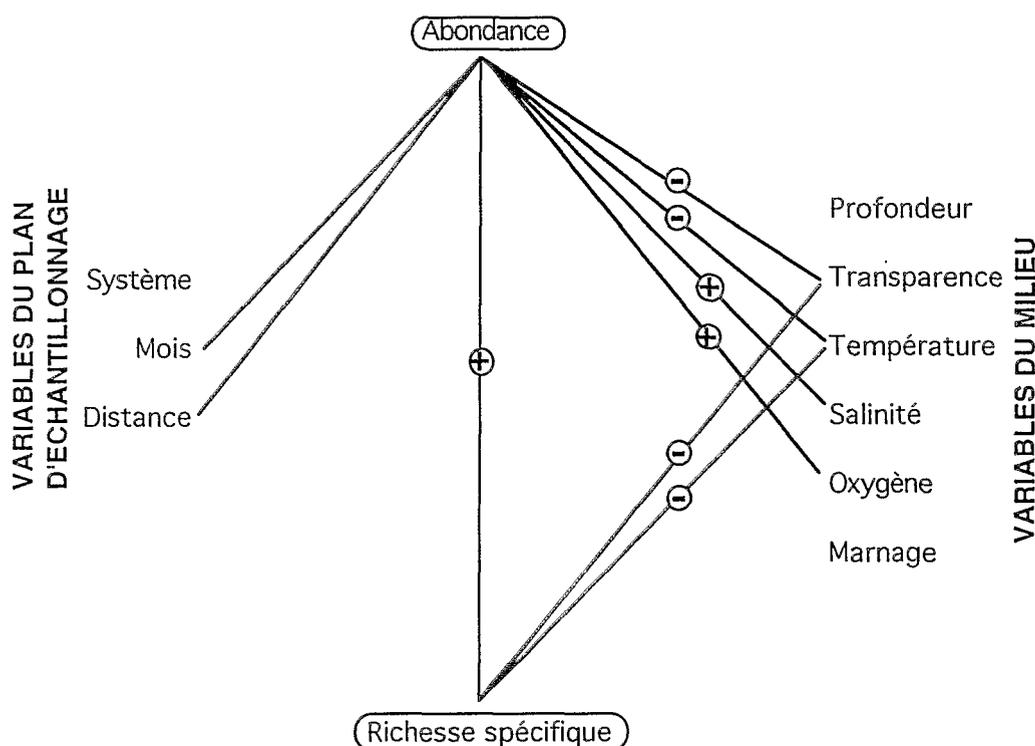


Figure 7 : Relations entre descripteurs du peuplement et variables du milieu ou du plan d'échantillonnage.

Relationships between community attributes and environmental or sampling design variables.

Dans le cas considéré ici, les variables mésologiques ont donc des effets opposés sur l'abondance et la richesse spécifique, comme le résume le tableau VIII. C'est ce phénomène qui peut expliquer l'absence d'effet système visible au niveau des variables du peuplement, alors qu'il est présent au niveau des facteurs du milieu.

Tableau VIII

Comparaison des valeurs moyennes de variables du milieu dans chaque système et conséquences sur l'abondance et la richesse spécifique d'après les régressions calculées (F = Fatala ; D = Dangara)
Comparisons between average values of environmental variables and consequences on abundance and species richness according to above regressions (F = Fatala ; D = Dangara).

	Moyenne de la variable	Conséquence sur l'abondance A	Conséquence sur la richesse spécifique R
Profondeur Z	$Z_F > Z_D$	-	$R_F > R_D$
Transparence T	$T_F < T_D$	$A_F > A_D$	$R_F > R_D$
Température T°	-	-	-
Salinité S	$S_F < S_D$	$A_F < A_D$	$R_F < R_D$
Oxygène O	-	-	-
Marnage M	-	-	-

IV) DISCUSSION

Les résultats obtenus indiquent, au risque de 5%, qu'il n'y a pas de différence significative entre l'abondance ou la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans l'un et l'autre système.

Par contre abondance et richesse spécifique sont corrélées significativement à certains paramètres physico-chimiques du milieu, et un effet système se manifeste au niveau de ces derniers paramètres.

Cette contradiction peut s'expliquer par des effets antagonistes des variables mésologiques sur les variables du peuplement, avec une résultante telle que l'effet système n'est plus perceptible dans les variations de l'abondance et du nombre d'espèces.

L'examen des corrélations entre les variables du peuplement et celles du milieu peut permettre de préciser de quelle manière certaines variables influent sur l'abondance et la richesse spécifique.

Ainsi la turbidité est un facteur dont le rôle vis-à-vis de l'ichtyofaune et particulièrement vis-à-vis des juvéniles est reconnu (Blaber & Blaber 1980 ; Cyrus & Blaber 1987).

Différents facteurs peuvent concourir à expliquer la corrélation négative entre transparence et abondance ou richesse spécifique.

Ainsi une augmentation de la transparence est corrélée négativement à la présence de juvéniles, du fait d'une pression de prédation accrue (Cyrus & Blaber 1987) ; l'abondance absolue, très liée à la quantité de juvéniles, sera de ce fait moindre en eau claire.

Elle est également corrélée négativement à la présence de zooplancton (Zettler & Carter 1986 ; Miner & Stein 1993) ; ceci peut expliquer une présence de pélagiques

filtreurs également moindre en eau claire. Or ce groupe comprend en Guinée trois espèces (*Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Ethmalosa fimbriata*) qui constituent 52% de l'abondance totale, et dont la présence ou non influence nettement la quantité de poissons pêchée en une station,

L'augmentation de la transparence a pour autre effet de favoriser la formation de bancs chez certaines espèces ou juvéniles (Gregory 1993 ; Abou-Seedo *et al.* 1990) ; ce phénomène de fortes concentrations d'une espèce donnée peut contribuer à expliquer le fait que l'abondance et la richesse spécifique ne soient ici pas corrélées,

Enfin cette transparence accrue rend l'engin de pêche davantage visible par le poisson, augmentant l'évitement, donc diminue l'abondance par coup de pêche. De plus, compte tenu de la forte proportion relative de quelques espèces (petits pélagiques, poisson-fourrage) le nombre total d'espèces dépend surtout des prédateurs présents ; or ceux-ci, rapides et de grande taille, ont le taux d'évitement le plus élevé. La clarté de l'eau peut ainsi agir, par ce biais, sur la richesse spécifique.

On constate par ailleurs un effet positif de la profondeur sur la richesse spécifique ; cet effet a été constaté par Sogard *et al.* (1987) sur des peuplements d'herbiers en Floride, et expliqué par une plus forte amplitude de variation des paramètres physico-chimiques (d'où un stress plus important) à faible profondeur ; par contre le regroupement de juvéniles dans ces zones (Cyrus & Blaber 1987) peut se traduire par une augmentation de l'abondance si l'engin permet de capturer ces derniers, ce qui n'était pas le cas ici du fait de la taille des mailles.

Le facteur température est généralement considéré comme ayant peu d'effet sur les peuplements estuariens de milieu tropical du fait de la faible amplitude des variations (Lowe-McConnell 1987 ; Wootton 1990) ; cependant la corrélation constatée dans nos données ne traduit pas nécessairement une causalité car la baisse de température est concomitante à la saison des pluies et donc à la dessalure dont les effets, eux sont majeurs sur le système estuarien.

Le pourcentage de saturation en oxygène présente une corrélation positive avec l'abondance et la richesse spécifique, ce qui est naturel dans la mesure où les concentrations en O₂ dans le milieu considéré sont comprises entre 7,9 et 4,6 mg.l⁻¹, et que cette dernière valeur est limitante pour de nombreuses espèces de poissons (Wootton 1990).

Enfin les résultats relatifs à la corrélation entre richesse spécifique et salinité s'inscrivent dans un ensemble de données contradictoires sur ce chapitre. En effet, à l'exclusion des cas où la gamme de variation de ce paramètre est très faible, n'entraînant pas de variations significatives de richesse spécifique (Little *et al.* 1988),

certaines études menées dans le même type de milieu concluent à une relation positive (Loneragan & Potter 1990, Loneragan *et al.* 1986) et d'autres à une relation négative (Peterson & Ross 1991). Albaret & Ecoutin (1990) démontrent l'existence en lagune de Côte d'Ivoire "d'un groupe d'espèces [estuariennes] qui constituent grâce à leurs performances écophysiologicals une base permanente de peuplement", base euryèce à laquelle se joignent des espèces d'origine marine ou continentale selon les conditions hydrologiques saisonnières. La fraction de ces espèces thalassiques ou continentales qui se rencontrent temporairement en estuaire est variable selon les milieux (Loneragan *et al.* 1989 ; Potter *et al.* 1990) et les latitudes (McDowall 1985). On peut donc tenter d'expliquer ces relations contradictoires entre la richesse spécifique et la salinité par la présence à la fois d'espèces euryhalines (relation nulle) et d'espèces "exogènes".

Ainsi l'existence de corrélations significatives entre variables mésologiques et système, mois ou distance à la mer exclut l'explication selon laquelle les variations hydrochimiques sont ressenties de la même façon dans les deux systèmes.

Or l'effet système ne s'exprime pas au niveau de l'abondance et de la richesse spécifique.

A ce stade deux explications sont possibles : 1) le peuplement est similaire dans les deux systèmes, ou 2) le peuplement est différent dans les deux milieux, mais les paramètres retenus ici pour le caractériser ne permettent pas de percevoir la différence.

Afin d'apporter une réponse à cette question, nous avons réexaminé les données sur la base des abondances de chaque espèce en chaque station. Une analyse factorielle des correspondances a été effectuée sur le tableau [Espèces*Stations], et l'on a représenté le plan factoriel des stations. Sur celui-ci (fig. 8 ; axes factoriels 3 et 4)

On constate que :

- en saison sèche les stations d'aval (5D3 et 5F3) sont très proches, ce qui traduit la similitude de leurs peuplements respectifs ; par contre la similitude est faible dans les stations d'amont (5D17 et 5F17).
- en saison des pluies les peuplements de l'un et l'autre bras sont différents dans les stations situées en aval (9D3 et 9F3) et très dissemblables dans les stations localisées en amont (9D17 et 9D3) à la fois sur l'un et l'autre axe factoriel.

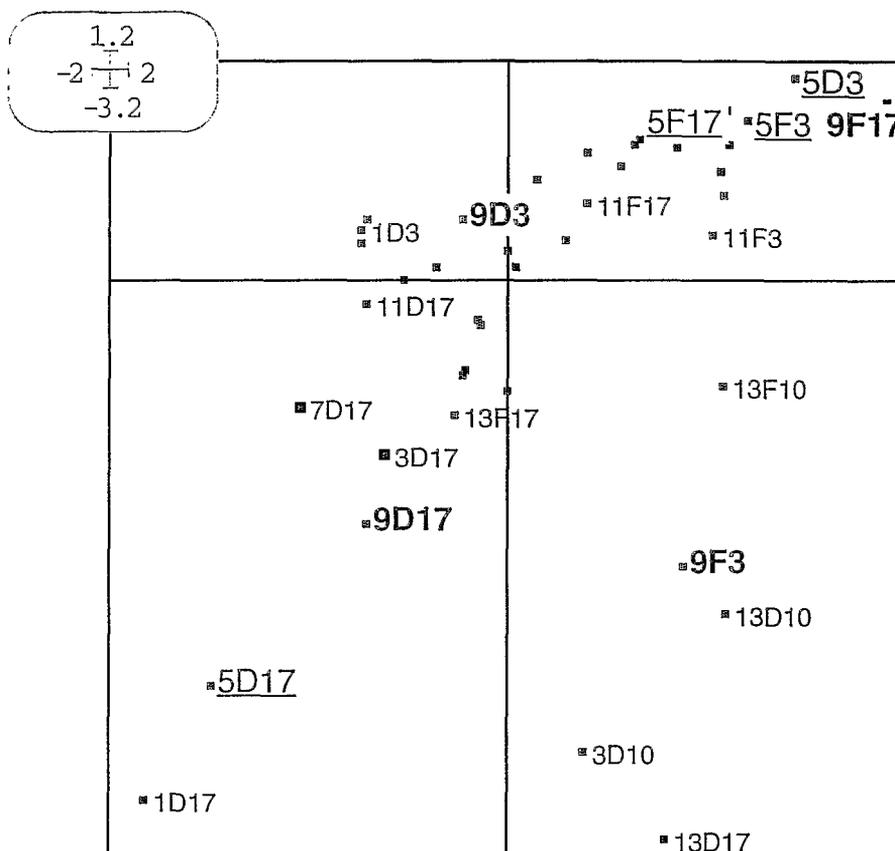


Figure 8 : Plan factoriel simplifié de l'analyse des correspondances sur le peuplement de chaque système en saison des pluies et en saison sèche.

Par souci de lisibilité nous n'avons gardé que les stations extrêmes (km 3 et 17).

Les stations sont notées aXb avec : a = mois (5 pour mai, 9 pour septembre)
X=système (D pour Dangara, F pour Fatala)
b = distance à la mer en km

Les stations de saison sèche figurent en caractères soulignés, celles de saison des pluies en caractères gras simples.

*Simplified F1*F2 plane of the correspondence analysis processed on each system community during rainy season and dry season.*

For readability of the graphic we only have shown extreme sites (km 3 and 17)

*Sites are indicated as aXb with : a = month (5 for May, 9 for September)
X=system (D for Dangara, F for Fatala)
b = distance to the sea (km)*

Dry season sites are underlined, rainy season sites are bolded.

La richesse spécifique se révèle donc être un descripteur insuffisamment précis pour refléter les variations du peuplement dans un milieu si variable. En effet les milieux estuariens représentent un cas où, du fait de l'importance des échanges avec les écosystèmes adjacents (et particulièrement avec le milieu marin), il peut y avoir succession d'espèces par un processus de migrations séquentielles suivant les saisons sans que ne varie la richesse spécifique. Ce processus de "compensation spécifique" évoqué par Bell *et al.* (1984) en Australie, Little *et al.* (1988) au Kenya, a été détaillé dans Deegan & Thompson (1985). Il se rencontre chez tous les principaux groupes animaux présents en milieu saumâtre (Guiral 1992).

Ces résultats mettent également en évidence le fait que malgré la crue et l'extension du système fluvial amont, l'apport d'espèces d'origine continentale est quantitativement trop faible pour créer sur la zone estuarienne étudiée une différence significative de richesse spécifique avec le bras de mer. Il faut cependant noter que l'on se trouve ici dans une partie presque toujours saumâtre de l'estuaire (à l'exception de la station du km 17 en Fatala, en eau douce au mois de septembre), ce qui exclut les espèces dulçaquicoles strictes présentes plus en amont dans le système "Fatala".

A ce niveau reste à déterminer si la compensation spécifique est le fait d'une "translation" du milieu mixohalin de l'amont vers l'aval en saison des pluies (les espèces continentales remplaçant, en un lieu donné, les espèces thalassiques) ou si elle résulte d'un remplacement à l'intérieur même du groupe d'espèces d'origine thalassique, les espèces euryèces prenant en saison des pluies la place des espèces à affinité marine plus stricte.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. B. HUGUENY pour ses conseils et ses commentaires ; nos remerciements vont également à MM Y. H. CAMARA, I. CAMARA, B. DIALLO, R.K. MANET, A. SIDIBE et S. SOUMAH pour leurs contributions au travail de terrain et de laboratoire.

Ce travail a été réalisé en Guinée au sein du Département Pêche Continentale du Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura (CNSHB).

BIBLIOGRAPHIE

- ABOU-SEEDO (F.), CLAYTON (D.A.) and WRIGHTT (J.M.) ; 1990 - Tidal and turbidity effects on the shallow-water fish assemblage of Kuwait bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 65 : 213-223.
- ALBARET (J.J.) 1987 - Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. *Rev. Hydrobiol. trop.* 20(3-4) : 291-310.
- ALBARET (J.J.) et ECOUTIN (J.M.) 1989 - Communication mer-lagune : impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.* , 22 (1) 71-81.
- ALBARET (J.J.) et ECOUTIN (J.M.) 1990 - Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d'une lagune tropicale en Afrique de l'ouest. *Acta Oecologica* , 11(4) : 557-583.
- AMADI (A.A.) 1990 - A comparative ecology of estuaries in Nigeria *Hydrobiologia*, 208 : 27-38.
- AMANIEU (M.) et LASSERRE (G.) 1982 - Organisation et évolution des peuplements lagunaires. Actes du Symposium sur les lagunes côtières, S.C.O.R./I.A.B.O./UNESCO, Bordeaux, 8-14 septembre 1981, *Oceanol. Acta*, 201-213.
- BELL (J.D.), POLLAR (D.A.), BURCHMORE (J.J.), PEASE (B.C.) and MIDDLE 1984 - Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany bay, New South Wales Aust. *J. Mar. Freshw. Res.* , 35 : 33-46.
- BERTRAND (F.) 1993 - Contribution à l'étude de l'environnement et de la dynamique des mangroves de Guinée - Données de terrain et apport de la télédétection. Collection Etudes et Thèses de l'ORSTOM, 201 p.
- BLABER (S.J.M.) 1985 - The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the Indo-Pacific with particular reference to southeast Africa. p 247-277 in YANEZ-ARANCIBIA (A.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons, Editorial Universitaria, Mexico.
- BLABER (S.J.M.) and BLABER (T.G.) 1980 - Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish Biol.* , 17 : 143-162.
- BOLTACHEV (A.R.) 1991 - Composition spécifique de l'ichtyofaune des estuaires mangroviens de Guinée. *Questions d'ichtyologie*, tome 31 (en russe), 2 : 195-201.
- CHESSEL (D.) et DOLEDEC (S.) 1992 - ADE Version 3.7 : HyperCard © Stacks and Programme library for the Analysis of Environmental Data. 9 fasc. (in french). URA CNRS 1451, Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne cedex. 820 p.
- CYRUS (D.P.) and BLABER (S.J.M.) 1987 - The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. *Exp. Mar. Biol. Ecol.* , 109 : 53-70.
- DAGET (J.) et DURAND (J.R.) 1968 - Etude du peuplement de poissons d'un milieu saumâtre poikilohalin : la baie de Cocody en Côte d'Ivoire. *Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol.* , II(2) : 91-111.
- DAGNELIE (P.) 1975 - Théorie et méthodes statistiques, tome II. Les Presses Agronomiques de Gembloux (Eds) ; 463p.
- DAY (J.H.), BLABER (S.J.M.) and WALLACE (J.H.) 1981 - Estuarine fishes. p 197-222 in DAY (J.H.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa. Balkema, Rotterdam.
- DAY (J.H.) and GRINDLEY (J.R.) 1981 - The estuarine ecosystem and environmental constraints. p 345-373 in DAY (J.H.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa. Balkema, Rotterdam.

- DEEGAN (L.A) and THOMPSON (B.A.) 1985 - The ecology of fish communities in the Mississippi river deltaic plain ; p 35-56 in YANEZ-ARANCIBIA (A.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons, Editorial Universitaria, Mexico.
- DORR (J.A.), SCHNEEBERGER (P.J.), TIN (H.T.) and FLATH (L.E.) 1985 - Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia river, West Africa, 1983-1984. Report n° 11 ; The University of Michigan.
- FAGADE (S. O.) et OLANIYAN (C. I. O.) 1974 - Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon. *Bulletin de l'I. F. A. N.* , 34 A, 1 : 244-252.
- GREGORY (R.S.) 1993 - Effect to turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 50 : 241-246.
- GUELORGET (O.) et PERTHUISOT (J. P.) 1983 - Le domaine paralique ; Presses de l'E. N. Sup. . Paris.
- GUIRAL (D.) 1992 - L'instabilité physique, facteur d'organisation et de structuration d'un écosystème tropical saumâtre peu profond : la lagune Ebrié. *Vie, milieu*, 42 (2) : 73-92.
- HUGUENY (B.) 1989 - West African rivers as biogeographic islands : species richness of fish communities. *Oecologia*, 79 : 236-243.
- KIMURA (D.K.) - 1981 : Standardized measures of relative abundance based on modelling log (c.p.u.e.) and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*); *J. Cons. Int. Explor. Mer* , 39 : 211-218.
- LITTLE (M.C.), REAY (P.J.) and GROVE (S.J.) 1988 - The fish community of an East African mangrove creek. *J. Fish Biol.* , 32 : 729-747.
- LONERAGAN (N.R.) and POTTER (I.C.) 1990 - Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.* , 106 : 25-37.
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.) and LENANTON (R.C.J.) 1989 - Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of temperate Australian estuary. *Marine Biology*, 103 , 461-479.
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.), LENANTON (R.C.J.) and CAPUTI (N.) 1986 - Spatial and seasonal differences in the fish fauna in the shallows of a large Australian estuary. *Mar. Biol.* , 92 : 575-586.
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.), LENANTON (R.C.J.), CAPUTI (N.) 1987 - Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.* , 94 : 631-641.
- LONGHURST (A.R.) ; 1960 - A summary of the food of west african demersal fish ; *Bulletin de l'I.F.A.N.* , 1 : 276-282.
- LONGHURST (A.R.) ; 1957 - The food of the demersal fish of a west african estuary. *Journal of Animal Ecology* , 26 : 369-387.
- LOWE-McCONNELL (R.H.) 1987 - Ecological studies in tropical fish communities ; Cambridge University Press ; Cambridge ; 369 p.
- MAGURRAN (A.E.) 1983 - Ecological diversity and its measurement ; Croom Helm (Ed) London ; 167 p.
- MARAIS (J.F.K.) 1988 - Some factors that influence fish abundance in south African estuaries. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 6 : 67-77.
- McDOWALL (R.M.) 1985 - River estuaries in the life cycles of New Zealand fish species ; p 557-571 in Yanez-Arancibia (A.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoon, Editorial Universitaria, Mexico.

- McHUGH (J.L.) 1967 - Estuarine nekton. p 581-619 in G.H. Lauff (Ed.) Estuaries. Amer. Assoc. Adv. Sci., Spec. Publ. 83.
- McHUGH (J.L.) 1976 - Estuarine fisheries : are they doomed ? ; p 15-25 in W.L. Wiley (Ed.) Estuarine processes vol. 1 ; Academic Press Inc. ; New-York ; 541 p.
- MINER (J.G.) and STEIN (R.A.) 1993 - Interactive influence of turbidity and light on larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 50 : 781-788.
- PAULY (D.) 1975 - On the ecology a small West-African lagoon. *Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch* , 24 1 : 46-62.
- PETERSON (M.S.) and ROSS (S.T.) 1991 - Dynamic of littoral fishes and decapods along a coastal river-estuarine gradient. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 33 : 467-483.
- PONT (D.) et PERSAT (H.) 1990 - Spatial variability of fish community in major central European regulated rivers. Symp. on Floodplain Rivers, April 9-11, 1990, Baton-Rouge, Louisiana, USA.
- POSTEL (E.) 1959-1960 - Liste commentée des poissons signalés dans l'Atlantique tropico-oriental nord, du Cap Spartel au Cap Roxo, suivie d'un bref aperçu sur leur répartition bathymétrique et géographique. *Bull. de la Soc. Scien. de Bretagne* ; fasc.1-2 : 131-143 & fasc.3-4 : 241-267.
- POTTER (I.), BECKLEY (L.E.), WHITFIELD (A.K.) and LENANTON (R.C.J.) 1990 - Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate western Australia and southern Africa. *Env. Biol. Fish.* 28 : 143-178.
- PRESTON (F.W.) 1948 - The commonness and rarity of species. *Ecology* , 29 : 254-283.
- SASEKUMAR (A.), CHONG (V.C.), LEH (M.U.) and D'CRUZ (R.) 1992 - Mangroves as a habitat for fish and prawns. *Hydrobiologia* , 247 : 195-207.
- SOGARD (S.M.) , POWELL (G.V.N.) and HOLMQUIST (J.G.) 1987 - Epibenthic fish communities on Florida bay banks : relations with physical parameters and seagrass cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 40 : 25-39
- SOGART (S.M.), POWELL (G.V.N.) and HOLMQUIST (J.G.) 1989 - Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida bay : I - Species comparison and spatial heterogeneity. *Env. Biol. Fish.*, 24 (1) : 53-65
- SYSTAT 1992 - Statistics, version 5.2 Edition. Evanston, IL : SYSTAT, Inc., 724 p.
- THAYER (G.W.), COLBY (D.R.) and HETTLER Jr (W.F.) 1987 - Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 35 : 25-38.
- WILSON (E.O.) and PETER (F.M.) 1988 - Biodiversity ; National Academy Press Washington D.C. ; 521 p.
- WOOTTON (R.J.) 1990 - Ecology of teleost fishes ; Chapman & Hall (Eds.) ; London ; 404 p.
- WRIGHT (J.M.) 1986 - The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a Nigerian mangrove swamp. *J. Fish Biol.*, 29 : 431-441
- YANEZ-ARANCIBIA (A.) 1985 - The estuarine nekton : why and how an ecological monograph. p 1-9 in Yanez-Arancibia (A.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons, Editorial Universitaria, Mexico.
- ZETTLER (C.D.) and CARTER (J.C.H.) 1986 - Zooplankton community and species responses to a natural turbidity gradient in Lake Temiskamig, Ontario, Quebec. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* , 43 : 665-673

QUATRIÈME PARTIE

Dynamique spatio-temporelle du peuplement estuarien du fleuve Fatała

QUATRIÈME PARTIE

Dynamique spatio-temporelle du peuplement estuarien du fleuve Fatała

1) INTRODUCTION

Cette étude vise dans un premier temps à répondre à la question suivante : "Quelles sont les variations spatio-temporelles du peuplement de poissons de l'estuaire de la Fatała échantillonné à la senne tournante coulissante ou aux filets maillants, et quelles sont les variables abiotiques du milieu qui permettent d'expliquer ces variations ?"

Une première partie de l'étude consistera donc à détailler la dynamique du peuplement en s'attachant aux stratégies spatio-temporelles des espèces.

On retiendra pour cela deux points de vue principaux : celui des occurrences des espèces, c'est-à-dire de leur présence ou de leur absence dans un échantillon, et celui des abondances, ici entendu au sens d'effectifs numériques. Le premier traduit la composition du peuplement, alors que le second permet d'appréhender sa diversité.

Si l'analyse multivariée des abondances (positives ou nulles) revient à prendre en compte la diversité, et évite les problèmes liés aux différents indices (MAGURRAN 1983), elle a pour inconvénient d'accorder une importance mineure aux espèces rares ; or celles-ci peuvent se révéler des marqueurs écologiques significatifs (GASTON 1994), et ainsi leur présence ou absence à certaines périodes dans un milieu donné peut caractériser des phases importantes du fonctionnement du système ; ALBARET (1994) illustre ce principe par l'arrivée d'espèces continentales occasionnelles en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) au moment de la crue de la Comoë.

Dans un second temps, nous aborderons un point de vue complémentaire à celui des stratégies spécifiques, qui consiste à établir une typologie temporelle puis spatiale dans l'estuaire en fonction de son ichtyofaune.

La nature de l'échantillonnage et des captures aux filets maillants autorisera une représentation simultanée des aspects spatiaux et temporels. L'approche des résultats de la senne tournante coulissante devra par contre être plus progressive et une synthèse sera facilitée par l'utilisation de la méthode d'analyse numérique Statis, adaptée à la comparaison des structures de peuplement au cours du temps.

L'étude des pêches à la senne sera de manière générale plus fouillée, dans la mesure où le plan d'échantillonnage est plus dense avec cet engin, où la prise par unité d'effort est maîtrisée, et où la prise "instantanée" peut directement être mise en relation avec

les paramètres du milieu (§ I-2-6-2). Les différences observées entre les deux modes de capture seront discutées en chaque section.

Les facteurs du milieu sujets à variation spatio-temporelle seront décrits dans la première partie de ce chapitre afin de préciser le cadre abiotique dans lequel évolue le peuplement. Ils seront à l'issue de ce chapitre soumis à une analyse multivariée (analyse en composantes principales sur variables instrumentales) qui inclura également les facteurs du milieu variant dans le temps ou dans l'espace (ex: nature sédimentaire du fond) et visera à mettre en évidence les variables du milieu expliquant au mieux la distribution spatio-temporelle du peuplement (LEBRETON *et al.* 1991).

2) RÉSULTATS

2-1) Dynamique spatio-temporelle des variables du milieu

2-1-1) Présentation synthétique

Toutes les variations spatio-temporelles des données du milieu sont exprimées figure 4-1 (les données brutes sont données en annexe).

Afin que ces diagrammes puissent être complets, les données manquantes ont été reconstituées d'après les patrons spatio-temporels des données existant (par régressions multiples sur tableau de données en mode disjonctif complet). Seules les données mesurées ont été utilisées dans les traitements ultérieurs.

On constate :

- l'existence d'un minimum de transparence à l'embouchure de l'estuaire en toute saison (" le volume oscillant turbide", masse d'eau oscillant à l'embouchure de l'estuaire sous l'effet de l'alternance marégraphique et de ce fait chargée de particules de vase par remise en suspension permanente des sédiments -RUE 1993-).

- l'oscillation de la température de surface de l'eau entre 25°C et 31°C, avec deux minima : janvier et juillet (saison des pluies), ainsi que deux maxima : mai et novembre (saison sèche).

- une évolution nette de la salinité selon le gradient amont-aval et le cycle saisonnier, atteignant une valeur nulle dès le Km 17 en saison des pluies (juillet).

La partie la plus la plus haute de l'estuaire que nous ayons échantillonnée (Km 46) atteint 9,7‰ au maximum de la saison sèche.

- un pourcentage de saturation en O₂ très fluctuant, ayant néanmoins tendance à diminuer dans le milieu de l'estuaire (effet de l'oxydation de la matière organique en suspension sans l'agitation éolienne existant à l'embouchure ?)

Les variables particulières telles que nature de la végétation et du substrat (variables discrètes uniquement spatiales) ou marnage (uniquement temporel) n'ont pas été prises en compte dans cette étude de dynamique spatio-temporelle mais leur lien avec le peuplement sera évoqué lors de l'analyse des relations peuplement/variables du milieu.

Une analyse en composantes principales normée des variables spatio-temporelles du milieu a été effectuée (fig. 4-2) ; elle montre, outre la corrélation négative sur le 1^{er} axe entre salinité de surface et transparence ou débit, une corrélation également négative entre force du courant et débit (fig. 4-2 A). Celle-ci peut s'expliquer par la prédominance des courants de marée sur le courant fluvial, que confirme la corrélation positive entre force du courant et salinité de surface (et proximité de l'embouchure, d'après l'examen des coups de pêche du plan factoriel B). Le second axe de l'ACP (20% de la variance expliquée) est consacré essentiellement à la profondeur et à la température de surface ; l'examen du plan des coups de pêche (fig. 4-2 B) montre qu'à ceux donnés en chenal correspondent bien sûr les plus grandes profondeurs ; par contre il n'y a pas de corrélation entre la variable température et la position des coups en chenal (également répartis de part et d'autre de l'axe 2). Aux mois de janvier sont liées de faibles températures de surface. Ceci contraste avec le diagramme des températures aériennes (figure 1-2, première partie) pour lesquelles le minimum se situe en juillet-août-septembre. La vitesse mensuelle moyenne du vent (même figure) n'explique pas cette différence.

L'examen du régime des masses d'eau (ROSSIGNOL & MEYRUEIS 1964) amène à conclure que les eaux estuariennes de la Fatała, bien que situées en limite de zone, sont influencées par le phénomène d'upwelling (eaux froides salées de janvier-février) rencontré sur la côte ouest-africaine au nord du 10^e parallèle. Ceci est confirmé par WAUTHY (1983), qui mentionne un upwelling saisonnier de septembre à février entre le Cap Blanc (Mauritanie) et le Cap Verga, ce dernier étant situé de fait à 30 km au nord de l'estuaire de la Fatała (fig. 4-3). Par ailleurs la zonation zoogéographique de POSTEL (1968), basée sur la faune marine, indique pour limite sud de la zone septentrionale la presqu'île du Kaloum (Conakry), et inclut donc la zone côtière devant la Fatała. La figure 4-4, qui reprend toutes les données thermiques mesurées au cours de notre étude dans le secteur aval de la Fatała, renforce ces conclusions.

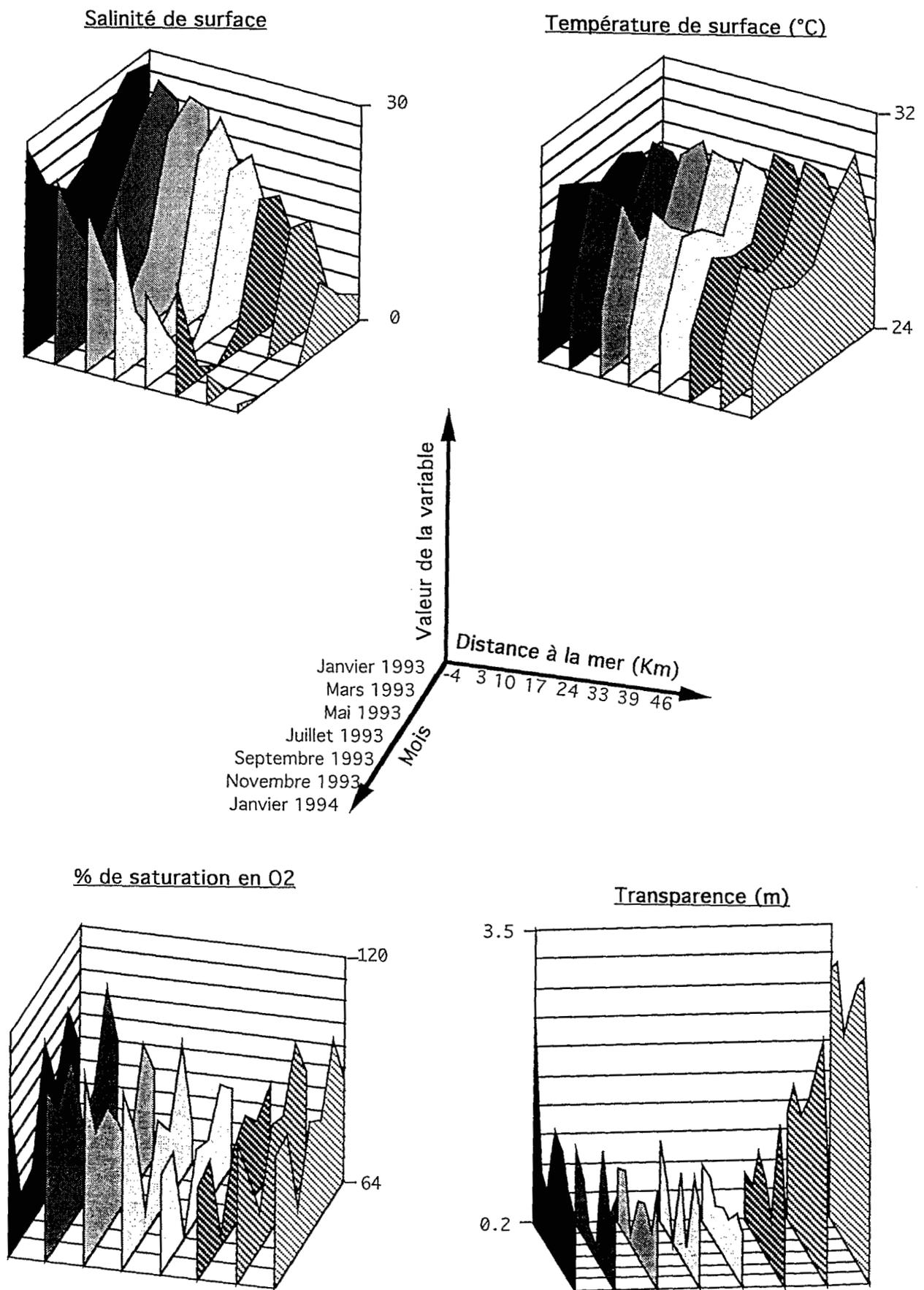


Figure 4-1 : Evolution spatio-temporelle des paramètres du milieu lors des campagnes de pêche à la senne tournante dans l'estuaire du fleuve Fatale

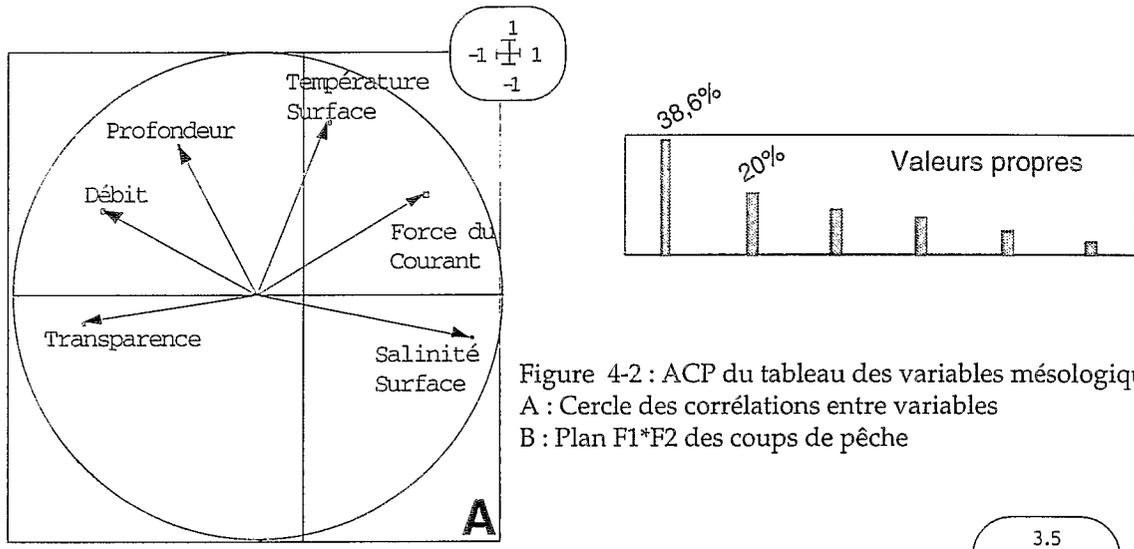
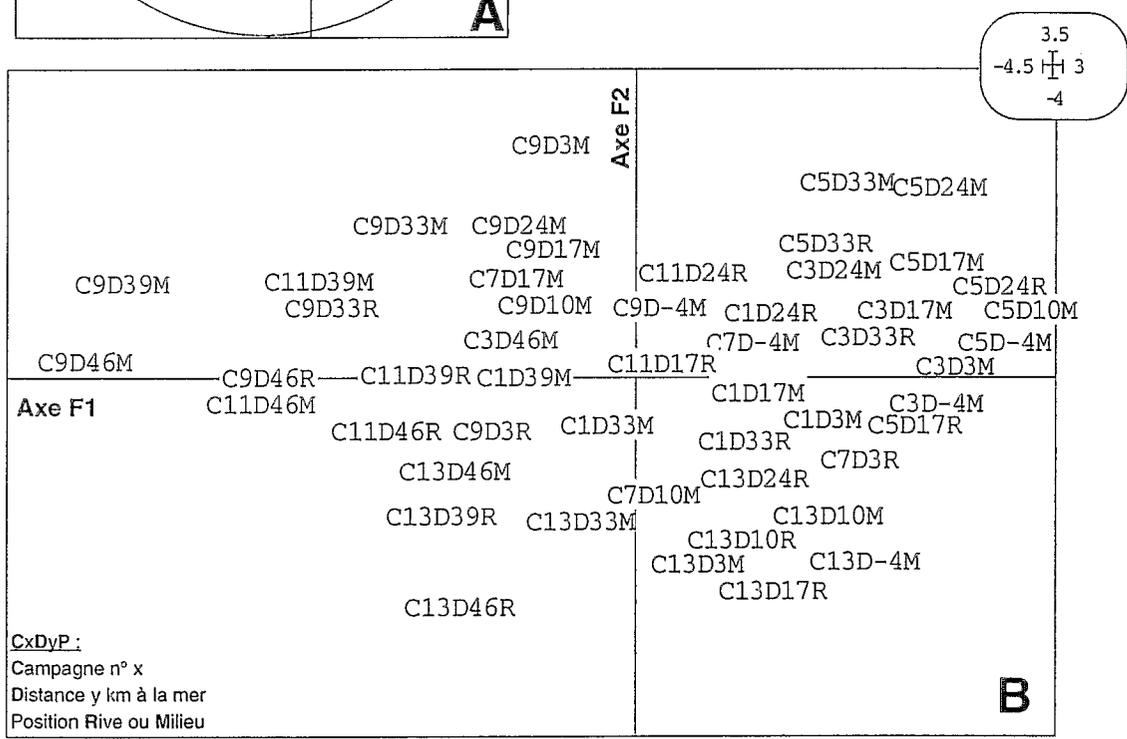


Figure 4-2 : ACP du tableau des variables météorologiques
 A : Cercle des corrélations entre variables
 B : Plan F1*F2 des coups de pêche



CxDyP :
 Campagne n° x
 Distance y km à la mer
 Position Rive ou Milieu

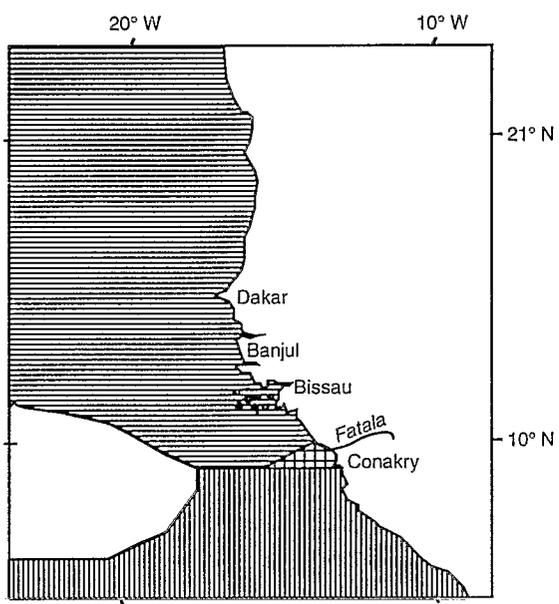


Figure 4-3 : Régime des masses d'eaux de surface au large du littoral des Rivières du Sud en janvier-février.
 D'après M. Rossignol (1964) in Diop (1990).

- Eaux froides salées d'upwelling
- Eaux tropicales chaudes salées
- Eaux guinéennes chaudes dessalées
- Extension constatée des eaux froides le long de la côte guinéenne d'après nos données en 1993-94

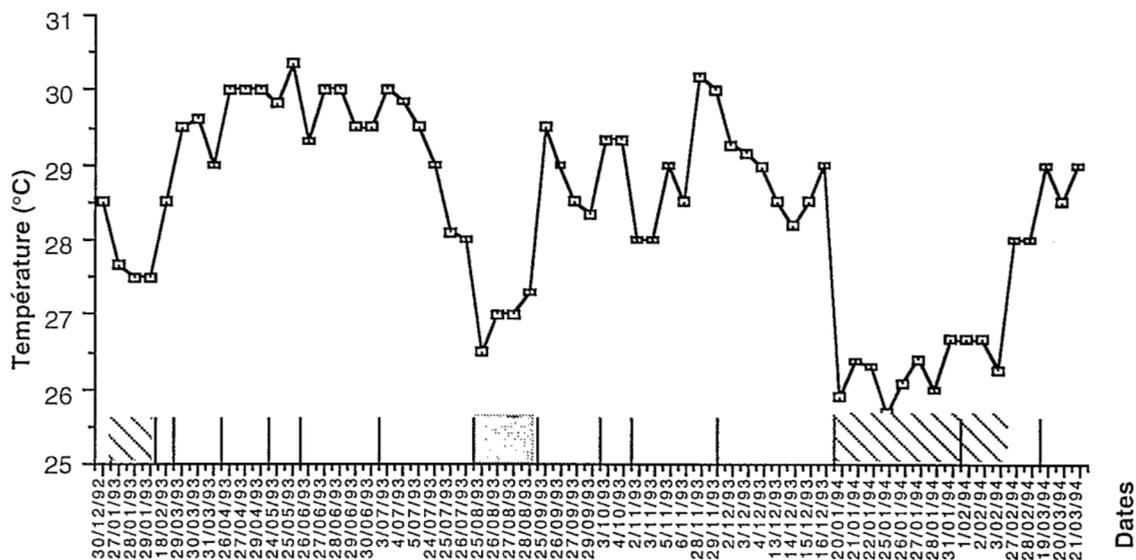


Figure 4-4 : Moyennes des températures journalières mesurées dans la zone aval de la Fatała (Km 17 à -4) entre décembre 92 et mars 94.

L'échelle du temps (en abscisse) n'est pas linéaire ; les barres verticales indiquent les bornes mensuelles. En hachures les périodes correspondant aux eaux froides d'upwelling ; en grisé la période correspondant au maximum de saison des pluies

Sept ACP normées séparées sur les variables météorologiques continues des sept campagnes (figure 4-5) révèlent en outre une corrélation positive entre salinité et température pour tous les mois à l'exception de mars et mai, pour lesquels elle est nettement négative. On peut en déduire qu'en saison sèche l'amont des estuaires est plus chaud que l'aval (différence d'environ 2°C) et que cette tendance s'inverse avec la saison des pluies, le mois de janvier faisant transition (corrélation distance/température : $R^2=0,03$ en janvier).

On notera que cette situation s'oppose cette fois à la description de ROSSIGNOL & MEYRUEIS (1964) du régime des masses d'eaux marines, qui mentionnent en juillet-août une remontée des "eaux guinéennes chaudes et dessalées" pratiquement jusqu'en Gambie. On peut attribuer le refroidissement des eaux constatés dans la zone estuarienne en saison des pluies à l'effet des eaux fluviales froides issues du Fouta Djallon. Cet effet resterait limité à la zone côtière, sans être perceptible en mer où les masses d'eau sont soumises à des influences climatiques à bien plus grande échelle.

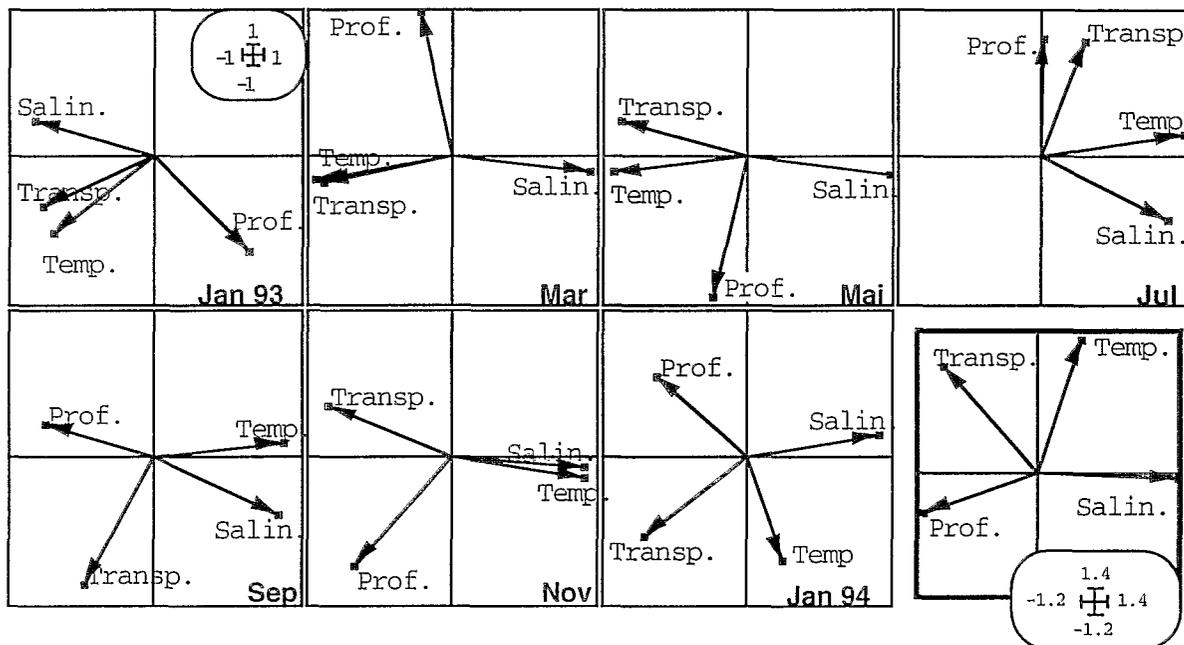
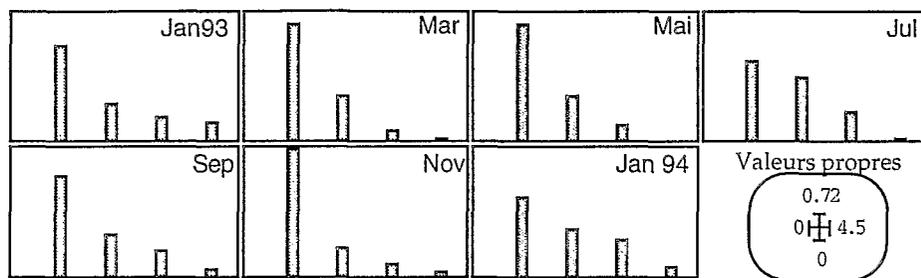


Figure 4-5 : ACP normées séparées des variables spatio-temporelles continues du milieu par campagne ; plans F1*F2. En gras, variables dans le plan du compromis de Statis

Outre une quantification des amplitudes de variation des principaux facteurs abiotiques auquel est soumis le peuplement, cette analyse des variables du milieu a permis de mettre en évidence sur le littoral un phénomène d'importance écologique majeure, à savoir une influence temporaire de l'upwelling est-atlantique tropical au mois de janvier.

Un upwelling est du à l'action conjointe du mouvement des masses d'eaux océaniques et des vents dominants. Le long de la côte des Rivières du Sud, les courants océaniques sont globalement de sens sud-est ; or en janvier le vent d'harmattan (alizé continental du Sahara) souffle à 45° de la direction du courant océanique. Ceci induit un transport d'Ekman, c'est-à-dire une advection des eaux côtières vers le large et, par compensation, la remontée d'eaux de fond froides et riches en nutriments (ROY 1991). Dans le cas de la Guinée cette remontée est facilitée par la présence des canyons sous-marins des fleuves Konkouré, Fatala, Kogon (POSTEL 1954 ; DOMAIN & BAH 1994).

Il s'ensuit un développement phytoplanctonique intense à cette période, ainsi que de la chaîne trophique qui en dépend (poissons planctonophages et zooplancton, quand l'upwelling dure plus longtemps que le cycle de développement de ce dernier ; BINET 1983 ; LONGHURST & PAULY 1987).

De plus le fait que le littoral nord-guinéen soit situé en limite d'extension de la zone en fait une zone-frontière caractérisée par la présence d'un front. Or à ces fronts d'upwelling correspond une concentration planctonique particulièrement dense du fait des mouvements de convection et processus tourbillonnaires (MANN 1982), comme on le constate au large de la Côte d'Ivoire (LE LCEUFF *et al.* 1993).

On peut donc s'attendre en janvier à une forte abondance de petits pélagiques planctonophages dans les captures effectuées en zone côtière, de même que dans l'estuaire (en Afrique du Sud l'influence de l'upwelling se fait ressentir jusqu'à plusieurs kilomètres en amont d'un estuaire ouvert ; WHITFIELD 1988 a).

Il faut toutefois noter que ce phénomène d'upwelling, étant lié notamment au régime des vents, pourra être d'une intensité et d'une durée variables selon les années, et influencer ainsi les patrons biologiques observés à la côte d'un an à l'autre.

2-1-2) Permanence temporelle de la structure spatiale du milieu

Le calcul de la matrice de coefficients de corrélation vectorielle entre campagnes (figure 4-6, obtenue par la méthode Statis), permet de lire la similitude de structure entre les mois de mars et mai (maximum de saison sèche), puis entre les mois de juillet, septembre, novembre et janvier. Ces quatre derniers mois sont successivement semblables l'un à l'autre mais manifestent également une structure commune entre eux (leurs inter-corrélations sont toujours supérieures à 74%).

Ainsi, lorsque l'on prend en compte l'ensemble de ces quatre variables abiotiques, c'est le mois de juin qui marque la rupture entre saison sèche et saison des pluies. De même janvier apparaît ici encore comme un mois intermédiaire, marquant la rupture symétrique saison des pluies/saison sèche.

Figure 4-6 : Matrice des coefficients de corrélation vectorielle (RV) du tableau des variables continues du milieu. Les valeurs en gras donnent la valeur du coefficient de corrélation entre deux campagnes consécutives

```
Option operator averaging
Input file VarMilCont
Number of rows: 84, columns: 4
----- Correlation matrix -----
[1: jan 93] 1000
[2: mar 93] 529 1000
[3: mai 93] 449 985 1000
[4: jul 93] 828 547 520 1000
[5: sep 93] 763 361 319 837 1000
[6: nov 93] 531 342 327 743 940 1000
[7: jan 94] 725 775 751 814 847 842 1000
-----
```

On remarque par ailleurs que le mois de juillet, malgré le faible nombre de stations échantillonnées (pas au delà du Km 17), exprime autant de structure que le mois de septembre où l'effort d'échantillonnage longitudinal a été double (son identité au plan du compromis de Statis est de 65,1%, contre 60,8% pour septembre).

Ceci démontre, toutes variables mésologiques continues prises en compte, qu'en saison des pluies l'essentiel de la variabilité du milieu est contenu dans les stations d'aval et qu'une prise de paramètres en amont du front de salinité n'apporte qu'une information supplémentaire minime.

De même un échantillonnage ultérieur des paramètres abiotiques du milieu devrait être consacré en priorité aux mois de janvier, avril, juin, septembre.

2-1-3) Corrélations entre variables mésologiques

Les variables du milieu ont été relevées sur le terrain sans que l'on connaisse *a priori* leurs inter-corrélations ; or on cherche à ne garder pour la suite de l'analyse (relations peuplement-milieu) que les variables porteuses d'information, sans qu'il y ait redondance. Pour cela nous avons établi que la corrélation entre salinité de surface (SS) et de fond (SF) est hautement significative ($SF = 0,981 SS + 0,96$; $P = 0,000$; $R^2 = 0,986$) et que la corrélation entre température de surface (TS) et de fond (TF) l'est également ($TF = 0,977 TS + 0,53$; $P=0,000$; $R^2 = 0,968$). En conséquence nous n'avons gardé dans la suite des analyses que les variables "Salinité de surface" et "Température de surface".

Les variables discontinues ont été transformées en classes disjonctives complètes de manière à pouvoir être prises en compte avec les variables continues lors des régressions multiples et analyses de variance entre l'abondance, la biomasse, la richesse spécifique et l'ensemble des variables du milieu.

2-2) Dynamique spatio-temporelle du peuplement

2-2-1) Espèces capturées lors de l'échantillonnage

Cette partie détaille les espèces capturées par chacune des méthodes de pêche, ainsi que les abondances, biomasse et taux d'occurrence pour chaque espèce.

2-2-1-1) Captures de la senne tournante

Les espèces capturées, leurs abondances totales et leurs occurrences respectives (nombre de fois où elles ont été rencontrées au cours des 84 coups de pêche) sont résumées dans le tableau 4-III. Les codes des espèces sont ceux utilisés dans les plans factoriels qui suivent.

On constate la forte dominance des planctonophages, deux clupeidés et un petit carangidé. Si l'on inclut *Pseudotolithus elongatus*, sciaenidé estuarien, alors quatre espèces représentent 84% de l'abondance totale (58% de la biomasse totale) et se rencontrent au moins dans un coup sur trois. Ceci traduit la faible diversité (au sens de Shannon) de la faune rencontrée, mais semble être un point commun des milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest où dominent les Clupeidae (BARAN, 1994).

2-2-1-2) Captures des filets maillants

Le tableau 4-IV indique une différence nette dans les captures aux filets maillants par rapport à celles de la senne ; tout d'abord l'espèce dominante est ici *Ethmalosa fimbriata* (Clupeidae), suivie par *Pellonula leonensis*, autre petit clupeidé, aussi abondant en eau saumâtre que douce. Cette espèce, compte tenu de sa taille, est capturée avec les mailles de 10 et 12,5 mm, ce qui explique son absence des captures à la senne pour laquelle le maillage est de 14 mm de côté.

Ainsi quatre clupéidés occupent les cinq premières places et représentent 66% des captures. On notera que la quatrième espèce par ordre d'abondance est *Liza grandisquamis*, alors que ce mulot se place en 27^e position dans les captures de la senne. L'abondance de *Liza falcipinnis*, morphologiquement identique à *L. grandisquamis*, dans les captures de la senne exclut un problème de sélectivité d'engin ; cette différence d'abondance de *L. grandisquamis* selon la technique de pêche peut être reliée à l'éthologie de l'espèce (activité davantage nocturne, préférence pour les chenaux secondaires ? ALBARET & LEGENDRE 1985).

Hormis les espèces mentionnées ci-dessus, les principales espèces abondantes aux filets maillants sont globalement les mêmes que celles abondantes à la senne. Les espèces à affinité marine sont évidemment moins bien représentées avec les filets maillants qui n'échantillonnent pas en mer. On remarque enfin la présence de plusieurs espèces totalement dulçaquicoles absentes des captures de la senne : (*Hydrocynus forskalii*, *Lates niloticus* -le capitaine de rivière-, *Papyrocranus afer*, plusieurs Mormyridés, ...).

Tableau 4-III : Espèces capturées en 7 campagnes de pêche à la senne tournante coulissante
 Nb : Abondance absolue ; Nb % : Abondance relative ; Pds : Biomasse absolue en grammes
 Pds % : Biomasse relative ; Occ : Occurences absolues ; Occ % : Occurences relatives

Espèce	Code	Nb	Nb %	Pds (g)	Pds %	Pds moyen	Occ	Occ %
<i>Ilisha africana</i>	IAF	3636	35,15	52564	13,53	14,5	60	71,4
<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	1956	18,91	35812	9,22	18,3	24	28,6
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	1866	18,04	23429	6,03	12,6	27	32,1
<i>Pseudolithus elongatus</i>	PEL	1267	12,25	112052	28,84	88,4	50	59,5
<i>Pentanemus quinquarius</i>	PQQ	208	2,01	7579	1,95	36,4	14	16,7
<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	194	1,88	3641	0,94	18,8	9	10,7
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	173	1,67	12384	3,19	71,6	18	21,4
<i>Galeoïdes decadactylus</i>	GDE	129	1,25	5040	1,30	39,1	32	38,1
<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	118	1,14	5044	1,30	42,7	43	51,2
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	104	1,01	6741	1,73	64,8	15	17,9
<i>Pseudolithus typus</i>	PTY	85	0,82	30860	7,94	363,1	19	22,6
<i>Drepane africana</i>	DAF	74	0,72	5802	1,49	78,4	20	23,8
<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	58	0,56	2146	0,55	37,0	21	25,0
<i>Pellonula leonensis</i>	PLE	54	0,52	427	0,11	7,9	9	10,7
<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	53	0,51	7541	1,94	142,3	14	16,7
<i>Elops lacerta</i>	ELA	36	0,35	5154	1,33	143,2	9	10,7
<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	32	0,31	9824	2,53	307,0	20	23,8
<i>Pseudolithus brachygnathus</i>	PBR	30	0,29	7510	1,93	250,3	13	15,5
<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	30	0,29	2976	0,77	99,2	12	14,3
<i>Caranx senegalus</i>	CAS	28	0,27	746	0,19	26,6	8	9,5
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	24	0,23	9430	2,43	392,9	14	16,7
<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	20	0,19	3528	0,91	176,4	12	14,3
<i>Caranx hippos</i>	CHI	18	0,17	1268	0,33	70,4	10	11,9
<i>Citarichthys stampflii</i>	CST	13	0,13	262	0,07	20,2	7	8,3
<i>Arius heudeloti</i>	AHE	12	0,12	1574	0,41	131,2	4	4,8
<i>Pteroscion peli</i>	PTP	11	0,11	881	0,23	80,1	4	4,8
<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	11	0,11	227	0,06	20,6	5	6,0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	9	0,09	157	0,04	17,4	4	4,8
<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	8	0,08	194	0,05	24,3	5	6,0
<i>Pseudolithus h. moori</i>	PMO	8	0,08	810	0,21	101,3	1	1,2
<i>Arius parkii</i>	ARP	8	0,08	8927	2,30	1115,9	1	1,2
<i>Mugil curema</i>	MCU	7	0,07	800	0,21	114,3	1	1,2
<i>Chrysichthys johnelsi</i>	CJO	7	0,07	250	0,06	35,7	1	1,2
<i>Sphyraena afra</i>	SPI	5	0,05	450	0,12	90,0	5	6,0
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LLA	5	0,05	2773	0,71	554,6	3	3,6
<i>Lobotes surinamensis</i>	LSU	4	0,04	5365	1,38	1341,3	3	3,6
<i>Liza dumerili</i>	LCA	4	0,04	283	0,07	70,8	2	2,4
<i>Gymnura micrura</i>	GMI	4	0,04	9	0,00	2,3	1	1,2
<i>Tetraodon sp.</i>	TET	3	0,03	250	0,06	83,3	2	2,4
<i>Pseudolithus epipercus</i>	PEP	3	0,03	145	0,04	48,3	2	2,4
<i>Mugil bananensis</i>	MBA	3	0,03	36	0,01	12,0	1	1,2
<i>Lutjanus dentatus</i>	LUD	3	0,03	4700	1,21	1566,7	2	2,4
<i>Echeneis naucrates</i>	ENA	3	0,03	82	0,02	27,3	3	3,6
<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	3	0,03	498	0,13	166,0	1	1,2
<i>Chaetodipterus lippei</i>	CLI	3	0,03	15	0,00	5,0	2	2,4
<i>Pomadasys peroteti</i>	PPE	2	0,02	17	0,00	8,5	1	1,2
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	2	0,02	3000	0,77	1500,0	2	2,4
<i>Mugil cephalus</i>	MCE	2	0,02	4300	1,11	2150,0	2	2,4
<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	2	0,02	825	0,21	412,5	2	2,4
<i>Synaptura cadenati</i>	SCA	1	0,01	20	0,01	20,0	1	1,2
<i>Selene dorsalis</i>	VSE	1	0,01	10	0,00	10,0	1	1,2
<i>Rhizoprionodon acutus</i>	RAC	1	0,01	39	0,01	39,0	1	1,2
<i>Pseudolithus senegalensis</i>	PSN	1	0,01	145	0,04	145,0	1	1,2
<i>Fodiator acutus</i>	FAC	1	0,01	7	0,00	7,0	1	1,2
<i>Ephippion guttiferum</i>	EGU	1	0,01	3	0,00	3,0	1	1,2
55 sp.		Σ= 10 344	100	S=388552	100,00		parmi 84 coups	

Tableau 4-IV : Espèces capturées en 7 campagnes de pêche aux filets maillants

Espèce	Code	Abondance absolue	Abondance relative (%)	Occurences absolues	Occurences relatives
Ethmalosa fimbriata	EFI	2181	26	35	36,8
Pellonula leonensis	PLE	1891	23	67	70,5
Sardinella maderensis	SEB	1069	13	20	21,1
Liza grandisquamis	LGR	655	8	69	72,6
Ilisha africana	IAF	348	4	59	62,1
Pseudotolithus elongatus	PEL	343	4	54	56,8
Liza falcipinnis	LFA	283	3	56	58,9
Galeoïdes decadactylus	GDE	183	2	51	53,7
Pomadasys jubelini	PJU	150	2	47	49,5
Eucinostomus melanopterus	GME	149	2	43	45,3
Polydactylus quadrifilis	POQ	112	1	45	47,4
Sphyraena afra	SPI	100	1	56	58,9
Pseudotolithus brachygnatus	PBR	98	1	37	38,9
Chloroscombrus chrysurus	CHL	95	1	19	20
Citarichthys stampflii	CST	78	1	33	34,7
Chrysichthys johnelsi	CJO	72	1	32	33,7
Pseudotolithus typus	PTY	58	1	27	28,4
Elops lacerta	ELA	48	1	27	28,4
Tylochromis intermedius	TIN	44	1	16	16,8
Cynoglossus senegalensis	CYS	39	0	17	17,9
Caranx senegallus	CAS	35	0	19	20
Monodactylus sebae	PSB	35	0	24	25,3
Hydrocynus forskalii	HFO	26	0	12	12,6
Caranx hippos	CHI	25	0	17	17,9
Chrysichthys maurus	CWA	23	0	12	12,6
Brycinus macrolepidotus	AMA	21	0	10	10,5
Hemichromis fasciatus	HFA	14	0	9	9,5
Pseudotolithus hostia moori	PMO	13	0	10	10,5
Scomberomorus tritor	CTR	12	0	12	12,6
Chrysichthys nigrodigitatus	CNI	11	0	10	10,5
Lates niloticus	LNI	11	0	8	8,4
Tilapia guineensis	TGU	10	0	6	6,3
Yongeichthys thomasi	GTH	9	0	5	5,3
Papyrocranus afer	PAA	9	0	9	9,5
Pseudotolithus epipecus	PEP	9	0	3	3,2
Pentanemus quinquarius	PQQ	9	0	6	6,3
Trichiurus lepturus	TLE	9	0	7	7,4
Drepane africana	DAF	7	0	6	6,3
Brycinus longipinnis	ALO	6	0	2	2,1
Lutjanus dentatus	LUD	6	0	5	5,3
Pomadasys peroteti	PPE	6	0	3	3,2
Porogobius schegelii	ACS	4	0	3	3,2
Plectorhinchus macrolepis	PLM	4	0	2	2,1
Periopthalmus barbarus	PPA	4	0	4	4,2
Gobionellus occidentalis	OOC	3	0	2	2,1
Eleotris senegalensis	ESE	2	0	2	2,1
Liza dumerili	LCA	2	0	1	1,1
Lobotes surinamensis	LSU	2	0	2	2,1
Mugil cephalus	MCE	2	0	2	2,1
Marcusenius thomasi	MTH	2	0	1	1,1
Pseudotolithus senegalensis	PSN	2	0	2	2,1
Petrocephalus tenuicauda	PTE	2	0	2	2,1
Strongylura senegalensis	SMA	2	0	2	2,1
Tilapia brevimanus	TBR	2	0	2	2,1
Trachinotus teraia	TFA	2	0	2	2,1
Tylochromis leonensis	TYL	2	0	2	2,1
Brachydeuterus auritus	BAU	1	0	1	1,1
Gobioïdes ansorgii	GAN	1	0	1	1,1
Gerres nigri	GNI	1	0	1	1,1
Lutjanus goreensis	LGO	1	0	1	1,1
Mormyrops anguilloides	MAN	1	0	1	1,1
Rhizoprionon acutus	RAC	1	0	1	1,1
Schilbe micropogon	SMI	1	0	1	1,1
Tylosurus crocodilus	TCR	1	0	1	1,1
64 sp		Σ=8347	100	Parmi 95 batteries	

2-2-2) Caractéristiques globales du peuplement

Cette partie est consacrée à une première analyse simple des données, en examinant successivement les résultats de la senne tournante puis des filets maillants. Les tendances moyennes dans le temps et l'espace sont tout d'abord décrites, puis la significativité de ces tendances est testée, et enfin les taux d'occurrence de chaque espèce par campagne et par station sont calculés pour chaque engin.

2-2-2-1) Variations de l'abondance et de la richesse spécifique moyennes

2-2-2-1-1) Captures de la senne tournante

La figure 4-7 A montre l'évolution de l'abondance moyenne par coup au cours des sept campagnes.

La campagne de juillet posant, on l'a vu, le problème d'un échantillonnage incomplet, on a représenté en pointillés les abondances moyennes calculées sur une base commune à toutes les campagnes, c'est-à-dire les quatre premières stations de l'aval.

Ces courbes mettent en évidence un maximum d'abondance en janvier, deux minima en mai et septembre, et une augmentation relative en juillet. L'abondance moyenne par coup peut ainsi varier d'un facteur 8 entre janvier et mai.

La courbe des richesses spécifiques (fig. 4-7 B) traduit la présence d'un maximum d'espèces en mai-juillet-septembre (fin de saison sèche, saison des pluies), et deux minima en mars et novembre. En fait janvier se particularise par une forte abondance et une forte richesse spécifique simultanées.

La figure 4-7 C illustre la décroissance rapide de l'abondance moyenne par coup et de la richesse spécifique à mesure que l'on remonte l'estuaire. Par contre la station marine (Km -4) est moins poissonneuse et moins riche en espèces que la première station estuarienne (Km 3), ce qui pourrait indiquer une spécificité estuarienne et non une simple influence marine positive sur ces deux paramètres.

Les courbes d'abondance et de biomasse moyennes par m³ d'eau senné (prise en compte de la profondeur en chaque coup de pêche), établies en fonction du mois et de la distance à la mer (fig. 4-8) montrent les mêmes profils.

La figure 4-9 détaille pour chaque station ces patrons d'abondance saisonniers.

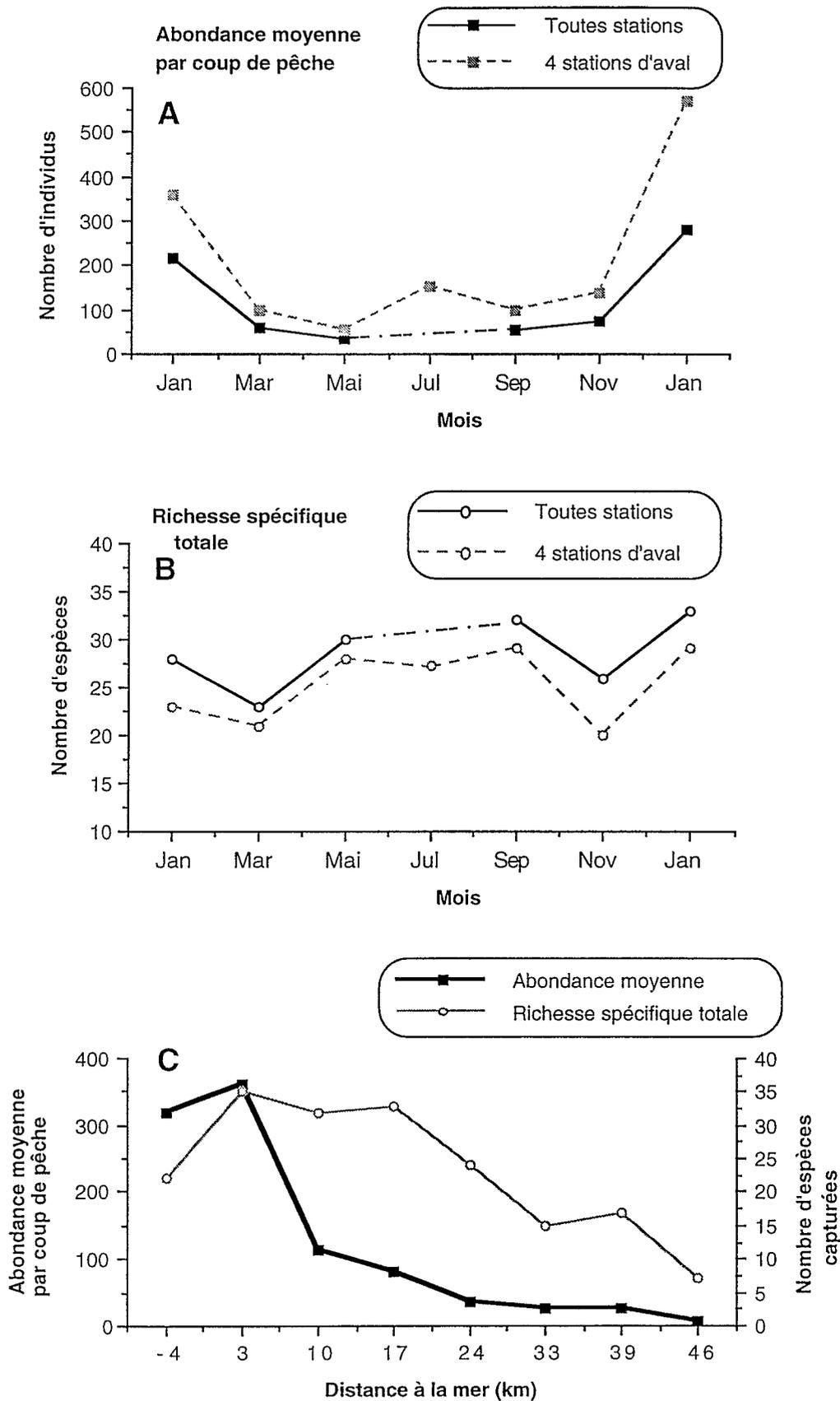


Figure 4-7 : Abondance moyenne et richesse spécifique par coup de pêche à la senne tournante coulissante en fonction du mois et de la distance à la mer

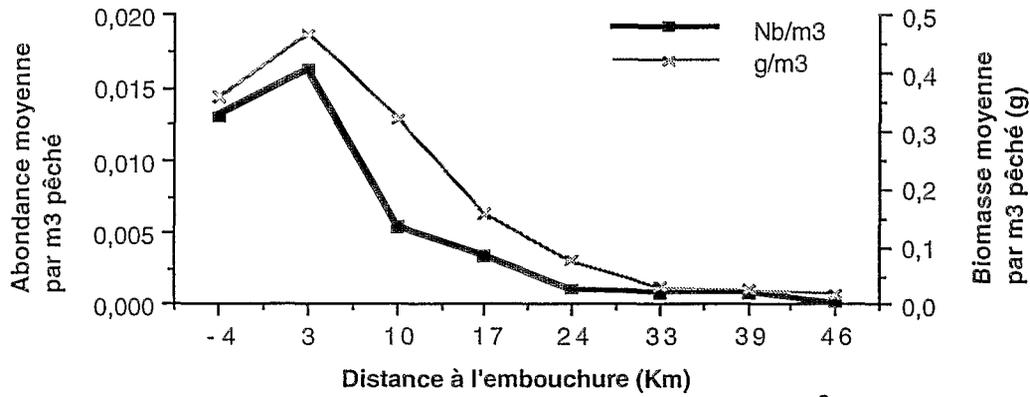
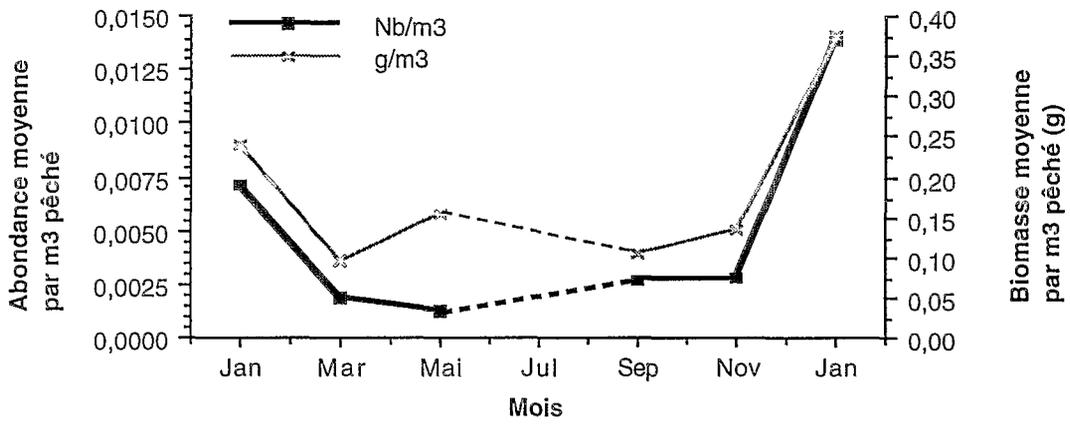


Figure 4-8 : Abondance et Biomasses moyennes par m³ d'eau senné en fonction du mois et de la distance à l'embouchure

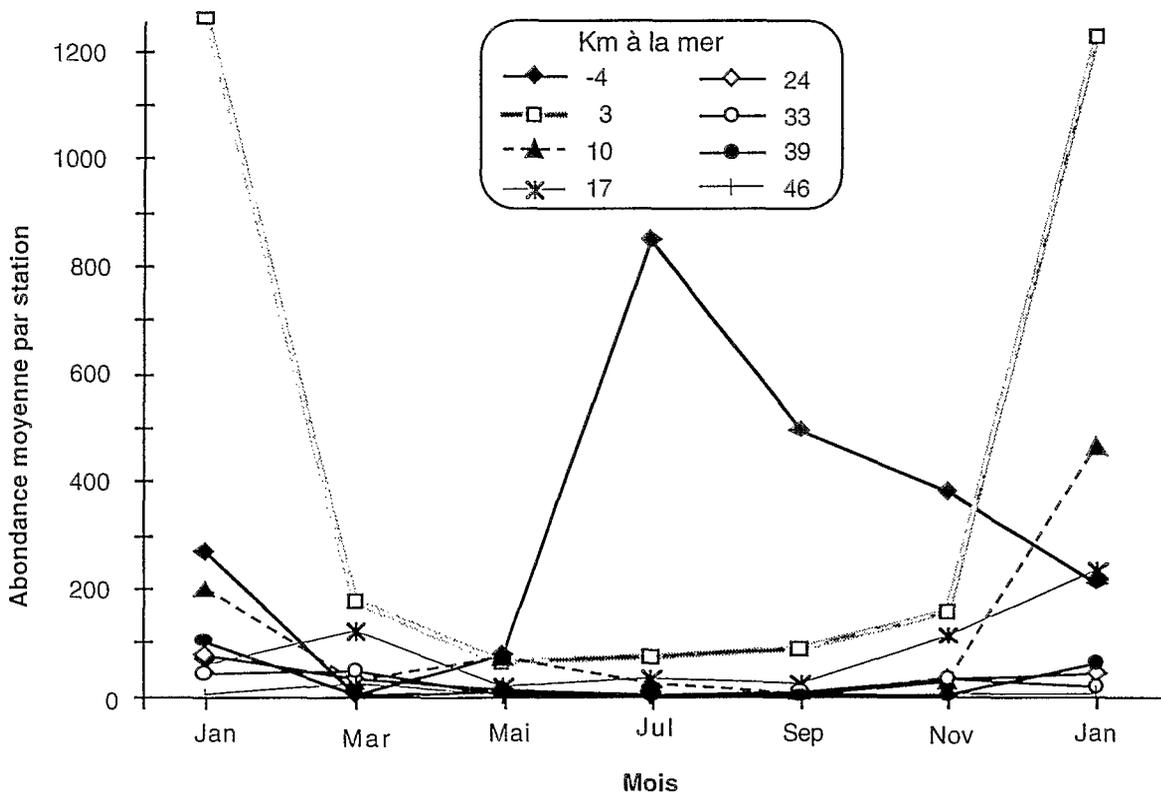


Figure 4-9 : Abondance moyenne par coup de pêche à la senne tournante coulissante en fonction du mois et de la distance à la mer

Les courbes d'évolution saisonnière de l'abondance par station mettent en évidence le fait que la variabilité temporelle dépend beaucoup de la station considérée. A l'intérieur de l'estuaire, le même patron mensuel d'abondance (en U, maxima en janvier) s'observe dans toutes les stations, bien que s'estompant avec la distance à l'embouchure.

Cependant la station du Km -4, en dehors des limites de l'estuaire au sens strict, ne suit pas ce patron. Les analyses ultérieures s'attacheront à mettre en évidence le détail et les raisons de cette différence.

2-2-2-1-2) Captures des filets maillants

La distribution temporelle des abondances et biomasses (fig. 4-10 A) présente un patron où seul se distingue le mois de juin ; il paraît difficile de relier ce patron à celui de la senne tournante où seule la station marine présentait un pic d'abondance en juillet. Par contre le pic très net d'abondance constaté en janvier à la senne en toutes stations ne se retrouve pas aux filets maillants en décembre ni en février. Les abondances sont toutefois à considérer avec précaution dans la mesure où l'unité d'effort n'est pas constante aux filets maillants (elle dépend de la phase de la marée et du temps d'exondaison).

Le nombre d'espèces connaît également un maximum en juin (fig. 4-10 B) et est toujours supérieur à celui obtenu à la senne (richesse spécifique comprise entre 34 et 46 espèces pour les filets maillants, entre 20 et 32 espèces pour la senne tournante).

Ici comme à la senne les variations d'abondance au cours du temps sont différentes selon les stations (fig. 4-11), la station d'aval présentant les plus fortes variations. Il n'y a par contre pas de gradient d'amplitude de variation décroissante vers l'amont, la station du Km 33 se distinguant par des abondances en moyenne plus élevées que celles des stations adjacentes.

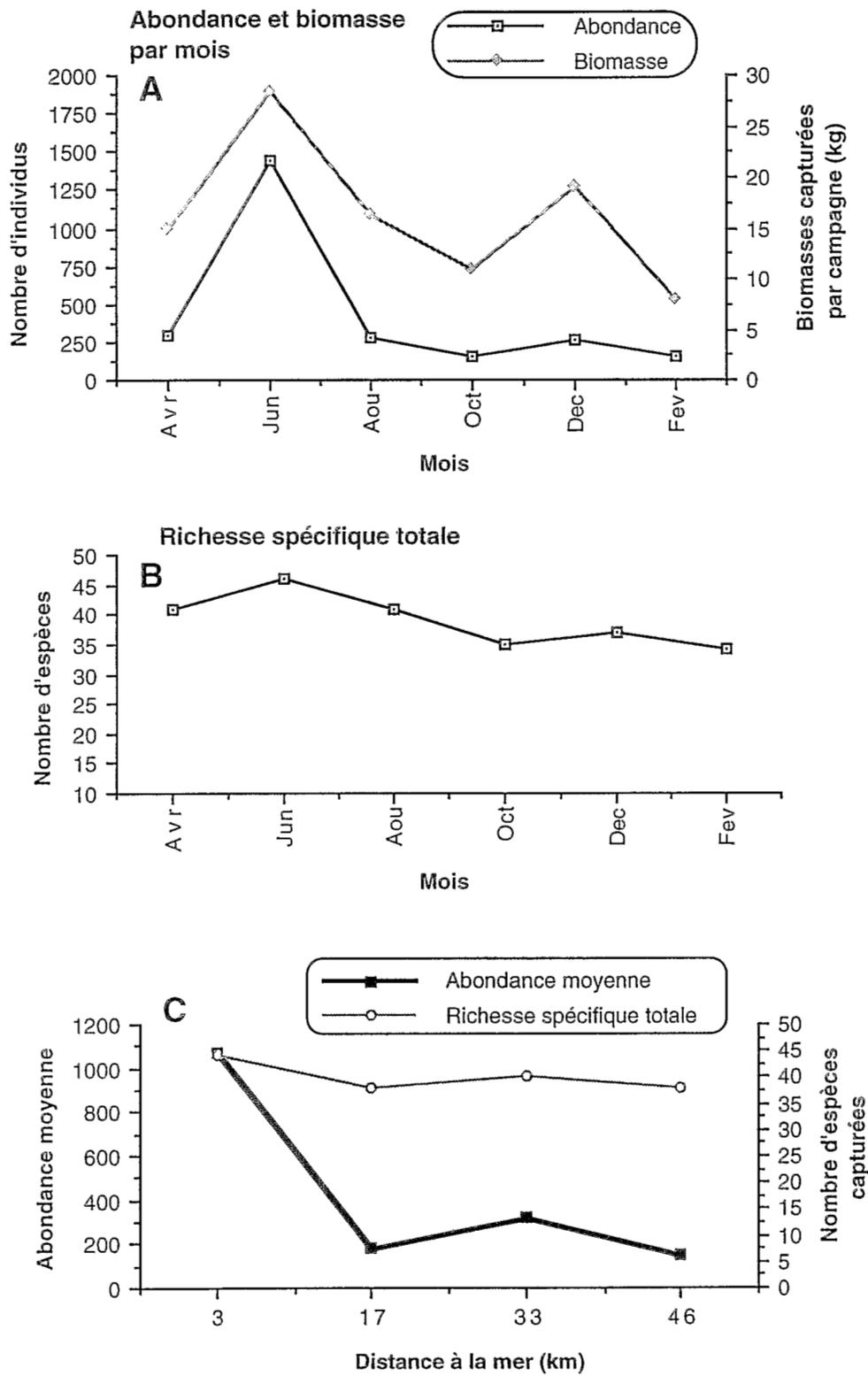


Figure 4-10 : Abondance et richesse spécifique totale par station de pêche aux filets maillants en fonction du mois et de la distance à la mer

La diminution rapide de l'abondance et de la diversité spécifique dans les stations d'amont a également été constatée au niveau des larves en Fatala (TAMOÏKINE & PANDARÉ 1994 ; prélèvements dans le chenal) comme dans d'autres estuaires tropicaux à mangrove (LITTLE *et al.* 1988 b ; TZENG & WANG 1992) ; dans les stations les plus continentales de l'estuaire seules des larves de *Pellonula leonensis* ont été rencontrées (TAMOÏKINE comm. pers.).

Il faut néanmoins préciser que ces observations sont encore une fois liées à l'échantillonnage réalisé, et que nos pêches complémentaires à la roténone mettent qualitativement en évidence le rôle de certains milieux annexes dans la reproduction de certaines espèce absentes de ces résultats. Ainsi des petits chenaux de mangrove et des zones humides d'amont soumises à l'alternance marégraphique, où a été rencontrée une très forte proportion de juvéniles de Cichlidae et de Gerreidae (particulièrement en saison sèche).

Le tableau 5-III illustre par quelques exemples le rôle de nourricerie (et de refuge ?) de ces zones annexes, déjà souligné par d'autres auteurs (SHENKER & DEAN 1979, ROZAS & ODUM 1987).

Tableau 5-III : Extrait des captures effectuées à la roténone dans les milieux annexes de l'estuaire

Date	Lieu	Site	Salinité ‰	Taxon	Nombre	Poids moyen (g)
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Cichlidae	1452	0,9
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Gerres melanopterus	196	2,1
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Gobiidae	367	1,0
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Citharichthys stampflii	3	1,1
17/8/93	Km 46	Crique herbacée inondable	0	Gerres melanopterus	409	3,7
17/8/93	Km 46	Crique herbacée inondable	0	Brycinus longipinnis	16	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Brycinus longipinnis	11	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Yongeichthys thomasi	32	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Citharichthys stampflii	7	3,9
20/8/93	Km 3	Chenal de mangrove	11	Liza grandisquamis	235	4,5
30/10/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Brycinus macrolepidotus	35	0,5
16/12/93	Km 3	Chenal de mangrove	14	Citharichthys stampflii	16	5,3
14/12/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Liza grandisquamis	155	3,8

Prolongeant cette étude de la distribution des différentes écophases dans l'estuaire et au cours du temps, une analyse multivariée doit faire apparaître les éventuelles interactions spatio-temporelles, notamment le déplacement dans l'espace de certaines écophases au cours du temps.

Une analyse factorielle des correspondance a été effectuée sur les abondances des seuls juvéniles et reproducteurs des principales espèces (prendre également en compte la classe des adultes au repos reconstituerait l'intégralité de chaque espèce et reproduit globalement l'analyse menée au § IV-2-2-3-2 sur la totalité du peuplement).

Sur le plan factoriel F1*F2 obtenu figure 5-6, on a représenté à la fois les écophases et les positions des stations en chaque bimestre.

L'axe 1 apparaît nettement lié au gradient amont-aval, ainsi qu'à une raréfaction des écophases, tandis que le second axe traduit davantage la structure saisonnière.

La station du Km 3 est celle où se rencontrent le maximum d'écophases (pour certaines espèces comme *Trichiurus lepturus* TLE ou *Drepane africana* DAF il n'y a pas de séparation spatio-temporelle entre juvéniles et reproducteurs, ce qui traduit le caractère permanent de la reproduction de ces espèces) ; sa composition est également assez stable au cours du temps, et seuls les mois de janvier-février se distinguent par la dominance d'espèces à affinité marine (ethmalose, Chloroscombrus, juvéniles et reproducteurs).

Ce type de peuplement pénètre dans l'estuaire jusqu'aux Km 17 et 33 à cette époque.

La station du Km 17 connaît une évolution temporelle plus marquée que la précédente, se caractérisant par la présence en saison de pluies de nombreuses écophases juvéniles et en reproduction. Si sa composition reste relativement constante durant cette saison des pluies, elle évolue par contre rapidement entre septembre-octobre et novembre-décembre, période à laquelle y dominant les *Ilisha africana* (IAF) en reproduction.

La station du Km 33 connaît elle aussi une évolution saisonnière marquée ; on y retrouve au maximum de saison des pluies la dominance des *Pellonula leonensis*, mais également une homogénéité de composition de juillet à décembre. Ce n'est qu'entre décembre et janvier-février que la structure écologique évolue radicalement, traduisant la remontée des écophases caractéristiques de janvier jusqu'à ce point de l'estuaire. Cette structure se maintiendra jusqu'en fin de saison sèche.

Enfin la station du Km 46, peu fréquentée, reste très homogène au cours du temps et se caractérise essentiellement par deux espèces présentes en toutes saisons, à savoir *Liza falcipinnis* (LFA) et *Eucinostomus melanopterus* (GME) au stade juvénile.

Cette dernière espèce, jamais capturée au stade mature mais dont les adultes en repos sexuel se rencontrent en tout l'estuaire (cf. fig. 4-20), illustre au mieux l'utilisation sélective du milieu par les différentes écophases.

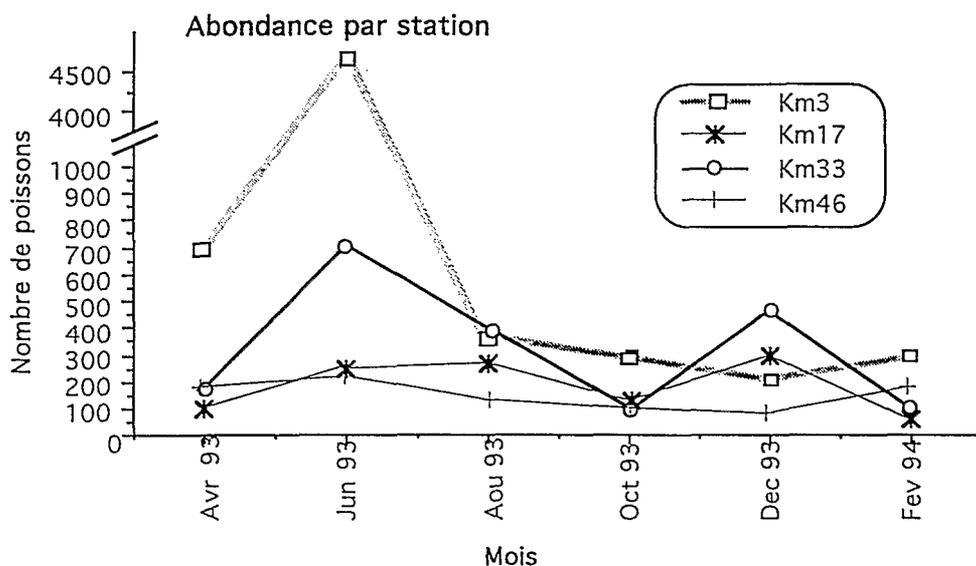


Figure 4-11 : Abondance par station de pêche aux filets maillants en fonction du temps

2-2-2-2) Corrélations entre descripteurs du peuplement et variables spatio-temporelles

Afin de déterminer avec quelles variables du plan d'échantillonnage l'abondance, la biomasse et la richesse spécifique présentent une corrélation significative, nous avons effectué des analyses de variances sur les régressions multiples entre variables (données normalisées après transformation logarithmique). La significativité des corrélations est exprimée dans les tableaux 4-V et 4-VI.

2-2-2-2-1) Senne tournante

La distance à l'embouchure et la saison sont deux variables dont l'effet est très significativement corrélé avec l'abondance et la biomasse des poissons capturés à la senne ; il en va de même pour la richesse spécifique. Par contre aucun "effet position" n'est perceptible sur ces descripteurs. La combinaison Mois-Distance-Position explique toujours plus de 50% de la variance totale de ces paramètres.

Tableau 4-V : Résultats des analyses de variance des régressions linéaires entre abondances, biomasses, richesse spécifique par coup de pêche à la senne et les variables du plan d'échantillonnage

Variables expliquées	% de variance expliquée par le modèle	Variables explicatives		
		Dist. à la mer	Mois	Position
Abondance (en log)	61,0	HS	HS	NS
Biomasse (en log)	52,6	HS	S	NS
Richesse spécifique	55,5	HS	S	NS

HS : corrélation hautement significative ($p < 0,01$)

S : corrélation significative ($p < 0,05$)

NS : corrélation non significative ($p > 0,05$)

2-2-2-2) Filets maillants

Les analyses de variances indiquent ici (tab. 4-VI) des corrélations également significatives entre abondance, biomasse ou richesse spécifique et la distance à l'embouchure ou le mois ; cependant le modèle est moins bon que précédemment et la faible part de variance expliquée traduit l'intervention d'autres facteurs sur ces descripteurs du peuplement.

Tableau 4-VI : Résultats des analyses de variance des régressions linéaires entre abondances, biomasses, richesse spécifique par batterie et les variables du plan d'échantillonnage

Variables expliquées	% de variance expliquée par le modèle	Variables explicatives	
		Dist. à la mer	Mois
Abondance (en log)	40,3	HS	HS
Biomasse (en log)	28,7	S	HS
Richesse spécifique	36,9	HS	HS

HS : corrélation hautement significative ($p < 0,01$)

S : corrélation significative ($p < 0,05$)

2-2-2-3) Occurrence des espèces dans le temps, dans l'espace

2-2-2-3-1) Occurrences des espèces à la senne tournante

Sur l'ensemble des 84 coups de bonne qualité on a capturé 55 espèces, les occurrences étant comprises entre 1 pour les espèces les plus rares et 60 pour *Ilisha africana*. La figure 4-12 donne le classement des espèces par pourcentage décroissant d'occurrence par mois. On y constate la permanence de 11 espèces, notées en gras sur la figure et rencontrées chaque mois. Le mois de septembre (maximum de la crue en saison des pluies) se caractérise par un minimum de présence pour plusieurs espèces (*Drepane africana*, *Polydactylus quadrifilis*, *Pseudotolithus typus*, *Pomadasys jubelini*, *Pentanemus quinquarius*) alors qu'il voit en apparaître d'autres caractéristiques de cette saison (*Pellonula leonensis*, *Citharichthys stampflii*, *Arius parkii*, *Chrysichthys johnelsi*, *Chrysichthys maurus*, soulignées sur la figure).

La figure 4-13, qui indique les pourcentages d'occurrence des espèces en fonction de la distance à la mer, montre que parmi les onze espèces permanentes dans le temps, cinq se révèlent omniprésentes dans l'espace également (*Ilisha africana*, *Pseudotolithus elongatus*, *Trichiurus lepturus*, *Galeoïdes decadactylus*, *Chloroscombrus chrysurus*) et peuvent de ce fait être considérées comme ubiquistes.

Compte tenu de leur répartition préférentielle en aval de l'estuaire, certaines espèces abondantes peuvent être d'après cette figure qualifiées d'espèces à affinité marine, parmi lesquelles *Sardinella maderensis*, *Pentanemus quinquarius*, *Brachydeuterus auritus*, *Pteroscion peli*.

Enfin la figure montre que *Pellonula leonensis* et *Citharichthys stampflii* sont plutôt des espèces à affinité continentale, de même qu'*Eucinostomus melanopterus*, qui descendent ainsi vers l'aval en septembre avec la crue. Les analyses ultérieures montreront qu'il

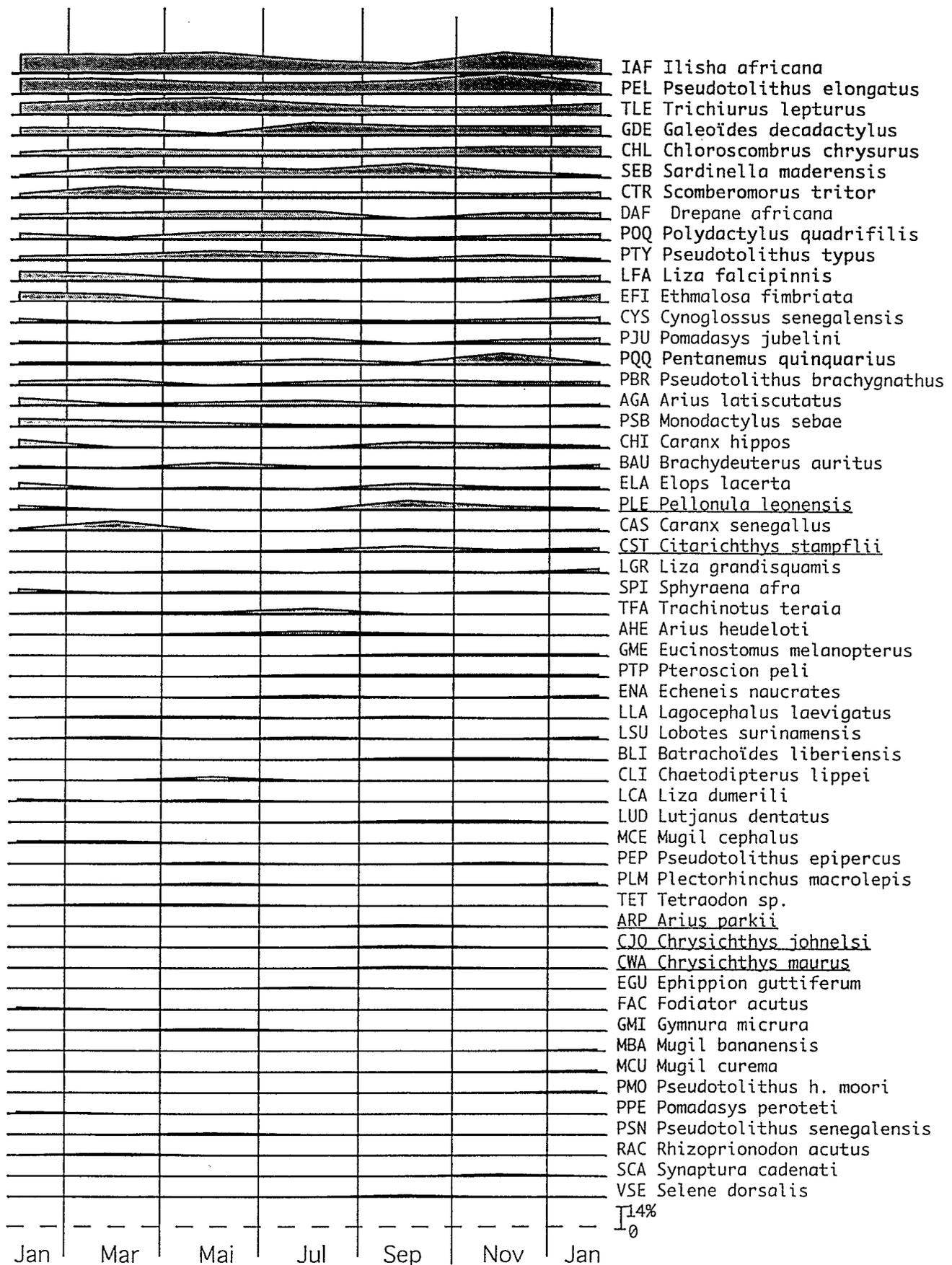


Figure 4-12 : Pourcentage d'occurrence par espèce et par mois dans les captures de la senne tournante
en gras : espèces permanentes
souligné : espèces caractéristiques de la saison des pluies

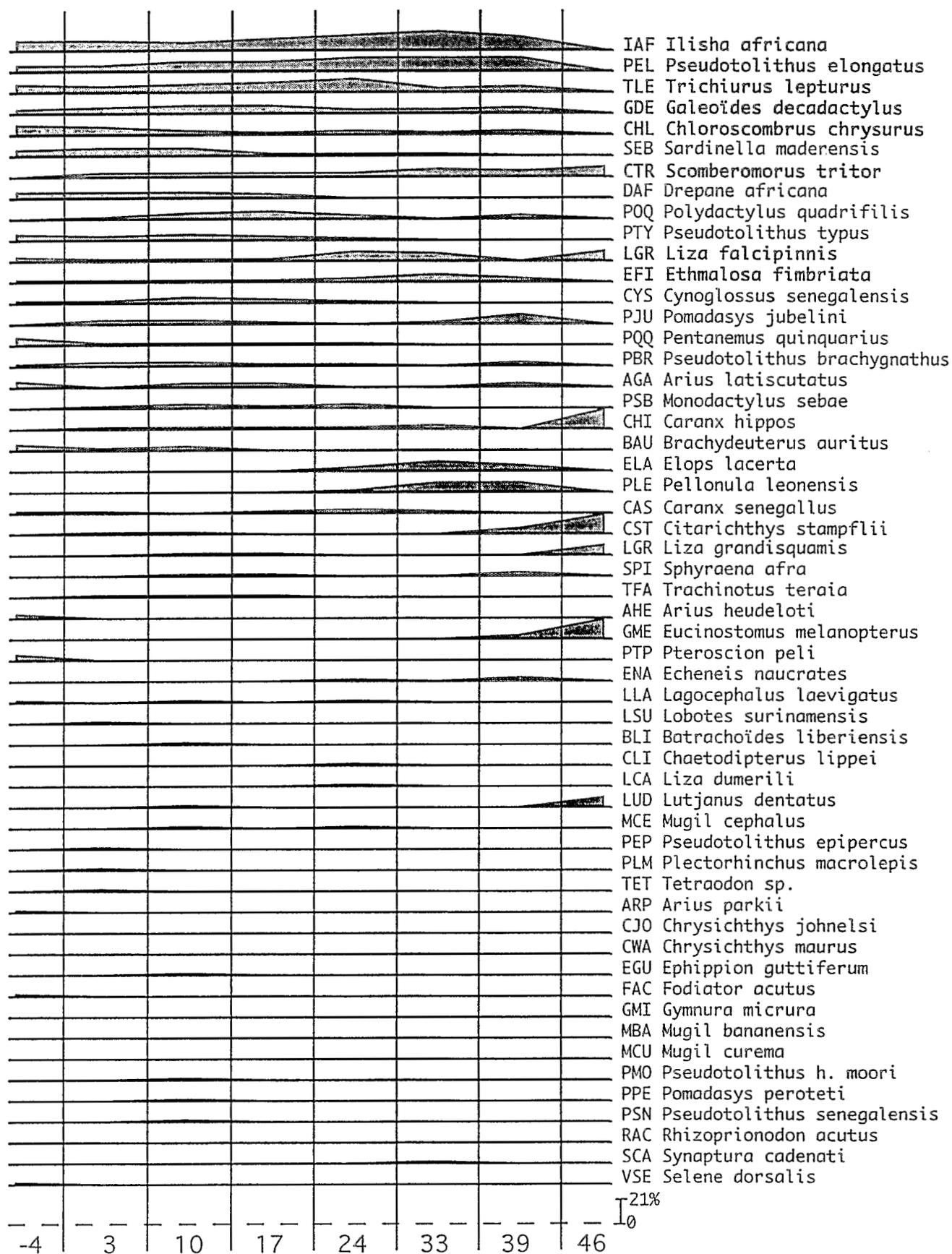


Figure 4-13 : Pourcentages d'occurrence par espèce et par distance à la mer (en km) dans les captures de la senne tournante
en gras : espèces ubiquistes

s'agit dans ces deux derniers cas d'écophases juvéniles, dont la distribution est différente de celle des adultes minoritaires.

Compte tenu de la particularité du milieu étudié, on ne préjugera pas, au cours de l'analyse de ces résultats, de la valence écologique des espèces rencontrées. En ce sens les termes d'affinité marine, estuarienne ou continentale sont appliqués aux espèces rencontrées sur la seule base des distributions constatées au cours de l'étude, et non par référence aux données déjà disponibles sur certaines de ces espèces en d'autres milieux d'Afrique de l'Ouest. A ce stade de l'étude, l'"affinité" correspond à une fréquence d'occurrence ou à une abondance plus élevées dans un des secteurs -amont, médian ou aval- de l'estuaire étudié. Ce terme n'inclut donc pas encore de critères relatifs à la reproduction, à la différence du sens que lui donnent par exemple ALBARET & ECOUTIN (1990).

2-2-2-3-2) Occurrences des espèces aux filets maillants

L'étude des fréquences d'occurrence dans le temps montre que parmi les 64 espèces capturées aux filets maillants les plus constantes dans les captures sont également les plus abondantes (fig. 4-14). Par contre 11 espèces apparaissent permanentes, que la pêche à la senne n'avaient pas permis de reconnaître comme telles.

Neuf espèces (soulignées) se révèlent caractéristiques de la saison des pluies, par leur présence exclusive ou leur fréquence de capture dans les batteries. Ces espèces sont dans leur majorité d'origine dulçaquicole (Mormyridae, Schilbeidae, Characidae) bien que se distinguent *Chrysichthys nigrodigitatus* et surtout *Caranx senegallus* considérés en d'autres milieux (lagune Ebrié) comme des formes estuariennes permanentes ou marines-estuariennes (ALBARET 1994).

Le fait que quatre des cinq espèces qui à la senne étaient caractéristiques de la saison des pluies apparaissent quasi-permanentes à permanentes aux filets maillants (*Pellonula leonensis*, *Citarichthys stampflii*, *Chrysichthys johnelsi*, *Chrysichthys maurus*) confirme la complémentarité des deux méthodes de pêche, et démontre *a posteriori* la nécessité d'un tel échantillonnage multi-engins afin de minimiser les biais dans la description d'un patron spatio-temporel de peuplement.

Deux espèces très abondantes et permanentes à la senne sont ici sous-représentées ; il s'agit de *Trichiurus lepturus* (la "ceinture") et de *Chloroscombrus chrysurus* (le "doublon") dont les morphologies très particulières expliquent leur faible capturabilité aux filets maillants.

La figure 4-15 relative aux fréquences d'occurrences des espèces en fonction de la distance à la mer confirme les données issues de l'échantillonnage à la senne. Elle révèle en outre d'autres espèces comme étant caractéristiques de la station d'amont (en italique sur la figure). Bien que présents dans tout l'estuaire, *Pellonula leonensis*, *Chrysichthys johnelsi* et *Liza falcipinnis* apparaissent préférentiellement en amont.

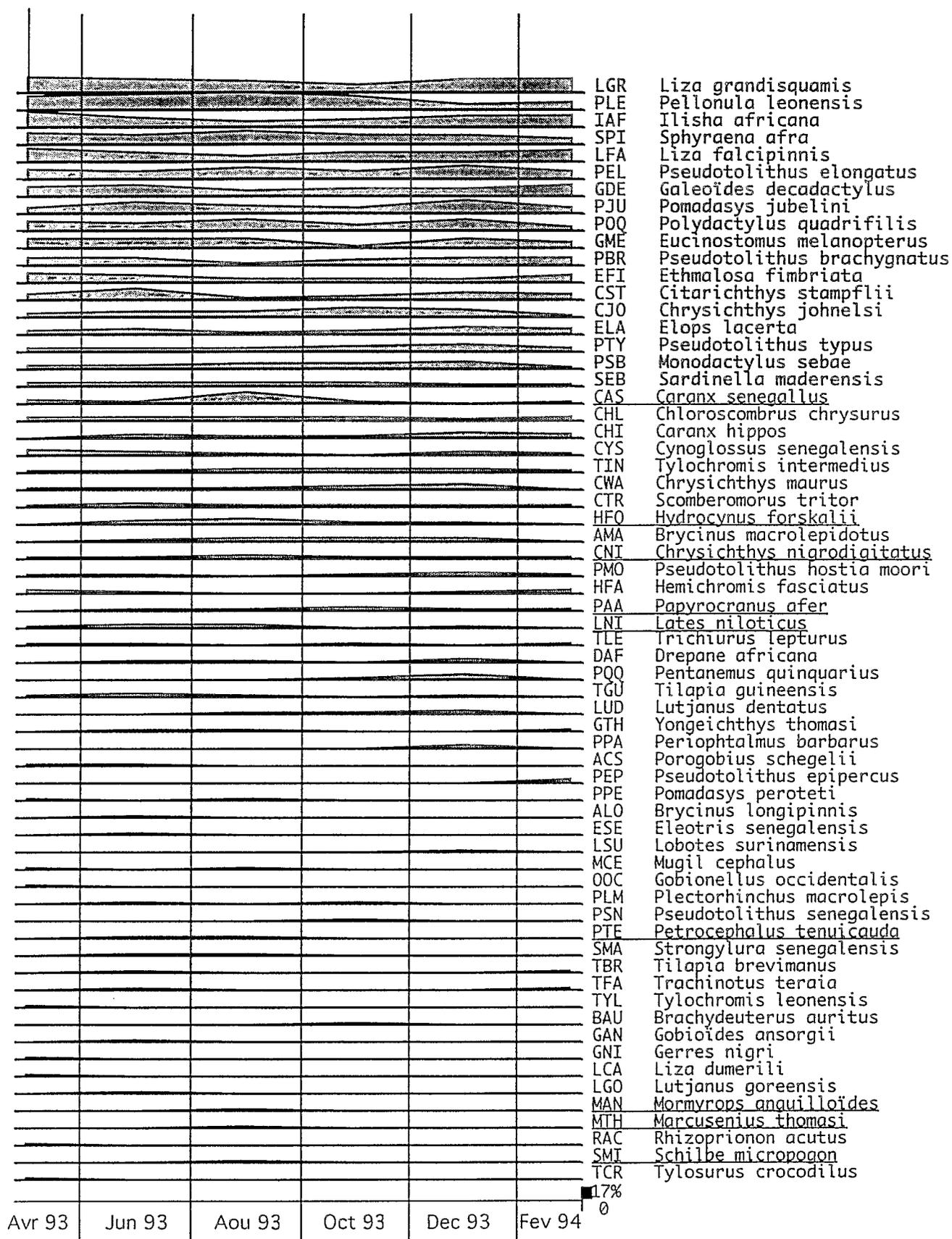


Figure 4-14 : Pourcentage d'occurrence par espèce et par mois dans les captures des filets maillants
en gras : espèces permanentes
souligné : espèces caractéristiques de la saison des pluies

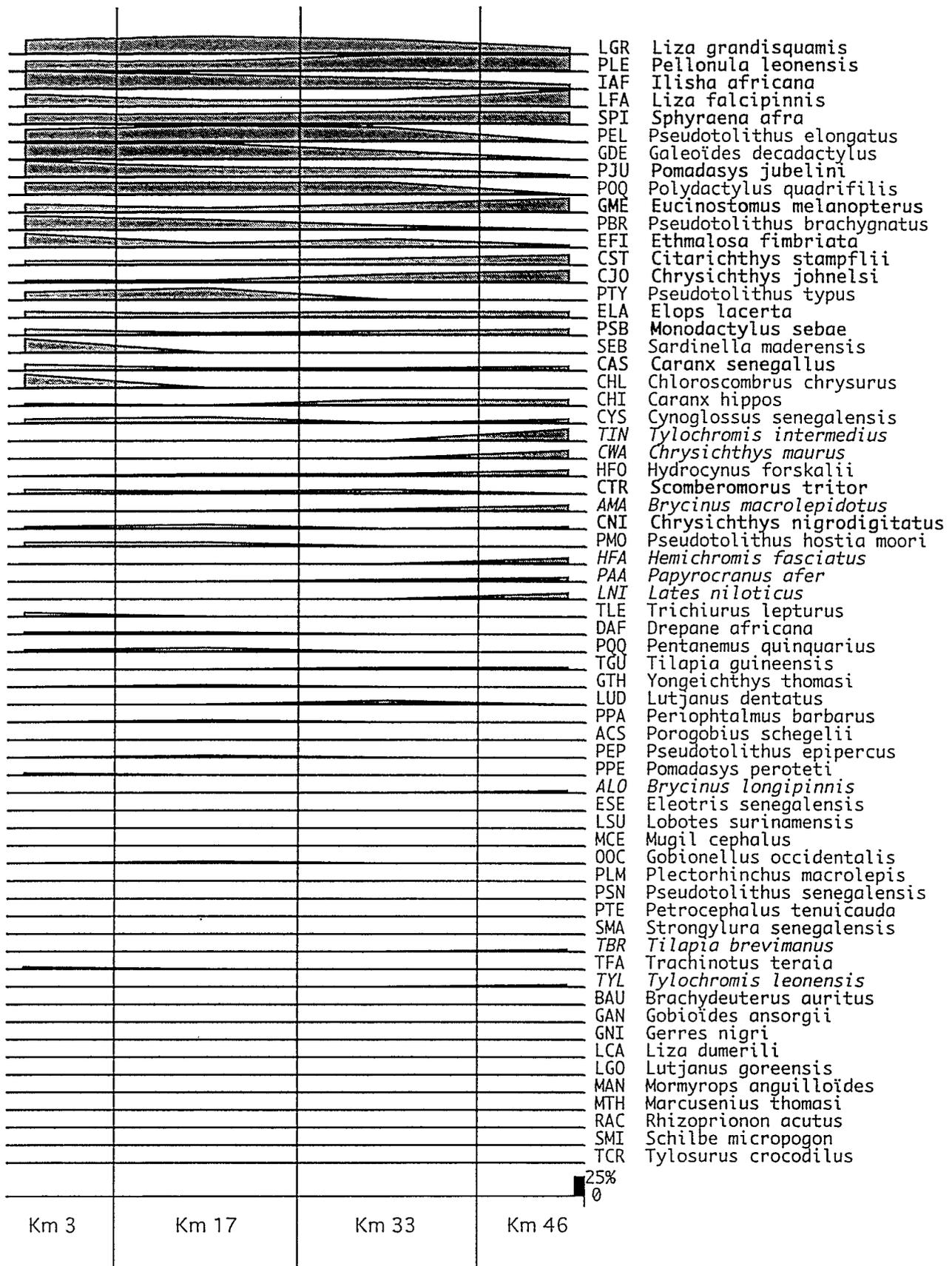


Figure 4-15 : Pourcentages d'occurrence par espèce et par distance à la mer dans les captures des filets maillants
en gras : espèces ubiquistes
en italique : espèces caractéristiques de l'amont

2-2-3) Dynamique spatio-temporelle au niveau spécifique

Dans cette partie sont tout d'abord sélectionnées les espèces principales retenues pour la suite de l'analyse, puis sont analysés les patrons spatio-temporels de distribution des espèces, dans le cas de la senne tournante puis des filets maillants. Pour les captures de la senne on détaille deux points de vue : occurrences des espèces et abondances de celles-ci. Pour les captures aux filets maillants par contre le fait que l'unité d'effort ne soit pas reproductible conduit à détailler essentiellement la composition du peuplement (occurrence des espèces).

2-2-3-1) Sélection des espèces principales

2-2-3-1-1) Sélection des espèces principales à la senne tournante

L'analyse numérique impose de ne retenir que les espèces dont les variations spatio-temporelles d'occurrence et d'abondance sont quantitativement significatives. Nous avons pour cela appliqué la méthode détaillée en I-3-2-3).

Dans le plan factoriel obtenu pour les données des pêches de la senne tournante, le cercle contenant les espèces à ne pas prendre en compte, tracé en fonction de la distribution constatée, correspond de fait à des espèces rencontrées moins de quatre fois au cours des 86 coups de pêche. Les 30 espèces restantes sont listées dans le tableau

4-VII ; elles représentent 99,2 % de l'abondance totale.

Ainsi cette sélection, qui réduit ici de 55% le nombre d'espèces prises en compte, ne fait perdre que 3,1 % de la variance expliquée dans les analyses basées sur les abondances.

Le détail des abondances par coup de pêche pour chacune des 30 espèces principales est donné en annexe.

Tableau 4-VII : Espèces retenues à la senne tournante après élimination des espèces peu significatives

Code	Espèce	Nb	Occ
AGA	Arius latiscutatus	20	12
AHE	Arius heudeloti	12	4
BAU	Brachydeuterus auritus	194	9
CAS	Caranx senegallus	28	8
CHI	Caranx hippos	18	10
CHL	Chloroscombrus chrysurus	1866	27
CST	Citarichthys stampflii	13	7
CTR	Scomberomorus tritor	58	21
CYS	Cynoglossus senegalensis	24	14
DAF	Drepane africana	74	20
EFI	Ethmalosa fimbriata	104	15
ELA	Elops lacerta	36	9
GDE	Galeoïdes decadactylus	129	32
GME	Eucinostomus melanopterus	9	4
IAF	Ilisha africana	3636	60
LFA	Liza falcipinnis	173	18
LGR	Liza grandisquamis	11	5
PBR	Pseudotolithus brachygnathus	30	13
PEL	Pseudotolithus elongatus	1267	50
PJU	Pomadasys jubelini	53	14
PLE	Pellonula leonensis	54	9
POQ	Polydactylus quadrifilis	32	20
PQQ	Pentanemus quinquarius	208	14
PSB	Monodactylus sebae	30	12
PTP	Pteroscion peli	11	4
PTY	Pseudotolithus typus	85	19
SEB	Sardinella maderensis	1956	24
SPI	Sphyraena afra	5	5
TFA	Trachinotus teraia	8	5
TLE	Trichiurus lepturus	118	43

2-2-3-1-2) Sélection des espèces principales aux filets maillants

La sélection des espèces principales aux filets maillants (fig. 4-16) conduit à retenir les espèces listées tableau 4-VIII ; elles représentent 99,8 % de l'abondance totale.

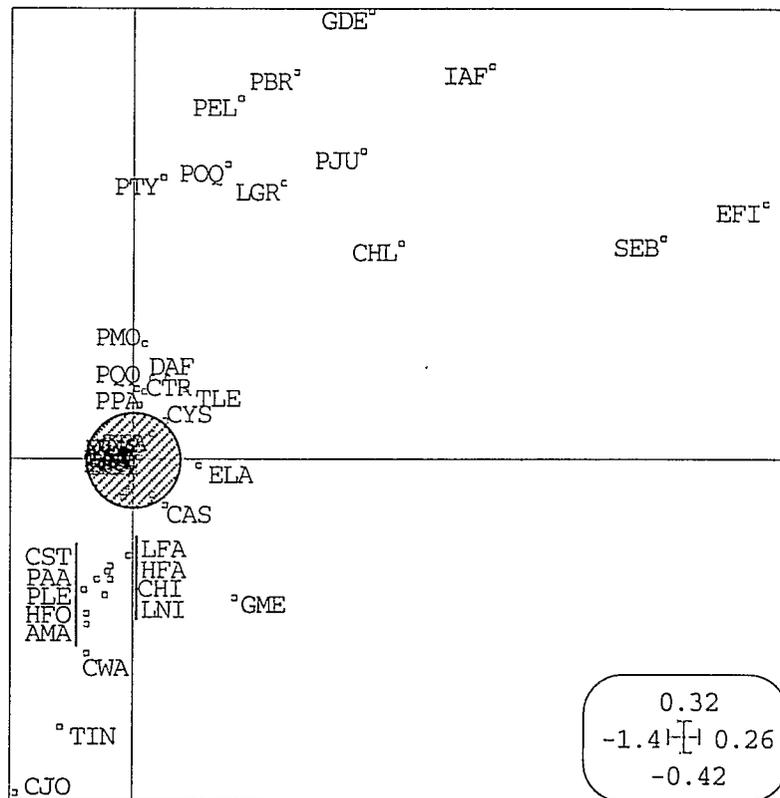


Figure 4-16 : Plan factoriel permettant le tri des espèces principales aux filets maillants

Le détail des abondances par coup de pêche pour chacune des 33 espèces principales est donné en annexe.

Tableau 4-VIII : Espèces retenues aux filets maillants après élimination des espèces peu significantes

Code	Espèce	Nb	Occ	Code	Espèce	Nb	Occ
AMA	Brycinus macrolepidotus	21	10	IAF	<i>lilisha africana</i>	366	59
CAS	<i>Caranx senegallus</i>	35	19	LFA	<i>Liza falcipinnis</i>	288	56
CHI	<i>Caranx hippos</i>	25	17	LGR	<i>Liza grandisquamis</i>	672	69
CHL	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	98	19	LNI	<i>Lates niloticus</i>	11	8
CJO	<i>Chrysichthys johnelsi</i>	76	32	PAA	<i>Papyrocranus afer</i>	9	9
CST	<i>Citarichthys stampflii</i>	82	33	PBR	<i>Pseudotolithus brachygnatus</i>	100	37
CTR	<i>Scomberomorus tritor</i>	12	12	PEL	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	347	54
CWA	<i>Chrysichthys maurus</i>	23	12	PJU	<i>Pomadasys jubelini</i>	153	47
CYS	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	39	17	PLE	<i>Pellonula leonensis</i>	1892	67
DAF	<i>Drepane africana</i>	7	6	PMO	<i>Pseudotolithus hostia moori</i>	16	10
EFI	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	2230	35	POQ	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	117	45
ELA	<i>Elops lacerta</i>	48	27	PPA	<i>Periopthalmus barbarus</i>	4	4
GDE	<i>Galeoïdes decadactylus</i>	184	51	PQQ	<i>Pentanemus quinquarius</i>	9	6
GME	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	152	43	PTY	<i>Pseudotolithus typus</i>	58	27
HFA	<i>Hemichromis fasciatus</i>	15	9	SEB	<i>Sardinella maderensis</i>	1082	20
HFO	<i>Hydrocynus forskalii</i>	26	12	TIN	<i>Tylochromis intermedius</i>	44	16
				TLE	<i>Trichiurus lepturus</i>	10	7

2-2-3-2) Dynamique des espèces capturées à la senne tournante coulissante

Remarque : dans ce qui suit, les stations seront toujours identifiées ainsi :
Senne tournante : CampagneDistancePosition
ex : C4D24R = Campagne n°4 (juillet), Distance km 24, Rive
Filets maillants : MoisDistanceBatterie
ex : M4D33B2 = Mois 4 (avril), Distance km 33, Batterie n°2

2-2-3-2-1) Composition du peuplement à la senne tournante

Comme on l'a évoqué succinctement plus haut, une analyse en composantes principales sur les occurrences des espèces principales met en évidence sur le 1^{er} axe factoriel la fréquence d'apparition des espèces dans l'ensemble des coups de pêche ; le second axe, non corrélé au premier, renseignera plutôt sur la co-occurrence des espèces entre elles.

Lorsque l'on effectue cette ACP sur le tableau binaire des trente espèces principales, le plan factoriel obtenu (fig. 4-17) met en évidence sur le 1^{er} axe (représentant 19,1 % de la variance) leur degré de permanence dans le temps *et* l'espace ; le second axe contient ici 9,6 % de la variance et peut être relié à la "marinité" des espèces. Ceci compte tenu de la comparaison par juxtaposition des plans factoriels des espèces et des coups de pêche (ESCOFIER & PAGES 1990), qui met en évidence un gradient de distance à l'embouchure dans l'ordonnement de ces coups de pêche. A ce gradient correspond parallèlement un gradient de distribution des espèces en fonction de leurs coordonnées respectives sur l'axe 2.

On peut ainsi définir un premier groupe d'espèces ubiquistes (*Trichiurus lepturus*, *Ilisha africana*, *Pseudolithus elongatus*, *Drepane africana*) et un second groupe d'espèces à distribution plus limitée dans l'espace (*Eucinostomus melanopterus*, *Citarichthys stampflii*, *Pellonula leonensis*, *Caranx hippos*, *Elops lacerta*), ce dernier groupe étant davantage continental dans sa distribution. *Sardinella maderensis* se distingue comme étant l'espèce à plus forte affinité marine.

La droite A sur le schéma matérialise une corrélation croissante entre "marinité" et ubiquité, expliquée par deux hypothèses :

- les espèces à affinité marine sont moins sujettes aux variations de régime hydrologique estuarien (effet tampon de la mer) et ont de ce fait une présence plus constante dans le temps.
- les espèces d'origine marine ont des facultés osmorégulatrices et en général une valence écologique supérieure à celles des espèces dulçaquicoles (KIENER 1978).

A contrario la droite B passe au milieu d'un groupe d'espèces assez ubiquistes mais sans affinité marine, qui se définiraient donc comme estuariennes typiques, leur présence ayant un caractère de permanence dans le temps et l'espace.

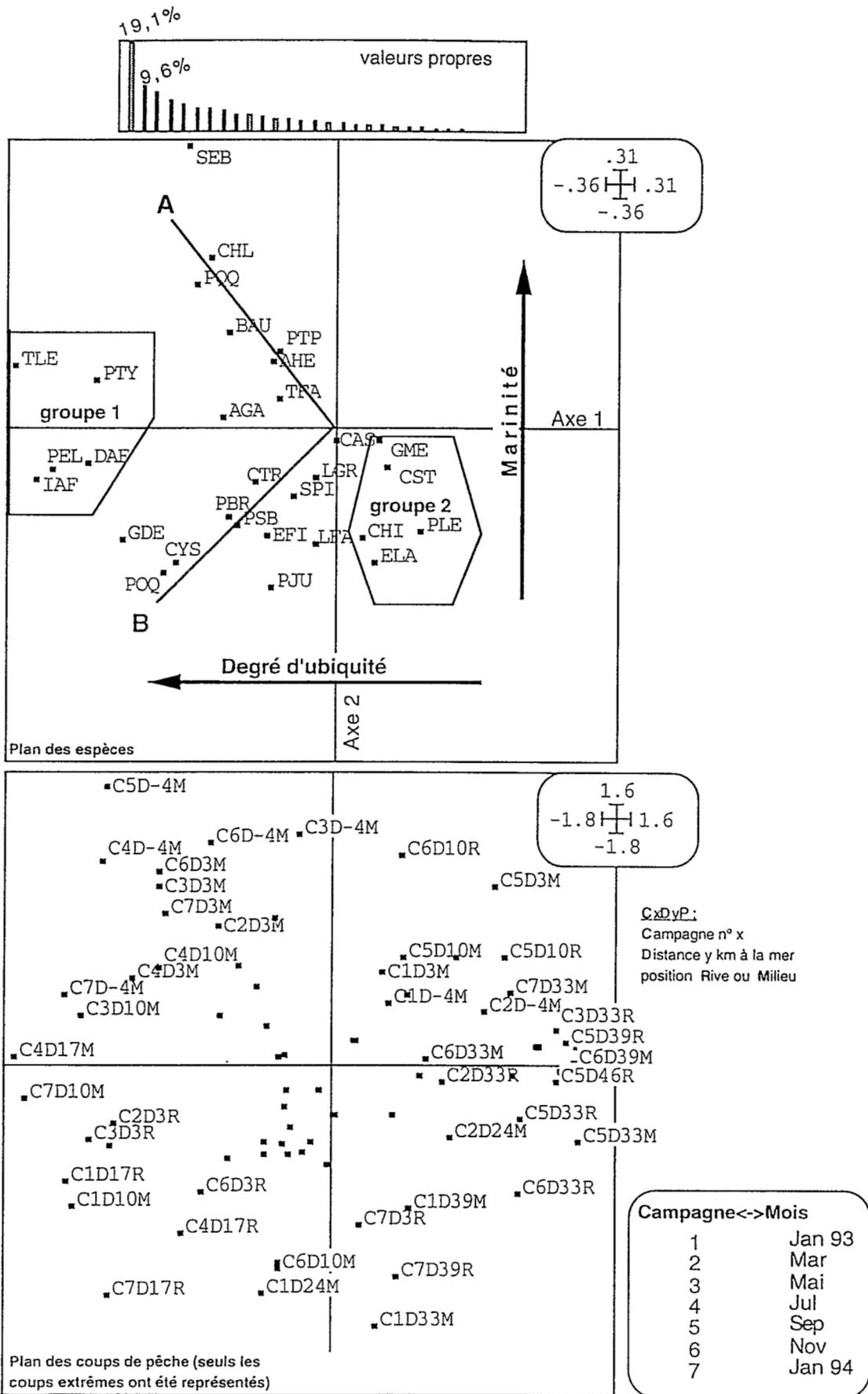


Figure 4-17 : Analyse en composantes principales sur les occurrences des 30 principales espèces capturées à la senne tournante coulissante

Une ACP portant sur les abondances des trente principales espèces (fig. 4-18) isole sur l'axe 1 (34,2% de l'inertie totale) les espèces dominantes en nombre, telles *Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Sardinella maderensis*, *Pseudotolithus elongatus*, puis *Brachydeuterus auritus*, *Pentanemus quinquarius*, *Trichiurus lepturus*, *Pseudotolithus typus*. Ces espèces sont nettement liées aux stations de l'aval de l'estuaire (D3, D-4) et aux mois de janvier (C1, C7).

Sur l'axe F2 les espèces sont positionnées en fonction de leur co-occurrence ; l'examen complémentaire du tableau 4-III permet de préciser qu'à une extrémité de l'axe 2 la présence de *Pseudolithus elongatus* et d'*Ilisha africana* n'est corrélée à aucune autre espèce en particulier du fait de leur ubiquité (elles se rencontrent dans un maximum d'associations spécifiques) alors qu'à l'opposé la présence de *Sardinella maderensis* et de *Chloroscombrus chrysurus* est également peu corrélée à celle des autres espèces, mais ici du fait de leur très forte affinité marine.

On peut également considérer que sur cet axe s'exprime l'agrégativité des espèces : abondantes-ou-absentes pour celles rencontrées en bancs telles les sardinelles et les chloroscombrus, et d'une abondance très variable dans nos captures pour *Ilisha africana* ou *Pseudotolithus elongatus*. (abondances comprises entre 1 et 3636 individus par coup ; 51% des captures ≤ 10 individus). La faible abondance totale des autres espèces ne leur permettant pas d'exprimer leur éventuelle agrégativité, elles seraient plutôt positionnées autour de l'origine de l'axe 2.

Il faut noter que cette tendance à former des bancs se rencontre chez les espèces à forte affinité marine (donc co-occurentes, donc proches dans le plan factoriel) et peut être davantage un point d'éthologie commun qu'un critère numérique expliquant leur proximité sur l'axe 2.

Ces résultats permettent de revenir sur la différence constatée en 2-2-2-1) entre les distributions temporelles d'abondance dans les stations intra-estuariennes et dans la station extra-estuarienne (cf. fig. 4-9). Les particularités de la station marine (maximum d'abondance en juillet, et non en janvier comme dans les autres stations) nous ont conduit à prendre en compte *tous* les coups de pêche réalisés en mer, notamment ceux donnés dans le cadre de l'étude du bras de mer de Dangara (cf. 3^e partie). Ces coups de pêche complémentaires ont été donnés face à l'embouchure du Dangara, à 20 km de la Fatala et dans des conditions identiques (pêche le même jour qu'en Fatala, à la même distance de la côte, les variables de milieu -mesurées- étant semblables).

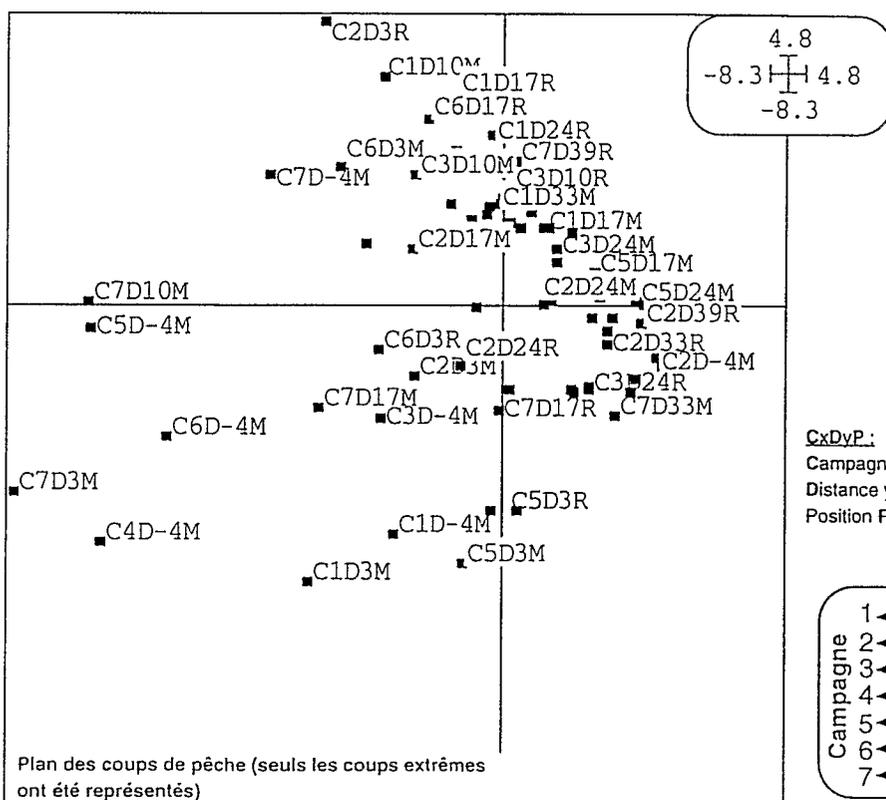
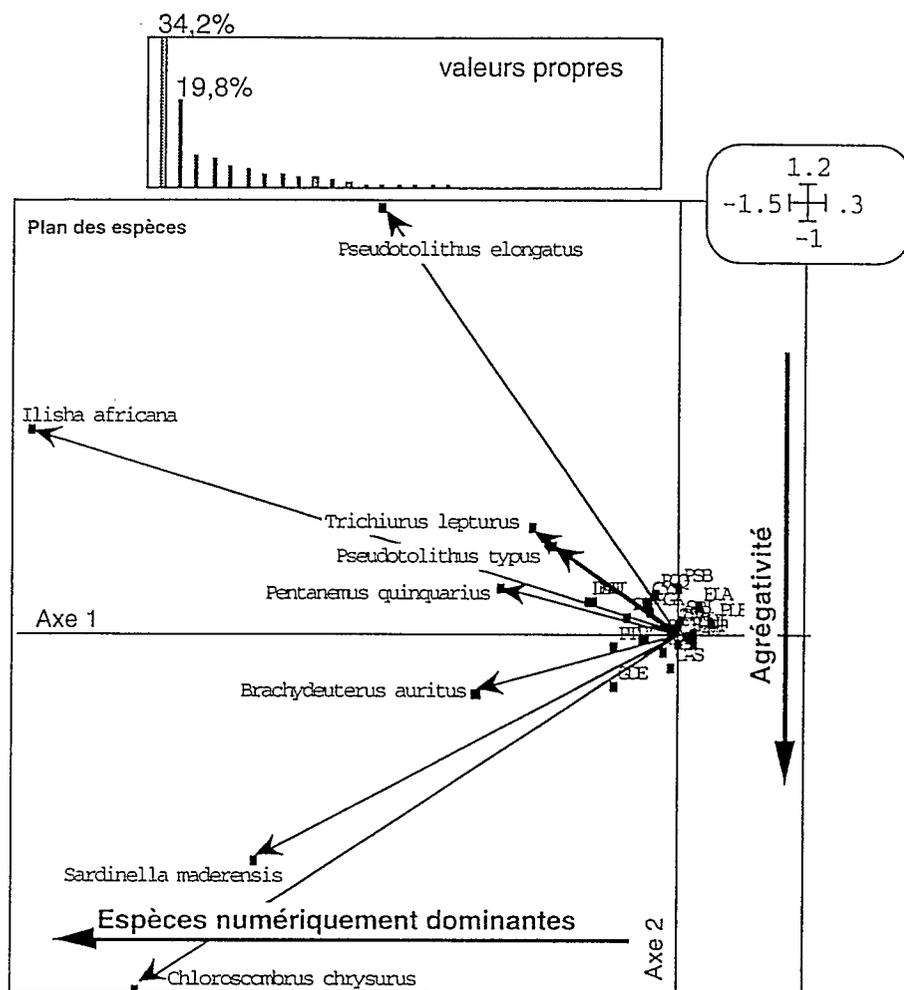


Figure 4-18 : Plans factoriels des ACP effectuées sur le tableau des abondances des trente principales espèces pêchées à la senne tournante en Fataala

La comparaison de tous les coups donnés en mer met en évidence la très grande variabilité de l'abondance, alors que la richesse spécifique est plus homogène (fig. 4-19). La similitude des paramètres mésologiques dans ces deux zones proches ne permet pas d'attribuer cette variabilité de l'abondance à une variabilité de milieu. Les résultats obtenus ci-dessus nous font attribuer cette variabilité de l'abondance aux espèces aggrégatives caractérisant la zone côtière. En estuaire les espèces grégaires sont peu représentées et l'échantillonnage réalisé est suffisant pour que s'exprime une variation temporelle d'abondance dans les différentes stations (fig. 4-9).

Par contre il semble que la variabilité ponctuelle d'abondance soit forte en secteur côtier (la rencontre ou non d'un banc de poissons au cours d'un coup de pêche aléatoire induisant une très grande variation de l'effectif) et qu'ainsi les éventuelles variations saisonnières ne soient pas perceptibles compte tenu de l'échantillonnage réalisé.

Ceci expliquerait pourquoi la variation temporelle d'abondance dans la station marine ne correspond pas à celle des autres stations.

Un suivi à la senne tournante coulissante de la dynamique ichthyofaunistique en secteur côtier nécessiterait vraisemblablement un effort d'échantillonnage supérieur à celui réalisé en domaine estuarien au cours de cette étude.

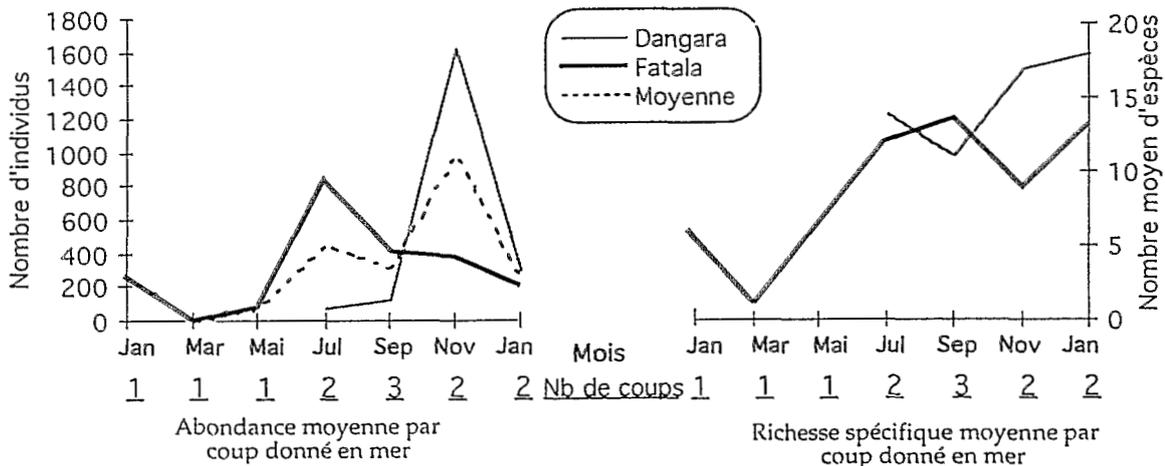


Figure 4-19 : Comparaison des coups donnés en mer face à l'embouchure de la Fatale ou du Dangara, dans des conditions identiques.

2-2-3-3) Dynamique des espèces capturées aux filets maillants

Le mode de pêche utilisé (surface pêchante variant selon la marée) ne permet pas d'obtenir des unités d'effort reproductibles, donc de comparer les abondances d'une station ou d'un mois à l'autre. En conséquence on a retenu ici l'analyse factorielle des correspondances, qui analyse pour chaque espèce ou chaque batterie la distribution des fréquences dans les captures (ESCOFIER & PAGES 1990).

Une vue d'ensemble de la distribution des espèces est donnée figure 4-20. Celle-ci résulte d'une AFC de FOUCART (1978, 1984) qui permet de prendre en compte, dans un tableau global de données (ici le tableau d'abondances Espèces*Batteries), la structure interne de plusieurs sous-tableaux, c'est-à-dire ici la distribution des espèces en chaque campagne. On notera que cette AFC multi-tableaux est possible grâce à une pondération uniforme des lignes et des colonnes, imposée en chaque sous-tableau. L'axe 1 de l'analyse obtenue permet une ordination des espèces en fonction de leur distribution spatio-temporelle. Les distributions de chaque espèce, par mois et par station, a été représentée en vis-à-vis par des cercles de taille proportionnelle à leur abondance.

Ce schéma synthétique contient toute l'information relative aux principales espèces capturées aux filets maillants.

L'image du peuplement obtenue permet d'affiner notablement celle obtenue d'après les pêches à la senne. En effet l'analyse a permis de mettre en évidence six principaux groupes d'espèces (fig. 4-20) :

* Groupe A : ce groupe est constitué d'espèces continentales (*Lates niloticus* LNI, *Brycinus macrolepidotus* AMA,...) dont la présence est quasi-constante au cours de l'année mais dont la distribution est limitée à la station la plus amont.

*Groupe B : les espèces qui définissent ce groupe sont à affinité continentale mais descendent vers l'aval en saison des pluies, en suivant le front de salinité (elles sont toutefois capables, à la différence des espèces du groupe A, de séjourner en milieu mixohalin). La distribution de *Chrysichthys johnelsi* (CJO) illustre parfaitement cette stratégie.

*Groupe C : ce groupe plus hétérogène comprend à la fois des espèces dont la présence dans les captures est temporaire (*Hydrocynus forskalii* -HFO- en saison des pluies) ou permanente (*Liza falcipinnis* LFA), et dont l'abondance est faible (*Elops lacerta* ELA) ou au contraire dominante (*Pellonula leonensis* PLE). Leur distribution les classerait plutôt parmi les espèces à affinité continentale.

Le schéma met en évidence les stratégies particulières de certaines espèces, ainsi celle de *Caranx senegallus* (CAS), à affinité généralement marine, qui n'occupe l'estuaire qu'au mois de juillet se trouve alors en fortes concentrations aux stations de l'amont.

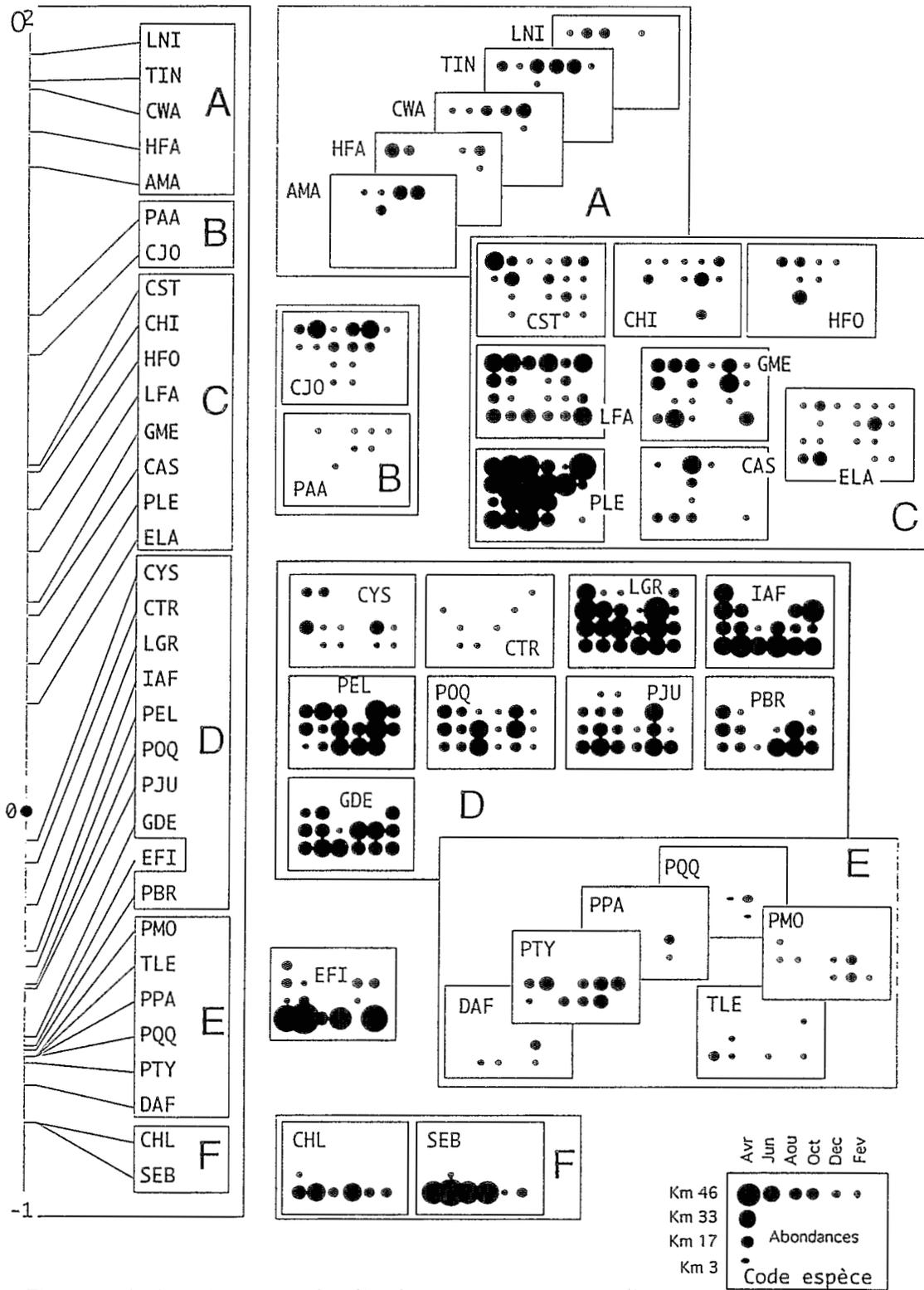


Figure 4-20 : Représentation des distributions spatio-temporelles des espèces capturées aux filets maillants, et ordonnation des principaux groupes spécifiques à partir du premier axe d'une AFC de Foucart.

*Groupe D : ce groupe apparaît comme étant celui du peuplement estuarien fondamental, constitué surtout d'espèces abondantes et à vaste répartition.

On notera cependant que la distribution de plusieurs d'entre elles ne s'étend pas au delà du Km 33. La plupart de ces espèces estuariennes marque un "recul" en saison des pluies, et elles disparaissent alors ou se raréfient dans les stations situées en amont. Les représentants caractéristiques de ce groupe sont *Ilisha africana*, *Pseudotolithus elongatus*, *Galeoïdes decadactylus*,...

Ethmalosa fimbriata (EFI) a été classée à part car l'axe 2 de l'analyse, non représenté ici, est consacré à cette seule espèce et traduit sa distribution originale, à la fois marine (concentration en aval de l'estuaire) mais aussi très euryèce (elle se rencontre même au Km 46 en saison sèche).

*Groupe E : hétérogène, il est composé d'espèces à distribution peu caractéristique, mais plutôt limitée à l'aval de l'estuaire. Parmi elles *Trichiurus lepturus* et *Drepane africana*, qui ont été caractérisées comme ubiquistes d'après les captures de la senne et qui sont donc ici sous-représentées. Par ailleurs *Pseudotolithus typus* (PTY) se distingue par une présence permanente et très circonscrite dans l'espace. Le partage spatial des niches à l'intérieur d'une même famille est ici bien illustré par la distribution des trois Sciaenidés (*Pseudotolithus elongatus* PEL, *P. brachygnatus* PBR et *P. typus* PTY) dans l'estuaire.

*Groupe F : les deux espèces qui le constituent (*Chloroscombrus chrysurus* CHL et *Sardinella maderensis* SEB) représentent la partie du peuplement à affinité nettement marine ; elles sont planctonophages comme *E. fimbriata* dont le patron est proche. La distribution temporelle de ces espèces semble peu affectée par le régime hydrologique.

L'analyse précédente vient de détailler la dynamique du peuplement en s'attachant aux stratégies spatio-temporelles des espèces. Un point de vue complémentaire consiste à détailler, au cours du temps, quelles sont les variations du peuplement échantillonné en une station donnée.

Une telle question est résolue par une analyse factorielle des correspondances simple, que l'on dissocie en quatre plans factoriels distincts pour chacune des quatre stations (Km 3, 17, 33, 46) ; dans ces plans les captures d'un mois donné sont représentées par le centre de gravité des batteries de pêche correspondant.

Sur la figure 4-21, chaque cercle (centre de gravité de quatre batteries) résume ainsi dans le plan factoriel la composition des captures d'un mois donné en une station donnée.

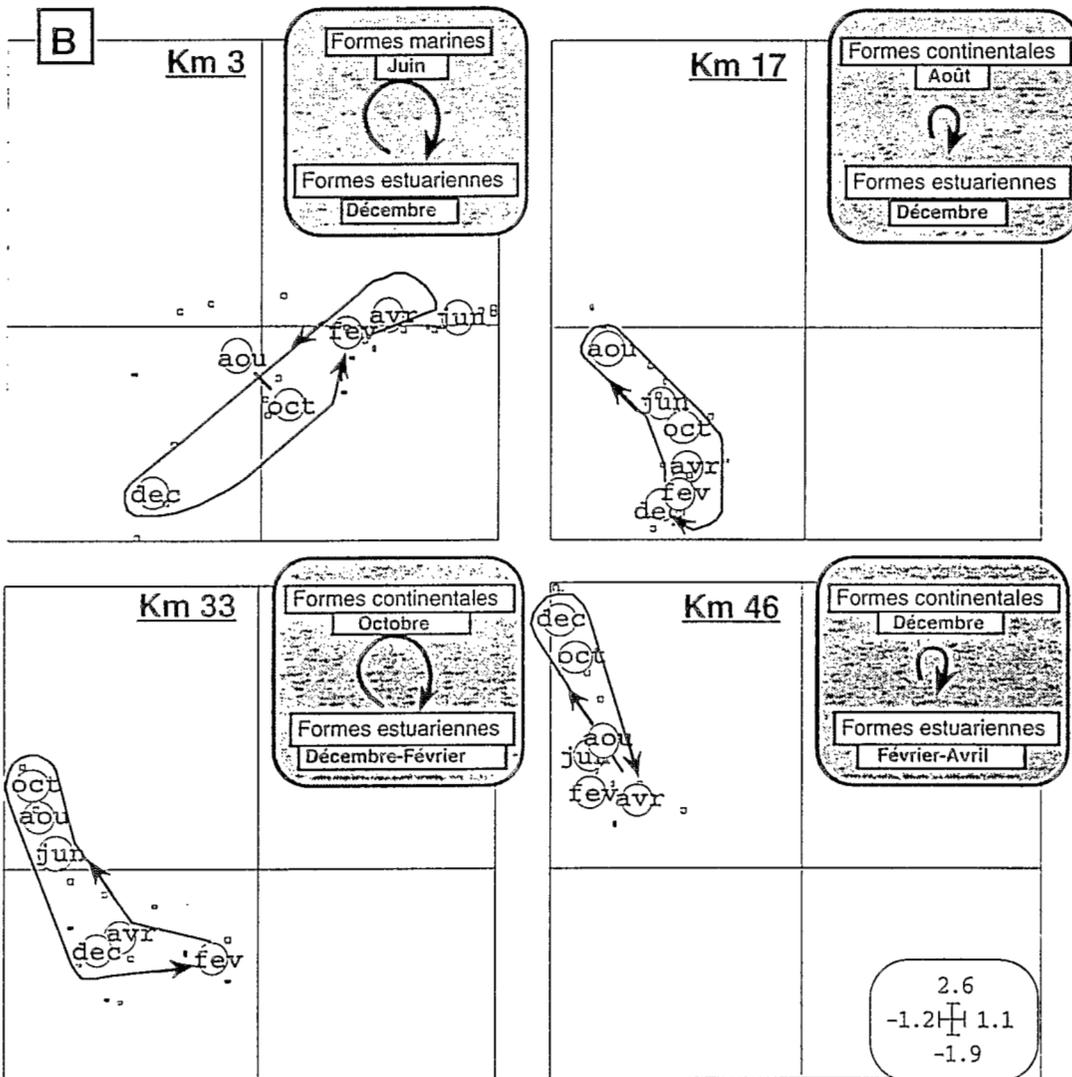
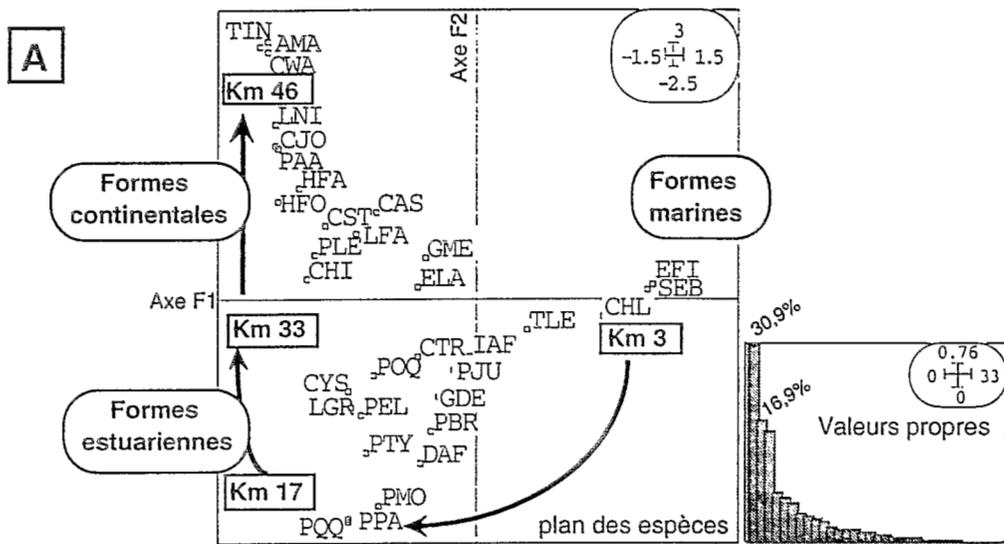


Figure 4-21 : Analyse factorielle des correspondances sur les abondances dans les captures des filets maillants.

A : plan des espèces

B : plans des coups, représenté station par station.

Un mois donné est figuré par le centre de gravité des batteries ayant pêché ce même mois.

Plan des espèces :

Les conclusions tirées des analyses précédentes permettent de reconnaître sur l'axe 1, représentatif des abondances, une opposition entre les espèces à affinité marine très abondantes (*Chloroscombrus chrysurus*, *Ethmalosa fimbriata*, *Sardinella maderensis*) et le reste du peuplement. L'axe 2, lui, discrimine les espèces estuariennes permanentes (groupes D de l'analyse précédente) des espèces continentales (groupes A et B) limitées à la saison des pluies et à l'amont de la zone. Les variations constatées au Km 3 s'expriment surtout sur l'axe F1, et celles des autres stations sur l'axe F2. Les noms de formes "marines, estuariennes fondamentales, continentales" donnés ici ne se réfèrent qu'à la distribution constatée des espèces dans nos données.

Plans des batteries de pêche :

* La station du Km 3 se particularise par la présence des formes marines évoquées ci-dessus, particulièrement au mois de juin. La composition des captures se modifie ensuite pour tendre aux mois d'août et octobre vers une plus grande proportion d'espèces "estuariennes fondamentales", de Sciaenidae et de Polynemidae notamment (ces espèces sont cependant d'abondance moindre que les précédentes) ; le maximum de cette tendance est atteint en décembre. Le peuplement évolue rapidement entre décembre et février, pour revenir à une composition où prédominent les formes à affinité marine, qui se maintiendra jusqu'en juin.

* La station où les captures sont les plus homogènes au cours de l'année est celle du Km 17. On décèle néanmoins une modification du peuplement entre les mois d'avril et d'août, ce dernier se caractérisant par la présence de quelques espèces d'origine continentale comme *Hydrocynus forskalii* (Characidae). Cette modification est temporaire et le peuplement du mois d'octobre est de nouveau de type "estuarien fondamental".

* Au Km 33 le peuplement moyen présente une plus forte proportion d'espèces d'origine fluviale, comme en témoigne la position du nuage dans le plan factoriel. Les espèces du groupe C se rencontrent dès le mois de juin, et jusqu'en octobre. Octobre constitue un mois-charnière après lequel la proportion de ces espèces diminue brutalement ; en décembre au Km 33 le peuplement est de nouveau composé des espèces des groupes A et B uniquement, et restera quasiment constant jusqu'en avril.

* La station du Km 46 se caractérise par l'abondance de ses espèces d'origine continentale tout au long de l'année. La proportion de ces espèces dans les captures atteint cependant un maximum en décembre, ce dernier mois constituant cette fois la charnière après laquelle il y a retour vers un peuplement "de saison sèche". Ce dernier reste cependant caractérisé davantage par des espèces ubiquistes que de type "estuarien fondamental".

On aura noté qu'il existe en chaque station à partir du Km 17 un mois-charnière, avant lequel la composition du peuplement évolue progressivement vers une composante continentale et après lequel il y a basculement et retour rapide à un peuplement où prédominent dans les captures les espèces de type "estuarien fondamental". Or on constate que cette période-charnière est d'autant plus tardive qu'augmente la distance à la mer, et quatre mois séparent la période du basculement entre le Km 17 et le Km 46. Le tableau 4-IX montre que ce mois-charnière précède toujours immédiatement la remontée de salinité ; il peut être par contre consécutif à plusieurs mois pendant lesquels cette salinité est restée nulle.

Tableau 4-IX : Salinités par mois en trois stations de l'estuaire
En grisé les mois où le peuplement change de structure.

Mois	Station		
	Km 17	Km 33	Km 46
Juin	19	4,3	0,3
Août	1,2	0	0
Octobre	4,5	0	0
Décembre	17,3	1	0
Février	28	14,8	4

Il semble donc que la partie dulçaquicole de l'estuaire soit en saison des pluies lentement investie par le peuplement d'origine continentale. Certaines espèces halotolérantes comme *Chrysichthys johnelsi* se déplacent avec la crue en même temps que le front de salinité, mais globalement la structuration de la communauté dulçaquicole s'effectue de façon très progressive. Elle est d'autant plus complète que la station reste longtemps en eau douce. Cette structure est par contre rapidement et profondément modifiée par la remontée du front salin.

2-2-4) Typologie des stations et des saisons

Nous effectuerons ici une typologie des campagnes et des stations sur les données de la senne tournante uniquement. En effet les quatre stations de pêche aux filets maillants sont en nombre insuffisant pour établir une typologie, et leur caractérisation spatio-temporelle a été réalisée globalement en 2-2-3-3).

Par ailleurs la décroissance drastique des effectifs de captures à la senne tournante en amont de l'estuaire ne permet pas de faire, comme pour les filets maillants, une typologie mensuelle station par station. En conséquence nous considérerons ici l'ensemble des données annuelles, en cherchant à déterminer quelles sont les périodes de constance ou de modification de la structure du peuplement, quelles sont les stations homogènes ou distinctes entre elles, et, s'il y en a, quelles sont les différences constatées entre peuplement de berge et de chenal.

2-2-4-1) Typologie des campagnes de pêche à la senne tournante

2-2-4-1-1) Typologie des campagnes basée sur la composition du peuplement

Une ACP centrée par espèce sur le tableau des occurrences des trente principales espèces retenues a permis de représenter sur le plan factoriel les centres de gravité de chaque mois (analyse inter-dates et représentation des moyennes des coordonnées factorielles sur chaque axe, pour les coups de pêche d'un mois donné) (Fig. 4-22 A).

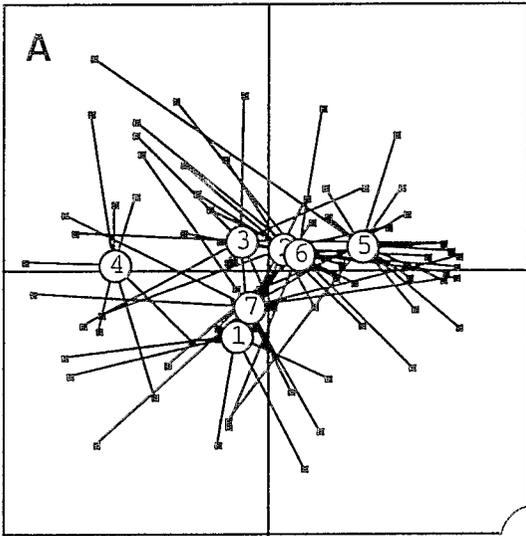
La variabilité inter-mois s'exprime essentiellement sur l'axe 1, et le faible pourcentage de variance expliquée sur celui-ci (19,1%) montre que la structure temporelle est peu marquée.

Cependant le mois de juillet apparaît-il différent des autres mois du fait de son plan d'échantillonnage tronqué, les espèces propres aux stations de l'amont n'ayant pu être pêchées, ou du fait d'une composition spécifique différente des autres mois consécutive à une variabilité temporelle ? Une ACP portant sur les seules stations communes à tous les mois, à savoir les quatre stations d'aval (fig. 4-22 B), a permis de vérifier que juillet conservait malgré tout sa position relative sur l'axe 1, c'est-à-dire qu'en aval de l'estuaire (Km -4 à 17) juillet et septembre sont les mois les plus dissemblables pour ce qui est de la structure et la composition du peuplement.

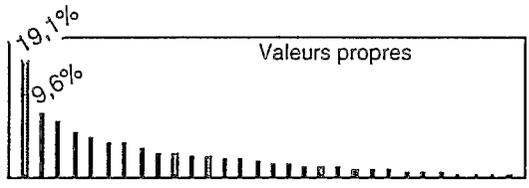
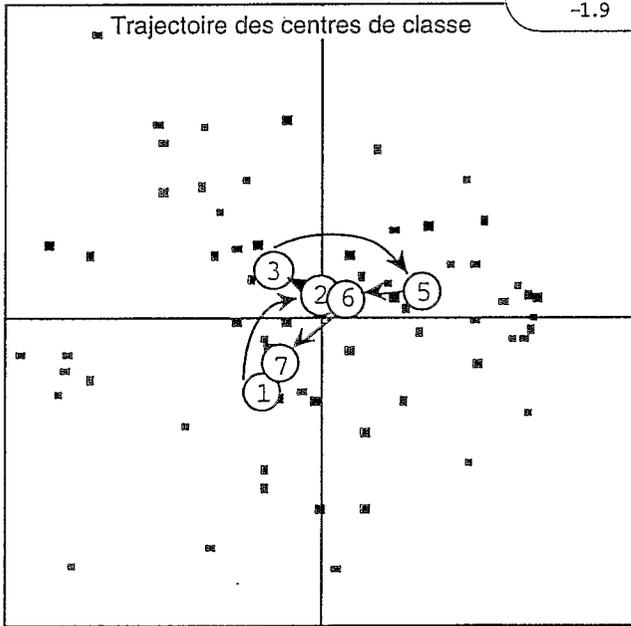
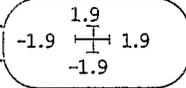
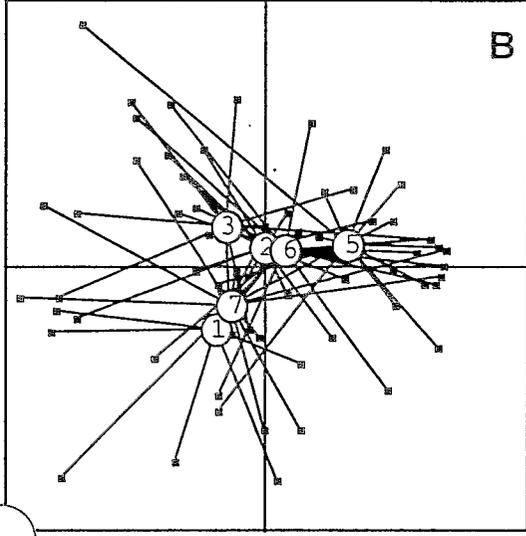
Ceci n'exclut toutefois pas en juillet une évolution du peuplement en amont de la station du Km 17 (qui résulterait notamment d'une descente du front de salinité avec l'augmentation du débit fluvial), évolution non visible ici, qui rapprocherait sur l'axe 1 le centre d'inertie de ce mois de celui de septembre.

En conséquence on retiendra comme schéma d'évolution temporelle le plan des centres d'inertie des coups de pêche par mois, juillet exclu.

Typologie des coups par campagne
toutes stations



Typologie des coups par campagne
sauf mois de juillet



Campagne<->Mois	
1	Jan 93
2	Mar
3	Mai
4	Jul
5	Sep
6	Nov
7	Jan 94

Schéma de synthèse

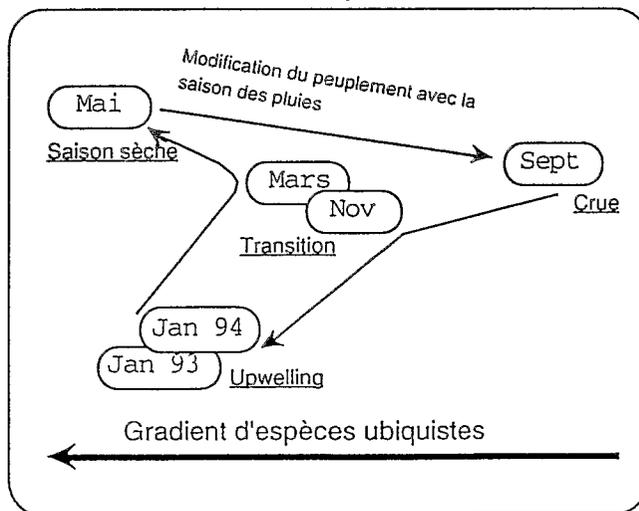


Figure 4-22 : ACP des occurrences des principales espèces capturées à la senne tournante coulissante

Ce schéma montre que sur l'axe 1 les mois de janvier sont très proches l'un de l'autre, traduisant une faible variabilité inter-annuelle si l'on ne considère, comme c'est le cas ici, que les occurrences des espèces ; la proportion d'espèces ubiquistes est similaire en janvier et mai, bien qu'elle connaisse un recul en mars. Le peuplement connaît une modification complète entre mai et septembre, ce dernier mois correspondant au maximum de débit fluvial (cf. figure 1-4). Après quoi le peuplement ré-évolue plus progressivement pour retourner à sa composition de janvier. On notera au passage que mars et novembre sont très similaires dans leurs compositions.

Au delà du premier axe il existe peu de structure temporelle interprétable dans le nuage des données.

2-2-4-2-2) Typologie des campagnes basée sur l'abondance des espèces

Une ACP du tableau des abondances des trente principales espèces par coup de pêche apporte peu d'information nouvelle par rapport à la figure 4-7 A, à savoir le maximum de captures en janvier et, dans une moindre mesure, en juillet, attribuable à l'abondance d'*Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Sardinella maderensis* et *Pseudotolithus elongatus* durant ces mois.

Les mois de janvier 93 et janvier 94 sur l'axe 2 diffèrent avant tout à cause de trois espèces principales (*Chloroscombrus chrysurus*, *Ilisha africana*, *Sardinella maderensis*), dont les abondances sont très variables selon l'année (respectivement six fois plus, neuf fois plus et quatre fois moins en 94 qu'en 93).

L'analyse précédente a montré que la variabilité inter-annuelle, en terme d'espèces présentes, était faible entre janvier 93 et janvier 94 ; cette analyse révèle par contre que la variabilité exprimée en termes d'abondance spécifique peut être très forte.

La même analyse restreinte aux quatre stations d'aval (échantillonnage strictement identique chaque mois) ne distingue plus juillet comme mois de forte abondance. Sa position dans les analyses antérieures relevait donc d'un artefact du à l'échantillonnage incomplet. La typologie des abondances mensuelles se trouve ainsi précisée, à savoir une période de maxima d'abondance en janvier, une période de minima en septembre et deux périodes de transition, sans que juillet ne se distingue particulièrement.

2-2-4-2) Typologie des stations

Les stations sont ici entendues au sens de leur distance à la mer, les coups de pêche à la rive et au chenal appartenant à la même station s'ils ont été donnés à une même distance de l'embouchure.

2-2-4-2-1) Typologie des stations basée sur la composition du peuplement

L'ACP inter-stations sur les présences/absences et la représentation des centres de gravité par station (fig. 4-23) montre que sur l'axe 1, qui résume l'information relative à la quantité d'espèces capturées, se distinguent quatre groupes de stations, à savoir :

- * les quatres stations de l'aval, en mer et dans l'estuaire en milieu de mangrove (largeur supérieure à 1200 m), sur fond sableux et/ou vaseux,
- * la station du Km 24, en milieu de mangrove et fond vaso-rocheux, séparée des stations précédentes par un étranglement rocheux (largeur 350 m)
- * les stations des Km 33 et 39, en milieu de mangrove et fond vaso-rocheux
- * la station du Km 46, en milieu de savane et fond sablo-rocheux, séparée des précédentes par une zone de rapides et de goulets rocheux.

Cet axe permet donc une typologie assez tranchée des stations sur la base des espèces rencontrées, la décroissance de la diversité spécifique en fonction de la distance à l'embouchure étant apparemment modulée par le degré de confinement et la nature du fond.

L'axe 2 distingue surtout la station du Km -4 (en mer) de l'ensemble des autres stations ; nous avons vu plus haut quelles espèces particularisaient celle-ci.

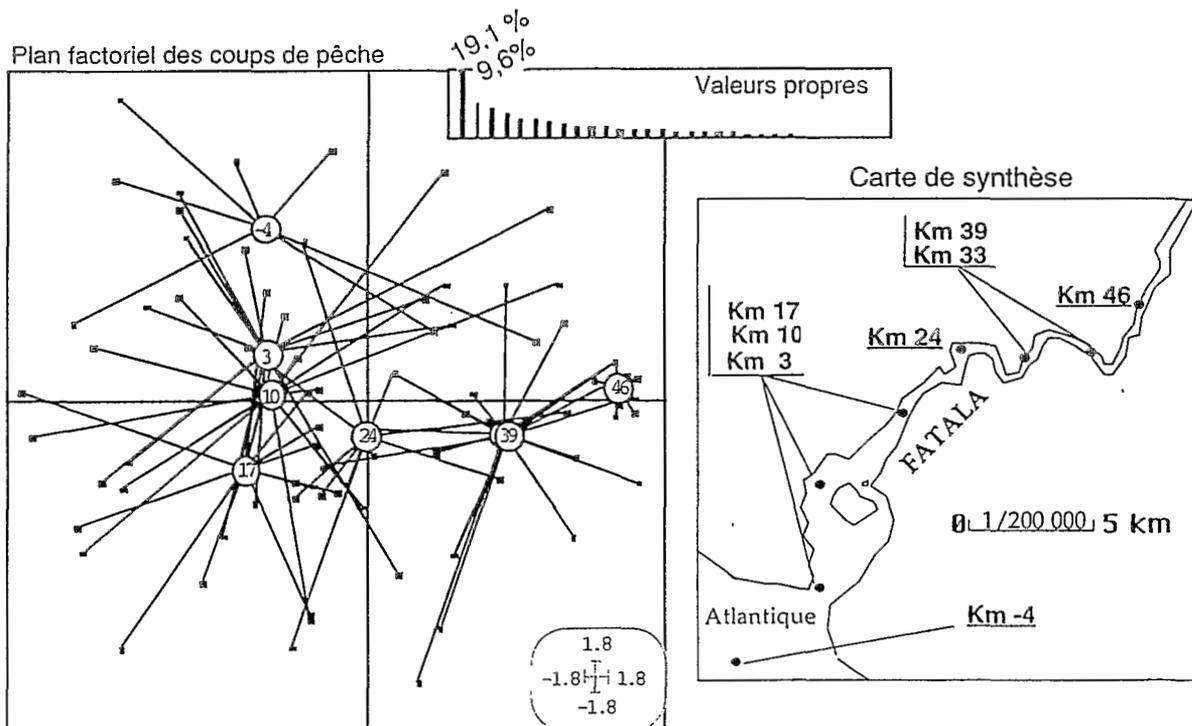


Figure 4-23 : Typologie des stations à partir de l'ACP des occurrences des 30 principales espèces dans les captures de la senne tournante coulissante

2-2-4-2-2) Typologie des stations basée sur l'abondance des espèces

La typologie des stations sur la base des abondances (fig. 4-24) permet un synthèse de plusieurs résultats apparus au cours de traitements précédents :

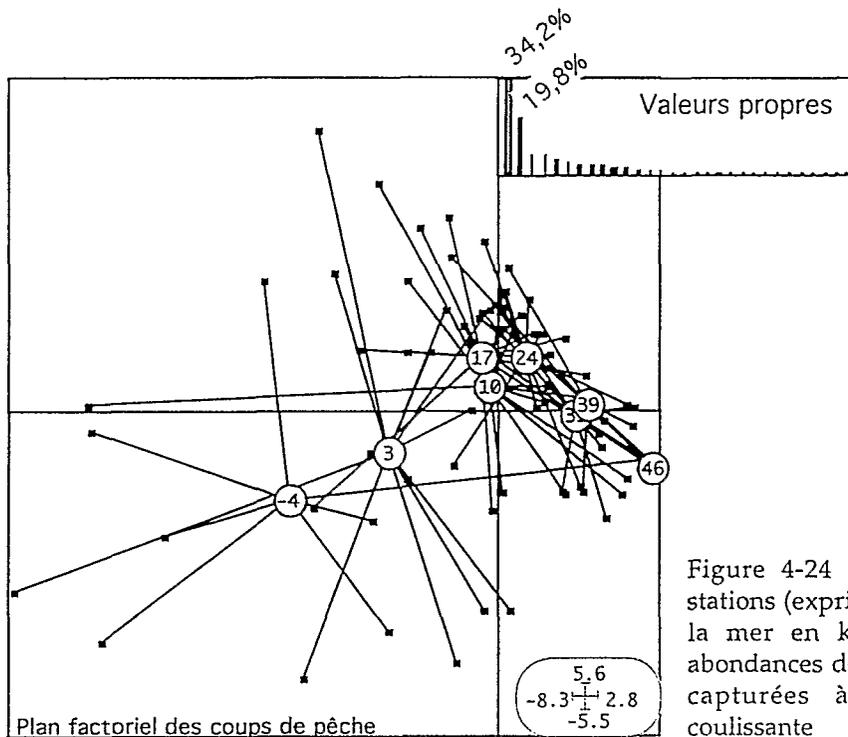
* dans la station située tout en amont de l'estuaire l'abondance est minimale et très peu variable (constamment faible) ;

les stations des Km 33 et 39 sont similaires du point de vue abondance comme elles l'étaient du point de vue richesse spécifique ;

* un troisième ensemble est constitué par les stations des Km 10, 17 et 24 qui se caractérisent par un peuplement d'espèces abondantes à affinité estuarienne (*Pseudotolithus elongatus*, *Ilisha africana*, *Trichiurus lepturus*, *Pseudotolithus typus*,...) mais aussi d'espèces d'abondance nettement moindre, d'origine estuarienne ou continentale ;

* si les espèces rencontrées dans la station du Km 3 sont les mêmes qu'aux stations 10 et 17 (cf. analyse précédente), les abondances y sont nettement plus grandes. En cela elle se rapproche, pour ce qui est des abondances, de la station située en mer.

* la station marine (Km -4) se distingue par une abondance forte due aux espèces pélagiques grégaires comme *Chloroscombrus chrysurus*, *Sardinella maderensis*, *Brachydeuterus auritus*.



L'analyse basée sur l'occurrence des espèces (§ 2-2-4-2-1) a donc montré que la station marine était particulière du point de vue de la composition de son peuplement, et qu'une homogénéité existait entre les stations des Km 3, 10 et 17.

L'étude ci-dessus indique au contraire qu'en termes d'abondance des espèces, les stations des Km 3 et -4 sont similaires, et se distinguent des autres stations intra-estuariennes (Km 10, 17, 24).

Il semble donc que l'on puisse distinguer en aval du système :

- * deux stations intra-estuariennes homogènes, aux Km 10 et 17, caractérisées par des abondances moyennes et des espèces qui se rencontrent essentiellement en deçà de la ligne de côte ;

- * une station marine dont les espèces, très abondantes, pénètrent peu à l'intérieur de l'estuaire. Ses caractéristiques se rapprochent néanmoins de celles des précédentes en saison des pluies.

- * une station à l'embouchure (Km 3), intermédiaire, où se fait ressentir l'abondance des petits pélagiques de la station précédente.

Il faut cependant garder à l'esprit les problèmes de représentativité de l'échantillonnage dans la station côtière, compte tenu des fortes fluctuations d'abondance dans ce milieu.

Cette structuration du peuplement dans l'espace, telle qu'elle est appréhendée d'après les captures de la senne tournante, sera complétée et modulée par les conclusions issues de l'étude du cycle vital des principales espèces utilisant l'estuaire.

2-2-4-3) Typologie berge/chenal

Cette étude ne concerne que les pêches effectuées à la senne tournante coulissante.

En l'absence de données sur le milieu, le plan d'échantillonnage prévoyait (§ I-2-2-1) d'effectuer un coup de pêche à la rive et un coup dans le chenal afin de déterminer si une variabilité du peuplement s'exprimait à cette échelle.

Le tableau 4-V a montré qu'il n'existait pas de corrélation significative entre abondance ou richesse spécifique et position.

Ces résultats sont ici complétés par une étude plus détaillée des différences globales de peuplement entre berge et chenal, basée sur l'analyse en composantes principales des abondances, après transformation logarithmique.

Dans un premier temps la représentation des centres de gravité des coups de pêche donnés respectivement à la berge et au chenal permet de cerner les limites de variabilité de ces coups.

L'examen de la figure 4-25 montre que la variabilité d'abondance est plus faible à la berge qu'au chenal, la différence étant surtout due aux coups de l'aval et particulièrement aux coups donnés en mer (classés comme coups de chenal, sans équivalent à la berge). Cependant le pourcentage d'inertie totale expliquée dans une analyse intra-classes (c'est à dire la part de variance totale expliquée par la variabilité à l'intérieur des compartiments berge ou chenal) représente 96,7 % de l'inertie totale. La variabilité berge-chenal ne représente donc, par différence, que 3,3 % de la variance totale expliquée par l'analyse, ce qui permet de dire que la variabilité du peuplement, en terme d'abondance, s'exprime beaucoup plus selon le mois ou la distance à l'embouchure que selon la position.

Une analyse similaire menée sur les occurrences montre que la part de variance totale expliquée par la typologie berge-chenal ne représente dans ce cas que 1,97 % de la variance totale expliquée.

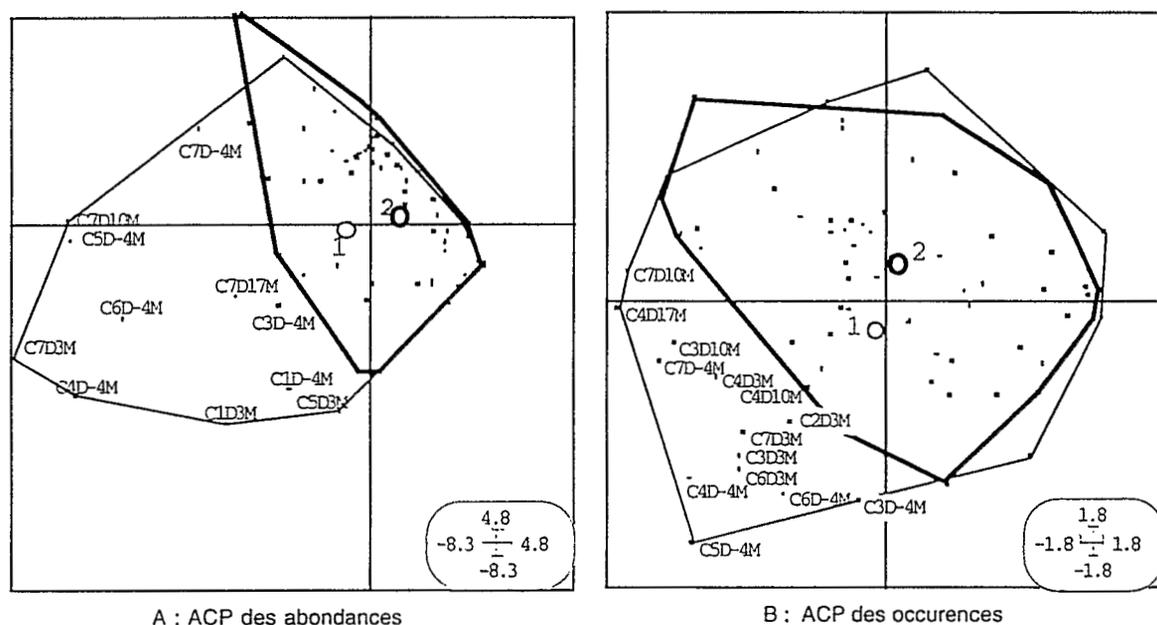
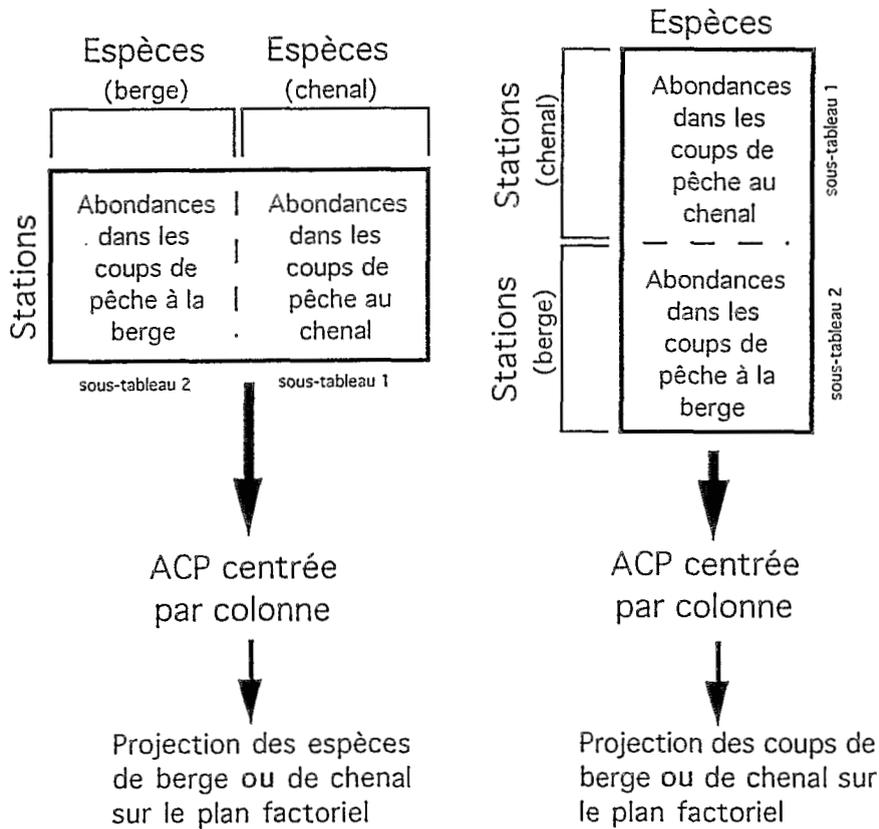


Figure 4-25: Représentation des domaines correspondant à chaque centre de classe (1=berge ; 2=chenal) d'après les analyses multivariées des 30 principales espèces du peuplement échantillonné à la senne tournante coulissante.

La méthode utilisée pour mettre en évidence les espèces responsables de cette (faible) différence est la suivante :

- élimination des stations pour lesquelles il n'y a pas de double coup berge/chenal

- constitution de deux tableaux symétriques ci-dessous (après transformation logarithmique des données d'abondance). Dans le premier tableau la liste totale des espèces est dédoublée en "Espèces_{berge}" et "Espèces_{chenal}" ; dans le second la liste des stations est dédoublée de la même façon :



- centrage par colonne et diagonalisation (ACP) pour chacun des tableaux comme l'indique la figure. Le premier tableau permet ainsi d'obtenir un plan factoriel des espèces sur lequel peuvent être projetées, pour une espèce donnée, la fraction de l'espèce rencontrée à la rive et la fraction capturée dans le chenal. Le plan des stations permet lui de projeter, en fonction de leurs captures, les coups donnés à la berge ou dans le chenal.

Cette technique a permis d'obtenir la figure 4-26, dans laquelle les espèces et stations régulièrement distribuées (projections proches l'une de l'autre) ont été masquées pour plus de clarté. Restent les espèces et coups pour lesquels la différence berge-chenal est la plus grande.

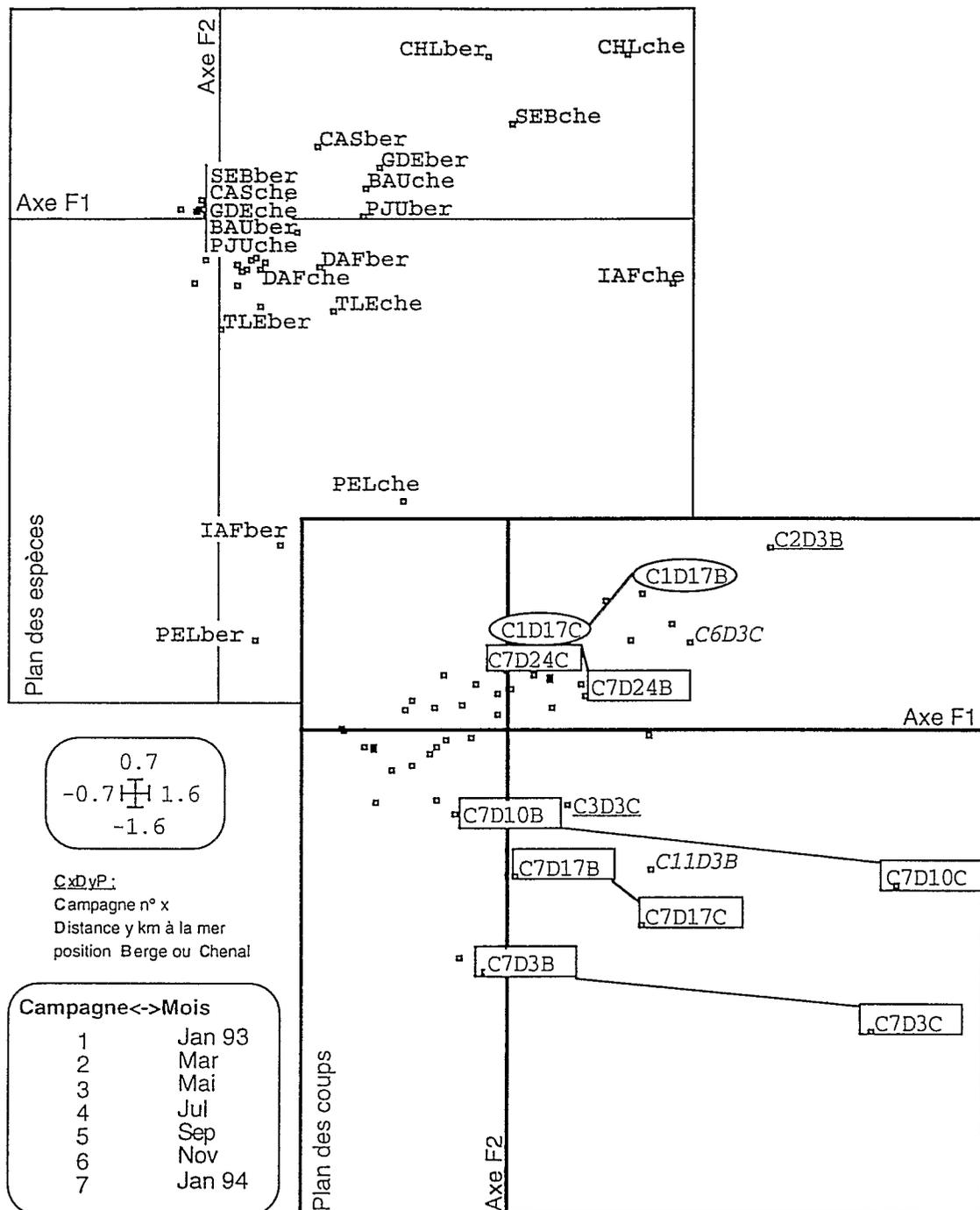


Figure 4-26 : Plans factoriels des espèces et des coups en rive et en chenal
ber=B=berge ; che=C=chenal

On voit nettement que *Ilisha africana*, *Sardinella maderensis* et dans une moindre mesure *Chloroscombrus chrysurus*, tous trois "pélagiques planctonophages", sont des espèces de pleine eau. *Brachydeuterus auritus* et *Trichiurus lepturus* se rencontrent également en plus forte abondance dans le chenal. Par contre *Galeoïdes decadactylus*, *Pomadasys jubelini* et *Caranx senegallus* se définissent comme des espèces caractéristiques de rive. Hormis *Drepane africana*, aucune autre des 30 espèces ne manifeste de préférence quantitativement significative pour la rive ou le chenal.

Le plan des coups montre que :

- les différences berge/chenal sont les plus importantes au mois de janvier 94 (justement par l'abondance des Ilisha, Chloroscombrus et sardinelles à ce moment) ;
- pendant ce mois la différence est d'autant plus marquée que la station est proche de l'embouchure ;
- lorsqu'une différence apparaît lors d'un autre mois, c'est surtout à proximité de l'embouchure.

Ces résultats sont à mettre en parallèle avec les captures des filets maillants, dont le mode d'utilisation retenu exclut l'échantillonnage dans le chenal (§ I-2-3-2). Ce dernier sous-évalue donc l'importance des petits pélagiques dans le système, ce qui influence notablement les patrons temporels d'abondance, compte tenu de leur importance quantitative.

2-2-5) Étude de la permanence temporelle de la structure spatiale du peuplement

Compte tenu de la structure du peuplement décrite ci-dessus d'une part, et de la variabilité des paramètres du milieu d'autre part, se pose la question de la permanence dans le temps de la structure observée dans l'espace.

En effet en domaine fluvial les peuplements ichtyques sont soumis de façon saisonnière à l'action destructurante de la crue (SINCLAIR *et al.* 1986 ; SKRESLET 1986 ; NORDBY & ZEDLER 1991 ; WOLANSKY *et al.* 1990). En milieu saumâtre ouest-africain, LONGHURST (1957) et surtout ALBARET & ECOUTIN (1990) ont également mis en évidence le rôle majeur du régime fluvial dans la structuration des peuplements estuariens.

En Guinée, l'importance prise par le phénomène de crue a conduit à étudier plus finement la question de la permanence dans le temps de la structure spatiale du peuplement, afin de synthétiser et d'affiner les résultats obtenus en 2-2-3-2).

L'analyse porte ici sur 7 tableaux d'effectifs [coups de pêche*espèces] obtenus lors des 7 campagnes de pêche à la senne tournante, et entre lesquels on cherche à déterminer l'évolution de la structure inter-stations au cours du temps.

Pour aborder cette question d'analyse conjointe de K tableaux successifs, nous avons utilisé la méthode ACT-STATIS, dont le principe est mentionné en I-3-2-2).

Rappelons que cette méthode s'applique ici car les structures exprimées dans différentes cartes factorielles unitaires sont difficilement comparables entre elles ; STATIS permet de définir une structure moyenne, commune à tous les tableaux, sur la

base de laquelle pourra cette fois être comparée la structure constatée en chaque campagne.

Résultats

Une première série d'analyses en composantes principales séparées sur les abondances des trente principales espèces est réalisée (données log-transformées, centrées par espèce ; figure 4-27). En dépit des difficultés de représentation liées aux sens aléatoires des axes factoriels d'une analyse à l'autre on constate, d'après les valeurs propres de chaque ACP, qu'une structure est nettement apparente aux mois de janvier et juillet ; cette structure correspond à une différenciation des coups donnés aux stations les plus marines (Km -4 et 3, fig. 4-27 B) qui ont à la fois de fortes abondances et un peuplement différent de celui de l'intérieur de l'estuaire (fig 4-27 C). Cette différenciation s'estompe en mars et mai, ce qui traduit la marinisation de l'estuaire en saison sèche et l'homogénéisation de la faune dans toutes les stations (particulièrement en mai).

Les deux stations de l'aval se re-différencient en juillet, ce qui est logique avec l'arrivée de la saison des pluies et la dessalure en amont, bien que l'échantillonnage incomplet ne nous permette pas de connaître la situation en amont du Km 17.

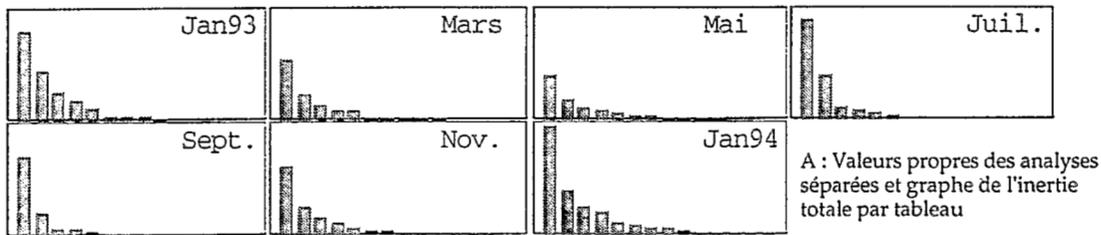
Au delà de septembre, qui confirme l'opposition (D3, D-4)/autres stations, apparaît un net gradient amont-aval, traduisant une structuration du peuplement le long du gradient fluvial, basé essentiellement sur les abondances des principales espèces que sont : *Chloroscombrus chrysurus* (CHL), *Ilisha africana* (IAF), *Sardinella maderensis* (SEB) et *Pseudotolithus elongatus* (PEL) ; cf. fig. 4-27 C. Les faibles valeurs d'inertie rencontrées ne nous permettent pas d'interpréter les axes F2 de chaque analyse.

La figure 4-28, sur laquelle sont représentés par mois

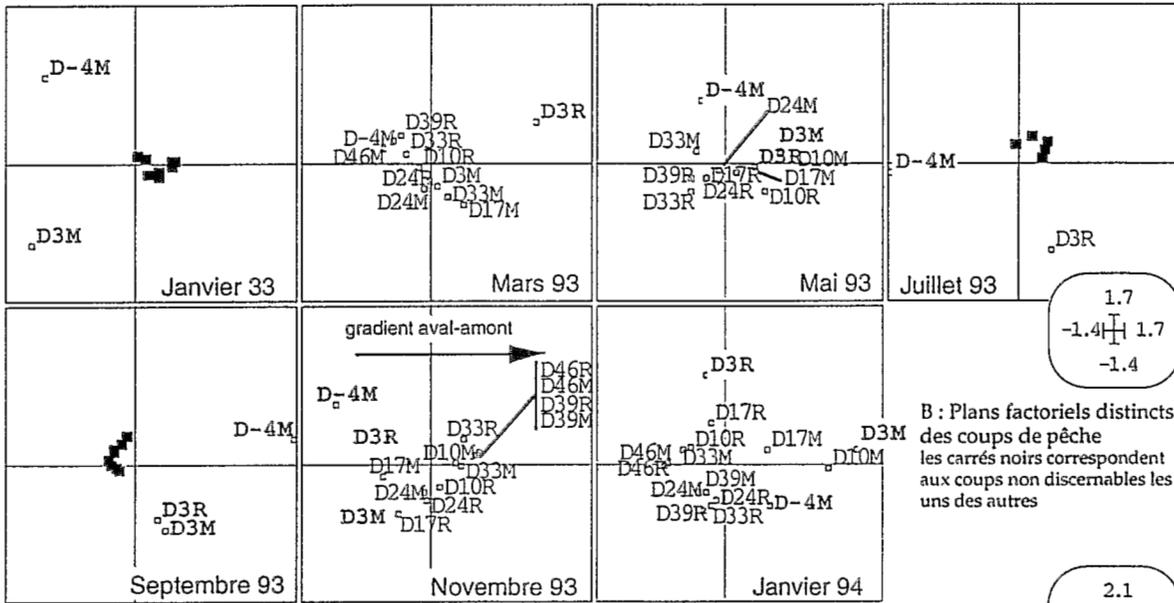
- les coordonnées factorielles de chaque coup de pêche (rive ou chenal) sur l'axe F1 en fonction de la distance à la mer,

- les coordonnées des espèces sur ce même axe factoriel

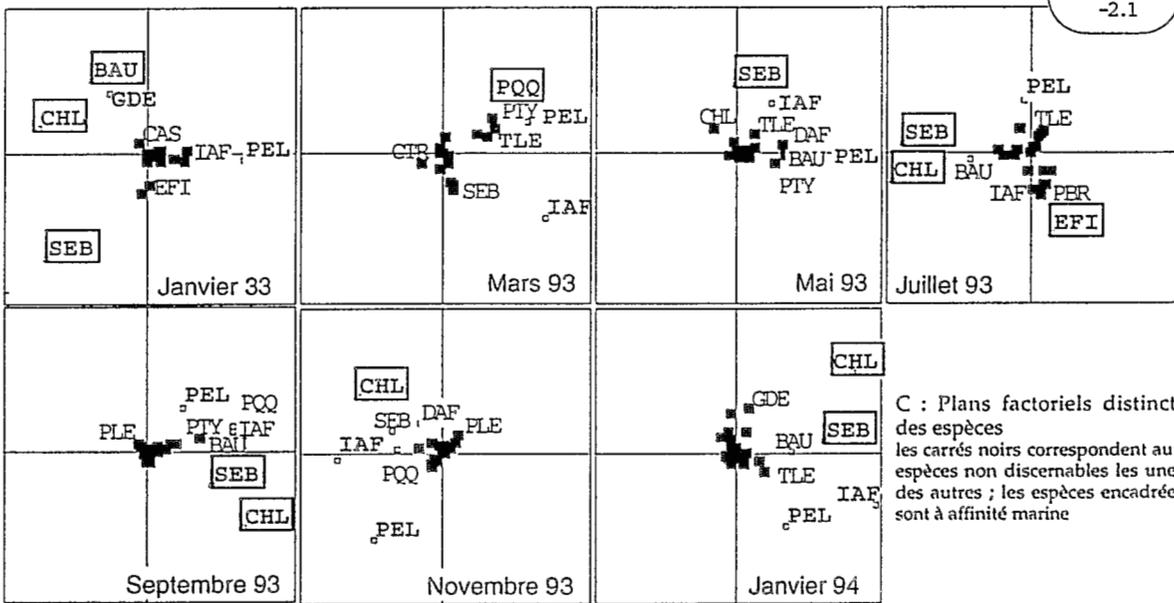
permet de représenter de façon synthétique les structures d'abondance au cours du temps, les principales espèces auxquelles elles sont attribuables et la variabilité de la différence berge/chenal.



A : Valeurs propres des analyses séparées et graphe de l'inertie totale par tableau



B : Plans factoriels distincts des coups de pêche les carrés noirs correspondent aux coups non discernables les uns des autres



C : Plans factoriels distincts des espèces les carrés noirs correspondent aux espèces non discernables les unes des autres ; les espèces encadrées sont à affinité marine

Figure 4-27 : ACP des abondances des 30 principales espèces campagne par campagne

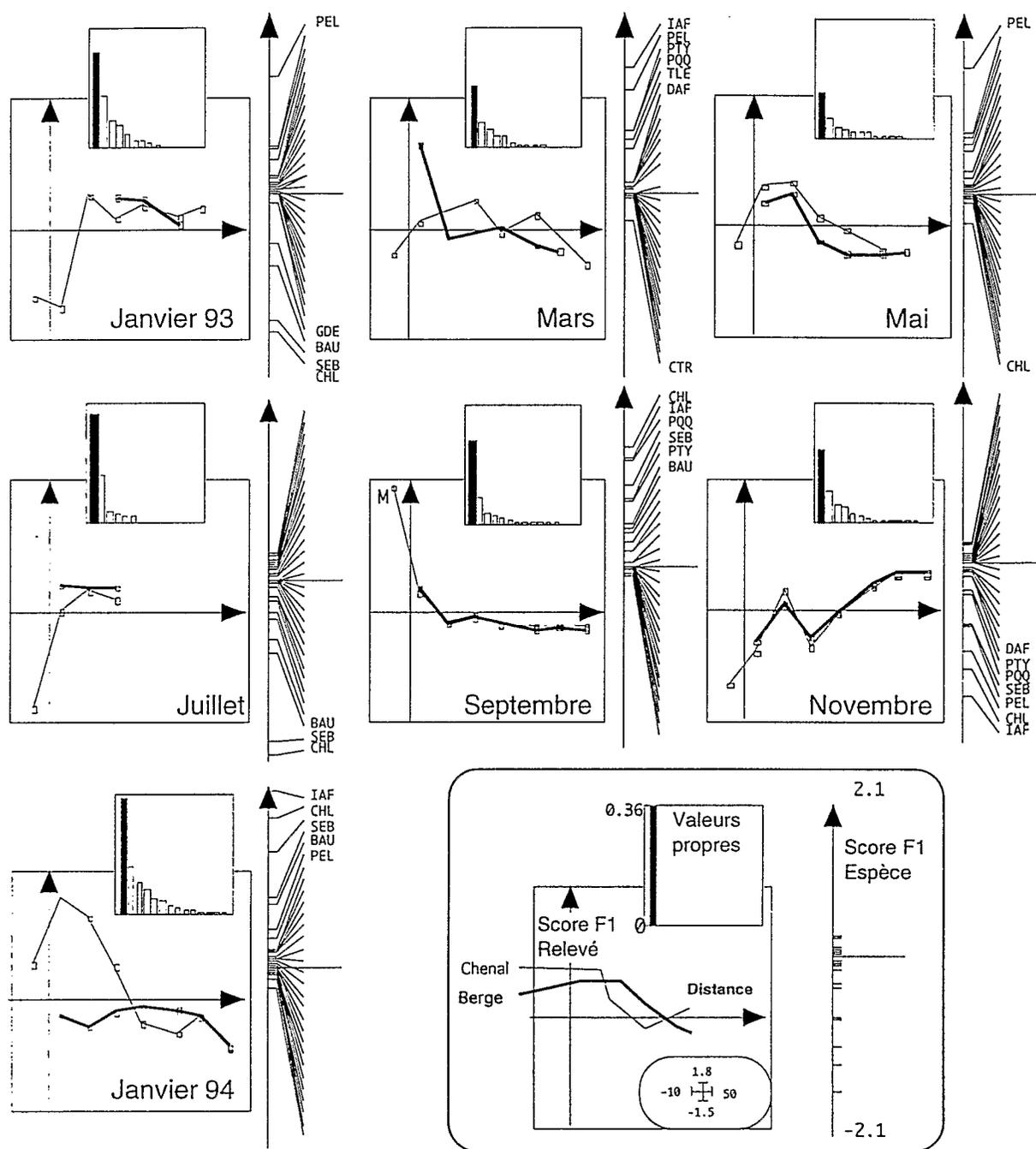


Figure 4-28 : Cartes mensuelles des coordonnées des coups de pêche sur l'axe F1 en fonction de la distance à la mer, d'après les 7 ACP distinctes des abondances par campagne.

En trait fin les coups donnés dans le chenal.

En gras les coups donnés à la berge.

Les principales espèces figurent verticalement en fonction de leur coordonnée sur l'axe factoriel F1.

La matrice des coefficients de corrélation vectorielle entre sous-tableaux (fig. 4-29), donnée par la méthode Statis, indique que la structure du peuplement est nettement modifiée entre les campagnes 3 et 4 (entre mai et juillet, début de la saison des pluies), mais qu'au mois de septembre (campagne 5) semble déjà correspondre un peuplement "post-crue" qui reste relativement homogène jusqu'en janvier.

```

Option operator averaging
Input file LnFau>3
Number of rows: 84, columns: 30
----- Correlation matrix -----
[ 1] 1000
[ 2] 362 1000
[ 3] 387 594 1000
[ 4] 470 248 277 1000
[ 5] 314 515 420 546 1000
[ 6] 314 609 506 464 749 1000
[ 7] 397 547 491 600 687 750 1000
-----

```

Figure 4-29 : Matrice des coefficients de corrélation vectorielle (RV) du tableau des variables continues du milieu.

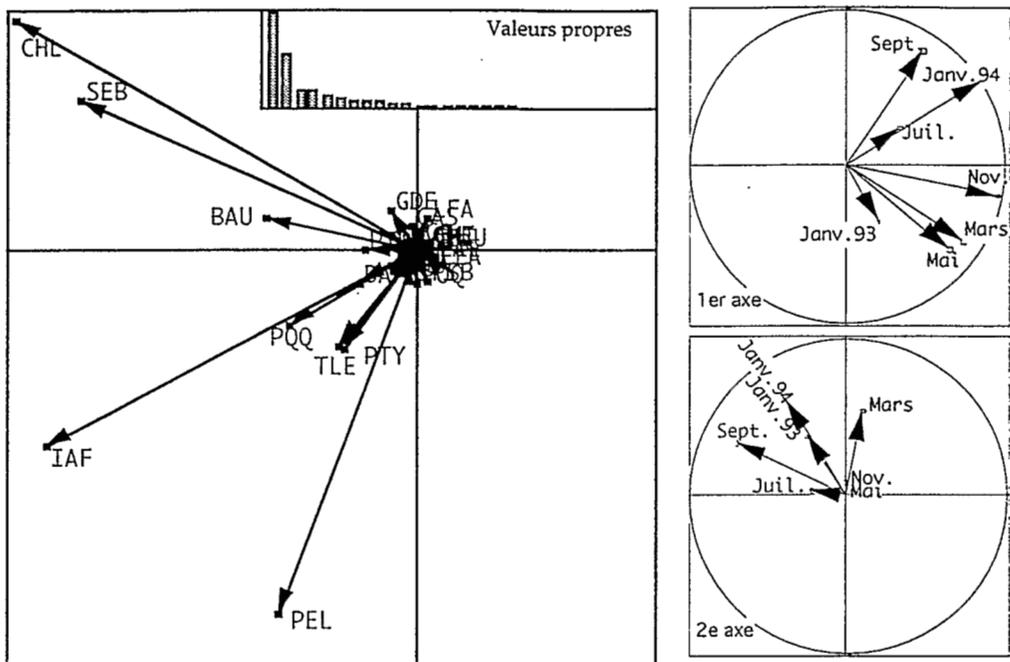
Les valeurs en gras donnent la valeur du coefficient de corrélation entre deux campagnes consécutives

La lecture du plan du compromis (fig. 4-30 A) indique les positions moyennes de chaque espèce sur les axes 1 et 2, dont l'interprétation rejoint celle donnée ci-dessus pour le mois de janvier. La table des cosinus carrés ci-dessous permet de voir quel est le sous tableau dont la contribution au compromis est la plus importante. On voit ainsi que le compromis résulte d'une combinaison linéaire des matrices des produits scalaires des 7 campagnes, où les plus forts coefficients sont ceux des mois de septembre 93, novembre 93 et surtout janvier 94. L'image moyenne de la structure du peuplement ressemblera donc davantage à la structure rencontrée au cours de ces mois. La figure 4-30 B illustre cette participation de chaque sous-tableau aux deux premiers axes du compromis.

```

Typological value indices
Rows = row number of each table
Weights = Weights of operators in the compromise
NS norm2 = Squared norm (Hilbert-Schmidt) of operators
Cos2 = Squared cosinus between operator and approximed compromise
|-----|-----|-----|
| Number | NS norm2 | Cos2 |
|-----|-----|-----|
| 1| 1.688e+00| 0.323|
| 2| 1.625e+00| 0.452|
| 3| 1.563e+00| 0.358|
| 4| 1.750e+00| 0.528|
| 5| 1.688e+00| 0.663|
| 6| 1.625e+00| 0.688|
| 7| 1.750e+00| 0.751|
|-----|-----|-----|

```



A : carte des espèces dans le plan du compromis

Figure 4-30 : Plan du compromis obtenu par la méthode Statis

B : projection des axes 1 des analyses séparées dans le plan de l'analyse du compromis ; septembre, novembre et janvier 94 sont les mois qui contribuent le plus à la formation du compromis

L'obtention de ce plan de compromis permet maintenant de représenter les cartes mensuelles des coordonnées des coups de pêche sur l'axe F1 en fonction de la distance à la mer (figure 4-31). La représentation, issue du seul plan factoriel de compromis, est homogène par rapport à celle de la figure 4-28 où chaque plan était issu d'une analyse individuelle et où le sens sur chaque axe étaient aléatoire (cf. I-3-2-2).

La variation des structures d'abondance selon le gradient amont-aval, selon la campagne et selon la position sont ainsi synthétisées par la méthode Statis en une seule figure, où la qualité de la synthèse effectuée est exprimée par la projection des axes 1 et 2 de chaque analyse séparée sur le plan du compromis. Enfin la position de chaque espèce sur l'axe 1 du compromis est donnée, permettant de déterminer celles qui contribuent le plus à cette structure basée sur les abondances numériques.

Il apparaît nettement une différence de structure entre janvier 93 et janvier 94, aussi bien longitudinalement qu'entre la rive (R) et le chenal (M). La structure du peuplement est faible en janvier 93, et reste faible jusqu'en mai, ce qui a pu être attribué à une homogénéité liée à celle du milieu en saison sèche. Les différences berge-chenal sont alors légèrement marquées. En juillet le jeu de données disponibles indique qu'en termes d'abondance la structuration semble se faire en bas de l'estuaire essentiellement. Cette structure est similaire en septembre, où les espèces abondantes sont concentrées en aval de l'estuaire, et la variabilité berge-chenal est nulle.

Novembre voit le peuplement se redistribuer vers l'amont, et les différences rive-chenal apparaître alors plus marquées, jusqu'en milieu d'estuaire. Enfin janvier 94 est un mois où le peuplement est très structuré, longitudinalement (gradient marqué mais progressif) comme latéralement (différences rive-chenal très marquées en aval).

Les espèces qui contribuent le plus à l'expression de cette structure spatio-temporelle sont, on l'a vu, *Chloroscombrus chrysurus*, *Ilisha africana* et *Sardinella maderensis*, suivies par *Brachydeuterus auritus* et *Pseudolithus elongatus*. C'est la distribution de ces quatre premières espèces pélagiques (cf. fig. 4-26) qui explique l'essentiel de la différence entre berge et chenal.

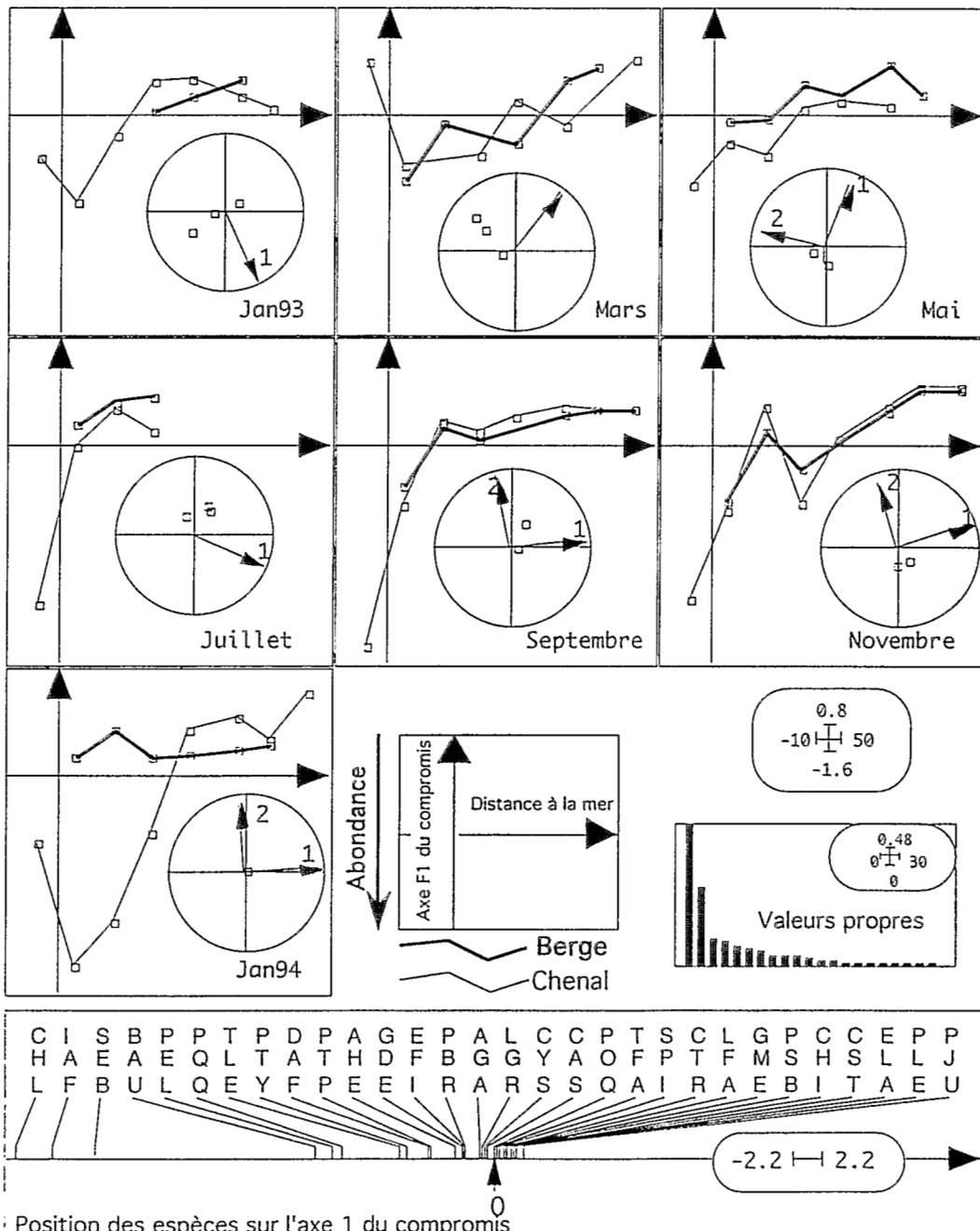
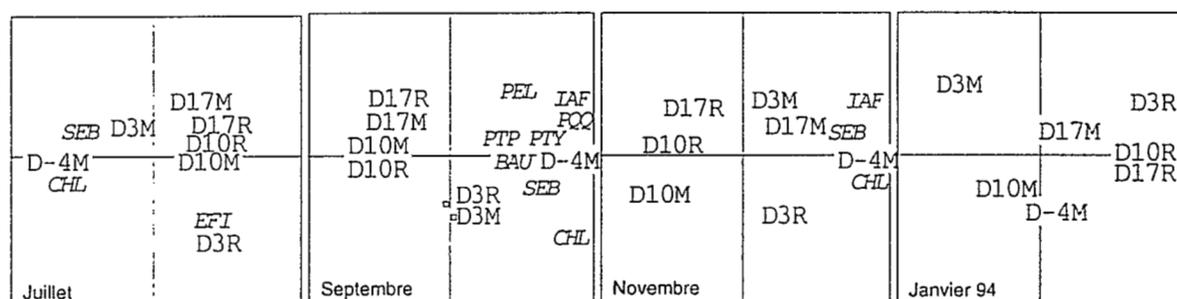


Figure 4-31 : Cartes mensuelles des coordonnées des coups de pêche sur l'axe F1 en fonction de la distance à la mer, d'après le compromis issu de la méthode Statist. Chaque carte contient un cercle dans lequel les deux vecteurs indiquent la projection des axes 1 et 2 des analyses séparées dans le plan de l'analyse du compromis. La figure du bas indique la position des espèces sur l'axe 1 du compromis

Le mois de juillet présentant une forte structure alors que son échantillonnage était deux fois moindre que celui des autres stations, on a réeffectué l'analyse sur l'ensemble des quatre stations d'aval communes à toutes les campagnes (fig. 4-32). Les résultats sont similaires à ceux présentés ci-dessus, aux exceptions suivantes :

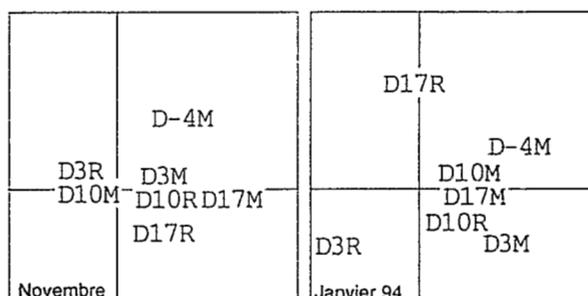
1- en juillet les stations sont nettement séparées en deux groupes : station marine/stations estuariennes. La même analyse excluant les quatre espèces dominantes montre que cette différenciation est due à l'abondance de *Sardinella maderensis* et de *Chloroscombrus chrysurus* en mer, alors que *Ethmalosa fimbriata* domine à l'embouchure (km 3).

2- en septembre, la station marine se distingue toujours des autres, même si l'on exclut les quatre espèces dominantes, par la présence d'espèces comme *Pentanemus quinquarius* (PQQ), *Brachydeuterus auritus* (BAU), *Pseudolithus typus* (PTY) ou *Pteroscion peli* (PTP) ; ceci confirme son peuplement différent de celui des stations de l'estuaire *sensu stricto*. En novembre, cette station du Km -4 se distingue encore par la présence d'Ilisha et de Chloroscombrus, mais il n'est plus possible de percevoir de gradient dans les quatre stations aval de l'estuaire si on considère les espèces non dominantes ou le mois de janvier 94.



Analyses basées sur les abondances des 30 espèces principales

Figure 4-32 : Plans factoriels des coups de pêche et projection des espèces caractéristiques (en italique ; cf texte)



Analyses basées sur les abondances des 26 espèces principales (à l'exclusion des 4 espèces dominantes)

Il est clair cependant que cette étude des variations temporelles de la structure du peuplement étant basée sur une analyse des abondances, une structure sera davantage à même de s'exprimer lors des périodes où les espèces numériquement importantes et à fortes variations seront présentes, tels les petits pélagiques planctonophages (sardinelles, Ilisha, Chloroscombrus,...) présents au mois de janvier, pendant l'influence de l'upwelling saisonnier.

2-3) Relations peuplement/variables du milieu

L'objectif de cette partie est de mettre en évidence les facteurs du milieu dont la variation explique au mieux la dynamique spatio-temporelle du peuplement.

L'approche qui consiste à analyser les réponses espèce par espèce, sur le modèle des profils écologiques, ou sur la base de quelques espèces "types" (YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1985 b) présente l'inconvénient d'être difficile à manipuler, surtout lorsque les variables du milieu susceptibles d'influer sont nombreuses, et que le sont plus encore les espèces constituant le peuplement. La mise en évidence des variables déterminantes pour le fonctionnement global du système dépend alors essentiellement de la synthèse que l'écologue effectue entre les différents patrons spécifiques observés et ceux des diverses variables mésologiques.

A l'inverse de nombreuses études se sont attachées au suivi d'une ou quelques variables de milieu et de leur impact sur le peuplement, voire sur une ou quelques espèces. Ainsi de JACOB *et al.* (1983) ou MOSER & GERRY (1989) pour la salinité, de HILL (1981) pour la salinité et la température, de CYRUS & BLABER (1987) pour la turbidité, de SOGARD (1987) pour la nature du substrat,...

À ces deux approches peut se substituer une troisième, celle de l'analyse multivariée, qui permet de prendre en compte à la fois toutes les espèces du peuplement (aux problèmes de représentativité d'échantillon près) et toutes les variables mésologiques mesurées.

Cette approche numérique des relations milieu-faune, c'est-à-dire le couplage des tableaux de relevés spécifiques et de relevés mésologiques (LEBRETON *et al.* 1988), est relativement récente dans la mesure où elle est liée au développement des méthodes d'analyse multivariées mais aussi à leur accessibilité aux écologues (DIGBY & KEMPTON 1987).

Parmi les différentes méthodes existant (dont une synthèse est donnée par DOLEDEC & CHESSEL -1994-), les méthodes d'analyse multivariée sous variables instrumentales (ACPvi ou AFCvi) sont les mieux adaptées aux études asymétriques, pour lesquelles un groupe de variables est considéré comme explicatif -ici les facteurs environnementaux- et l'autre comme expliqué -ici les abondances des espèces- (LUDWIG & REYNOLDS 1988).

La méthode d'analyse en composantes principales sur variables instrumentales consiste dans notre cas à rechercher une combinaison linéaire des abondances spécifiques qui réalise la meilleure régression multiple sur les variables du milieu. En ce sens il s'agit de la projection du tableau faunistique sur le sous-espace engendré par les variables de l'environnement (CHESSEL *et al.* 1987). Les principes de cette méthode ont été détaillés par LEBRETON *et al.* (1991).

2-3-1) Typologie des espèces

Dans le cas des données recueillies en Fataha, nous avons dans un premier temps cherché à voir s'il existait une corrélation significative entre les principales espèces du milieu, prises individuellement, et les variables mésologiques. C'est l'existence de ces corrélations chez de nombreuses espèces qui nous a permis d'envisager un couplage significatif entre tableaux de milieu et de faune.

Le tableau 4-X détaille ces corrélations entre les 30 principales espèces capturées à la senne tournante coulissante et les variables continues mesurées dans l'estuaire, en détaillant si la corrélation est positive ou négative.

Tableau 4-X : Résultats des régressions linéaires entre les abondances des principales espèces et les variables du milieu (données issues des pêches à la senne tournante coulissante)

Espèce	Code	Prof.	Transp.	Salin.	Temp.	Marnage	RM
Arius latiscutatus	AGA					-	
Arius heudeloti	AHE						
Brachydeuterus auritus	BAU		+	++			**
Caranx senegallus	CAS			+			
Caranx hippos	CHI						
Chloroscombrus chrysurus	CHL		++	++			**
Citarichthys stampflii	CST	-					
Scomberomorus tritor	CTR						
Cynoglossus senegalensis	CYS						
Drepane africana	DAF			++			**
Ethmalosa fimbriata	EFI				--		**
Elops lacerta	ELA						
Galeoides decadactylus	GDE	--					*
Eucinostomus melanopterus	GME						
Ilisha africana	IAF			++			**
Liza falcipinnis	LFA				-		
Liza grandisquamis	LGR	-		+			**
Pseudotolithus brachygnatus	PBR	--					*
Pseudotolithus elongatus	PEL		--				*
Pomadourus jubelini	PJU	--				++	**
Pellonula leonensis	PLE			--			*
Polydactylus quadrifilis	POQ						
Pentanemus quinquarius	PQQ					-	
Monodactylus sebæ	PSB		-		-		
Pteroscion peli	PTP						
Pseudotolithus typus	PTY					-	**
Sardinella maderensis	SEB			++			*
Sphyræna afra	SPI						
Trachinotus teraia	TFA						
Trichiurus lepturus	TLE		-	++	--		**

* : régression significative ($p < 0,05$)

** : régression hautement significative ($p < 0,01$)

+ : $p < 0,05$; tendance croissante

++ : $p < 0,01$; tendance croissante

- : $p < 0,05$; tendance décroissante

-- : $p < 0,01$; tendance décroissante

Prof. : profondeur ; Transp. : transparence ; Salin. : salinité de surface ; Temp. : température de surface

RM : régression multiple sur toutes les variables

La moitié des espèces présente une abondance corrélée significativement (au seuil de 5%) avec le modèle constitué par la combinaison linéaire de ces variables.

2-3-2) Couplage espèces-milieu et mise en évidence des variables déterminantes

La partie précédente met en évidence le rôle prépondérant de la salinité vis à vis de nombreuses espèces, la corrélation entre abondance et salinité étant positive à l'exception d'une seule espèce. Par contre une variable telle que la profondeur a des effets différents selon les espèces, et l'analyse suivante va permettre de mettre en évidence ses effets globaux sur le peuplement.

La figure 4-33 est issue d'une analyse en composante principale sur variables instrumentales ; ces variables explicatives -ici les variables du milieu- réalisent donc un sous-espace vectoriel sur lequel est projeté le tableau des variables à expliquer, à savoir les abondances spécifiques.

Ce type d'analyse ne pouvant s'appliquer qu'à un tableau de variables continues ou à un tableau de variables discrètes, on a choisi de discrétiser les variables continues de manière à intégrer également des variables de milieu discontinues qui n'avaient pu être intégrées aux analyses jusqu'à présent, et qui sont l'heure de pêche, la nature du substrat, la force du courant et le marnage (cf. § I-2-2-2).

La discrétisation des variables continues a été effectuée de manière à obtenir un nombre total de classes nettement inférieur au nombre de données (ici 84 coups de pêche), pour que les régressions multiples soient fondées sur un nombre de points significatif (SOKAL & ROHLF 1981).

Appliquée à un tableau de données continues, cette méthode permet de connaître la participation de chaque variable au modèle global, c'est à dire la part de variance totale expliquée par chacune des variables continues. Par contre la discrétisation ne permet plus ce calcul, bien qu'il reste théoriquement possible (KIERS 1991)

La participation de chaque variable mésologique à la structure du peuplement s'interprète, comme pour une ACP classique, par superposition des plans factoriels.

La comparaison des inerties totales montre que la projection du tableau des espèces sur le plan des variables de milieu conserve 39,7% de l'inertie initiale du tableau faunistique. Le plan factoriel obtenu est très semblable à celui obtenu sans projection (cf. fig. 4-18).

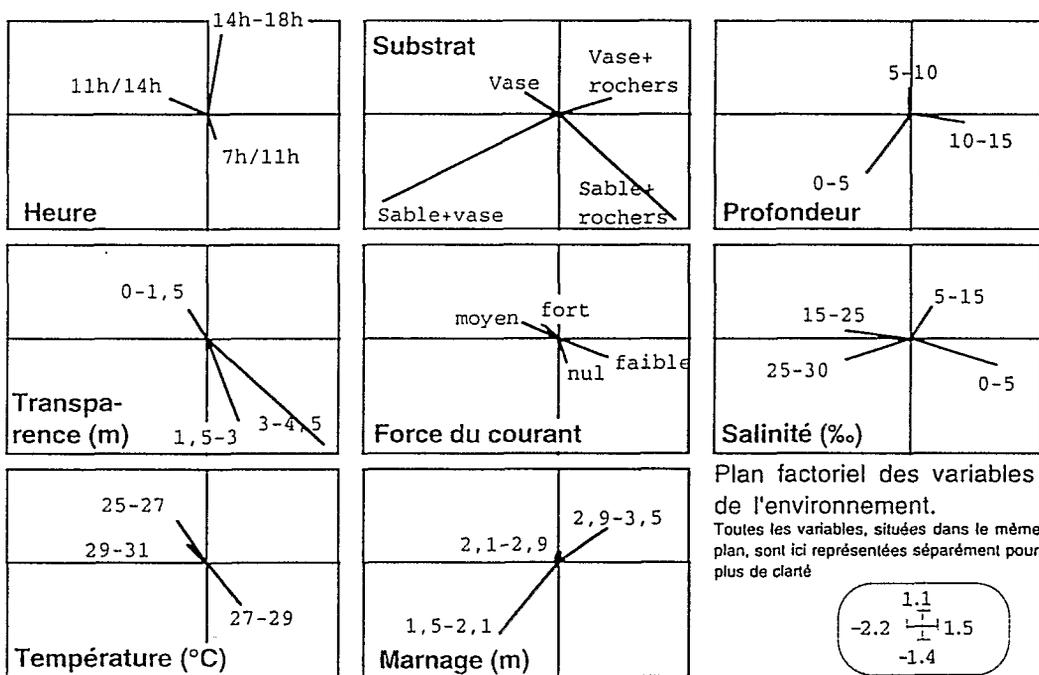
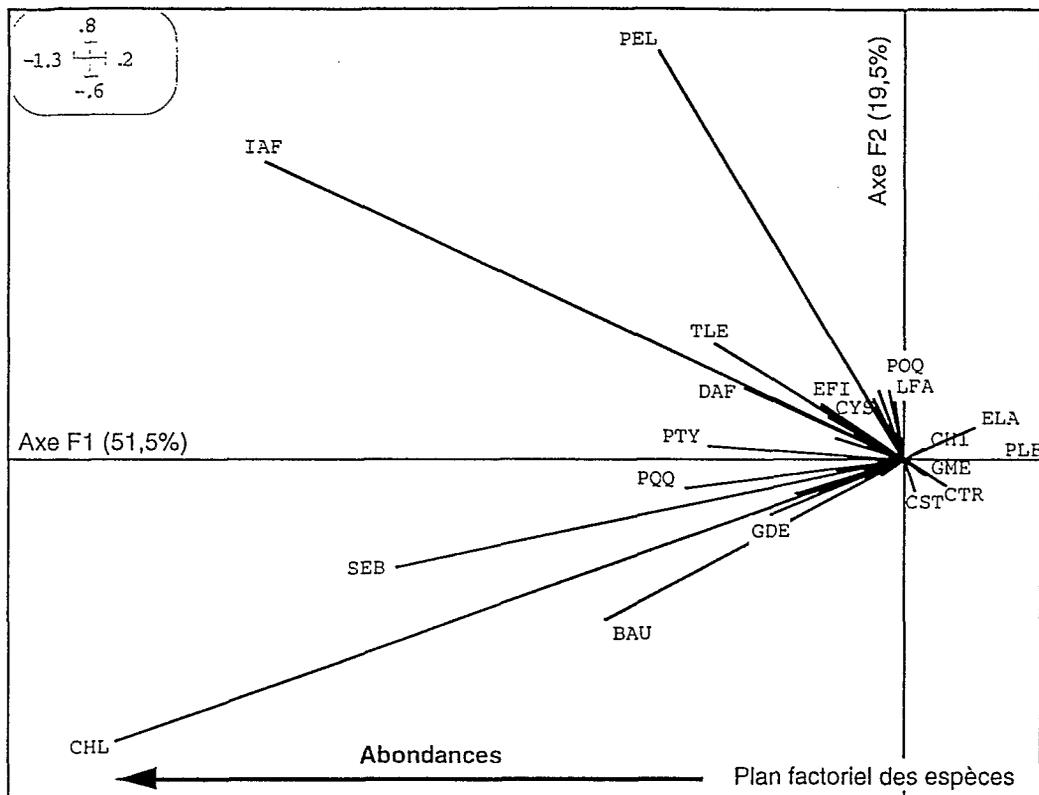


Figure 4-33 : ACPvi du tableau faunistique (abondances des espèces) en fonction du tableau de variables abiotiques du milieu, recodées en classes.

Les variables expliquant le mieux la distribution des abondances des espèces du peuplement sont, dans l'ordre, la nature du substrat, la transparence, la salinité et le marnage.

Les plus fortes abondances, auxquelles contribuent avant tout les petits pélagiques, sont liées aux zones sablo-vaseuses et inversement les zones rocheuses sont caractérisées par des faibles abondances et quelques espèces comme *Pellonula leonensis* ou *Scomberomorus tritor*.

Les études reliant la distribution d'un peuplement estuarien à la nature du substrat sont apparemment peu nombreuses, et les références existant sont surtout consacrées aux préférences d'une ou quelques espèces (LE GUEN 1971 ; WHITFIELD & BLABER 1978 ; MARAIS 1982 ; WENG 1990), ne nous permettant pas de comparer nos résultats. Il est cependant à noter qu'en Fatale les zones rocheuses sont considérées par les pêcheurs comme riches en poissons, mais qu'elles sont limitées à l'amont de l'estuaire où ne se rencontrent pas les petits pélagiques d'origine marine qui influencent considérablement ce type d'analyse basé sur les abondances. Ce point sera rediscuté en détail plus loin.

La transparence est le second facteur qui explique la distribution des espèces. Les plus fortes abondances se rencontrent dans les zones les plus turbides, et les travaux de nombreux auteurs, particulièrement ceux de CYRUS & BLABER (1987 a, b, c), ou de KNEIB (1987) mettent effectivement en évidence, en estuaire, une corrélation nettement positive entre abondances et turbidité. En effet la turbidité joue pour les juvéniles, qui contribuent majoritairement à l'abondance totale d'une espèce, un rôle protecteur vis à vis de la prédation. L'efficacité des ichtyophages chassant à vue est de fait très rapidement amoindrie par une augmentation de la turbidité (WERNER *et al.* 1983 ; GREGORY 1993), alors que celle-ci semble peu affecter celle des de leurs proies, juvéniles filtreurs ou épibenthophages (HECHT & van der LINGEN 1992).

Le troisième facteur dont l'effet apparaît relié à la structure du peuplement est, de façon inattendue, le marnage. Les plus fortes abondances apparaissent liées aux périodes de faible amplitude marégraphique. L'absence de données comparatives sur ce facteur rend difficile une comparaison avec d'autres milieux similaires, mais les pêcheurs artisans de la Fatale confirment l'importance du facteur tidal vis à vis de l'abondance, et mentionnent effectivement de meilleures captures aux périodes de marées de mortes-eaux (POIZAT & BARAN in prep.).

La salinité est un facteur dont l'importance a souvent été discutée, et il apparaît que les principales espèces estuariennes y sont en fait peu sensibles (DAY *et al.* 1989 ;

ALBARET & DIOUF 1994). Cependant le nombre élevé d'espèces présentes temporairement dans un estuaire, d'origine marine ou fluviale et donc liées à des masses d'eau plus ou moins halines, a pour conséquence de faire apparaître ce facteur comme important vis à vis de la structure du peuplement.

Dans le cas de la Fatale on peut considérer que l'importance du facteur salinité est liée la prépondérance numérique des espèces d'origine marine, mais que la forte proportion d'espèces euryhalines et la très faible abondance des espèces d'origine continentale dans les captures ne font apparaître ce facteur mésologique qu'en quatrième position dans l'ordre des variables explicatives de la structure du peuplement.

Il ne paraît pas y avoir de relations nettement interprétables entre les autres variables mésologiques étudiées et la structure en abondance du peuplement.

L'examen des relations faune-milieu au niveau spécifique, qui relève surtout de la biologie des populations et pour laquelle l'étude détaillée des différentes niches ontogéniques se révèle nécessaire (voir la cinquième partie), conduirait à descendre à une échelle d'observation incompatible avec celle définie pour cette étude de peuplement. Par contre les résultats acquis mettent en évidence un problème conceptuel d'importance, qui est celui de l'interaction des plans faunistique, mésologique et spatio-temporel dans un tel type d'étude.

Ce problème est mis en évidence notamment par la variable "substrat" de l'analyse ci-dessus.

En effet l'analyse des distributions spatiales des espèces a révélé (§ 2-2-2) un gradient d'abondance amont-aval. Or la nature du substrat suit également en Fatale une distribution linéaire amont-aval.

Cette notion d'amont et d'aval, ou de distance à la mer, est l'expression du plan spatial. Les deux variables étant plongées dans un même plan spatial, la corrélation entre abondance des différentes espèces et nature du substrat est forte, mais il y a visiblement confusion des plans faunistique, mésologique et spatial. Cette confusion se traduit par le fait qu'il est impossible de dire, sur la base des corrélations constatées, si la nature du substrat est une variable explicative de l'abondance des espèces, ou si ces deux variables varient simultanément dans un même plan spatial.

Ces remarques basées sur l'exemple simple du substrat s'appliquent de même aux paramètres de l'environnement qui connaissent une variation spatiale et temporelle, telle la salinité.

Si une intervention extérieure ponctuelle venait modifier, temporairement et en un point précis, la nature du substrat, il serait alors possible, *sachant la distribution spatio-temporelle "normale" de la faune*, de voir si cette modification a un effet sur le peuplement.

Dans une étude exploratoire comme celle-ci, où les patrons spatio-temporels "normaux" de la faune et des variables de milieu sont inconnus, le problème revient alors à extraire l'effet spatio-temporel, à la fois du tableau de données faunistiques et du tableau de données mésologiques, avant d'analyser les relations entre ces deux tableaux.

Le problème du couplage d'un tableau faunistique et d'un tableau de variables mésologiques *dégagés des interactions spatio-temporelles* n'a à notre connaissance jamais été abordé en ichtyologie, bien que la question ait été depuis longtemps posée en écologie, comme le détaillent DOLEDEC & CHESSEL (1989). Or extraire une composante spatiale d'un tableau faunistique, c'est à dire obtenir un tableau "Faune sachant espace", peut s'envisager simplement en centrant par station (DOLÉDEC & CHESSEL 1987 ; FRANQUET & CHESSEL 1994).

En 1993, POIZAT a appliqué ce principe aux différentes échelles de perception d'un peuplement de juvéniles de poissons, afin d'analyser les caractéristiques de celui-ci à une échelle donnée *sachant* celles liées à l'échelle supérieure.

La technique évoquée permet d'obtenir ici un tableau faunistique et un tableau de variables mésologiques dégagés des effets spatiaux. C'est le couplage des deux tableaux résultants qui devra permettre de mettre en évidence les variables réellement explicatives de la structure temporelle du peuplement.

Le centrage par date doit permettre, de la même façon, de réaliser un couplage asymétrique où les variables explicatives et expliquées ne varient pas simultanément dans le temps.

3) SYNTHÈSE

Le nombre et la diversité de ces résultats conduit à envisager la conclusion de cette quatrième partie sous forme d'une synthèse sur la dynamique du peuplement. La cinquième partie, qui traite des stratégies trophiques et reproductives, permettra de compléter la perception du peuplement et une synthèse globale sera envisagée dans la sixième partie.

La perception que nous avons eu du peuplement étant le fait des méthodes de pêche utilisées, nous nous attacherons tout d'abord à évoquer, au vu des résultats acquis, l'intérêt de chacune et leur complémentarité.

La senne tournante a permis de mettre surtout en évidence les fractions estuarienne et marine du peuplement, à activité diurne, de milieu ouvert (pélagiques, démersales ou benthique). Elle seule a permis un échantillonnage en mer révélateur de discontinuité faunistique entre la côte et l'intérieur de l'estuaire, ainsi qu'un échantillonnage standard reproductible, permettant de quantifier la richesse du milieu et de comparer celle-ci avec d'autres milieux estuariens ouest-africains (§ II-3-3). Cette méthode a présenté pour inconvénient d'être très difficile d'emploi en milieu rocheux, et convient donc mal à un échantillonnage dans les faciès lotiques, d'autant que les espèces de milieu fluvial ouvert sont peu nombreuses (WELCOMME & DE MERONA 1988).

Les filets maillants sont eux adaptés à ces milieux, et conviennent également à la partie aval de l'estuaire. Ils ont mis en évidence le fait que de nombreuses espèces étaient concentrées à proximité de la berge (§ I-2-3-2) et combien il était nécessaire d'échantillonner à proximité de cet habitat. Ils ont ainsi permis de capturer davantage d'espèces que la senne tournante coulissante, particulièrement celles liées à la zone amont.

L'échantillonnage réalisé a semblé également mieux rendre compte de la permanence de certaines espèces dans l'estuaire. Le mode d'utilisation et la sélectivité des filets maillants conduit par contre à une sous-estimation des espèces pélagiques et des espèces de morphologie particulière, fussent-elles abondantes (§ 2-2-2-3-2). Ce mode d'utilisation nécessaire (filets proches de la berge, donc exondés à marée basse) ne permet pas non plus de calculer la prise par unité d'effort, faute d'unité d'effort constante.

La complémentarité des deux techniques de pêche (l'une diurne, l'autre nocturne) dans un tel système présentant à la fois des caractéristiques marines et fluviales est donc manifeste, et si l'utilisation d'ichtyotoxique a révélé que certaines espèces vasicoles ou de milieu confiné échappaient à ces deux engins principaux, on peut néanmoins penser que senne tournante et filets maillants utilisés conjointement permettent une perception assez complète du peuplement estuarien total.

L'étude des principaux paramètres abiotiques du milieu, qui définit le contexte dans lequel évolue le peuplement, a mis en évidence la grande variabilité du système, du moins à l'échelle où nous l'avons mesurée. Le débit fluvial varie d'un facteur 100 entre saison des pluies et saison sèche, et il s'ensuit une variation concomitante de la salinité et, à un moindre degré, de la turbidité et de la température (§ 2-1-1). Le front de salinité nulle se déplace de 37 km au cours de l'année, et la salinité à l'embouchure descend jusqu'à 19‰. La partie aval de l'estuaire, très turbide en toute saison, ne dépasse pas 70 cm de visibilité au disque de Secchi. Bien que la température varie peu (25-31°C), elle est toutefois plus élevée en amont qu'en aval en saison sèche, et inversement en saison des pluies. La rupture entre ces deux principales saisons est marquée par les mois de janvier (fin du patron lié à la saison des pluies) et de juin (fin du patron de saison sèche). Du point de vue abiotique, tout se passe comme s'il y avait un aller-et-retour saisonnier de la structure physico-chimique du milieu entre l'amont de l'estuaire et les environs de Boffa (Km 17).

Cette étude a également permis de rappeler un phénomène océanographique important, qui est la présence en janvier, dans la zone côtière face à l'embouchure de la Fataha, d'un front d'upwelling qui peut être considéré comme la limite méridionale de l'upwelling sénégalais. A cette période d'upwelling -révélée ici par les variations de la température de l'eau- correspond une grande richesse de l'ichtyofaune, et en particulier des espèces pélagiques côtières.

Une première approche du peuplement estuarien a mis en évidence la forte dominance numérique des Clupeidae, qui représentent 66 à 72 % des captures selon l'engin. Juste après viennent les Sciaenidae, surtout avec *Pseudotolithus elongatus*. Ceci reproduit une situation fréquente dans les estuaires de l'Atlantique tropical (LONGHURST & PAULY 1987 ; DAY *et al.* 1989)

La distribution des espèces dans l'estuaire suit un gradient d'abondance décroissante de l'aval vers l'amont, qui est surtout lié à la raréfaction des espèces de petits pélagiques côtiers. Par contre les deux techniques de pêche divergent quant à l'estimation du gradient de richesse spécifique, celle-ci ne variant pas avec la distance à la mer pour les filets maillants (processus de compensation spécifique, les espèces d'origine continentale remplaçant celles à affinité marine). Le mois du maximum d'abondance, défini d'après les captures standardisées de la senne tournante, est clairement celui de janvier (période du front d'upwelling).

La dynamique du peuplement a été abordée selon deux angles complémentaires : le point de vue des stratégies spécifiques, et celui de la typologie de l'estuaire, dans le temps et l'espace.

Les stratégies spécifiques d'occupation du milieu mettent en évidence trois groupes d'espèces :

- les espèces à affinité marine (*Sardinella maderensis*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Brachydeuterus auritus*, *Pentanemus quinquarius*,...) qui sont liées essentiellement aux deux stations de l'aval (Km 3 et -4) ;

- les espèces estuariennes, ubiquistes et permanentes. Parmi elles *Ilisha africana*, *Pseudolithus elongatus*, *Trichiurus lepturus*, *Galeoïdes decadactylus*, *Liza falcipinnis*, *Ethmalosa fimbriata*,... Ces espèces occupent plus ou moins l'estuaire en fonction de la saison, en se déplaçant vers le secteur marin en saison des pluies ;

- les espèces à affinité continentale, dont certaines sont halotolérantes et descendent dans l'estuaire avec la crue (*Chrysichthys johneisi*, *Papyrocranus afer*) et d'autres restent en permanence en amont (*Tylochromis intermedius*, *Lates niloticus*, *Chrysichthys maurus*, *Brycinus macrolepidotus*,...).

Pellonula leonensis (clupeidé) semble occuper une position intermédiaire entre ces deux derniers groupes.

La caractérisation du peuplement en chaque station au cours du temps permet de préciser les phénomènes de déplacement des espèces et d'évolution du peuplement. Elle fait apparaître :

- une spécificité de la station située à l'extérieur de l'estuaire en toutes saisons, se caractérisant par des espèces agrégatives, abondantes mais sujettes à une forte variabilité au cours de l'échantillonnage (§ 2-2-3-2-2). De par l'abondance de ses espèces, cette station marine est proche de celle située à l'embouchure de l'estuaire (Km 3).

- une variation du peuplement de l'embouchure de l'estuaire, alternant entre une prédominance d'espèces de type estuarien (en décembre-janvier) et une marinisation du peuplement (prédominance d'espèces à affinité marine) qui culmine en mai-juin (§ 2-2-3-3 et 2-2-4-1). On notera là une inertie d'environ deux mois par rapport aux variations de la salinité. Le mois de janvier s'y particularise par l'occurrence et l'abondance de certaines espèces à affinité marine, surtout planctonophages, qui font preuve apparemment d'une grande variabilité inter-annuelle (§ 2-2-4-2-2).

- un phénomène d'évolution de la composition spécifique à l'intérieur de l'estuaire en fonction de la saison. Les patrons d'abondance observés peuvent s'interpréter d'après les résultats de la senne tournante comme une destructuration du peuplement estuarien au moment de la crue, et une restructuration sous l'influence marine après la saison des pluies. En fait les filets maillants permettent d'affiner nettement l'analyse de ce processus.

L'étude basée sur la composition des captures met en effet en évidence :

- 1) une composante marine du peuplement qui caractérise l'embouchure pendant la saison sèche, et qui laisse place aux espèces estuariennes pendant et après la saison des pluies ;
- 2) une composante estuarienne assez stable en milieu d'estuaire, quelle que soit la saison ;
- 3) une évolution du peuplement au moment de la saison des pluies vers des formes de plus en plus continentales à mesure que l'on remonte l'estuaire.

Cependant il faut distinguer dans cette composante continentale les espèces halotolérantes évoquées ci-dessus, qui suivent sans délai l'évolution du milieu en descendant avec le front de salinité jusque dans la zone saumâtre, et une communauté d'eau douce qui elle se structure lentement, en quelques mois, et disparaît rapidement avec la remontée du front halin, au profit de la composante estuarienne.

A une échelle plus réduite ces résultats ont également permis de mettre en évidence une différence faunistique entre le peuplement des berges et celui du chenal. Ce dernier est caractérisé par des petits pélagiques (*Ilisha africana*, *Sardinella maderensis*, *Chloroscombrus chrysurus*,...) et leurs prédateurs, tel *Trichiurus lepturus*, alors que les espèces de berge sont plutôt les omnivores ou epibenthophages (*Galeoides decadactylus*, *Pomadasys jubelini*,...)

Enfin l'analyse des relations entre espèces et paramètres abiotiques du milieu a souligné la corrélation positive entre l'abondance de la faune et, par ordre d'importance, la nature du substrat, la turbidité, la salinité et la marée.

Si ces résultats ont permis de préciser la dynamique spatio-temporelle du peuplement de poissons estuariens de la Fataala, il reste néanmoins nécessaire de les compléter par une étude de la reproduction et des régimes trophiques des principales espèces, afin de mettre en évidence les différentes stratégies vitales développées par ce peuplement et de mieux cerner ainsi sa place dans ce système estuarien complexe.

CINQUIÈME PARTIE
Étude biologique des principales espèces

1) INTRODUCTION

Un milieu tel que celui étudié ici, où les variations abiotiques sont de forte amplitude et d'échelles spatio-temporelles très diverses, se révèle précieux pour affiner les conclusions tirées en d'autres lieux sur les stratégies vitales que les différentes espèces de poissons peuvent adopter vis-à-vis de leur environnement.

Par suite l'analyse de la dynamique spatio-temporelle de la communauté estuarienne, menée dans la quatrième partie, sera complétée ici par l'analyse de deux fonctions essentielles (DAY *et al.* 1989) : la reproduction et l'alimentation.

Les estuaires jouent un rôle important dans le cycle vital de très nombreuses espèces d'importance commerciale (LINDALL & SALOMAN 1977 ; McHUGH 1980 ; YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1985 c), que ce soit à titre de zones de reproduction ou surtout de grossissement (DANDO 1984 ; BLABER & BLABER 1980 ; POTTER *et al.* 1990 ; LONERAGAN *et al.* 1989 ; WHITFIELD 1990).

Dans les milieux adjacents à l'estuaire, les stratégies reproductives développées sont différentes :

- en milieu dulçaquicole tropical une majorité d'espèces présente une période de reproduction liée à la crue de saison des pluies ; elle est toutefois continue ou prolongée chez d'importants groupes taxonomiques tels les Cichlidés (ALBARET 1982 ; BENECH & QUENSIERE 1985 ; LOWE-McCONNELL 1987, WINEMILLER 1989) ;

- en secteur thalassique côtier la reproduction des espèces est le plus souvent circonscrite dans l'espace et le temps, et alors liée aux périodes de faibles vents et courants (JOHANNES 1978)

En zone estuarienne, une grande diversité de stratégies se rencontre selon les milieux (YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; DAY *et al.* 1989 ; WHITFIELD 1990), et, selon le type d'estuaire, la crue est un facteur dont le rôle vis-à-vis de la reproduction semble complexe et variable (SKRESLET 1986 ; POTTER *et al.* 1986 ; WALLACE 1975).

On cherchera donc à savoir si, parmi les espèces effectuant leur reproduction dans l'estuaire de la Fatała, des patrons spatio-temporels globaux peuvent être mis en évidence.

On détaillera également la présence des éventuelles écophases, notamment des juvéniles, et leur répartition dans l'estuaire, ce qui permettra de préciser leur degré de dépendance vis-à-vis de l'estuaire (McHUGH 1967, WHITFIELD 1994 a, c).

Les stratégies de reproduction des espèces rencontrées seront enfin évoquées et comparées à celles développées en d'autres milieux estuariens tropicaux, pour une même espèce ou pour l'ensemble du peuplement.

La seconde partie de ce chapitre est consacrée à l'étude des régimes alimentaires des principales espèces rencontrées, de manière à identifier les ressources trophiques dominantes, et à préciser l'utilisation de la ressource par le peuplement.

Comparativement à la reproduction, les régimes alimentaires des peuplements de poissons estuariens et côtiers en Afrique ou en milieu de mangrove ont été bien davantage étudiés, souvent avec finesse (CADENAT 1954 ; LONGHURST 1957, 1960 ; LE LŒUFF & INTES 1973 ; FAGADE & OLANIYAN 1973).

Cette partie se consacrera donc plus particulièrement à obtenir une image globale de l'alimentation des principales espèces - en détaillant notamment sur quelques espèces si une variation du régime trophique est perceptible en fonction de la période de l'année ou de la position dans l'estuaire - de manière à replacer le peuplement adulte dans son contexte trophique et à comparer ces caractéristiques générales avec celles connues en d'autres milieux de mangrove.

2) REPRODUCTION EN ESTUAIRE

L'étude de la reproduction des poissons rencontrés en estuaire de la *Fatala* se base sur les observations macroscopiques réalisées au cours des pêches, sur un total de 18 800 poissons. L'échelle de maturation utilisée (§ I-2-2-3) permet de distinguer sept stades (in ALBARET 1982) :

stade 0 : individu immature

stade 1 : individu au repos sexuel (après la première maturation)

stade 2 : individu en début de maturation

stade 3 : individu en maturation

stade 4 : individu en fin de maturation

stade 5 : individu mature, à même d'émettre ses produits génitaux

stade 6 : individu venant d'émettre ses produits génitaux

Par souci de simplification ces stades ont été lors des traitements regroupés en trois classes :

Juveniles : stade 0

Adultes en repos sexuel : stades 1 à 3

Reproducteurs : stades 4 à 6

Il est évident que la distinction entre stade 0 et 1 est pour certaines espèces difficile à faire, ce qui peut biaiser les proportions observées entre classes de juvéniles et d'adultes. La mesure des rapports gonado-somatiques pour chaque espèce, qui aurait permis d'éviter ce biais, n'a pas été matériellement possible.

De même de nombreux auteurs ont relevé la difficulté à fixer les échelles de maturation pour certaines espèces (TROADEC -1968- pour les Sciaenidae, FONTANA -1969- pour les sardinelles, CHARLES-DOMINIQUE -1982- pour l'ethmalose,...) et l'échelle retenue ici n'est donc qu'un compromis, permettant d'intégrer la diversité des processus de maturation rencontrée lorsque l'on aborde la reproduction de 87 espèces simultanément.

Ainsi le gain de qualité sur la perception de la biologie du peuplement, lié à la quantité d'individus observés et donc à la prise en compte des espèces à plus faible probabilité de présence, se paie ici par la perte de précision quant à la biologie des populations.

Il est à rappeler que l'unité de temps retenue dans cette partie est le bimestre et l'unité d'effort est alors "1 campagne senne + 1 campagne filets maillants" (§ I-2-6).

Enfin on notera que les données issues des captures de la senne tournante représentent 69% des données acquises sur la reproduction des espèces.

2-1) Espèces se reproduisant en estuaire

L'étude ci-après se base sur la totalité des observations réalisées en deçà du trait de côte au cours de l'étude, à savoir sur 16 800 poissons. Trente-huit espèces ont été rencontrées au moins une fois aux stades 4, 5 ou 6.

Les problèmes récurrents liés à la définition de la zone estuarienne conduisent à distinguer les espèces rencontrées à un stade de reproduction uniquement en eau douce ; celles-ci sont au nombre de cinq et figurent en italique dans le tableau 5-I.

Tableau 5-I : Liste des espèces rencontrées en reproduction dans l'estuaire (stade ≥ 4)
 En grisé les espèces rencontrées en reproduction uniquement en eau douce.

Espèce	Code	suite	
Arius latiscutatus	AGA	<i>Papyrocranus afer</i>	PAA
<i>Brycinus longipinnis</i>	ALO	Pseudotolithus brachygnathus	PBR
Brachydeuterus auritus	BAU	Pseudotolithus elongatus	PEL
Batrachoïdes liberiensis	BLI	Pseudotolithus epipercus	PEP
Caranx senegallus	CAS	Pomadasys jubelini	PJU
Chloroscombrus chrysurus	CHL	Pellonula leonensis	PLE
Chrysichthys johnelsi	CJO	Plectorhinchus macrolepis	PLM
<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	Pseudotolithus hostia moori	PMO
Cynoglossus senegalensis	CYS	Polydactylus quadrifilis	POQ
Drepane africana	DAF	Periophtalmus barbarus	PPA
Ethmalosa fimbriata	EFI	Pentanemus quinquarius	PQQ
Elops lacerta	ELA	Monodactylus sebae	PSB
Galeoïdes decadactylus	GDE	Pseudotolithus senegalensis	PSN
Gymnura micrura	GMI	Pseudotolithus typus	PTY
Yongeichthys thomasi	GTH	Sardinella maderensis	SEB
Ilisha africana	IAF	Sphyræna afra	SPI
Liza falcipinnis	LFA	Trachinotus teraia	TFA
Liza grandisquamis	LGR	<i>Tylochromis intermedius</i>	TIN
<i>Lates niloticus</i>	LNI	Trichiurus lepturus	TLE

On peut, sans risque d'erreur, ajouter à ces espèces se reproduisant en estuaire le gobie *Porogobius schlegelii* (dont le cycle entier a été suivi au Nigéria par WRIGHT -1986- et ONADEKA -1993-) ; les autres gobiidae vasicoles font vraisemblablement partie de cette liste mais n'ont pas été retenus faute d'observations dans cette région. Ceci porte à 39 sur 102 le nombre d'espèces rencontrées à un stade reproducteur en estuaire, soit 38% du nombre d'espèces total. Ce nombre est nettement plus élevé qu'en milieu tropical estuarien d'Australie (15% in BLABER *et al.* 1989 ; 10% in LONERAGAN *et al.* 1989, 9% in POTTER *et al.* 1990), d'Amérique centrale (10% in YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1980 ; 12 % in STONER 1986) ou d'Afrique du Sud (4% in WALLACE *et al.* 1984 ; 8% in POTTER *et al.* 1990) mais se rapproche des 20 % constatés en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) par ALBARET (1994).

Il faut noter que le pourcentage observé ici inclut certaines espèces pour lesquelles les stades matures n'ont été observés que dans un ou quelques cas, sans qu'il soit possible de déterminer si ce nombre -ou cette proportion- est significative d'une reproduction réalisée en estuaire (éventualité d'individus en migration notamment).

Un calcul sur la totalité des données recueillies en une année à l'intérieur de l'estuaire montre que les juvéniles représentent 52 % du peuplement en termes d'abondance (fig. 5-1).

Ces pourcentages n'ont qu'une valeur indicative dans la mesure où la capture des formes juvéniles est totalement liée au mode d'échantillonnage et au maillage minimal utilisé.

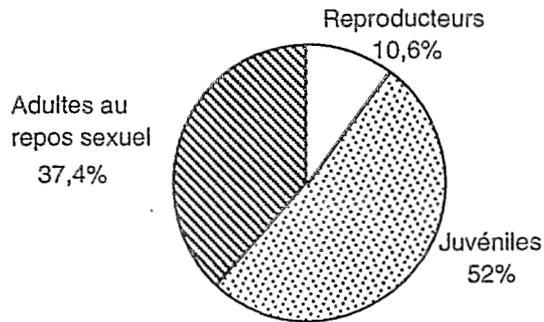


Figure 5-1 : Pourcentage des différents stades sexuels dans nos captures au cours d'une année à l'intérieur de l'estuaire de la Fatała.

2-2) Dynamique spatio-temporelle globale

L'examen, sur l'ensemble du peuplement, des proportions de juvéniles, d'adultes et de reproducteurs par bimestre met en évidence un pic de reproduction au début de la saison des pluies (figure 5-2). Il est suivi par un pic d'apparition des juvéniles culminant en fin d'année (novembre-décembre).

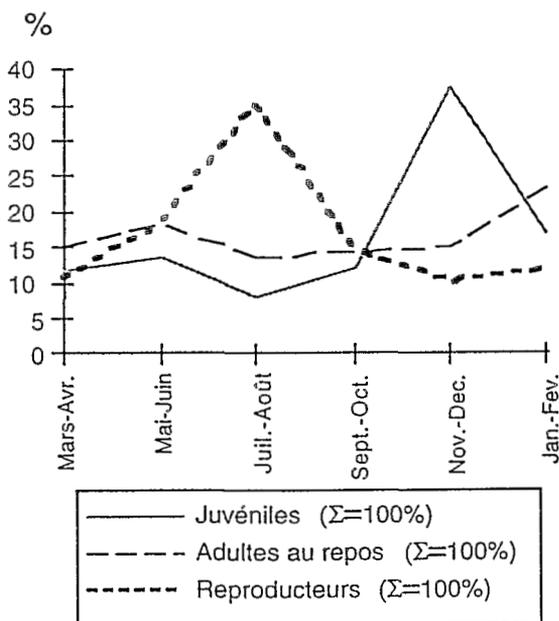


Figure 5-2 : Distribution temporelle des individus de chaque classe sexuelle (% de l'abondance totale annuelle, toutes espèces prises en compte)

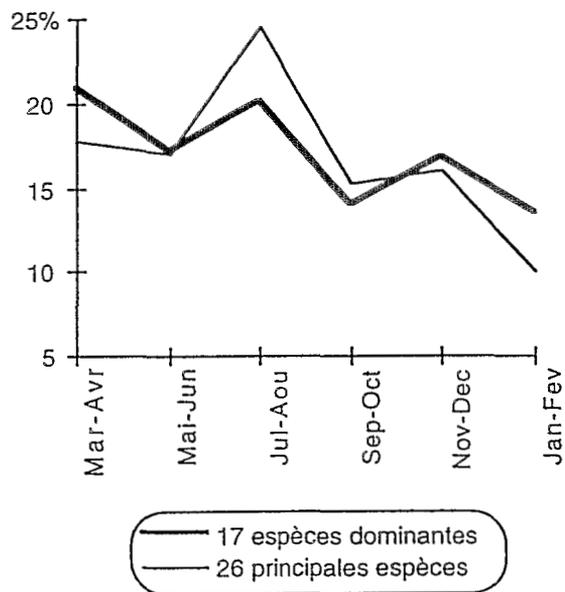


Figure 5-3 : Moyenne des distributions temporelles des reproducteurs d'après les 17 ou 26 principales espèces.

Dans la figure 5-2 les variations globales, basées sur les abondances, sont influencées par deux espèces dominantes (*Pellonula leonensis* et *Ilisha africana*) qui représentent jusqu'à 88% des reproducteurs d'un bimestre ; cependant si l'on examine espèce par espèce les pourcentages bimestriels de reproducteurs par rapport au nombre total d'adultes, on observe (fig. 5-3) :

- une tendance à un pic de reproduction en début de saison des pluies lorsque l'on prend en compte toutes les espèces pour lesquelles on dispose d'au moins 50 observations (26 espèces, cf. ci-dessous) ;
- que cette tendance est nettement moins marquée chez les espèces dominantes du peuplement (les 17 espèces pour lesquelles on dispose d'au moins 100 observations), ces dernières ayant plutôt tendance à connaître un second pic de reproduction en mars-avril (saison sèche).

Ces tendances renvoient aux catégories écologiques du peuplement saumâtre telles qu'ALBARET (1994) a pu les définir en lagune, où les espèces d'origine continentale ont une période de reproduction plutôt liée à la crue, où les espèces strictement lagunaires manifestent une tendance à la reproduction continue, et enfin où la reproduction des espèces d'origine marine est davantage liée à la saison sèche. Les variations observées ci-dessus, selon la quantité d'espèces prises en compte, peuvent alors s'expliquer par le fait que les 17 espèces numériquement dominantes (à reproduction continue ou en saison sèche) sont estuariennes ou d'origine marine (cf. IV-2-2-1) alors que la prise en compte des espèces moins fréquentes voit l'apparition de formes continentales dont la période de reproduction serait liée à la saison des pluies.

La distribution globale des reproducteurs en fonction de la distance à la mer est davantage influencée encore par *Pellonula leonensis* dont la distribution très large dans l'estuaire et l'abondance en toutes stations masque les tendances des autres espèces. Un schéma global de distribution spatiale des classes sexuelles serait donc biaisé, montrant la nécessité d'examiner les patrons individuels des principales espèces.

2-3) Dynamique spatio-temporelle des différentes espèces

De nombreuses espèces étant rencontrées en estuaire sans que s'y déroule l'intégralité de leur cycle biologique (ALBARET 1994 ; WHITFIELD 1990,...), l'étude sans a priori des écophases doit porter sur un nombre d'individus suffisamment important pour que l'éventuelle absence d'une écophase puisse être considérée comme significative et non liée à un défaut d'échantillonnage. Cependant la taille de la population totale (au sens statistique) étant inconnue il est impossible de quantifier

l'incertitude liée à la taille de l'échantillon réalisé (FRONTIER 1983). Nous avons donc arbitrairement limité notre étude aux espèces pour lesquelles ont été analysés au moins 100 individus. Le tableau 5-II liste également, pour information, les données relatives aux espèces capturées à plus de 50 individus. La prise en compte de ces dernières sera limitée à l'étude des fréquences d'apparition des reproducteurs parmi les adultes.

Tableau 5-II : Fréquences absolues de chaque classe sexuelle (espèces pour lesquelles on a plus de 50 données). Au dessus de la ligne grasse, espèces retenues pour la suite des analyses

Nom	Code	Classe sexuelle			Total
		Juveniles	Adultes au repos	Reproducteurs	
<i>Ilisha africana</i>	IAF	743	846	255	1844
<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	1119	527	83	1729
<i>Pellonula leonensis</i>	PLE	112	793	405	1310
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	606	241	29	876
<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	448	277	17	742
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	468	65	80	613
<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	247	294	46	587
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	257	296	15	568
<i>Galeoïdes decadactylus</i>	GDE	264	55	17	336
<i>Pomadasyus jubelini</i>	PJU	148	39	2	189
<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	96	62	8	166
<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	146	17	1	164
<i>Pseudotolithus typus</i>	PTY	48	91	4	143
<i>Pseudotolithus brachygnatus</i>	PBR	110	15	0	125
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	60	54	0	114
<i>Sphyraena afra</i>	SPI	62	46	3	111
<i>Drepane africana</i>	DAF	56	21	26	103
<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	10	63	20	93
<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	89	2	0	91
<i>Pentanemus quinquarius</i>	PQQ	35	42	12	89
<i>Citarichthys stampflii</i>	CST	83	4	0	87
<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	13	15	54	82
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	37	24	14	75
<i>Chrysichthys johnelsi</i>	CJO	43	29	2	74
<i>Elops lacerta</i>	ELA	45	8	6	59
<i>Caranx senegallus</i>	CAS	48	1	4	53

Parmi les espèces rencontrées à moins de 100 individus dans nos captures (non retenues dans la suite des analyses), certaines présentent néanmoins des particularités à citer :

- *Monodactylus sebae*, espèce estuarienne extrêmement euryèce (elle a été rencontrée en milieu fluvial à plus de 30 km en amont de la limite saumâtre) a une très nette stratégie de reproduction continue, à la différence de son homologue sud-africain *M. falciformis* dont la reproduction est limitée à la période octobre-février (LASIAK 1984). Par ailleurs dans nos observations les mâles sont beaucoup plus abondants que les femelles.

- *Citharichthys stampflii*, pleuronectiforme estuarien et côtier, se rencontre essentiellement au stade juvénile en amont de l'estuaire, dans les petits chenaux de mangrove ou dans les zones humides soumises à l'alternance marégraphique
- *Chrysichthys johnelsi*, siluriforme d'origine continentale très tolérant à la salinité, ne semble pas se reproduire en milieu saumâtre (les deux individus rencontrés en phase de reproduction ont été pêchés en eau douce).

La figure 5-4, qui détaille par bimestre les données du tableau précédent, montre que parmi les principales espèces rencontrées les périodes de reproduction sont diverses ; la stratégie la plus fréquente chez ces espèces est clairement la reproduction permanente (10 cas sur 17).

Il est par contre très surprenant de constater que des espèces considérées comme estuariennes (*Pseudotolithus typus*, *P. elongatus*, *Polydactylus quadrifilis*, *Pomadasys jubelini*,... de la communauté à Sciaenidae estuariens -FAGER & LONGHURST 1968 ; DOMAIN 1989-) ne présentent qu'une très faible proportion de reproducteurs dans l'estuaire, inférieure à 5% de leur population adulte (cf Tab. 5-II).

Dans l'estuaire et la zone côtière du fleuve Congo, LE GUEN (1971) a calculé ces proportions pour des *P. elongatus* femelles de longueur ≥ 14 cm ; il obtient des pourcentages compris entre 0 et 80 % de reproducteurs selon les mois (minimum 2 mois avant l'étiage, maximum 2 mois avant la crue). Si l'on examine nos données sur la même base (femelles ≥ 14 cm ; 642 observations), on observe en Fataala le même patron temporel mais des proportions nettement différentes, comprises entre 2,9 et 12,6 % au maximum. Par contre si l'on examine les captures effectuées en dehors de l'estuaire, au Km -4, et bien que l'échantillon soit alors peu représentatif (0 à 39 individus par bimestre, 65 observations), on observe un pourcentage compris cette fois entre 0 et 38,5 % de femelles de taille ≥ 14 cm en reproduction.

Ces observations nous incitent à avancer l'hypothèse selon laquelle la reproduction des espèces de la communauté à Sciaenidae estuariens ne s'effectuerait pas seulement dans l'estuaire *sensu stricto* mais surtout le long du littoral, où prévalent des conditions hydrochimiques qui en font la continuité du milieu estuarien (§ 1-1-1).

Cette hypothèse est étayée par les observations de PANDARÉ & TAMOÏKINE (1993) sur l'ichtyoplancton de Guinée, selon lesquelles les stades ichthyoplanctoniques précoces (à nutrition mixte, vitelline et exogène) sont plus inféodés à la zone côtière (îles de Loos) et les stades plus avancés, de taille plus grande, au secteur estuaire/mangrove.

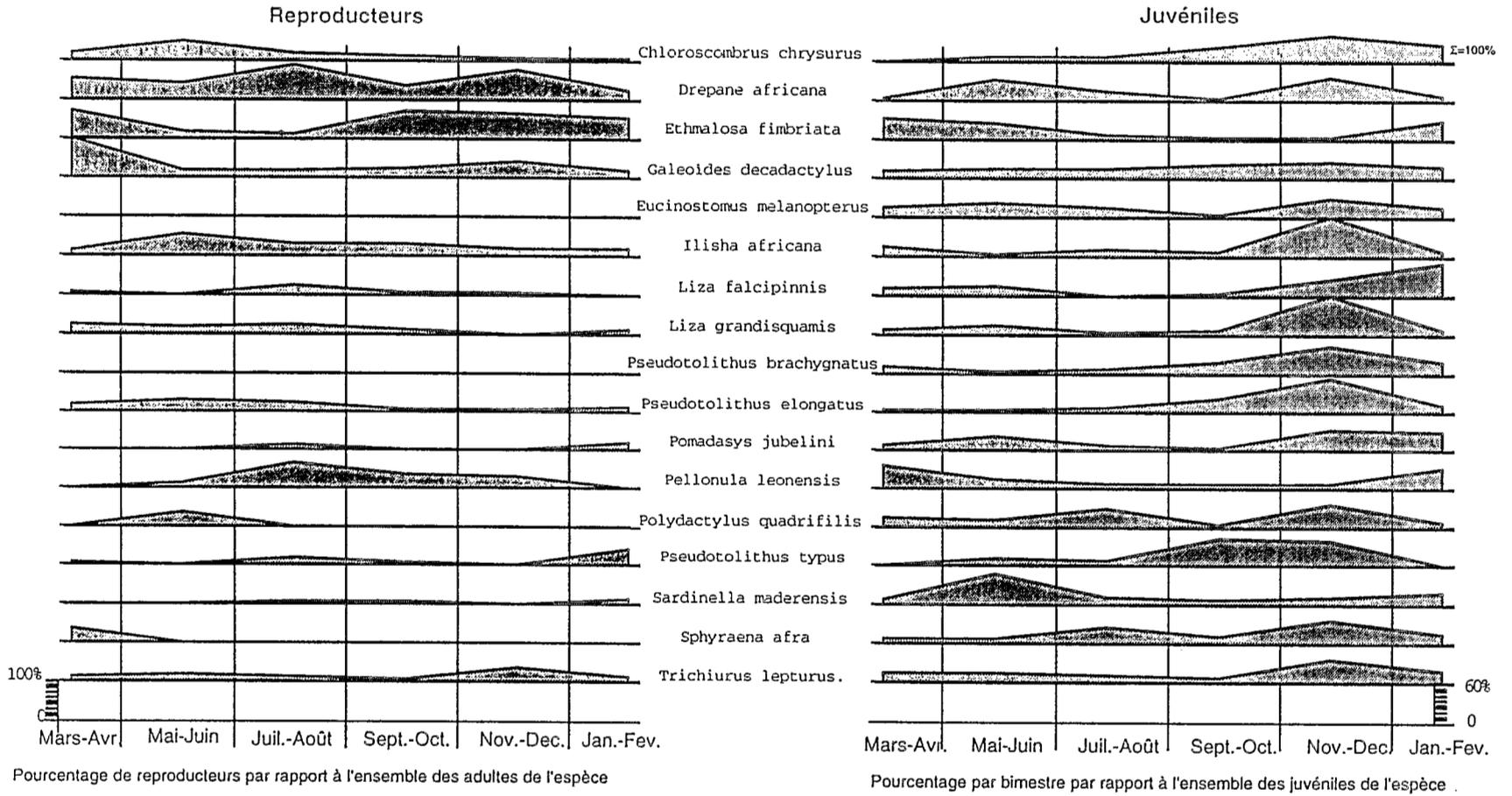


Figure 5-4 : Pourcentage de reproducteurs et de juvéniles par bimestre , pour chacune des 17 espèces présentes à plus de 100 individus.

Ces auteurs mentionnent également le fait que les Sciaenidae au stade larvaire se rencontrent aussi bien dans les eaux océaniques que côtières (de même que les Mugilidae), et qu'ils représentent le groupe le plus abondant à marée basse dans le secteur côtier et à marée haute dans l'estuaire. Ils émettent enfin l'hypothèse (op. cit. p. 31) selon laquelle "les îles de Loos [secteur côtier ; cf. fig. 1-3] constitueraient une zone de frayère et de début de développement ontogénique, alors que la mangrove et l'estuaire seraient une aire de nurserie et de croissance".

Quelques autres comparaisons régionales sont possibles grâce aux travaux existant sur la reproduction de certaines espèces.

Ainsi nos données relatives à l'aspect temporel de la reproduction de *Pseudolithus typus* et *P. elongatus* (reproduction continue) sont confirmées par ZUYEV & GIRAGOSOV (1990) en zone côtière de Guinée

En lagune Ébrié, ALBARET & LEGENDRE (1985) mentionnent également une reproduction continue pour *Liza falcipinnis* et *Liza grandisquamis*, bien que que les Mugilidés présentent en général une reproduction limitée à quelques mois, même en milieu tropical (BRUSLÉ 1981).

Ethmalosa fimbriata est une des rares espèces pour lesquelles les données bibliographiques ne fassent pas défaut, du fait de son importance dans les pêches artisanales en Afrique de l'Ouest. Une synthèse a été effectuée par CHARLES-DOMINIQUE (1982), où apparaît la grande variabilité des paramètres de la reproduction selon les populations. D'après nos données, la reproduction est continue ; la proportion de reproducteurs est minimale entre mai et août, ce qui correspond au schéma observé en Côte d'Ivoire et sur la côte guinéenne par BAH *et al.* (1991).

Nos données concernant *Ilisha africana*, autre clupeidé, recourent précisément celles de MARCUS & KUSEMIJU (1984) au Nigéria.

Pellonula leonensis est une espèce qui appelle quelques commentaires. La très forte proportion de reproducteurs dans les captures (67% des adultes en juillet-août) peut être attribuée à une faible capturabilité des juvéniles et jeunes individus compte tenu du maillage utilisé (10 mm de côté au minimum ; or la taille maximale de l'espèce est de 86 mm d'après LÉVÊQUE *et al.* 1992). Les données obtenues sur cette espèce sont contradictoires avec celles disponibles ; KÜNZEL & LÖWENBERG (1990) mentionnent au Nigéria une reproduction continue à deux pics saisonniers (pic principal en saison sèche, pic secondaire en saison des pluies) alors qu'en Fataala elle s'interrompt en saison sèche (janvier-avril) et connaît son maximum en saison des pluies. Durant la saison sèche l'espèce est toujours présente (elle représente alors au minimum 9% des captures) alors que IKUSEMIJU *et al.* (1983) notent sa disparition de la lagune de Lagos en cette saison.

Enfin les barracudas d'Afrique (ici *Sphyraena afra*) sont considérés comme des espèces ne se reproduisant pas en estuaire (De SYLVA 1973 ; BLABER 1982 ; ALBARET 1994) alors que leurs juvéniles y sont abondants. En Fatala la proportion de reproducteurs est faible mais non nulle (2,7% de la population totale, 3/14 en mars-avril).

L'examen de la répartition temporelle des juvéniles montre également que les principales espèces de l'estuaire ont une stratégie d'occupation permanente du milieu, (donc indépendance des variables mésologiques), consécutive à leur stratégie de reproduction permanente. Un net pic d'abondance des juvéniles se remarque néanmoins entre septembre et décembre, et peut être relié au pic de reproduction de saison des pluies évoqué plus haut. Un second pic de moindre importance est également perceptible en mai-juin, qui pourrait correspondre au second pic global de reproduction de mars-avril relevé chez les espèces dominantes (cf fig. 5-3). Cependant un examen des données espèce par espèce ne permet pas de retrouver ces correspondances globales reproducteurs-juvéniles. Ceci peut être attribué notamment, pour certaines espèces, à un recrutement de juvéniles à l'intérieur de l'estuaire alors que les adultes s'y reproduisent peu, comme l'illustre le cas de *Sardinella maderensis*.

Une comparaison globale avec la lagune Ebrié de Côte d'Ivoire (ALBARET 1994) est riche d'enseignements sur la variabilité des populations de milieu saumâtre et sur leur adaptation aux conditions du milieu. Ainsi parmi les 17 principales espèces retenues en Fatala, toutes présentes en lagunes Ebrié, sept espèces qui se reproduisent en estuaire ne le font pas en lagune. Il s'agit d'*Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Sardinella maderensis*, *Polydactylus quadrifilis*, *Pseudotolithus typus*, *Sphyraena afra* et *Drepane africana*.

C. chrysurus et *S. maderensis* figurent pourtant parmi les 10 espèces les plus abondantes en lagune. Plusieurs autres espèces peu fréquentes, à affinité marine, pourraient être ajoutées à la liste, telles *Dasyatis margarita* (raie vivipare observée au Km 3).

A contrario plusieurs espèces (notamment de Cichlidae et de Bagridae), dont les reproducteurs se rencontrent communément en lagune en côte d'Ivoire ou au Nigéria (TOBOR 1969, 1978 ; IKUSEMIJU 1976), n'ont pas été rencontrées en estuaire guinéen. Ainsi d'*Hemichromis fasciatus*, *Chrysichthys maurus* (1 seul reproducteur en eau douce) ou *Citarichthys stampflii*.

Aux mois de janvier, février, mars (grande saison sèche, DURAND & CHANTRAINE 1982) correspond en lagune Ebrié un pic de reproduction pour de nombreuses espèces, suivi d'un pic secondaire en petite saison sèche d'aout-septembre (ALBARET, op. cit. p. 253), alors qu'en Fatala le pic principal de reproduction survient en saison des pluies (fig. 5-3).

Une espèce comme *Ethmalosa fimbriata* permet également de vérifier l'influence du confinement sur la taille à la première reproduction. Elle est de 21 cm en Fatala, ce qui correspond aux valeurs observées pour les populations de milieu ouvert, à la différence de celles de milieu enclavé où cette taille de première maturité est comprise entre 8 et 14 cm (CHARLES-DOMINIQUE 1982 ; ALBARET & CHARLES-DOMINIQUE 1982).

Enfin la comparaison met en évidence la faible représentation des Cichlidae en Fatala, alors que, dans cette famille, *Tilapia guineensis*, *Tylochromis jentinki* ou *Sarotherodon melanotheron* sont considérées en lagune Ebrié comme des espèces estuariennes strictes et très abondantes (particulièrement cette dernière qui domine également dans l'estuaire inverse de la Casamance).

L'examen de la distribution spatiale des principales espèces dans l'estuaire (stades juvéniles et reproducteurs, fig. 5-5) permet de préciser les stratégies des différentes espèces. Il apparaît que, toutes dates confondues, c'est l'embouchure qui est pour une majorité des espèces abondantes le lieu de reproduction préférentiel. Quatre espèces font exception, qui sont *Drepane africana*, *Polydactylus quadrifilis*, *Liza falcipinnis* et *Pellonula leonensis* et dont la plus forte proportion de reproducteurs se trouve dans les stations centrales de l'estuaire, ou aux extrémités pour *L. falcipinnis*. Ce schéma de distribution est nettement différent pour les juvéniles ; il distingue trois groupes d'espèces :

- les plus nombreuses qui se concentrent dans les stations médianes (Km 17 et 33 ; *Ilisha africana*, *Pseudotolithus elongatus*, *Liza falcipinnis*, *L. grandisquamis*, *Polydactylus quadrifilis*, *Galeoïdes decadactylus*, *Trichiurus lepturus*,...)
- celles dont les juvéniles sont abondants, comme leurs géniteurs, à l'embouchure : *Chloroscombrus chrysurus*, *S. maderensis*, *P. brachygnatus* ou encore *E. fimbriata*.
- les espèces dont les juvéniles ont remonté l'estuaire et se rencontrent en plus grande abondance dans les stations d'amont : *Eucinostomus melanopterus*, *Pellonula leonensis*.

Pellonula leonensis apparaît ainsi comme une espèce se reproduisant préférentiellement dans la partie haute de l'estuaire, mais en zone de faible salinité plutôt qu'en eau douce. Ainsi le schéma migratoire que proposent KÜNZEL & LÖWENBERG (1990) au Nigéria (ponte en eau douce, grossissement en estuaire, migration anadrome de reproduction) ne s'applique pas en Guinée, d'autant que PANDARÉ *et al.* (1992) ont observé la présence de nombreuses larves en Fatala en saison des pluies. Il est à noter que cette espèce est très répandue en milieu continental (ex : haut cours du Niger, d'après LÉVÊQUE *et al.* 1992) où elle se reproduit couramment.

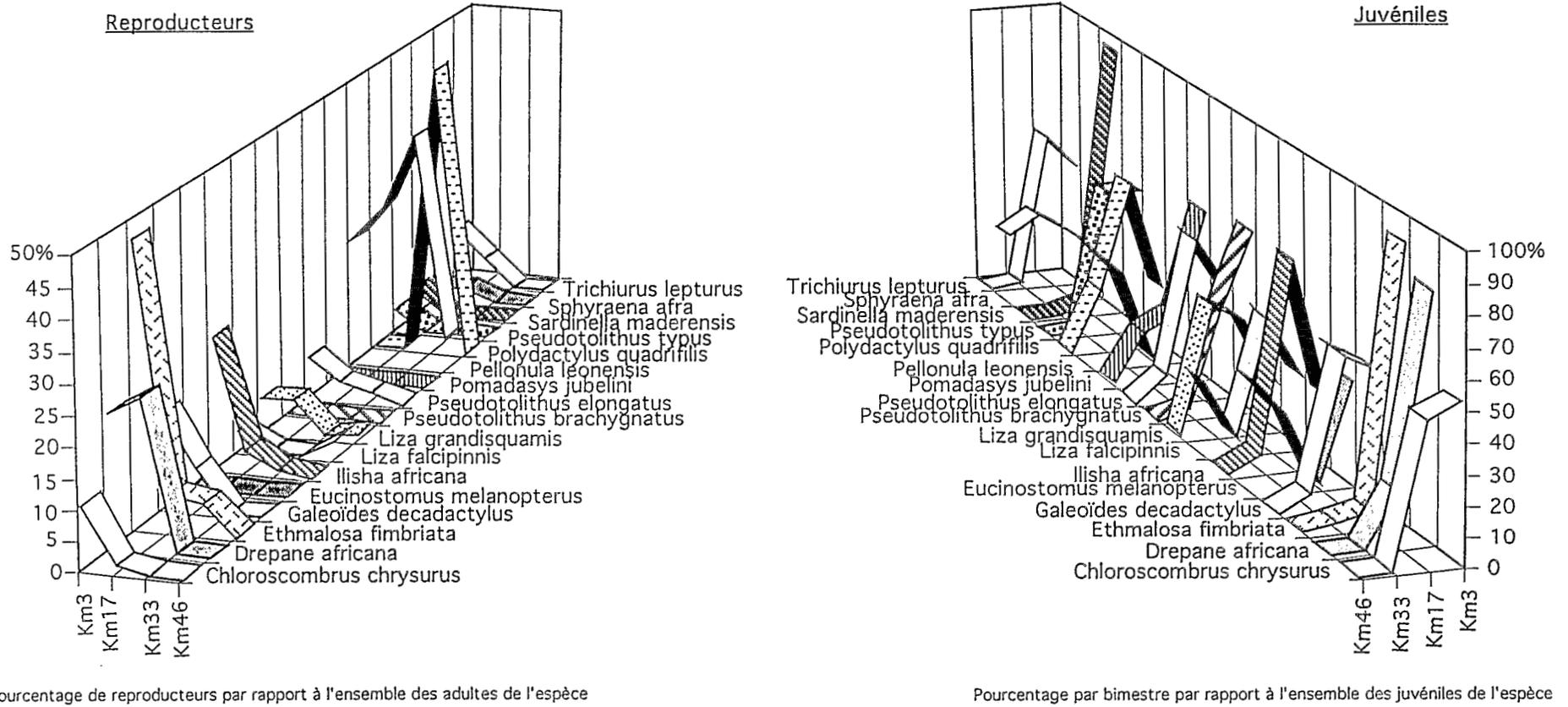


Figure 5-5 : Pourcentage d'individus par classe sexuelle et par station toutes dates confondues ; 17 espèces principales.

La diminution rapide de l'abondance et de la diversité spécifique dans les stations d'amont a également été constatée au niveau des larves en Fatala (TAMOÏKINE & PANDARÉ 1994 ; prélèvements dans le chenal) comme dans d'autres estuaires tropicaux à mangrove (LITTLE *et al.* 1988 b ; TZENG & WANG 1992) ; dans les stations les plus continentales de l'estuaire seules des larves de *Pellonula leonensis* ont été rencontrées (TAMOÏKINE comm. pers.).

Il faut néanmoins préciser que ces observations sont encore une fois liées à l'échantillonnage réalisé, et que nos pêches complémentaires à la roténone mettent qualitativement en évidence le rôle de certains milieux annexes dans la reproduction de certaines espèce absentes de ces résultats. Ainsi des petits chenaux de mangrove et des zones humides d'amont soumises à l'alternance marégraphique, où a été rencontrée une très forte proportion de juvéniles de Cichlidae et de Gerreidae (particulièrement en saison sèche).

Le tableau 5-III illustre par quelques exemples le rôle de nourricerie (et de refuge ?) de ces zones annexes, déjà souligné par d'autres auteurs (SHENKER & DEAN 1979, ROZAS & ODUM 1987).

Tableau 5-III : Extrait des captures effectuées à la roténone dans les milieux annexes de l'estuaire

Date	Lieu	Site	Salinité ‰	Taxon	Nombre	Poids moyen (g)
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Cichlidae	1452	0,9
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Gerres melanopterus	196	2,1
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Gobiidae	367	1,0
23/4/93	Km 46	Crique herbacée inondable	13	Citharichthys stampflii	3	1,1
17/8/93	Km 46	Crique herbacée inondable	0	Gerres melanopterus	409	3,7
17/8/93	Km 46	Crique herbacée inondable	0	Brycinus longipinnis	16	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Brycinus longipinnis	11	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Yongeichthys thomasi	32	0,9
18/8/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Citharichthys stampflii	7	3,9
20/8/93	Km 3	Chenal de mangrove	11	Liza grandisquamis	235	4,5
30/10/93	Km 33	Chenal de mangrove	0	Brycinus macrolepidotus	35	0,5
16/12/93	Km 3	Chenal de mangrove	14	Citharichthys stampflii	16	5,3
14/12/93	Km 33	Chenal de mangrove	.0	Liza grandisquamis	155	3,8

Prolongeant cette étude de la distribution des différentes écophases dans l'estuaire et au cours du temps, une analyse multivariée doit faire apparaître les éventuelles interactions spatio-temporelles, notamment le déplacement dans l'espace de certaines écophases au cours du temps.

Une analyse factorielle des correspondance a été effectuée sur les abondances des seuls juvéniles et reproducteurs des principales espèces (prendre également en compte la classe des adultes au repos reconstituerait l'intégralité de chaque espèce et reproduit globalement l'analyse menée au § IV-2-2-3-2 sur la totalité du peuplement).

Sur le plan factoriel F1*F2 obtenu figure 5-6, on a représenté à la fois les écophases et les positions des stations en chaque bimestre.

L'axe 1 apparaît nettement lié au gradient amont-aval, ainsi qu'à une raréfaction des écophases, tandis que le second axe traduit davantage la structure saisonnière.

La station du Km 3 est celle où se rencontrent le maximum d'écophases (pour certaines espèces comme *Trichiurus lepturus* TLE ou *Drepane africana* DAF il n'y a pas de séparation spatio-temporelle entre juvéniles et reproducteurs, ce qui traduit le caractère permanent de la reproduction de ces espèces) ; sa composition est également assez stable au cours du temps, et seuls les mois de janvier-février se distinguent par la dominance d'espèces à affinité marine (ethmalose, *Chloroscombrus*, juvéniles et reproducteurs).

Ce type de peuplement pénètre dans l'estuaire jusqu'aux Km 17 et 33 à cette époque.

La station du Km 17 connaît une évolution temporelle plus marquée que la précédente, se caractérisant par la présence en saison de pluies de nombreuses écophases juvéniles et en reproduction. Si sa composition reste relativement constante durant cette saison des pluies, elle évolue par contre rapidement entre septembre-octobre et novembre-décembre, période à laquelle y dominent les *Ilisha africana* (IAF) en reproduction.

La station du Km 33 connaît elle aussi une évolution saisonnière marquée ; on y retrouve au maximum de saison des pluies la dominance des *Pellonula leonensis*, mais également une homogénéité de composition de juillet à décembre. Ce n'est qu'entre décembre et janvier-février que la structure écologique évolue radicalement, traduisant la remontée des écophases caractéristiques de janvier jusqu'à ce point de l'estuaire. Cette structure se maintiendra jusqu'en fin de saison sèche.

Enfin la station du Km 46, peu fréquentée, reste très homogène au cours du temps et se caractérise essentiellement par deux espèces présentes en toutes saisons, à savoir *Liza falcipinnis* (LFA) et *Eucinostomus melanopterus* (GME) au stade juvénile.

Cette dernière espèce, jamais capturée au stade mature mais dont les adultes en repos sexuel se rencontrent en tout l'estuaire (cf. fig. 4-20), illustre au mieux l'utilisation sélective du milieu par les différentes écophases.

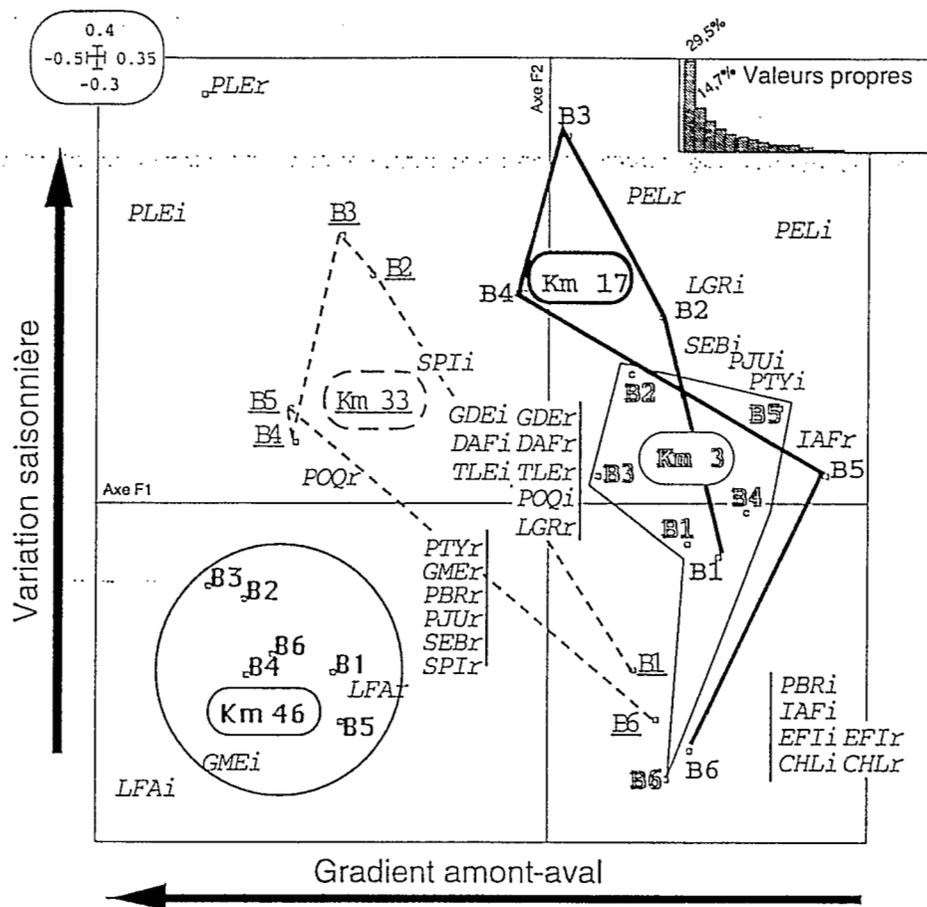


Figure 5-6 : AFC des abondances par stade sexuel pour chacune des 19 espèces principales.
 En une même station (encadrée), les différents bimestres sont représentés par un même type de caractères.
 Les codes des espèces sont suivis des indices i et r pour immatures et reproducteurs.

- B1 : Mars-Avril
- B2 : Mai-Juin
- B3 : Juil.-Août
- B4 : Sept.-Oct.
- B5 : Nov.-Dec.
- B6 : Jan.-Fev.

Le détail des répartitions spatio-temporelles des abondances des principales espèces est donné en annexe pour les juvéniles et les reproducteurs; il permet de détailler les patrons évoqués et recoupe les conclusions tirées précédemment.

2-4) Stratégies de reproduction des espèces rencontrées

Les stratégies de reproduction des espèces rencontrées sont évoquées ici pour autant que la nature de nos données permette de le faire. LENANTON & HODGKIN (1985) puis surtout BRUTON (1989) mettent en avant la nécessité de disposer de données sur la reproduction et sur les premiers stades ontogéniques pour détailler la question des stratégies vitales. Or ici l'échelle choisie pour cette étude de peuplement et les données recueillies en conséquence ne permettent pas d'envisager une telle étude (absence de données sur les fécondités et sur les diamètres ovocytaires ;

six bimestres d'échantillonnage homogène seulement ; maillage ≥ 10 mm peu adapté à l'étude des juvéniles ; faiblesse de l'information bibliographique sur l'éthologie des espèces rencontrées,...cf. ROTSCHILD & DiNARDO 1987, WINEMILLER 1989 ; enfin les tailles à la première reproduction n'ont qu'une valeur indicative dans la mesure où l'on n'a pu échantillonner qu'une partie du cycle vital de certaines espèces, où dans ce milieu ouvert les migrations perturbent les distributions de fréquences de tailles (ROBERTSON & DUKE 1990 b-).

Les estuaires, particulièrement en zone de mangrove représentent un milieu *a priori* défavorable au développement des œufs et larves, de par l'effet de chasse du aux fortes variations hydrologiques, les faibles taux d'oxygène dissous, la sédimentation et le développement fongique ou bactérien sur les œufs démersaux, la perte de flottabilité des œufs avec la salinité décroissante (KRISHNAMURTHY & PRINCE JEYASEELAN 1981 ; DANDO 1984).

Cependant les résultats de PANDARÉ & TAMOÏKINE (1993) montrent que des œufs sont présents dans toutes les stations de l'estuaire exceptée celle du Km 46. Les échantillonnages de M. TAMOÏKINE en Fatala (comm. pers.) ont révélé en outre la présence des stades ichtyoplanctoniques d'au moins 18 familles et 28 espèces, parmi lesquelles deux familles pour lesquelles aucun représentant adulte n'a figuré dans nos captures (les Serranidae -mérus- et les Blenniidae ; cf. tab. 5-IV).

Tableau 5-IV : Taxons capturés au stade ichtyoplanctonique en Fatala au cours de 6 missions (saison des pluies et saison sèche) d'après TAMOÏKINE (comm. pers.)

Famille	Espèce	Nb	suite		
Clupeidae	Pellonula leonensis	14735	Gerreidae	Eucinostomus melanopterus	11
Clupeidae	Ethmalosa fimbriata	3862	Serranidae		14
Clupeidae	Sardinella maderensis	542	Syngnathidae	Enneacampus kaupi	110
Eleotridae	Eleotris sp	376	Syngnathidae		6
Eleotridae	Eleotris senegalensis	2599	Syngnathidae	Syngnathius pelagicus	2
Gobiidae	Periopthalmus barbarus	1521	Soleidae	Synaptura cadenati	11
Gobiidae	Gobius rubropunctatus	35	Sphyraenidae	Sphyraena sp	47
Gobiidae	Yongeichthys thomasi	5,3	Cyprinodontidae		6
Gobiidae	Coronogobius schlegelii	3	Scombridae		5
Gobiidae	Gobioides africanus	2	Bothidae	Citarichthys stampflii	4
Sciaenidae	Pseudolithus elongatus	811	Mugilidae	Mugil sp	4
Sciaenidae	P. brachygnatus	6	Mugilidae	Liza falcipinnis	3
Sciaenidae	Pseudolithus moori	31	Blenniidae	Blenniidae spp	2
Sciaenidae		1	Tetraodontidae	Ephippion guttifer	1
Polynemidae	Galeoides decadactylus	520	Oeufs		1530
Polynemidae	Pentanemus quinquarius	11	Déterminations incertaines :		
Cynoglossidae	Cynoglossus sp	216	Albulidae		90
Cynoglossidae	Cynoglossus monodi	55	Carangidae	Seriola dumerili	83
Carangidae	Caranx senegallus	34	Moronidae	Dicentrarchus sp	14
Carangidae		5	Serranidae	Paracentropistis heterurus	138

L'estuaire de la Fatale semble donc jouer un rôle de nourricerie pour de nombreuses espèces de l'ichtyofaune côtière. C'est également un lieu où se reproduit une majorité d'espèces numériquement dominantes, bien que cette caractéristique semble être partagée avec le domaine côtier.

De multiples études ont déjà observé ce rôle joué par les estuaires (DAY *et al.* 1989), particulièrement en zone de mangrove (PRINCE JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY 1980 en Inde ; THAYER *et al.* 1988 en Floride, ROBERTSON & DUKE 1990 a en Australie, SASEKUMAR *et al.* 1992 en Malaisie, LOUIS *et al.* 1985 en Guadeloupe).

Ces données permettent d'envisager une synthèse des stratégies vitales développées par les différentes espèces utilisant le milieu estuarien de la Fatale.

Le tableau 5-Va résume les informations recueillies sur les différentes espèces et traitées précédemment. Le tableau 5-V b recense les hypothèses que nos observations conduisent à émettre sur la distribution des autres espèces rencontrées, mais que le nombre d'individus récoltés ne suffit pas à valider.

Une première constatation s'impose, qui est la faible utilisation de l'estuaire par les espèces d'eau douce. Pour ces espèces dulçaquicoles dominantes, la période de reproduction est essentiellement liée à la crue de saison des pluies. Aucune ne semble utiliser l'estuaire comme zone de reproduction, et les juvéniles s'y trouvent surtout dans les milieux annexes telles les zones humides soumises à l'alternance marégraphique. *Pellonula leonensis* constitue le seul exemple d'espèce dont le cycle vital s'accomplit entre les deux systèmes. Ces caractéristiques sont fréquentes en milieu estuarien (KIENER 1978 ; WHITFIELD 1990), mais contrastent avec la situation observée en lagune Ébrié où une dizaine d'espèces d'origine continentale se reproduit ou peut se reproduire en milieu lagunaire (ALBARET 1994). Il est également à noter qu'aucune espèce anadrome ou catadrome n'a été mise en évidence, et de telles espèces ne sont pas non plus mentionnées par les pêcheurs locaux (POIZAT & BARAN, in prep.). Ceci rejoint les observations de BRUTON *et al.* (1987) en Afrique du Sud, où ces auteurs attribuent le faible nombre d'espèces anadromes au caractère instable des régimes hydrologiques et de la ressource trophique.

Tableau 5-V a : Stratégies reproductives des principales espèces en Fatała, d'après les captures et observations réalisées.
 En majuscules : zone d'importance prépondérante ; entre parenthèses : incertitude
 L' "estuaire" est ici défini comme la zone située en deçà de la ligne de côte, la "mer" comme la zone située au delà.

Famille	Espèce	Code	Lieu de vie	Lieu de grossissement	Lieu de ponte	Mode et/ou période de reproduction	Particularité
Bagridae	<i>Chrysichthys johnelsi</i>	CJO	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve	continue, pic en saison des pluies	incubateur buccal
Bagridae	<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve	continue, pic en saison des pluies	incubateur buccal
Centropomidae	<i>Lates niloticus</i>	LNI	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve	saison des pluies	
Cichlidae	<i>Tylochromis intermedius</i>	TIN	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve		incubateur buccal
Notopteridae	<i>Papyrocranus afer</i>	PAA	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve		
Characidae	<i>Brycinus longipinnis</i>	ALO	fleuve/estuaire	fleuve/estuaire	fleuve		
Clupeidae	<i>Pellonula leonensis</i>	PLE	ESTUAIRE/fleuve	ESTUAIRE/fleuve	ESTUAIRE/fleuve	quasi-continue, pic en saison des pluies	oeufs pélagiques
Ephippidae	<i>Drepane africana</i>	DAF	estuaire	estuaire	estuaire	continue, pic en saison des pluies	
Gobiidae	<i>Yongelchthys thomasi</i>	GTH	estuaire	estuaire	estuaire		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Periophthalmus barbarus</i>	PPA	estuaire	estuaire	estuaire		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Ctenogobius lepturus</i>	CTL	estuaire	estuaire	(estuaire)		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Gobiodes ansorgii</i>	GAN	estuaire	estuaire	(estuaire)		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Gobionellus occidentalis</i>	OOC	estuaire	estuaire	(estuaire)		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Gobius rubropunctatus</i>	GRU	estuaire	estuaire	(estuaire)		oeufs démersaux
Gobiidae	<i>Porogobius schegeli</i>	ACS	estuaire	estuaire	(estuaire)		oeufs démersaux
Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	estuaire	estuaire	estuaire	continue	
Mugilidae	<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	estuaire	estuaire	ESTUAIRE/(mer)	continue	oeufs pélagiques
Mugilidae	<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	estuaire	estuaire	ESTUAIRE/(mer)	saison des pluies	oeufs pélagiques
Haemulidae	<i>Pomadasyd jubelini</i>	PJU	estuaire	estuaire	MER/estuaire	saison des pluies et janvier	
Carangidae	<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	estuaire/(mer)	estuaire/(mer)	estuaire/(mer)		oeufs pélagiques
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	estuaire/(mer)	estuaire/(mer)	estuaire/(mer)		
Elopidae	<i>Elops lacerta</i>	ELA	estuaire/(mer)	estuaire/(mer)	MER		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	estuaire/mer	(mer)/estuaire	MER/estuaire	continue	oeufs pélagiques
Sphyraenidae	<i>Sphyraena afra</i>	SPI	estuaire/mer	(mer)/estuaire	MER/estuaire	saison sèche ?	
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	estuaire/mer	estuaire	(MER)/estuaire	continue, pic en mai-juin	oeufs pélagiques
Carangidae	<i>Caranx senegallus</i>	CAS	estuaire/mer	estuaire	estuaire (?)		
Clupeidae	<i>Ilisha africana</i>	IAF	estuaire/mer	estuaire	ESTUAIRE/(mer)	continue, pic en mai-juin	oeufs pélagiques
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	estuaire/mer	estuaire	MER/estuaire	continue, pic en saison sèche	
Polynemidae	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	estuaire/mer	estuaire	MER/estuaire	mai-juin	
Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	estuaire/mer	MER/estuaire	estuaire/mer	de septembre à avril	oeufs pélagiques
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	estuaire/mer	mer	MER/estuaire	continue, pic en novembre-janvier	
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	(MER)/estuaire	estuaire	mer		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus brachygnatus</i>	PBR	MER/estuaire	estuaire	mer		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus hostia moori</i>	PHO	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/(estuaire)		
Ariidae	<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire		incubateur buccal
Clupeidae	<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire	saison des pluies et janvier	oeufs pélagiques
Haemulidae	<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	MER/estuaire	MER/estuaire	mer/estuaire		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus typus</i>	PTY	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	PSN	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire		
Polynemidae	<i>Pentanemus quinquarius</i>	PQO	MER/estuaire	MER/estuaire			
Blenniidae				(MER)/estuaire			
Serranidae			MER	(MER)/estuaire			

Tableau 5-V.b.: Hypothèses sur les stratégies reproductives des espèces minoritaires capturées au cours de l'étude (d'après bibliographie).

En majuscules : zone d'importance prépondérante ; entre parenthèses : incertitude

Famille	Espèce	Code	Lieu de vie	Lieu de grossissement	Lieu de ponte
Cichlidae	<i>Sarotherdon caudomarginatus</i>	SAC	fleuve	fleuve	fleuve
Mormyridae	<i>Petrocephalus tenuicauda</i>	PTE	fleuve	fleuve	fleuve
Mormyridae	<i>Marcusenius thomasi</i>	MTH	FLEUVE/estuaire	fleuve	fleuve
Mormyridae	<i>Mormyrops anguilloides</i>	MAN	FLEUVE/estuaire	fleuve	fleuve
Notopteridae	<i>Papyrocranus afer</i>	PAA	FLEUVE/estuaire	fleuve	fleuve
Schilbeidae	<i>Schilbe micropogon</i>	SMI	FLEUVE/estuaire	fleuve	fleuve
Bagridae	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	CNI	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Characidae	<i>Brycinus macrolepidotus</i>	AMA	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Characidae	<i>Hydrocynus forskali</i>	HFO	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Cichlidae	<i>Hemichromis bimaculatus</i>	HBI	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Cichlidae	<i>Hemichromis fasciatus</i>	HFA	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Hepsetidae	<i>Hepsetus odoe</i>	HOD	FLEUVE/estuaire	FLEUVE/estuaire	fleuve
Cichlidae	<i>Tilapia brevimanus</i>	TBR	FLEUVE/estuaire	fleuve	
Cichlidae	<i>Tilapia buttikoferi</i>	TBU	FLEUVE/estuaire	fleuve	
Cichlidae	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	estuaire/(fleuve)	estuaire/(fleuve)	
Cichlidae	<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	estuaire/(fleuve)	estuaire/(fleuve)	
Cichlidae	<i>Tylochromis leonensis</i>	TYL	estuaire/(fleuve)	fleuve/estuaire	
Eleotridae	<i>Eleotris daganensis</i>	EDA	estuaire	estuaire	estuaire
Eleotridae	<i>Eleotris senegalensis</i>	ESE	estuaire	estuaire	estuaire
Ophichthidae	<i>Myrophis plumbeus</i>	MPL	estuaire	estuaire	estuaire
Syngnathidae	<i>Enneacampus kaupii</i>	SKA	estuaire	estuaire	estuaire
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus monodi</i>	CMO	estuaire	estuaire	mer
Syngnathidae	<i>Microphis brachyurus acutuleatus</i>	MIB	estuaire		
Dasyatidae	<i>Dasyatis margariti</i>	DMA	estuaire/mer		estuaire/mer
Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i>	LSU	estuaire/(mer)		
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i>	EGU	mer/estuaire	estuaire	estuaire
Scombridae	<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	mer/estuaire		
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	CHI	MER/estuaire	estuaire	estuaire ?
Ariidae	<i>Arius heudeloti</i>	AHE	MER/estuaire	MER/estuaire	mer
Ariidae	<i>Arius parki</i>	ARP	MER/estuaire	MER/estuaire	mer
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus epipecus</i>	PEP	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire
Sciaenidae	<i>Pteroscion pelli</i>	PTP	MER/estuaire	MER/estuaire	MER/estuaire
Carangidae	<i>Hemicaranx bicolor</i>	AAM	mer	(MER)/estuaire	
Carangidae	<i>Selene dorsalis</i>	VSE	mer	mer	mer
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionon acutus</i>	RAC	mer	mer	mer
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	ENA	mer	mer	mer
Carangidae	<i>Lichia amia</i>	LIA	mer		
Lutjanidae	<i>Lutjanus dentatus</i>	LUD	mer		
Lutjanidae	<i>Lutjanus endecacanthus</i>	LEN	mer		
Lutjanidae	<i>Lutjanus goreensis</i>	LGO	mer		
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos cemiculus</i>	RCE	mer		

Batrachoides liberiensis (Batrachoididae)

Strongylura senegalensis (Belonidae) *Pomadasys peroteti* (Haemulidae)

Tylosurus crocodilus (Belonidae) *Hyporamphus picarti* (Hemiramphidae)

Bostrychus africanus (Eleotridae) *Liza dumerili* (Mugilidae)

Kribia kribensis (Eleotridae) *Mugil bananensis* (Mugilidae)

Chaetodipterus lippei (Ephippidae) *Mugil cephalus* (Mugilidae)

Fodiator acutus (Exocoetidae) *Mugil curema* (Mugilidae)

Gerres nigri (Gerreidae) *Synaptura cadenati* (Soleidae)

Gymnura micrura (Gymnuridae) *Lagocephalus laevigatus* (Tetraodontidae)

Plectorhynchus macrolepis (Haemulidae) *Zeus faber* (Zeidae)

Second constat : les espèces réalisant la totalité de leur cycle en estuaire sont nettement minoritaires (une quinzaine sur 102) ; cependant POTTER *et al.* (1990), dans leur comparaison des ichtyofaunes estuariennes d'Afrique du Sud et d'Australie, observent des pourcentages nettement moindres, compris entre 8 et 9 %. Faut-il voir dans l'extension du substrat vaseux en Fatala un facteur favorisant la présence des espèces vasicoles (8 gobiidae, 2 eleotridae, 1 ophichthiidae), qui développent généralement des comportements parentaux (garde et ventilation des œufs démersaux) et réalisent tout leur cycle en estuaire (JOHANNES 1978 ; MILLER 1984) ? WHITFIELD (1994 b) attribue le faible nombre de ces espèces totalement estuariennes à l'extrême variabilité du milieu, compte tenu du fait que la spéciation est un processus qui se réalise surtout en environnement stable (BRUTON & MERRON 1990).

Une troisième grande caractéristique est la totale continuité biologique entre l'estuaire et la mer.

Dans la plupart des milieux estuariens tropicaux ouverts l'utilisation de l'estuaire est surtout le fait de la phase juvénile, et une majorité d'espèces se reproduit en mer (DANDO 1984 ; YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1985 b ; WALLACE *et al.* 1984 ; POTTER *et al.* 1990).

Or en Fatala, lorsqu'on excepte les visiteurs marins occasionnels dont le cycle vital est indépendant de l'estuaire (lutjanidés, rémoras, requins,...), les espèces pour lesquelles une des trois phases principales (juvéniles, adultes, reproducteurs) ne se rencontre jamais à l'intérieur de l'estuaire sont rares (10% des espèces capturées à plus de 100 individus ; il s'agit d'*Eucinostomus melanopterus* et *Pseudolithus brachygnatus*, voire de *Polydactylus quadrifilis* pour lequel 1 seul reproducteur a été capturé).

D'autre part des espèces considérées ailleurs comme marines accessoires (régulières en lagune sans s'y reproduire, comme *Ilisha africana* ou *Pentanemus quinquarius*, in ALBARET 1994) se rencontrent fréquemment à l'état mature en Fatala.

Enfin il ne semble pas que l'estuaire soit une zone de reproduction intense pour des espèces considérées comme typiquement estuariennes (FAGER & LONGHURST 1968 ; voir le cas de *P. elongatus* -reproducteurs et larves- évoqué plus haut).

Ce faisceau d'observations biologiques, étayé par l'hydrologie côtière (cf. § I-1-1) nous amène à conclure en l'existence d'un continuum estuarien en mer, c'est à dire hors des limites rivulaires. L'estuaire serait donc à envisager au sens large comme la zone s'étendant de la limite supérieure du front de salinité à un secteur marin s'étendant à plusieurs miles au large et dont la limite, au sens écologique, reste à préciser (front de turbidité, front de salinité constante, bathymétrie ?)

Enfin on a noté que parmi les espèces estuariennes dont la reproduction a pu être suivie, la stratégie la plus répandue est la reproduction continue (nos données ne permettent pas de préciser si elle est continue au niveau de l'individu ou de la population). Ce phénomène est fréquent dans les milieux saumâtres et WALLACE (1975 a, b) l'interprète comme une répartition des risques vis-à-vis des aléas hydroclimatiques, comme une manière de préserver le recrutement quelles que soient les variations ponctuelles du milieu.

Il est également possible de considérer, comme JOHANNES (1978), que les poissons de milieu tropical sont à même de se reproduire de façon continue car la période favorable au développement des nouvelles recrues n'est pas limitée par les contraintes thermiques, à la différence des espèces de zone tempérée.

Des éléments déterminants pourraient sur ce point être apportés par l'ichtyoplanctonologie, en précisant quels sont les facteurs déterminant la survie des œufs et larves dans ce type de milieu.

De la même façon les pics de reproduction en des saisons diverses selon les espèces peuvent s'interpréter comme un partage temporel des ressources du milieu (YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1988), et ici se révèle la nécessité d'études complémentaires sur les interactions biotiques entre le peuplement et son milieu, afin de pouvoir apporter des réponses aux questions suivantes :

- quelles sont les principales ressources trophiques des juvéniles dans l'estuaire ?
- le pic de reproduction en saison des pluies est-il à relier avec un bloom de ces ressources trophiques ?
- le pic secondaire de reproduction constaté en saison sèche chez les espèces numériquement dominantes correspond-il à une autre type de ressource trophique disponible à ce moment ?

L'importance de la phase ichtyoplanctonique dans la mise en place d'un schéma d'explication global du fonctionnement de ce système a déjà été soulignée par TAMOIKINE (1993) et TAMOIKINE & BARAN (1993). Par ailleurs le rôle déterminant, en mangrove, des ressources trophiques accessibles aux stades juvéniles, et donc leur importance dans les interactions mangrove/zone côtière et vis-à-vis du maintien d'un stock halieutique a été abordé par plusieurs auteurs dont WHITFIELD (1980, 1985) et PARRISH (1989). Ce dernier auteur conclut sur la nécessité d'études du compartiment invertébré si l'on veut approfondir le déterminisme du recrutement dans ces zones.

C'est également l'importance de ce compartiment invertébré que met en évidence l'étude qui suit, consacrée aux ressources trophiques du peuplement étudié.

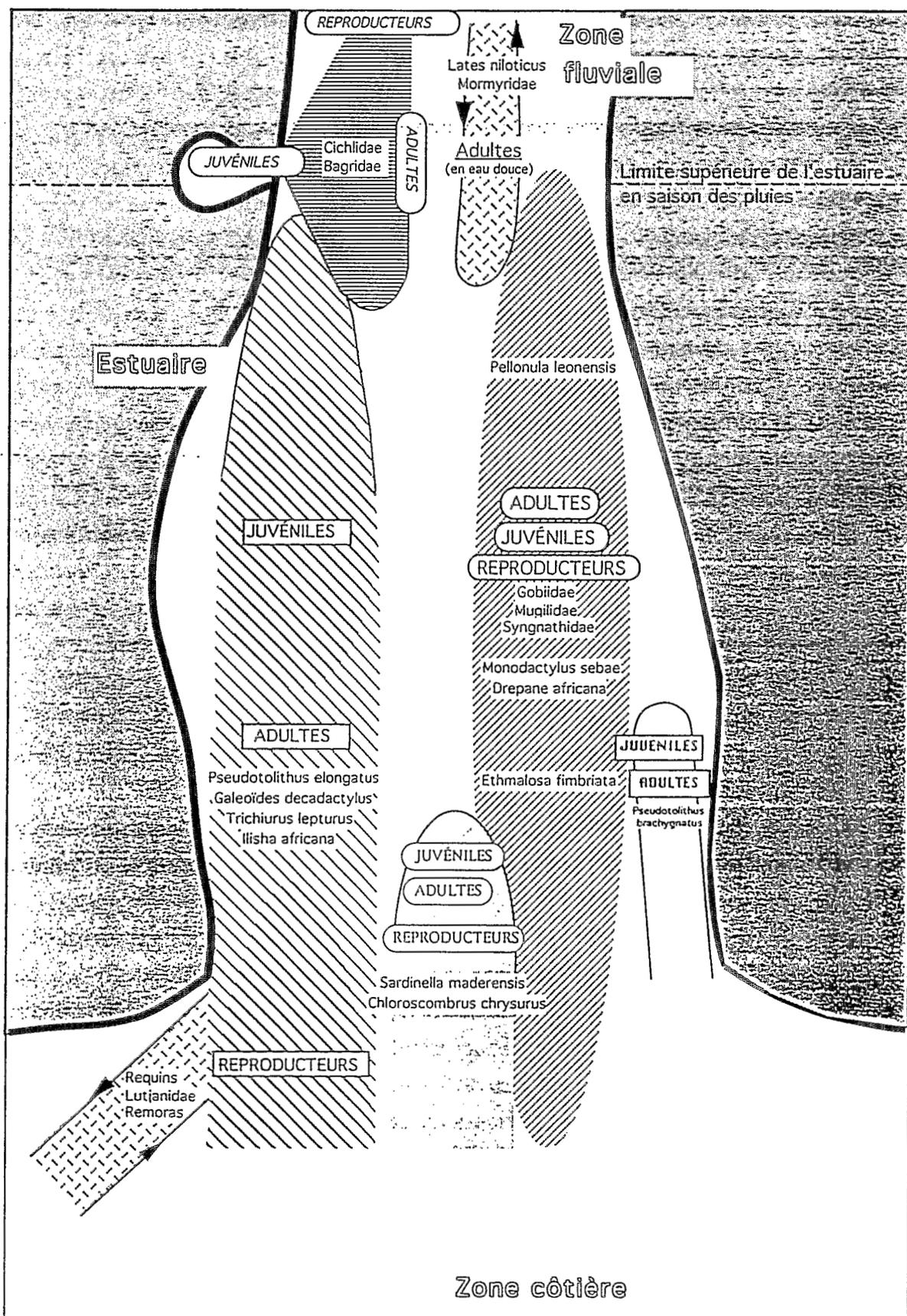


Figure 5-7 : Schéma de synthèse des différentes stratégies vitales du peuplement estuarien

- | | |
|--|--|
|  Espèces estuariennes strictes |  Espèces côtières utilisant l'estuaire aux stades juvénile et adulte |
|  Espèces euryhalines à nurseries estuariennes mais à reproducteurs plutôt côtiers |  Espèces continentales utilisant l'estuaire aux stades juvénile et adulte |
|  Espèces plutôt côtières dont le cycle se déroule également en estuaire |  Espèces occasionnelles |

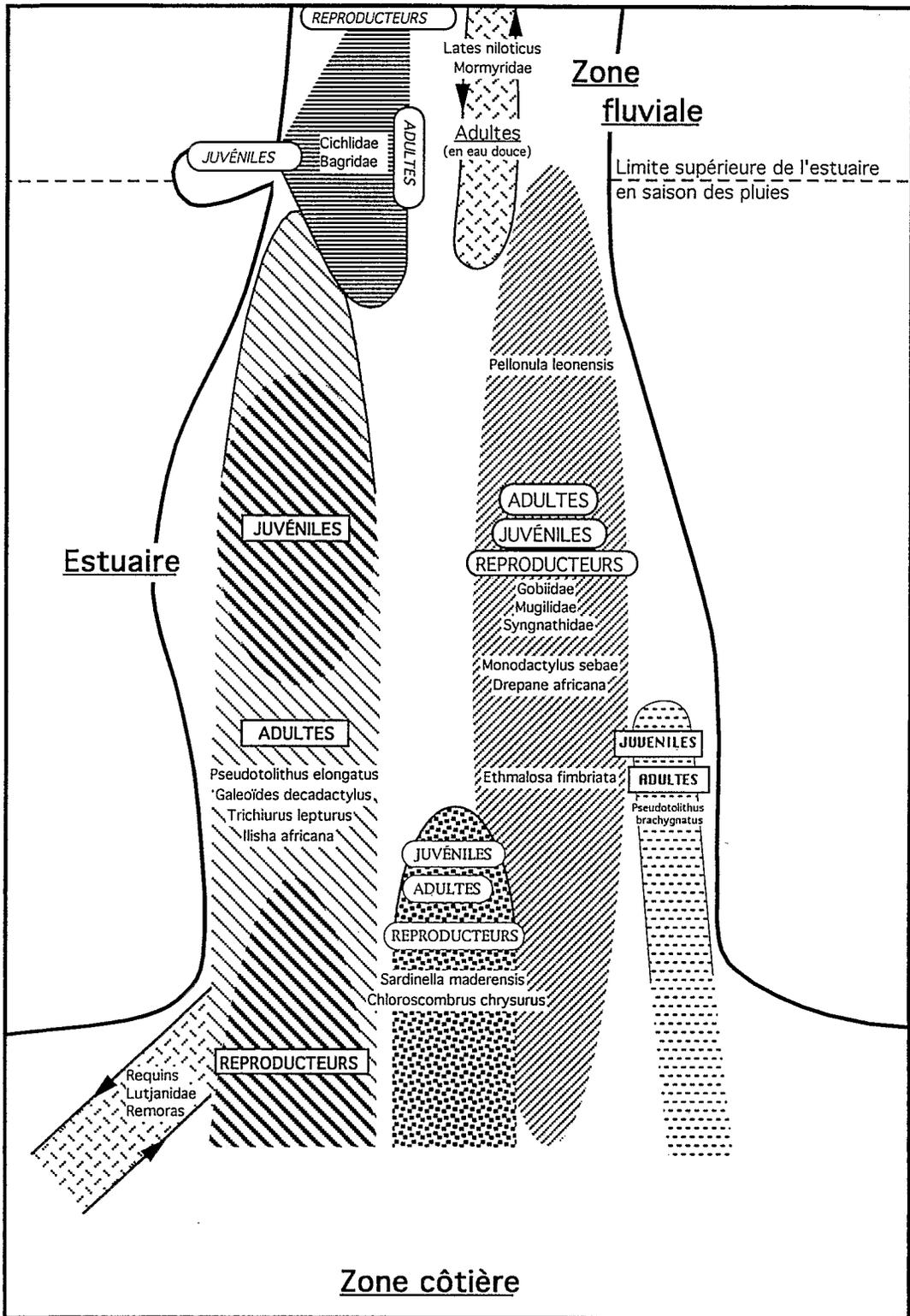


Figure 5-7 : Schéma de synthèse des différentes stratégies vitales du peuplement estuarien

- | | | | |
|---|--|---|--|
|  | Espèces estuariennes strictes |  | Espèces côtières utilisant l'estuaire aux stades juvénile et adulte |
|  | Espèces euryhalines à nurseries estuariennes mais à reproducteurs plutôt côtiers |  | Espèces continentales utilisant l'estuaire aux stades juvénile et adulte |
|  | Espèces plutôt côtières dont le cycle se déroule également en estuaire |  | Espèces occasionnelles |

3) RÉGIMES TROPHIQUES EN ESTUAIRE

On a eu l'occasion de voir dans les parties précédentes la continuité qui existait entre les poissons de l'estuaire de la Fataha et ceux de la zone côtière. Or ces poissons estuariens et côtiers ont donné lieu à plusieurs études précises de leurs régimes alimentaires. En outre certains travaux permettent indirectement d'affiner l'image obtenue (par exemple PAULY -1975- sur une lagune du Ghana, RABARISON ANDRIAMIRADO & CAVERIVIERE -1989- sur les prédateurs des crevettes au Sénégal).

Dans ce cadre notre étude n'a pas cherché à compléter l'information au niveau spécifique, mais vise avant tout à comparer le patron trophique global du peuplement avec ceux connus en zone estuarienne et/ou de mangrove, avec le souci de replacer les informations dans une perspective écosystémique.

Les catégories trophiques retenues (cf. § I-2-2-3), assez larges et issues d'un examen *in situ* à l'œil nu des contenus stomacaux de 18 800 individus, sont pour certaines à expliciter :

Plancton : au sens large, c'est à dire phyto, zoo et ichtyoplancton ; Insectes : tous terrestres, aucun insecte aquatique n'ayant été identifié ; Substrat : regroupe le floc benthique, les détritiques organiques et les particules minérales. Autres : comprend notamment les œufs, écailles, ophiures et particules non identifiables.

De nos captures nous avons gardé 22 espèces pour lesquelles on disposait d'au moins 50 estomacs non vides (9 380 données).

Pour établir le graphique 5-8 basé sur des pourcentages d'occurrence (LONGHURST 1957 ; HYSLOP 1980), nous avons considéré pour chaque contenu stomacal qu'une catégorie alimentaire parmi x catégories représentées valait (1/x). La moyenne résultante par espèce a été calculée, et l'ensemble des résultats soumis à une analyse factorielle des correspondances pour classement.

Cette figure ne doit pas s'interpréter comme une image des stratégies trophiques développées par l'ensemble du peuplement estuarien, ni des proportions d'espèces que chaque catégorie recouvre. Elle illustre seulement les principales stratégies, et les proportions de chacune ne valent qu'à l'intérieur de l'échantillon considéré, sachant que celui-ci représente 22% des espèces du milieu, 89% des données sur l'alimentation et 94% de l'abondance totale.

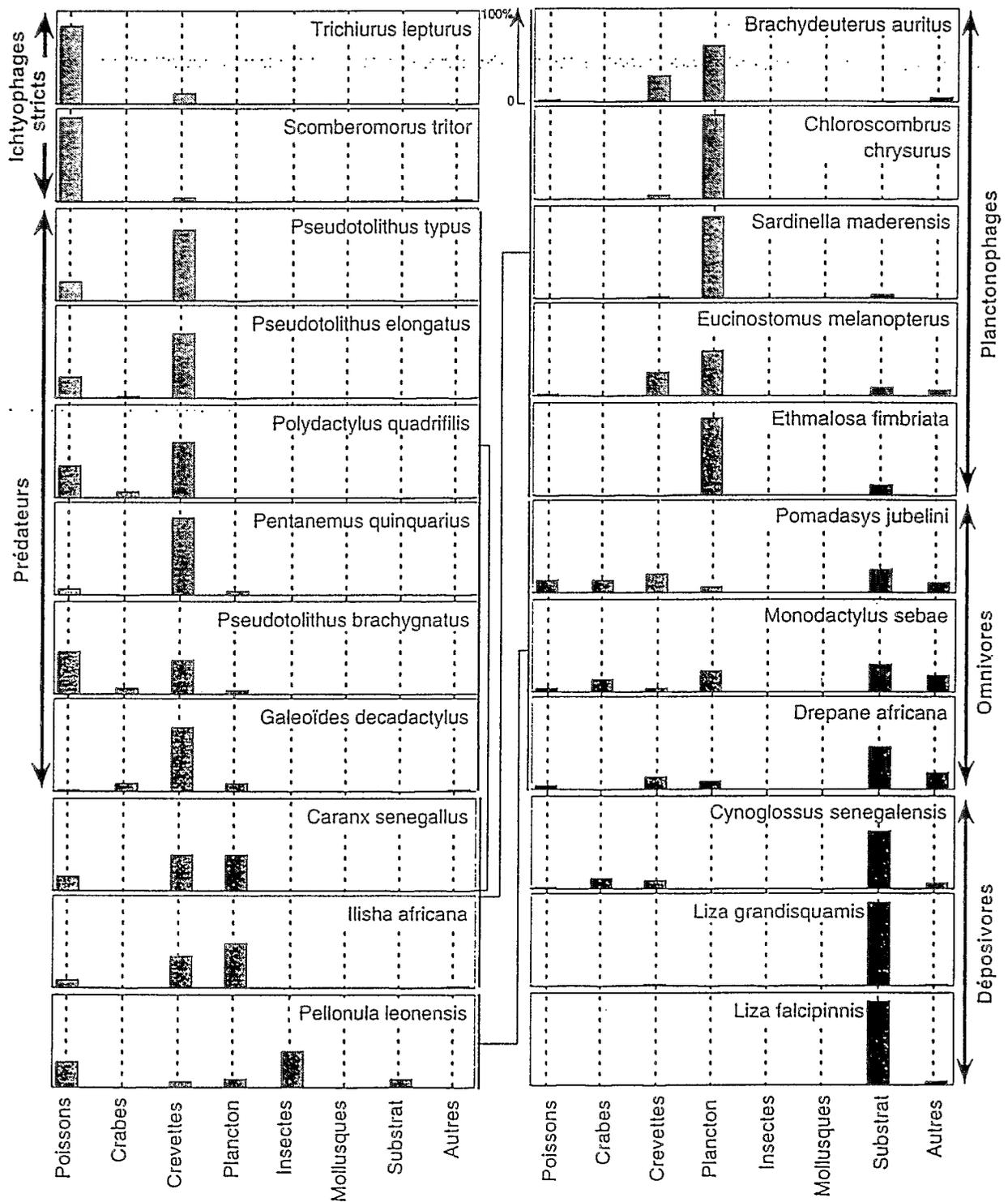


Figure 5-8 : Régime alimentaire des 22 espèces les plus abondantes (pour lesquelles au moins 50 estomacs non vides ont été analysés). Distribution des fréquences des 8 catégories d'aliments pour chaque espèce sur l'ensemble des pêches effectuées. L'ordre des espèces et des catégories est défini par le premier axe de l'analyse factorielle des correspondances.

La figure montre clairement que parmi les 22 espèces considérées les prédateurs ichtyophages spécialisés sont minoritaires, et qu'au contraire le régime dominant est celui de la prédation, exercée particulièrement sur les crevettes. Les planctonophages constituent le second grand groupe, suivi par celui des poissons omnivores. Les poissons appelés ici déposivores ("bottom-feeders" des anglo-saxons) sont uniquement représentés par les Mugilidae et un soleiforme.

Cette figure appelle des commentaires plus détaillés.

Tout d'abord on remarque que trois espèces n'ont pas été placées dans une catégorie trophique. Parmi elles *Pellonula leonensis* qui se révèle une fois de plus un cas particulier dans la mesure où elle est la seule à consommer des insectes. Elle le fait en abondance durant la saison des pluies comme le montre la figure 5-10. La variété de son régime alimentaire la fait rattacher au groupe des omnivores.

Caranx senegallus et *Ilisha africana* sont difficiles à classer dans la mesure où elles s'alimentent à la fois de poisson, de crevettes et de plancton. Les carangues rencontrées dans l'estuaire sont essentiellement des juvéniles (cf. tab. 5-II) dont l'alimentation est mixte, comprenant à la fois du plancton et de très petits poissons ou crevettes, voire des mysidacés. Parmi les carangidés dont l'alimentation est connue, plusieurs espèces passent d'un régime axé sur les crevettes au stade juvénile à un régime où dominent les poissons ; d'autres conservent au cours de leur ontogenèse une structure branchiale leur permettant aussi la planctophagie au stade adulte (KWEI 1978 ; BLABER & CYRUS 1983).

A l'inverse *I. africana* présente le même régime mais chez ce clupeidé planctonophage, les crevettes et petits poissons sont capturés par les gros individus (idem, dans une moindre mesure, pour *Chloroscombrus chrysurus*). Cette espèce semble avoir une grande plasticité trophique : sur la côte nigériane son régime est constitué essentiellement de zooplancton, mais aussi de nématodes, poissons et mollusques (MARCUS 1986).

La catégorie la plus représentée est donc celle des prédateurs de l'épifaune. A cette catégorie appartiennent les espèces à haute valeur commerciale que sont les Sciaenidae et les Polynemidae. Les crevettes sont pour elles la ressource trophique principale, complétée par les poissons et, dans une moindre mesure, les crabes. Les crevettes figurent au total dans les diètes de 20 des 22 principales espèces.

Cette prédominance des crevettes, mysidacés et brachioures dans les régimes alimentaires des espèces de la communauté à Sciaenidae estuariens rejoint les conclusions de toutes les études citées en introduction. L'importance des crevettes dans les réseaux trophiques de mangrove a par ailleurs souvent été soulignée (ODUM & HEALD 1972, 1975 ; THONG & SASEKUMAR 1984 ; SALINI *et al.* 1990, SASEKUMAR *et al.* 1992).

A la suite des travaux d'Odum et Heald, les crevettes étaient considérées comme des détritivores et constituaient donc un maillon important du réseau trophique détritique issu de la production foliaire des palétuviers. Or GUIRAL (in prep.) reconsidère cette position à la lumière de travaux plus récents sur le régime alimentaire de ces crevettes (algues épibenthiques ou épiphytiques, invertébrés benthiques ou épibenthiques eux-mêmes phytobenthophages). Quoi qu'il en soit et du point de vue de la production halieutique les crevettes restent un maillon essentiel du système trophique étudié.

Le second groupe trophique dominant est celui des planctonophages. On notera toutefois la présence étonnante d'*Eucinostomus melanopterus* dans ce groupe, alors que son régime alimentaire est généralement microbenthophage (ALBARET & DESFOSSEZ 1988 ; CYRUS & BLABER 1983). Dès 1980 BLABER avait noté la prédominance des poissons planctivores dans la plupart des estuaires turbides. Cependant à ce groupe correspondent ici des espèces dont la distribution est plutôt côtière (cf. partie IV), alors que leur euryhalinité est forte à quasi-totale selon ALBARET (1994). On peut donc se demander si leur répartition ne suit pas celle du plancton.

En effet, bien qu'une information précise fasse défaut, on peut envisager l'hypothèse selon laquelle le plancton est abondant en zone côtière du fait de la richesse en nutriments issus des fleuves et de l'alternance marégraphique en milieu de mangrove (YANCHILENKO *et al.* 1988), le développement phytoplanctonique étant par ailleurs limité dans l'estuaire par le volume oscillant turbide (cf. § IV-2-1-1). Cette hypothèse paraît étayée par la concentration minimale en oxygène qui prévaut en milieu d'estuaire (cf. § IV-2-1-1).

Ces différentes questions illustrent le fait que ROBERTSON (1987) ait inclus les relations phytoplancton-zooplancton-necton parmi les domaines encore obscurs de la recherche sur les mangroves.

Autre catégorie caractéristique des zones estuariennes et particulièrement de mangrove, celle des dépositivores. Elle est ici représentée par les Mugilidés qui ont donné lieu sur ce sujet à une abondante littérature (STEPHEN & BLABER 1976 ; BLABER & WHITFIELD 1977 ; BLABER 1977 ; PAYNE 1978 ; ALBARET & LEGENDRE 1985 ; KING 1986,...) de laquelle il ressort que ces espèces peuvent se nourrir de diatomées, cyanophycées ou bactéries, de meiobenthos ou de zooplancton benthique ; que leur régime est flexible et que les différentes espèces sélectionnent la taille des particules qu'ils ingèrent, ce qui limite la compétition interspécifique. Les mugilidés sont à notre connaissance les seuls poissons d'Afrique qui utilisent directement l'importante production microbienne et benthique primaire liée aux zones de mangrove (ALONGI 1989, 1990).

directement l'importante production microbienne et benthique primaire liée aux zones de mangrove (ALONGI 1989, 1990).

L'appartenance de *Cynoglossus senegalensis* à ce groupe ne correspond pas avec les observations antérieures de CADENAT (1954) ou FAGADE & OLANIYAN (1973) pour qui cette espèce s'alimente de petits crustacés et mollusques.

L'analyse des principales catégories trophiques rencontrées met en relief l'absence remarquable des mollusques et des annélides dans les contenus stomacaux des poissons estuariens les plus abondants de la Fataala.

Les premiers ne sont présents que dans 0,3 % des estomacs, chez *Pellonula leonensis* (non visible sur la figure), *Trachinotus teraia*, *Chrysichthys johneisi* et chez deux Tetraodontidae. Les annélides n'ont été trouvés qu'exceptionnellement, avec une fréquence moindre que celle des mollusques (ils ont alors figuré dans la catégorie "autres"). Ces deux embranchements forment pourtant une composante généralement importante de l'écosystème de mangrove, mais l'absence de toute donnée relative aux estuaires guinéens ne nous permet pas de discuter cette observation.

L'importance de la catégorie des omnivores est relativement difficile à interpréter, dans la mesure où on peut y rattacher certaines espèces classées parmi les prédateurs.

Enfin à la catégorie des poissons ichtyophages stricts de la figure 5-8 doit s'ajouter le barracuda *Sphyraena afra*, ainsi que *Hydrocynus forskalii* (Characidé) et *Hepsetus odoe* (Hepsetidé) côté fluvial, qui ne figurent pas ici du fait de leur faible abondance ou de leur fort coefficient de vacuité dans le cas de *S. afra*. Cette dernière observation recoupe celles de LONGHURST (1957) concernant la faible proportion d'estomacs pleins chez les ichtyophages, et est à relier à la forte valeur calorique des poissons comparativement aux autres proies (HERTLING 1938).

Un schéma global du réseau trophique tel qu'il a pu être observé à travers notre étude est proposé figure 5-9.

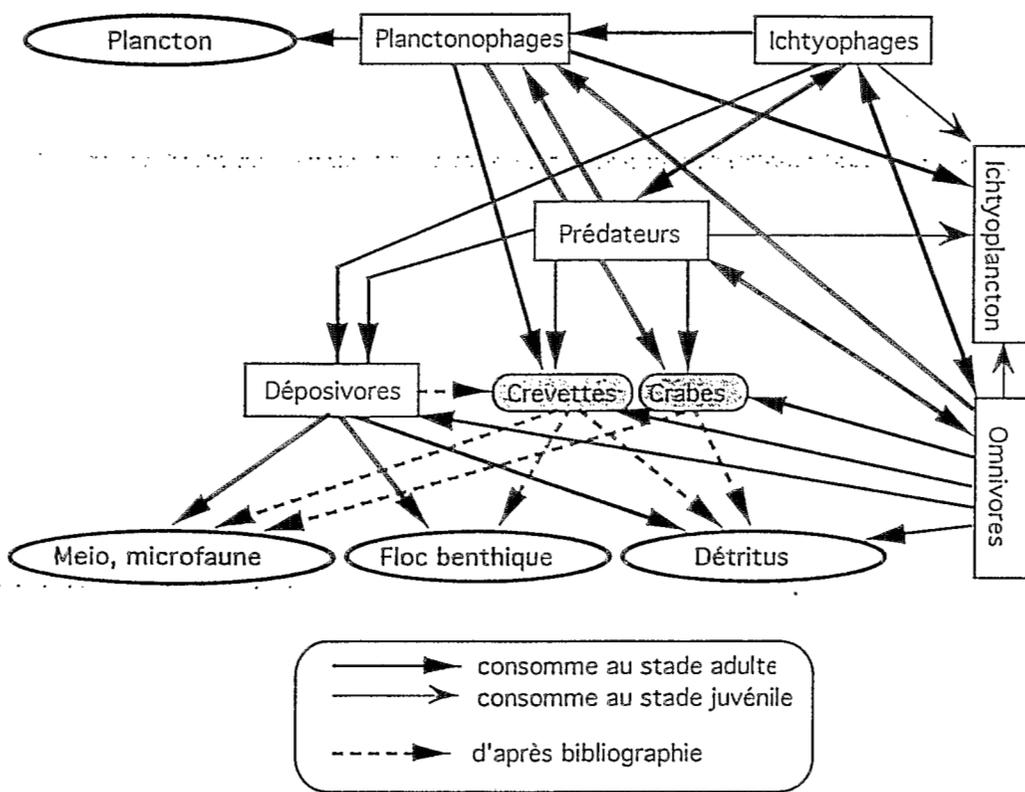


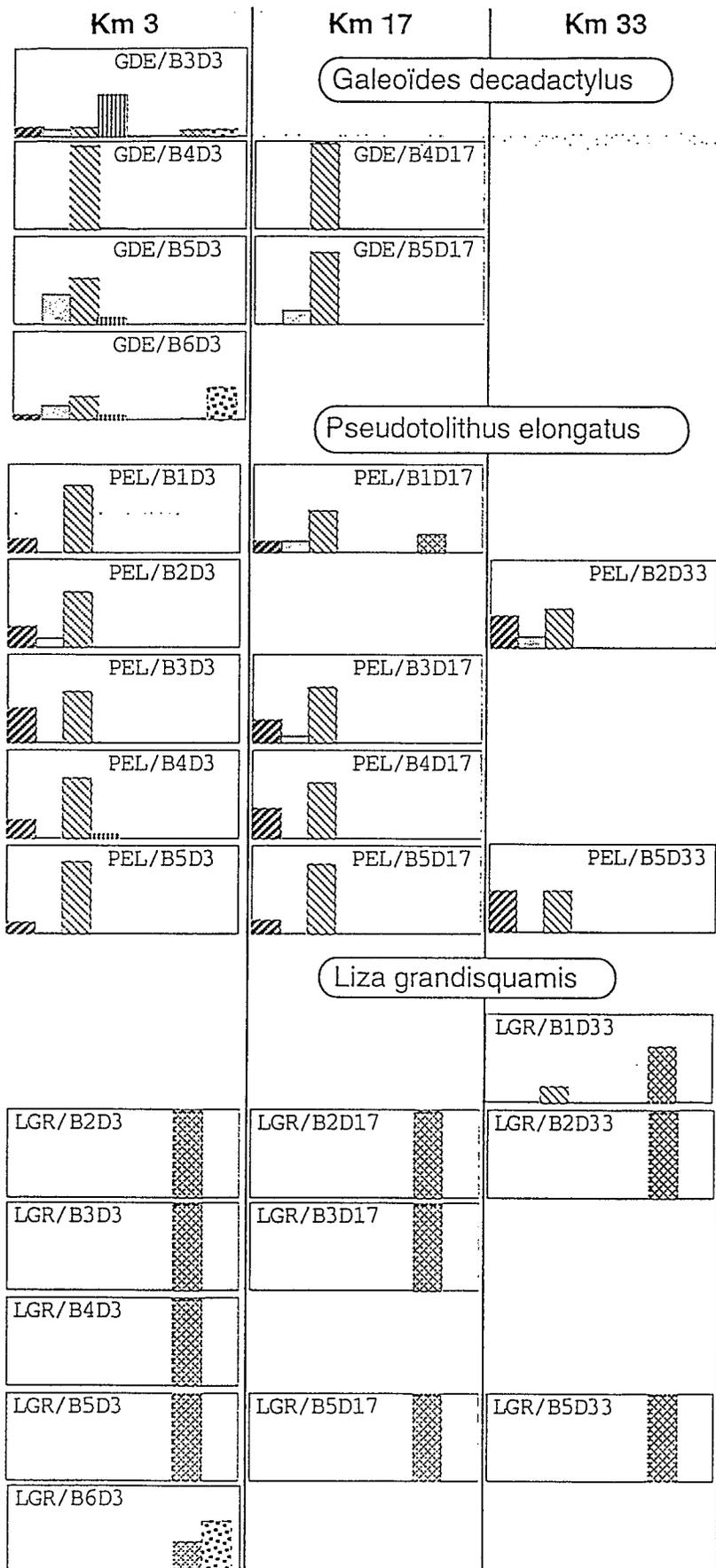
Figure 5-9 : Schéma simplifié du réseau trophique tel qu'il est perceptible d'après nos études en Fataala

Au delà des régime alimentaires caractérisés ci-dessus à grands traits, peut-on observer parmi nos espèces une modification spatiale ou temporelle de l'alimentation ?

La figure 5-10 apporte des éléments de réponse pour certaines d'entre elles, permanentes, dont l'abondance et la distribution spatiale sont quantitativement suffisantes à l'analyse (10 individus au moins pour chaque date/station ; ROBERTSON & DUKE 1990 b).

Les mugilidés manifestent une grande constance dans leur régime alimentaire, mais celle-ci peut n'être que le reflet de l'échelle d'observation insuffisante, sachant l'écologie et les préférences subtiles de ces espèces, basées sur la granulométrie notamment (STEPHEN & BLABER 1976). On remarque néanmoins qu'en certains lieux ou dates ponctuels le régime alimentaire peut être profondément modifié par un type de proie particulier, exploité intensivement. Ce phénomène a été mis en évidence par LONGHURST (1957) sur plusieurs espèces estuariennes.

Dans la diète de *Pseudolithus elongatus* la proportion de crevettes semble décroître proportionnellement à l'augmentation de la distance à la mer, et paraît compensée par une importance croissante des proies ichtyques, sans que ces données soient statistiquement validées.



B1 : Mars-Avril
 B2 : Mai-Juin
 B3 : Juil.-Août
 B4 : Sept.-Oct.
 B5 : Nov.-Dec.
 B6 : Jan.-Fev.
 Dx : distance à la côte en km

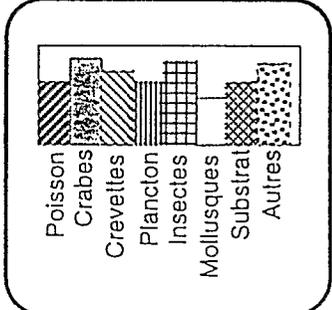


Figure 5-10 a : Régimes alimentaires de quelques espèces par bimestre en fonction de la distance à la mer. Chaque espèce est représentée en chaque tableau par 10 individus au moins.

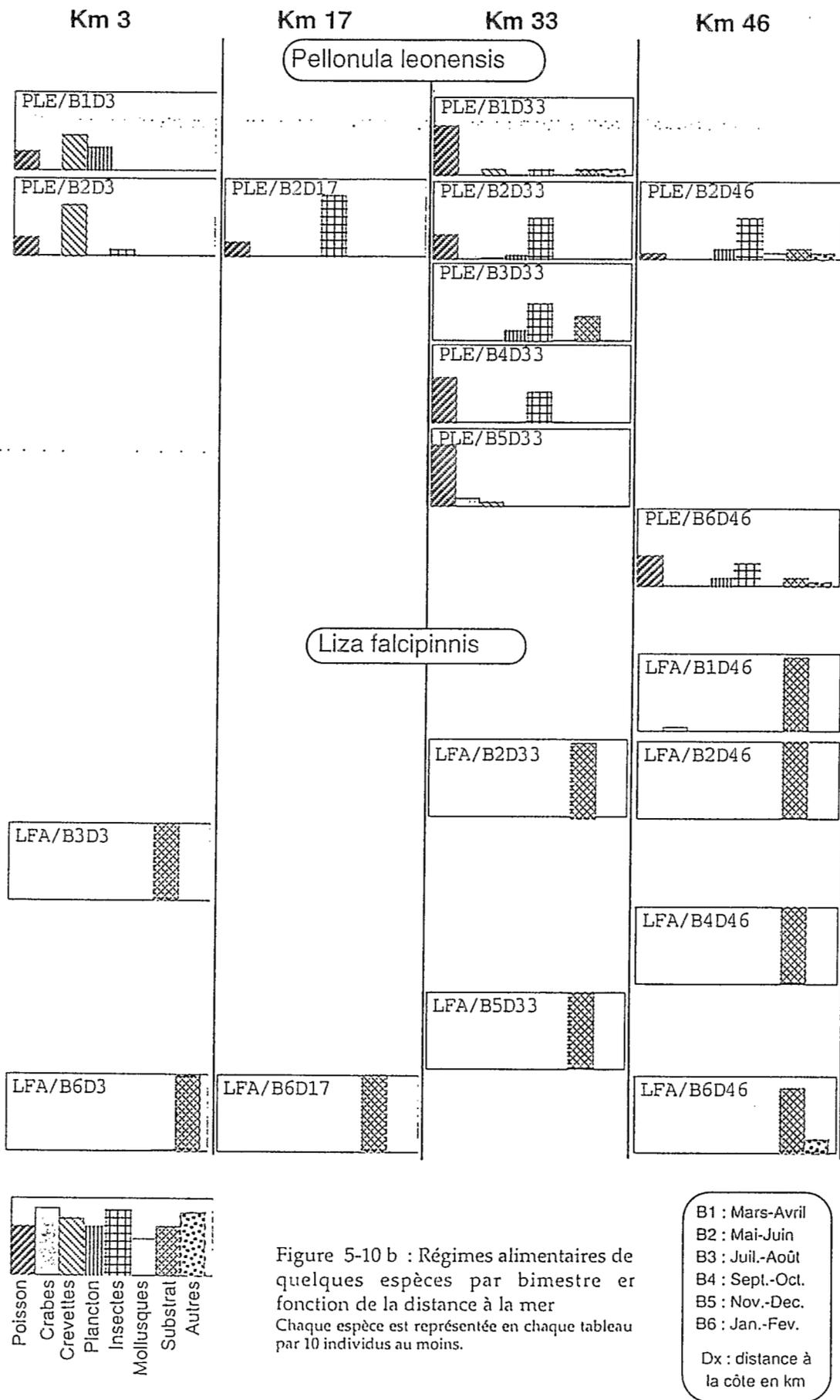


Figure 5-10 b : Régimes alimentaires de quelques espèces par bimestre et fonction de la distance à la mer. Chaque espèce est représentée en chaque tableau par 10 individus au moins.

Le régime alimentaire de *Galeoïdes decadactylus* apparaît variable dans le temps, tous les types de proies hormis mollusques et insectes étant ingérés entre janvier et avril, alors qu'il est composé presque exclusivement de crevettes en mai-juin.

Enfin *Pellonula leoniensis* se fait encore remarquer, cette fois par la variété de son régime alimentaire, dans l'espace (crevettes en aval, insectes, substrat et autres en amont) comme dans le temps (insectes en saison des pluies, poissons en saison sèche).

Ces quelques données illustrent la grande plasticité trophique reconnue chez les poissons estuariens (DAY *et al.* 1989).

Ces différentes observations mettent avant tout en évidence la complexité du système estuarien et l'ampleur des domaines pour lesquels l'information fait défaut.

Ainsi, faute d'un échantillonnage axé sur eux, des taxons dont l'importance écologique peut être prépondérante n'ont pas ici été abordés. Il s'agit notamment des Gobiidés, des Eleotridae (ou des Blenniidae) dont les larves sont parmi les plus abondantes dans ce type d'estuaire à mangrove (LITTLE *et al.* 1988 b ; PANDARÉ & TAMOÏKINE 1993 ; TITO de MORAÏS 1994) et dont la contribution au réseau trophique est vraisemblablement très sous-estimée. Certaines de ces espèces exercent elles-même un rôle de prédateur important vis-à-vis des larves et juvéniles (BEUMER 1978 ; ONADEKA 1993).

Bien que les poissons soient en général très souples dans leurs habitudes alimentaires - celles-ci résultant entre autres d'un apprentissage individuel (DILL 1983) - leur distribution suit, en estuaire comme ailleurs, la distribution de la ressource trophique (WHITFIELD 1980, 1988 b). Or si la fonction de nourricerie des estuaires est souvent attribuée à l'abondance de la ressource trophique pour les juvéniles, l'essentiel des exigences des stades larvaires et juvéniles est méconnu. Ainsi les exigences trophiques liées aux différentes phases du développement ontogénique sont souvent très distinctes (voir par exemple SHERIDAN & LIVINGSTON 1979 ou CHAVANCE *et al.* 1986), et le phénomène de sélection des proies peut être plus marqué au cours du développement d'une même espèce qu'entre différentes espèces adultes (SMALE 1987).

Le souci de mieux connaître les facteurs déterminant le maintien d'un potentiel halieutique doit donc conduire à préciser les relations trophiques liant le peuplement de poissons au milieu estuarien, en se consacrant en priorité aux stades larvaires et juvéniles, aux petites espèces vasicoles et aux crustacés.

4) DISCUSSION

Nous avons déterminé (§ 2-4) que l'estuaire de la Fatała, situé en zone de mangrove, jouait un rôle de nourricerie pour de nombreuses espèces de poissons dont certaines de valeur économique importante (Sciaenidae, Polynemidae,.... d'après DOMAIN 1989). Ceci n'exclut pas que la zone littorale joue le même rôle, sans que le protocole réalisé permette d'apporter de réponses quant à cette hypothèse.

Le souci de maintenir la ressource conduit néanmoins à s'interroger sur les raisons du rôle de nourricerie de l'estuaire. Ce souci conduit à s'interroger également sur les facteurs environnementaux qui conditionnent la présence des juvéniles. Parmi ceux-ci l'extension de la mangrove, sujette à une forte pression anthropique en Guinée (CCE-SECA 1990) est-elle un facteur déterminant ?

Nous essaierons dans cette section d'apporter des éléments de réponse à ces questions. Ceux-ci, dépassant le cadre de nos résultats, se basent essentiellement sur les acquis d'autres études en des milieux comparables.

4-1) Rôle de nourricerie de l'estuaire *sensu stricto*

Les estuaires jouent sous toutes latitudes un rôle de nourricerie depuis longtemps connu (BECKLEY -1984-, ROSS & EPPERLY -1985-, DAY *et al.* -1989- listent de nombreux auteurs qui sont arrivés à cette conclusion).

Dans la majorité des cas les géniteurs pondent en zone côtière (YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; WHITFIELD 1990) et les larves arrivent en estuaire par nage active et transport passif (migrations verticales actives des larves dans la colonne d'eau, qui suivent la distribution du plancton et sont déplacées horizontalement par le mouvement de la couche d'eau dans laquelle elles se positionnent ; FORTIER & LEGGETT 1982, 1983 ; TZENG & WANG 1992).

Les raisons avancées pour expliquer le rôle de nourricerie des estuaires sont essentiellement liées à la forte turbidité et à la concentration des nutriments à l'embouchure des fleuves. En effet la résultante des courants fluviaux, côtiers et tidaux est généralement une accumulation de matière organique détritique ou minérale en aval de l'estuaire (WHITFIELD 1983 ; WOLANSKI *et al.* 1990), accumulation révélée par l'importance du panache turbide et par le volume oscillant turbide mais modulée selon la saison (DAY 1981 b, c ; WATTAYAKORN *et al.* 1990).

Cette accumulation de nutriments permet d'une part une croissance phytoplanctonique dans la limite de la couche d'eau euphotique (CLOERN 1987), d'autre part le développement d'une importante production macrophytique (algues,

herbiers ou mangrove en estuaires tropicaux), microphytique ou microbienne (DAY *et al.* 1989). Nous détaillerons plus loin le cas particulier de la mangrove. Cette production autotrophe, passant par une phase détritique dans le cas des végétaux, est à la base d'un réseau trophique dans lequel une part importante des consommateurs hétérotrophes est constituée par les copépodes, mysidacés et crevettes (ainsi en lagune Ebrié, Côte d'Ivoire -ARFI *et al.* 1987- ou en estuaire de Sierra Leone -BAINBRIDGE 1960-).

Les post-larves et juvéniles de poissons trouvent donc en estuaire des conditions favorables, notamment une ressource phyto- et zooplanctonique abondante, variée et donc adaptée à leur capacité de capture (MAY 1974 ; MILLER & DUNN 1980 ; MANN 1982 ; LEGETT 1986). Le zooplancton présente en outre l'avantage d'être plus énergétique, du fait de sa forte teneur en lipides, que les invertébrés benthiques (WHITFIELD 1985).

La turbidité est considérée comme un second facteur explicatif essentiel dans la mesure où elle limite considérablement la prédation des juvéniles par les ichthyophages chassant à vue ; la réduction de la distance de perception augmente la probabilité d'échappement de la proie et donc le taux de survie global de la population, comme l'ont mis expérimentalement en évidence VINIYARD & O'BRIEN (1976) ; CYRUS & BLABER (1987 a, b, c) ou GREGORY (1993).

Par ailleurs la faible profondeur propre aux zones estuariennes et intertidales limite l'accès aux grands prédateurs ichthyophages et est considérée comme un facteur favorable au développement des juvéniles (BLABER 1980 ; BLABER & BLABER 1980 ; KNEIB 1987).

La diversité d'habitats propre au milieu estuarien, comparativement au milieu marin, est une autre cause de concentration des juvéniles ; FRASER & CERRI (1982) CROWDER & COOPER (1982), NELSON & BONSDORFF (1990) ont quantifié la réduction de prédation liée à ce facteur en milieu dulçaquicole.

Enfin dans les cas d'estuaire à mangrove la présence de racines-échasses crée un ensemble d'abris accessibles aux seuls juvéniles (KRISHNAMURTHY & PRINCE JEYASEELAN 1981 ; THAYER *et al.* 1987 ; ROBERTSON & DUKE 1987), et l'ombre créée par la masse foliaire réduit les contrastes, diminuant la distance de perception des proies par les prédateurs (HELFMAN 1981) ; ces deux processus contribuent également à diminuer la pression de prédation sur les juvéniles.

Outre les avantages que présente la zone estuarienne pour les post-larves et juvéniles, deux autres facteurs contribuent à expliquer le rôle de nourricerie joué par les estuaires. Il s'agit d'une part de la plasticité des juvéniles vis à vis des conditions de salinité et de température dans le milieu (HOLLIDAY 1965 ; BLABER & BLABER 1980,

DAVIS 1988) et vis à vis de la ressource trophique (MILLER & DUNN 1980 ; HECHT & van der LINGEN 1992) ; d'autre part du coût énergétique de la nage active pour sortir des estuaires lorsque des oeufs et larves de poissons côtiers y sont entraînés passivement par les courants; que MILLER *et al.* (1985) estiment deux à trois fois supérieur au coût de la régulation thermique et saline à l'intérieur de la zone saumâtre.

4-2) Rôle de la mangrove

L'estuaire de la Fatale étant situé en zone de mangrove, se pose la question du rôle de la mangrove dans le maintien du stock halieutique. Si le protocole réalisé au cours de cette étude ne permet pas de répondre à cette question, différents travaux ont, en d'autres zones estuariennes de mangrove, tenté d'approcher ce problème.

Les mangroves font partie des écosystèmes estuariens et participent de ce fait au rôle de nourricerie joué par ceux-ci en général. Au schéma décrit ci-dessus on peut toutefois ajouter la productivité exceptionnelle des zones de mangrove, observée tout d'abord au niveau de la production foliaire des palétuviers (ODUM & HEALD 1975 ; WOODROFFE 1982) mais aussi du floc benthique (cyanobactéries, diatomées, algues : DOR & LEVY 1984 ; RODELLI *et al.* 1984). La production arborée est décomposée par un réseau microbien complexe mais non consommée directement par les poissons (GUIRAL 1994). La biomasse microbienne et fongique très diversifiée associée à ces détritiques (ALONGI 1988), complétée par l'importante production algale épiphytique liée aux palétuviers (RODRIGUEZ & STONER 1990) constitue, via la communauté planctonique, micro, meio et macrobenthique qui en dépend (ALONGI 1989), des niches alimentaires riches et variées exploitées séquentiellement par les différentes espèces et écophases de l'ichtyofaune (ROBERTSON & DUKE 1987).

Il faut cependant noter que le rôle de la formation végétale vis à vis de la production halieutique est peu clair. De nombreux auteurs confirment le rôle de nourricerie joué par la mangrove (PRINCE JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY -1980- en Inde ; LOUIS *et al.* -1985- en Guadeloupe ; TZENG & WANG -1992- à Taïwan) et l'expliquent par l'abondance de la ressource trophique ou par la protection offerte (BELL *et al.* -1984- en Australie ; THAYER *et al.* -1987- en Floride). D'autres auteurs, tels LITTLE *et al.* (1988 b) ne l'ont pas constaté, mais dans tous les cas il s'agit d'études qui n'ont pas été prolongées au delà de la zone de mangrove et qui ne permettent donc pas de comparaison avec les milieux environnants.

De telles études comparatives mettent en évidence des résultats contradictoires, notamment dans le domaine corallien (relations limitées entre ichtyofaunes de mangrove et de récif selon BLABER & MILTON -1990- ou THOLLOT -1992- ; relations étroites selon LAL *et al.* -1984-). Pour ce qui est des domaines non coralliens, BLABER

et al. (1985, Australie), ROBERTSON & DUKE (1987, Australie) concluent que la mangrove qu'ils ont étudiée ne joue pas de rôle de nourricerie significatif pour les espèces à haute valeur commerciale ; en d'autres études les mêmes auteurs arrivent à des conclusions différentes (BLABER *et al.* 1989) voire opposées (ROBERTSON & DUKE 1990 a).

Les conclusions tirées de ces études comparatives sont modulées lorsque sont examinés distinctement les différentes catégories d'espèces ou les modes d'utilisation du milieu (CHONG *et al.* 1990 ; ROBERTSON & DUKE 1990 b ; SASEKUMAR *et al.* 1992).

A notre connaissance une seule étude comparative à grande échelle traite de l'influence du couvert végétal mangrovién sur l'ichtyofaune : selon de SYLVA (1975), qui compare deux estuaires du Vietnam dont l'un a été défolié pendant la guerre (la litière ayant été évacuée en mer par les courants), le réseau trophique est beaucoup plus simple et variable saisonnièrement dans l'estuaire défolié.

Enfin plusieurs études ont montré une corrélation positive entre la surface de mangrove ou la longueur de côte à mangrove et la production halieutique en zone côtière (MACNAE -1974- et TURNER -1977- pour les crevettes ; YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* -1985 c- pour les poissons); ces derniers auteurs ont également mis en évidence la corrélation positive entre production halieutique dans le Golf du Mexique et débits fluviaux annuels. A échelle temporelle moindre, les variations de l'abondance de la ressource ichtyque ont également pu être reliées aux variations hydrologiques saisonnières (FLORES-VERDUGO *et al.* 1990).

Il ressort de ce tour d'horizon que le rôle de la mangrove, en tant que formation végétale, vis à vis de l'ichtyofaune n'est pas clairement établi. Cette formation végétale fait partie intégrante des milieux estuariens, tout en contribuant fortement à leur productivité globale, et les caractéristiques favorables au développement des poissons (richesse trophique, abri,...) sont celles de la mangrove autant que celles des milieux estuariens. L'abondante ressource nutritive a des origines multiples, difficilement étudiables, et la complexité des réseaux trophiques et énergétiques, où l'épibenthos semble jouer un rôle-charnière, ne permet pas, à l'heure actuelle, d'expliquer simplement les relations ichtyofaune-mangrove.

Il semble toutefois que, sur une trame commune qui est un rôle positif de la mangrove vis à vis du développement des juvéniles, les différences constatées entre les études citées ci-dessus peuvent être en partie explicitées par des différences de régimes fluviaux (exportation ou rétention des nutriments à l'intérieur de la mangrove), de turbidité (dont le rôle protecteur est restreint ou non à la mangrove) et de présence éventuelle d'habitats "alternatifs" en domaine côtier pour les juvéniles.

Les interactions entre ces trois seuls facteurs créent un large éventail de relations ichtyofaune-mangrove possibles.

Parmi ces habitats alternatifs, les zones de déferlement littorales semblent constituer des nourricières importantes complémentaires à celles des estuaires (ROSS *et al.* 1987 ; WHITFIELD 1989), certaines écophases spécifiques pouvant y être inféodées (BENNETT 1989). Les criques littorales constituent un autre type de nourriceries alternatives (BECKLEY 1985).

Si, sur la base de ces observations, on revient au milieu guinéen, la forte productivité halieutique de la zone côtière évoquée § II-3-3 peut s'expliquer par l'importance des apports fluviaux et de ruissellement pluvial à la mer (MAHIÉ 1993), après qu'ils aient été enrichis par la production phytobenthique et de régénération liée à la mangrove. Le flux hydrique de saison des pluies, associé au fort marnage résultant de la morphologie du plateau continental (§ I-1) permettent par effet de chasse une exportation effective de la production mangroviennne vers le littoral, en dépit de sa tendance à être retenue au niveau du volume oscillant et des communautés hétérotrophes intertidales qui la minéralisent (GUIRAL 1994). En outre le fait que les estuaires guinéens soient largement ouverts, qu'ils servent de lieu de grossissement à de nombreuses espèces et que les échanges entre ichtyofaunes intra-estuarienne et côtière soient continus (partie IV) contribue à l'exportation de matière organique élaborée et d'énergie de l'estuaire vers la zone littorale. Enfin l'étendue des vasières de front de mer découvertes à marée basse du fait du marnage et de la faible pente du plateau continental (BERTRAND 1993) favorise la production phytobenthique et donc l'enrichissement de la zone côtière.

Ces observations rejoignent indirectement les conclusions de LONGHURST & PAULY (1987) ; ces auteurs, après avoir contesté la validité de nombreuses études intra-estuariennes qui concluent à la dépendance des espèces côtières tropicales envers les estuaires, affirment que cette dépendance n'est, sauf exception, pas prouvée et expliquent ce fait par "l'estuarisation du plateau continental sous les tropiques en général" (LONGHURST & PAULY *op. cit.* p. 183).

On voit donc que la productivité halieutique de la zone côtière guinéenne semble, par des processus complexes qu'il sera difficile de mettre en évidence, liée à la fois au développement de la mangrove littorale, aux arrivées d'eau douce à la mer et au phénomène de crue saisonnière. Les aménagements qui auraient pour conséquences de modifier ces trois facteurs devront être envisagés en connaissance de cause.

SIXIÈME PARTIE
Synthèse générale et discussion

1) INTRODUCTION

Cette étude de la dynamique des peuplements de poissons estuariens en Guinée a abordé plusieurs aspects de l'écologie ichtyque dans ce type de milieu (déplacements, reproduction, trophisme), à plusieurs échelles (stationnelle, estuarienne, régionale), et permet d'envisager de placer les résultats dans une perspective plus générale sur le fonctionnement de ces systèmes côtiers particulièrement concernés par le développement démographique et urbain (HATCHER *et al.* 1989).

Nous envisagerons donc dans un premier temps une synthèse globale des résultats relatifs à la dynamique spatio-temporelle et aux stratégies vitales des espèces estuariennes du fleuve Fatała, présentés dans des parties IV et V. L'intégration des comparaisons régionales effectuées dans la seconde partie et de la comparaison estuaire-bras de mer de la troisième partie nous permettra d'aborder successivement un point de vue conceptuel et prédictif sur ce type de peuplement.

Cette approche globale nous conduira à formuler l'hypothèse d'un "estuaire côtier" le long du littoral guinéen, c'est à dire d'une continuité entre le milieu intra-estuarien et la zone côtière.

L'examen de ces différents aspects de l'écologie des poissons en estuaire conduira enfin à mettre en évidence le fait que plusieurs concepts d'écologie théorique des peuplements, applicables en milieu dulçaquicole ou marin, ne peuvent s'adapter de la même façon aux milieux estuariens, du fait de leur nature ouverte. Ceci laisse également ouvert le champ de recherche pour de nouveaux concepts propres à la profonde originalité de ces systèmes d'interface.

D'un point de vue physicochimique, nos résultats ont tout d'abord mis en évidence l'amplitude des fluctuations mésologiques dans le secteur estuarien du fleuve Fatała. Côté lotique la crue est un phénomène aux conséquences majeures sur la structure du milieu en termes de variation haline, courantologique et turbide, dont l'effet se fait sentir tout le long du littoral guinéen et à plusieurs kilomètres au large. Côté marin une variation saisonnière jusqu'ici peu évoquée a également été mise en évidence, dont le rôle écologique vis à vis de l'ichtyofaune s'avère important : il s'agirait du front méridional de l'upwelling sénégalais de janvier.

Il est donc justifié de considérer ce milieu comme physiquement contraint, et plusieurs auteurs dont ALBARET & ECOUTIN (1990) ou GUIRAL (1992) ont démontré le rôle structurant joué par les facteurs abiotiques sur les peuplements de milieu saumâtre en Afrique de l'Ouest.

L'étude de la dynamique spatio-temporelle du peuplement de poissons estuarien grâce à deux engins différents (senne tournante coulissante et filets maillants) dont les captures ont révélé la nécessaire complémentarité a également mis en évidence le rôle structurant des variations des paramètres environnementaux sur l'ichtyofaune.

Les patrons décrits dans la quatrième partie ont permis de distinguer plusieurs groupes d'espèces ayant chacun une stratégie d'occupation du milieu originale (§ IV-2-2-3) ; les stratégies reproductives et trophiques mises en évidence dans la cinquième partie ont par ailleurs permis de compléter la perception des différentes stratégies vitales développées par les espèces du peuplement. Une synthèse permet maintenant de considérer trois composantes majeures dans le peuplement estuarien de la Fatała :

1) une composante estuarienne et côtière, dans laquelle on peut distinguer deux groupes :

- les espèces qui occupent surtout le domaine côtier et uniquement l'aval de l'estuaire, en y réalisant toutefois l'intégralité de leur cycle vital. Il s'agit essentiellement là de petits pélagiques planctonophages, abondants et grégaires, tels *Chloroscombrus chrysurus* ou *Sardinella maderensis*. Leur abondance varie beaucoup selon la saison et connaît un pic marqué au mois de janvier, qui a été mis en parallèle avec le phénomène d'upwelling constaté à cette époque ;

- les espèces qui n'occupent l'estuaire qu'à un moment de leur cycle, mais sans s'y reproduire. Les écophases sont alors juvéniles et adultes (cas de certains sciaenidés

côtiers tel *Pseudotolithus brachygnatus*) ou uniquement adultes (visiteurs occasionnels marins, prédateurs epibenthophages et/ou ichtyophages ; ainsi du rémora, des lutjanidés).

Les espèces de cette composante estuarienne et côtière connaissent une distribution variable en fonction de la saison ; elles remontent jusqu'à mi-estuaire avec la saison sèche et la marinisation du milieu, pour redescendre en domaine côtier au moment de la crue. Elles présentent des périodes de reproduction diverses, asynchrones, mais souvent très longues (six à huit mois).

La part de cette composante dans le peuplement estuarien global est très variable dans la mesure où elle est très influencée par l'abondance des petits pélagiques.

Lors de notre échantillonnage les captures de la station marine (distante de 4 km des côtes) ont en outre permis de mettre en évidence certaines espèces (*Pentanemus quinquarius*, *Brachydeuterus auritus*,...) abondantes en milieu côtier mais qui ne pénétraient pratiquement pas à l'intérieur des limites rivulaires, la ligne de côte constituant pour elles une frontière écologique.

2) une composante estuarienne fondamentale, dans laquelle on peut également distinguer deux groupes :

- les espèces strictement estuariennes, dont le cycle vital se réalise à l'intérieur des limites rivulaires. Les Gobiidae sont, comme dans la plupart des milieux estuariens du monde, les représentants les plus abondants de ce groupe (DANDO 1984 ; DAY *et al.* 1989), qui comprend également des Mugilidae, et au total une quinzaine d'espèces parmi lesquelles nous avons classé *Pellonula leonensis* ou *Drepane africana* ; ces espèces sont surtout omnivores ou dépositives ;

- des espèces à large distribution, que l'on rencontre à tous les stades dans l'estuaire (juvénile, adulte, reproducteur), mais pour lesquelles se manifeste une certaine ségrégation spatiale, les juvéniles étant concentrés dans les stations médianes et les reproducteurs vers l'embouchure et la côte. Ce groupe est composé en majorité de prédateurs pour lesquels les crevettes et, dans une moindre mesure les crabes constituent une ressource trophique essentielle.

Cette composante estuarienne fondamentale est extrêmement tolérante aux conditions de milieu ; la plupart de ses espèces est ubiquiste et permanente, et forme donc un contingent assez stable dans le temps et l'espace. Elle est numériquement la plus abondante dans nos captures, du fait de la dominance d'*Ilisha africana* et de *Pseudotolithus elongatus*. Dans la plupart des cas les espèces constitutives présentent une stratégie de reproduction permanente.

3) une composante continentale dont les espèces ne se reproduisent pas dans l'estuaire mais l'occupent au moment de la crue. Là encore on peut distinguer deux groupes, constitués de peu d'espèces et de peu d'individus :

- quelques espèces tolérantes qui descendent en saison des pluies s'alimenter jusqu'en zone saumâtre (notamment *Chrysichthys johnelsi*) ;

- une communauté dulçaquicole, composée de Cichlidae, de Characidae ou de Mormyridae qui se structure lentement en amont de l'estuaire lorsque celui-ci est en eau douce et disparaît dès le retour du front salin.

Les représentants de ces deux groupes ne semblent pas se reproduire en eau saumâtre mais les zones humides annexes, soumises à l'alternance marégraphique, jouent un rôle important de nourricerie.

L'analyse des stratégies temporelles de reproduction a donc mis en évidence une diversité de tactiques, avec comme point commun une longue période génésique chez la plupart des espèces estuariennes et côtières, qui a pu être interprétée comme une assurance de recrutement suffisant quels que soient les aléas du milieu (WALLACE 1975 b). Par contre plusieurs indices, notamment ichtyoplanctonologiques, semblent indiquer (§ V-2-3) que l'activité de reproduction est relativement faible dans l'estuaire de la Fataha, mais qu'il existe sur ce point une continuité entre l'intérieur de la zone estuarienne et le littoral. Ceci conduit à l'hypothèse de zones de ponte localisées en domaine côtier pour de multiples espèces estuariennes.

Peu d'espèces semblent utiliser l'estuaire comme frayère, mais celui-ci joue néanmoins un rôle important de nourricerie, comme en témoignent la migration au stade ichtyoplanctonique de plusieurs espèces dominantes depuis la côte vers les stations intra-estuariennes, ainsi que l'abondance des stades juvéniles dans ces mêmes stations. Les causes et les mécanismes de ce processus n'étant pas connus en Guinée, l'étude de l'ichtyoplancton (déterminisme de la migration estuarienne, sources trophiques, limites de tolérance,...) se révèle nécessaire à la compréhension et à la gestion pérenne de la ressource.

Replacés dans un contexte régional, ces résultats font ressortir l'extrême diversité des milieux estuariens d'Afrique de l'Ouest. A la diversité des conditions abiotiques évoquée § II-3 répond celle des populations et des peuplements de poissons.

Contrairement à une idée répandue (cf. § II-3), la richesse spécifique de ces milieux estuariens ou lagunaires est tout à fait comparable à celle des rivières, et jamais inférieure au tiers du nombre d'espèces rencontrées en mer sur le plateau continental. Ceci est la conséquence du caractère ouvert et fluctuant de ces milieux d'interface, occupés *temporairement* ou *partiellement* par de nombreuses espèces d'origine marine

ou continentale (incursions momentanées ou présence limitée à certaines écophases). Ce caractère ouvert étant un trait fondamental du milieu estuarien (DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA 1982 ; DAY *et al.* 1989), l'approche fréquente qui consiste à limiter le recensement des espèces "estuariennes" à celles qui accomplissent l'intégralité de leur cycle biologique en estuaire, en excluant celles qui ont développé une stratégie de migration (stratégie dont l'importance en milieu physiquement contrôlé a notamment été soulignée par AMANIEU & LASSERRE -1982- , LEGETT -1984- ou ZIJLSTRA -1988-), ne nous paraît pas justifiée.

Au niveau des peuplements, la variabilité des compositions faunistiques dans les différents milieux estuariens et lagunaires considérés montre la flexibilité des communautés selon la prépondérance de l'influence fluviale ou marine. On a ainsi proposé d'expliquer la forte richesse spécifique observée dans la plupart des milieux ouest-africains par deux processus antagonistes :

- 1) de fortes variations hydrologiques dans certains estuaires normaux tels celui du fleuve Sénégal, qui entraînent la pénétration successive et temporaire des faunes duçaquicole et thalassique euryhaline ;
- 2) le défaut d'influence continentale dans les estuaires inverses (ex : Casamance), qui permet à la riche faune thalassique sténohaline une colonisation accrue, en l'absence de barrière saumâtre.

Dans tous les cas un groupe de plus de vingt espèces totalement ubiquistes (§ II-3-2) forme ce "peuplement de base que l'on retrouve dans tous les milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest" (ALBARET & ECOUTIN 1990).

Un fait important est la diversité des espèces numériquement dominantes, selon les conditions du milieu (souvent de petits clupeïdés pélagiques, mais remplacement d'une espèce par une autre selon le système estuarien ou selon la période de l'année).

Au niveau spécifique, la comparaison des stratégies développées en différents secteurs d'Afrique de l'Ouest (V^e partie) a mis en évidence la très grande plasticité écophysiological, reproductive ou trophique de ces espèces de milieu saumâtre. Les variables du milieu semblent, pour cette catégorie d'espèces, davantage induire des adaptations physiologiques, éthologiques ou modifier les abondances relatives que conditionner leur présence ou leur absence dans l'estuaire (certains auteurs, dont MILLER *et al.* -1985-, intégrant l'extrême adaptabilité des espèces saumâtres du necton, remettent en cause la vision des estuaires comme des environnements stressants, ainsi que le "dogme des conditions extrêmes" -PETERSON & ROSS 1991-).

Un point de vue complémentaire est apporté par la troisième partie de ce travail, qui avait pour but de tester l'influence du système fluvial amont sur l'abondance et la richesse spécifique de l'ichtyofaune estuarienne d'après un suivi en estuaire vrai (Fatala) et en bras de mer (Dangara). Les résultats ont montré qu'il n'y

avait pas de différence significative entre les deux systèmes considérés, alors que ces descripteurs étaient pourtant corrélés à des variables du milieu elles mêmes significativement différentes dans les deux systèmes. Ce phénomène a pu être expliqué par un processus de "compensation spécifique" conduisant à un renouvellement des espèces par migrations séquentielles sans que ne varient la richesse spécifique et l'abondance.

Il est possible de considérer, sur la base de ces résultats, que ces communautés de poissons estuariens sont organisées sur la base d'une *redondance fonctionnelle* (BLANDIN *et al.* 1976). Dans un tel type de communauté les diverses fonctions au sein du système sont à même d'être remplies par différentes espèces selon les conditions du milieu.

Cela semble être le cas des milieux estuariens d'Afrique de l'Ouest où :

- la richesse spécifique est importante (même si elle peut résulter d'un processus de migrations temporaires) ;
- la plasticité physiologique des espèces estuariennes strictes est très grande ;
- un processus de compensation spécifique est avéré dans certains estuaires (remplacement au cours du temps de certaines espèces par d'autres, qui occupent une même place fonctionnelle ; ainsi *Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata* ou *Ilisha africana* qui dominent successivement dans les différents estuaires et lagunes d'Afrique de l'Ouest ; cf. § II-3 et III-4) ;
- les stratégies de reproduction sont diversifiées et variables, pour les principales espèces, selon les milieux ;
- la majorité des espèces rencontrées en estuaire présente plusieurs écophases, les ressources trophiques et la répartition dans le milieu étant différentes pour chacune d'entre elles (multiplication des niches ontogéniques ; WERNER & GILLIAM 1984) ;
- l'adaptabilité du régime trophique à la ressource est très importante, et *Pellonula leonensis* en offre un exemple extrême.

Outre le fait que l'exclusion de certaines espèces est surtout dû à la sélection par les facteurs abiotiques (DAY & GRINDLEY 1981 ; YAÑEZ-ARANCIBIA 1985), la vaste distribution de nombreuses espèces estuariennes (46 espèces sont présentes dans 5 des 6 milieux estuariens analysés dans la seconde partie, soit près de 20% de la totalité des espèces recensées en estuaire) peut également s'expliquer comme une conséquence de leur plasticité écologique, qui limite les processus d'exclusion compétitive, par diversification du régime trophique ou des périodes de reproduction des populations en cas de compétition inter-spécifique. Cette hypothèse prend place parmi d'autres sur le même sujet, que détaille notamment SCHOENER (1989).

Cette hypothèse de la redondance fonctionnelle des peuplements estuariens a plusieurs corollaires concernant l'évolution de la ressource en cas de modifications du milieu.

Lorsque l'on se place dans un milieu estuarien donné et que l'on suit l'évolution du peuplement, sa stabilité (comprise ici comme la permanence de sa composition et de sa structure au cours de l'année) est soumise aux influences antagonistes de deux processus : d'une part la mobilité de certaines espèces en milieu ouvert réduit considérablement cette stabilité à court terme en cas de perturbation du milieu ; d'autre part l'adaptabilité d'autres espèces plutôt résidentes leur permet de supporter les variations météorologiques et favorise donc la stabilité.

A l'échelle saisonnière la résultante va nettement dans le sens d'une instabilité du peuplement (DAY *et al.* 1989 ; ALBARET & DIOUF 1994).

A l'échelle de la décennie (ordre de grandeur supérieur), il semble que la composition des peuplements estuariens soit stable (LIVINGSTON 1976 ; DAY *et al.* 1981 ; DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA 1985 ; WHITFIELD 1994 b), et cette stabilité peut être vue comme une conséquence de la redondance fonctionnelle à l'intérieur du peuplement, qui permet une adaptation de celui-ci aux variations temporaires du milieu (via une éventuelle variation de la diversité au sens de Shannon ; cf. fig. 6-1). Elle permet ainsi aux espèces estuariennes "de revenir à leur état initial après s'en être notablement écarté, signe de stabilité au sens de CONNELL & SOUSA (1983)" (VIDY 1993).

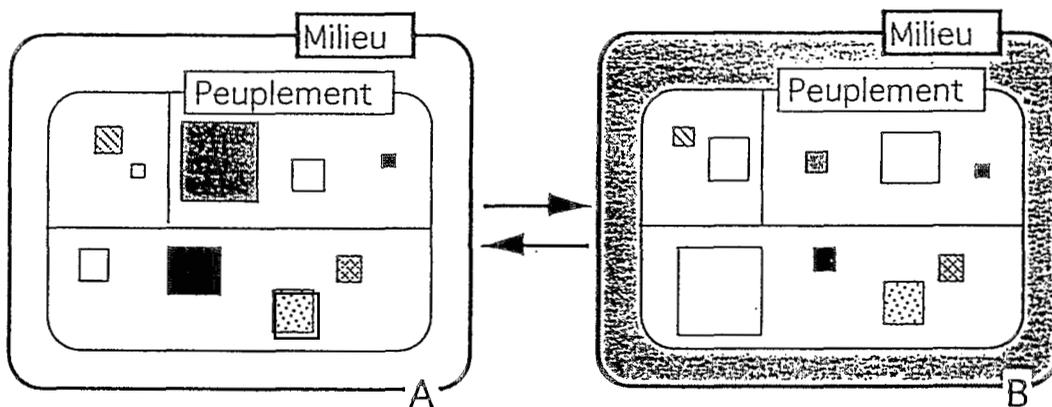


Figure 6-1 : Hypothèse de la redondance fonctionnelle.

Les espèces sont représentées par des carrés de surface proportionnelle à leur abondance.

Les compartiments représentent des fonctions (reproductives, trophiques,...)

A : Etat de référence.

B : Sous l'action de modifications de milieu, l'abondance de chaque espèce est modifiée (variation éventuelle de diversité), la richesse spécifique totale restant stable du fait de la plasticité des espèces.

Cette stabilité à long terme constatée chez les peuplements d'estuaire caractérise également l'ensemble de l'écosystème de mangrove d'Afrique de l'Ouest (GUIRAL, in prep.) et semble propre aux communautés de milieux fluctuants et erratiques (EMERY 1978 ; BRUTON 1989).

Cependant les limites de cette stabilité sont mises en évidence par le suivi de diverses modifications profondes d'un milieu saumâtre -hypersalinisation (ALBARET 1987) ; isolement de la mer (AMANIEU & LASSERRE 1982) ; marinisation (ALBARET & ECOUTIN 1989)- qui montrent que les peuplements connaissent alors une variation importante de leur richesse, spécifique et de leur structure, l'intérêt se portant alors sur leur résilience en cas de restauration.

La mise en évidence des mécanismes sous-jacents à la stabilité et à la résilience des peuplements estuariens est un champ d'étude d'importance majeure dans la mesure où il permettrait de mieux assurer le maintien de la diversité (diversité spécifique, diversité fonctionnelle, donc diversité de la ressource) face aux modifications à court terme d'un milieu qui figure parmi les plus affectés par l'action anthropique et les changements globaux. Il est cependant important de noter que si la tolérance et l'adaptabilité sont inscrites dans le patrimoine génétique des espèces estuariennes (SCHACHTER 1969 ; BATTAGLIA & FAVA 1982), elles sont relatives aux variations de milieu "naturelles", rencontrées au cours de l'évolution de l'espèce.

L'exemple montre malheureusement qu'elles ne permettent pas aux espèces de s'adapter à des perturbations de milieu d'origine anthropiques lorsque celles-ci sont de vélocité (vitesse mise pour atteindre le maximum d'amplitude), d'amplitude, de durée ou de nature inhabituelle (LIVINGSTON 1984 ; 1985 ; VIDY 1993 ; ALBARET & DIOUF 1994). Les perturbations par pollution ou par aménagement hydraulique rentrant dans ce dernier cadre doivent être envisagées sans que l'on puisse tabler sur la stabilité des peuplements estuariens évoquée ci-dessus.

Les trois composantes du peuplement estuarien ci-dessus définies peuvent servir de base à une estimation plus fine de la réponse des différentes espèces à une perturbation anthropique. Ainsi, dans l'hypothèse d'une diminution à terme de la surface de mangrove par exploitation et d'une régulation du débit fluvial par barrage, plusieurs cas sont à détailler :

- les espèces de la composante continentale, dont le cycle vital s'accomplit essentiellement en milieu fluvial en amont de la mangrove seraient peu sensibles à une variation de la surface de celle-ci. Leur période de reproduction semblant par contre liée à la crue, il conviendrait de mieux cerner le déterminisme de celle-ci avant d'envisager les conséquences d'une régulation hydraulique ; les conséquences les plus importantes de cette régulation seraient certainement celles relatives à l'inaccessibilité des zones annexes humides dont le rôle de nourricerie apparaît majeur ;

- la composante estuarienne fondamentale semble relativement tolérante vis à vis des conditions physicochimiques du milieu ; une régulation du flux hydrique verrait certainement sa remontée dans l'estuaire, au début et à la fin de la saison des pluies, plus en amont qu'actuellement. La stratégie de reproduction permanente des espèces de ce groupe milite également pour leur plasticité génésique face à une perturbation du régime fluvial, mais le déterminisme du recrutement et les conséquences d'une modification du milieu sur celui-ci restent à caractériser. Par ailleurs beaucoup de ces espèces ont, au stade adulte, une alimentation dans laquelle domine l'épibenthos ; il apparaît donc nécessaire de préciser les conséquences des modifications envisagées, et particulièrement d'une réduction de la mangrove, sur cette faune épibenthique. Si le régime alimentaire des stades adultes semble assez plastique, on ignore ce qu'il en est des stades larvaires et juvéniles. Globalement la dépendance de cette composante envers la mangrove n'est pas connue ;

- la composante estuarienne et côtière est celle pour laquelle les conséquences de perturbations anthropiques sont les plus difficiles à envisager. En effet elle est constituée de pélagiques planctonophages susceptibles de compensation spécifique, dont le déterminisme de l'abondance est "naturellement" mal identifiable (MARCHAL 1993), et de nombreuses espèces relativement occasionnelles dans l'estuaire, pour lesquelles notre étude n'apporte que peu de données. Par ailleurs la dépendance de ces espèces envers les conditions propres au milieu estuarien est délicate à apprécier, dans la mesure où manquent les informations sur leur distribution côté océanique. Il est néanmoins très probable qu'une réduction significative des arrivées d'eau douce à la mer, de la surface de mangrove ou plus simplement qu'un écrêtage sévère des crues réduisant l'effet de chasse limitent l'enrichissement organique et donc la productivité halieutique de la zone côtière, pour les raisons exposées § V-4. Cependant le fait que la zone côtière guinéenne soit soumise à l'influence combinée de plusieurs grands fleuves peut contribuer à limiter la portée des aménagements effectués sur un seul d'entre eux.

3) HYPOTHÈSE DE L'ESTUAIRE CÔTIER

Le faisceau d'indices, tant physico-chimiques que biologiques, recueillis au cours de ce travail et accréditant l'idée d'une continuité à grande échelle entre l'estuaire étudié et le domaine littoral guinéen nous conduit à proposer l'idée d'un "estuaire côtier" qui existerait en Guinée au moins pendant la saison des pluies.

La notion d'estuaire côtier, depuis longtemps esquissée (CASPER 1954 ; KETCHUM 1967 in MANN 1982 ; RODRIGUEZ 1975) a été détaillée en Asie du sud-est par BLABER (1981 ; § II-3) et illustrée notamment par CHONG *et al.* (1990) en Malaisie, où s'exprime une continuité hydrochimique et écologique entre mer et mangrove.

Dans le cas de la Guinée, où elle a été évoquée pour la première fois par ALBARET (1990), l'appellation d'estuaire côtier se justifie par :

- la similitude des conditions de milieu (dessalement, turbidité, nature du fond,...) entre zone littorale et domaine estuarien au sens strict (§§ I-1-1 et IV-2-1) ;

- l'observation d'une activité génésique importante en zone littorale, notamment à proximité des îles de Loos (PANDARE & TAMOÏKINE 1993), chez des taxons considérés comme estuariens (Sciaenidae, Mugilidae) ;

- la présence d'une communauté dont le cycle vital semble s'accomplir à la fois en secteur estuarien et côtier (§ V-2-4) ;

- le fait que l'activité reproductrice d'espèces connues pour frayer en zone saumâtre comme *Pseudotolithus elongatus* (Sciaenidae ; LE GUEN 1971) soit faible en Fatale mais apparemment plus intense en secteur côtier guinéen ;

- les captures réalisées le long du littoral par DOMAIN (1989), qui confirme la typologie de LONGHURST (1963) et mentionne la présence d'une "communauté à Sciaenidae d'estuaire que l'on trouve en abondance de la côte aux fonds de 8 m, soit jusqu'à environ 12 km au large".

Notre échantillonnage ne s'étant pas prolongé au delà de 4 km en mer, nous manquons évidemment d'éléments déterminants pour valider ce qui est posé comme une hypothèse. Il faut toutefois noter qu'une hypothèse similaire de "nursérie littorale" a été émise par VENDEVILLE en 1993 à propos de crevettes Penneïdes le long de la côte guyanaise, où prévalent des conditions hydrochimiques comparables à celles de Guinée. Nous n'avons pas retenu ici ce terme de "nursérie littorale" car aucune donnée ne nous permet de dire si la zone littorale guinéenne joue, comme les estuaires, un rôle de nourricerie vis-à-vis de l'ichtyofaune.

Par ailleurs nos données ont également mis en évidence une spécificité de l'estuaire intra-rivulaire, perceptible -par défaut- grâce à quelques espèces côtières évoquées ci-dessus qui ne pénètrent pas au delà de l'embouchure. Les raisons de cette spécificité restent à déterminer ; la notion de confinement peut ici être envisagée comme l'une des réponses possibles (GUELORGET & PERTHUISOT 1983), de même que la forte

turbidité permanente à l'embouchure (§ IV-2-1-1) qui pourrait être incompatible avec les caractéristiques branchiales de ces espèces (CYRUS & BLABER 1987).

Enfin la question des limites marines de cet "estuaire côtier" reste posée ; le suivi du stock halieutique côtier par DOMAIN (1989) fournit des éléments de réponse basés sur la distribution saisonnière des communautés démersales, mais une étude écologique du fonctionnement de ce système littoral guinéen reste à faire. Une comparaison avec les systèmes congolais ou guyanais similaires (LOUBENS 1966 ; BAUDIN-LAURENCIN 1967 ; DAGET & STAUCH 1968 ; A. & L. TITO DE MORAIS 1994) serait certainement fructueuse.

La figure 6-2, à rapprocher de la figure 1-3, permet de positionner approximativement l' "estuaire côtier" à l'échelle du littoral guinéen.

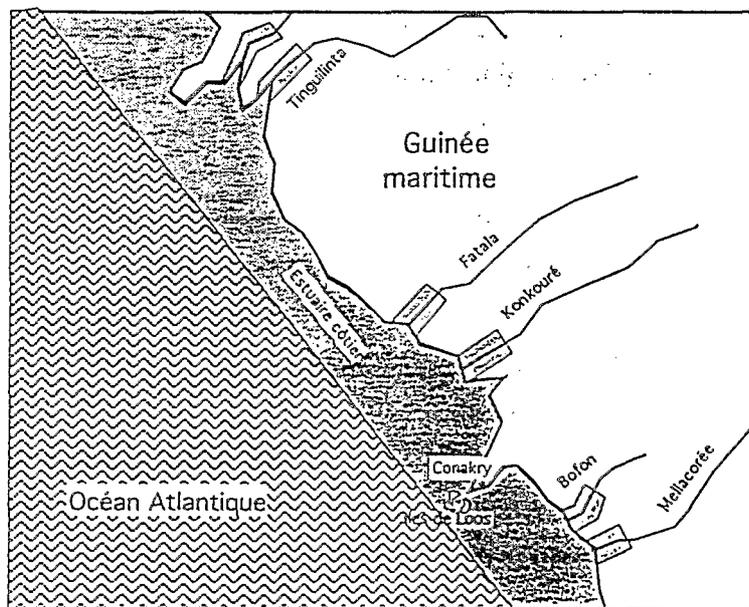


Figure 6-2 : Hypothèse de l'estuaire côtier le long des côtes guinéennes

Enfin on notera que la notion d'estuaire côtier a été intégrée par DAY *et al.* en 1989, la nouvelle définition qu'ils donnent de l'estuaire incluant -lorsqu'elle existe- la zone turbide en domaine océanique, et donc "les eaux côtières adjacentes". En l'absence d'informations préalables sur le système saumâtre abordé, notre étude a été menée dans un domaine estuarien défini au sens strict (§ I-1-2-1) ; or les résultats acquis mettent en évidence le fait que dans le contexte guinéen, l'estuaire doit être envisagé au sens large, et que notre étude s'est ainsi limitée à une *fraction* du peuplement estuarien tel qu'il peut être défini.

Ceci peut avoir pour conséquence une sur-estimation de la variabilité spatio-temporelle du peuplement ; en effet on peut s'attendre à ce que la fraction côtière de ce peuplement, vivant dans un milieu plus tamponné, à moindre variabilité environnementale que la zone intra-rivulaire, présente une distribution plus homogène dans le temps et l'espace que la fraction ici étudiée.

Les estuaires sont des milieux d'interface, qui ont été selon les cas perçus comme la fin de l'écosystème fluvial (CASPER 1954), comme des incursions ou des diverticules de l'écosystème marin, comme des écotones (WINEMILLER & LESLIE 1992 ; RAY & HAYDEN 1992) ou comme des écosystèmes à part entière (DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA 1985). En conséquence ils ont été abordés selon des optiques différentes, et l'examen des approches possibles, des concepts envisageables, met en lumière plusieurs champs théoriques susceptibles d'être explorés à partir de ces objets d'étude multiformes.

Sans prétendre à un historique des travaux sur la biologie en zone saumâtre, une examen des anciens travaux dans ce domaine, dont les premiers ont été attribués à REDEKE (1922 *in* SEGERSTRALE 1959), montre qu'ils se sont avant tout attachés à établir des classifications détaillées, de plus en plus complexes, des paramètres de l'environnement (salinité -D'ANCONA 1958- ; salinité + climat - HEDGPETH 1951- ; composition ionique -KIENER 1978-), de la faune selon ses performances écophysologiques (échelle d'heuryhalinité à 28 degrés de FISCHER-PIETTE -1933-), ou même du milieu selon les espèces présentes (van der WERFF 1957 *in* KIENER 1978). Cette volonté de classification, qui n'a pas abouti à des modèles d'ordre général (SCHACHTER 1969), a eu pour corollaire la notion de triage des espèces, dont PETIT & SCHACHTER relèvent dès 1951 les limites à caractériser les milieux saumâtres. En outre ce dernier auteur note (*op. cit.*) que la recherche des limites léthales spécifiques se heurte aux interactions entre plusieurs facteurs, et REMANE & SCHLIEPER (1971) que les préférences d'une même espèce peuvent varier selon les biotopes.

L'importance accordée aux facteurs mésologiques a ainsi conduit à axer longtemps les recherches sur la physiologie, comme le montre l'ouvrage de KIENER (*op. cit.*).

Ces différentes approches, souvent basées sur des lagunes européennes et sur les crustacés, ont conduit à une perception des milieux saumâtres en terme de confinement, de stress physiologique, de pauvreté spécifique et même de "faune relictive", d'instabilité biocoenotique, d'écotone, de vivification par la mer (SCHACHTER 1969).

L'évocation de ces travaux met en relief, par contraste, la perception tout autre qui est sous-tendue par notre approche. Dans celle-ci, la notion de milieu estuarien, encore influencée par une définition qui privilégie le confinement intra-rivulaire, est partiellement examinée en dehors de ces limites géographiques ; les questions des performances écophysologiques spécifiques et des interactions entre facteurs n'ont pas été étudiées mais a priori intégrées par le choix de l'analyse numérique multivariée ; la notion de richesse spécifique estuarienne a été abordée dans le cadre d'un système ouvert, où toute espèce utilisant temporairement le milieu est

comptabilisée comme estuarienne ; les catégories d'espèces ont été établies d'après l'ensemble de leurs stratégies vitales spatio-temporelles, sans référence aux variables abiotiques ; les relations de causalité entre ces variables abiotiques et la distribution du peuplement ont été peu détaillée après qu'ait été mis en évidence le biais lié à une co-variation dans le plan spatio-temporel ; la plasticité physiologique, reproductive et alimentaire des nombreuses espèces rencontrées a été soulignée.

L'ensemble de cette approche a vraisemblablement pour conséquence de faire apparaître le milieu estuarien ici étudié comme très ouvert, aux dimensions d'un écosystème, d'une richesse spécifique du même ordre de grandeur que les milieux adjacents, occupé ou non par des espèces très mobiles selon ses caractéristiques saisonnières et leurs propres tolérances, pénétré à la fois par les faunes thalassiques et dulçaquicoles,...

Cette perception est sans doute liée à la spécificité de l'ichtyofaune tropicale et aux caractéristiques hydrologiques du système étudié. La comparaison avec la perception évoquée ci-dessus montre néanmoins la nécessité d'intégrer de multiples études et points de vue avant d'envisager une caractérisation fonctionnelle globale des milieux saumâtres. Elle révèle sans doute aussi la prudence nécessaire avant de regrouper estuaires et lagunes dans le même ensemble de "zones saumâtres". Elle met enfin en évidence la diversité de représentations que ce type de milieu peut générer, cette diversité ayant pu être un frein à la proposition de concepts directeurs propres aux zones estuariennes et lagunaires.

La nécessité de concepts relatifs aux zones estuariennes est également soulignée par le fait que certains concepts propres aux domaines marins ou fluviaux ne s'appliquent pas à ces systèmes d'interface.

Ainsi la loi d'Arrhenius qui lie la richesse spécifique fluviale à la surface du bassin versant (ARRHENIUS 1921) est inadaptée aux secteurs estuariens des fleuves, du fait de leur ouverture aux espèces marines.

Le concept d'Intermediate Disturbance Hypothesis, selon lequel la diversité spécifique d'un écosystème est une fonction parabolique de la perturbation qu'il subit (CONNELL 1978) et qui a été appliqué au milieu lotique (WARD & STANFORD 1983), semble être exactement contredit en milieu estuarien si l'on retient l'hypothèse formulée dans la seconde partie pour expliquer la richesse spécifique en estuaire (§ II-3-1).

En effet selon cette hypothèse basée sur les estuaires d'Afrique de l'Ouest, et en considérant la crue comme une perturbation hydrologique du système, les estuaires inverses ne recevant pas d'apports fluviaux (perturbation nulle) sont investis par la

faune marine riche en espèces et la richesse spécifique est alors forte (ex : le Siné-Saloum). Les estuaires de fleuves réguliers, dont la crue de faible amplitude occasionne une perturbation moyenne, sont toujours saumâtres et la richesse spécifique, restreinte aux espèces estuariennes strictes, est alors faible. Enfin les fleuves à forte perturbation saisonnière tels le Sénégal (crue de grande amplitude) voient leur estuaire occupé successivement par des espèces d'origine dulçaquicole ou marine, et la richesse spécifique est alors forte (fig. 6-3).

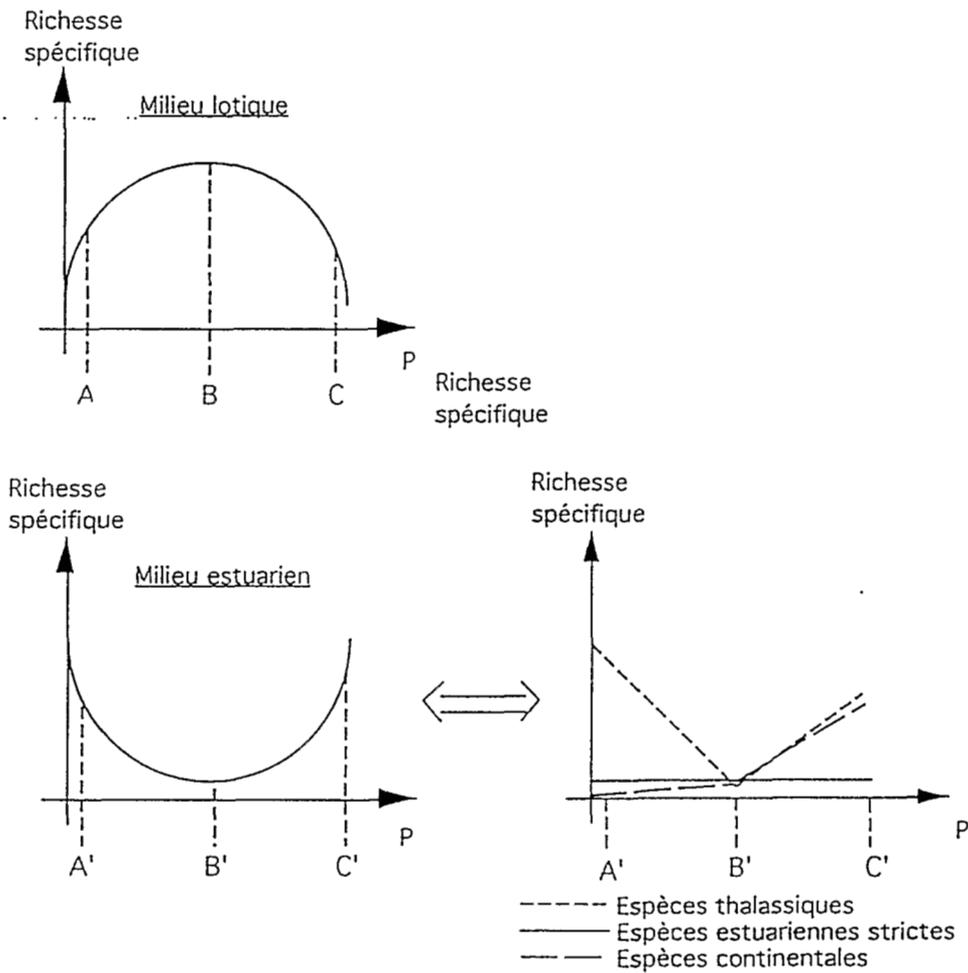


Figure 6-3 : Relations théoriques entre richesse spécifique et perturbation P en milieu lotique et en milieu estuarien

A : faible perturbation : structuration sur facteurs biotiques, faible richesse spécifique
 B : perturbation moyenne : faible compétition, diversité de niches, forte richesse spécifique
 C : forte perturbation : structuration sur facteurs abiotiques, faible richesse spécifique

A' : perturbation hydrologique nulle : espèces thalassiques, forte richesse spécifique
 B' : perturbation hydrologique moyenne : espèces estuariennes strictes, faible richesse spécifique
 C' : perturbation hydrologique forte : succession d'espèces thalassiques et dulçaquicoles, forte richesse spécifique

Cette opposition à la notion d'Intermediate Disturbance Hypothesis peut s'expliquer par le fait que le concept de Connell s'applique essentiellement à des milieux occupés par des espèces résidentes, et que le cas envisagé ici intègre le phénomène de migration en milieu ouvert.

Enfin le milieu estuarien apparaît comme un excellent champ d'application du concept d'écotone, défini comme une "zone de transition entre systèmes écologiques adjacents, qui possède un ensemble de caractéristiques définies par une échelle spatio-temporelle qui lui est propre, et par la force des interactions entre les deux systèmes adjacents" (HOLLAND 1988).

Du reste plusieurs auteurs ont considéré les estuaires ou lagunes comme des écotones, sans toujours justifier leur point de vue (SCHACHTER 1969 ; WINEMILLER & LESLIE 1992). Cependant d'autres scientifiques tels DAY & YAÑEZ-ARANCIBIA (1982) ou McHUGH (1985) les considèrent *a priori* comme un écosystème, sans préciser la notion attachée à ce mot. Enfin le cas des systèmes estuariens situés en zone de mangrove est encore plus complexe dans la mesure où la mangrove est en soi considérée, de façon quasi-unanime, comme un écosystème (BLASCO 1982 ; SNEDAKER & SNEDAKER 1984 ; MERCER & HAMILTON 1985 ; FIELD & DARTNALL 1987 ; ALONGI 1989 ; ...).

Chercher à tester l'hypothèse du statut d'écotone des estuaires est délicat dans la mesure où la définition est extrêmement large et où les critères permettant d'estimer si un système donné est ou non un écotone sont peu nombreux. On peut ainsi citer celui de l' "effet de bord" (LEOPOLD 1933 ; HANSEN & Di CASTRI 1992 ; SOLBRIG 1991 ; HANSEN *et al.* 1992), qui s'exprime ainsi : "*La diversité spécifique augmente des écosystèmes adjacents vers l'écotone, pour atteindre un maximum en zone d'hétérogénéité intermédiaire.*"

Un autre critère est celui du "filtre sélectif" (HANSEN & Di CASTRI 1992) qui permettrait le passage sélectif, dans un sens déterminé, entre les écosystèmes marin et lotique, de certaines espèces ou écophases mais non de toutes.

Si l'on considère l'estuaire de la Fatale, c'est effectivement une "zone de transition entre systèmes écologiques adjacents", qui est occupée par des espèces originaires des systèmes côtier et lotique et possède en outre, au titre de ses caractéristiques propres, une communauté résidente originale.

Cependant, quelle que soit la définition donnée à l'estuaire (intra-rivulaire ou côtier), la richesse spécifique de cette communauté résidente n'est pas supérieure à celle du système fluvial ou marin (cf. § II-3, en rappelant la difficulté liée à la définition du domaine marin dont la richesse spécifique doit être comparée à celle de l'estuaire).

En outre l'hypothèse de l'estuaire côtier, si on la retient, laisse à penser que la zone d'hétérogénéité intermédiaire se situe en domaine littoral et non dans les limites intra-rivulaires où les variations physicochimiques liées à la crue et aux marées concourent à

en faire une zone d'hétérogénéité maximale. Or l'augmentation de richesse spécifique en estuaire a été expliquée, dans le cas de fortes variations hydrologiques, par la présence temporaire d'espèces dulçaquicoles. Celles-ci ne pouvant pénétrer dans le milieu côtier toujours saumâtre (cf. § II-3-1); on peut penser que la richesse spécifique dans la zone d'hétérogénéité intermédiaire littorale est encore moindre que celle observée en estuaire *sensu stricto*.

Enfin le fait que nous n'ayons pas mis en évidence d'espèces diadromes laisse à penser que l'estuaire -ou une partie de l'estuaire- agit davantage comme une barrière que comme un filtre sélectif vis à vis de certaines espèces.

Ainsi, bien que la position de l'estuaire entre deux écosystèmes adjacents semble le faire correspondre à la définition d'un écotone, il apparaît difficile d'y déceler à l'échelle globale les propriétés caractéristiques, d'un point de vue concret, d'un tel écotone.

Cette question du statut de l'estuaire a cependant pour intérêt de soulever le problème des échanges et interactions entre écosystèmes adjacents. En ce sens elle met en évidence tout l'intérêt qu'il peut y avoir à considérer ce type de milieu sous l'angle de la "supply-side ecology", qui s'attache à exprimer l'organisation et le fonctionnement des peuplements intégrant les migrations et les transports à longue distance, et donc à formuler des modèles régionaux hiérarchiques (ROUGHGARDEN *et al.* 1987 ; FAIRWEATHER 1991).

Ces résultats mettent en évidence, à un premier niveau, le caractère fragmentaire du savoir relatif aux biocoenoses estuariennes et côtières. Le souci d'une perception systémique, en vue de mieux maîtriser le devenir de la ressource ichthyque, doit d'après nos conclusions conduire à axer les futures recherches sur les phases ichtyoplanctoniques, sur le déterminisme de leur recrutement et sur leur localisation, notamment dans la zone de déferlement littoral. Le corollaire de cette approche est de mettre parallèlement en évidence les facteurs qui conditionnent la ressource trophique aux différents stades de développement ontogénique des poissons, ressource dans laquelle les crevettes semblent jouer un rôle majeur.

L'ampleur de la tâche ici évoquée conduit à évoquer un second niveau d'étude, relatif à la plasticité et à la stabilité des peuplements estuariens et côtiers. Ce champ d'étude vise à prévoir l'évolution globale d'un peuplement de poissons sous l'action de modifications du milieu, sachant qu'il est impossible de cerner l'impact de ces modifications au niveau de chaque élément du réseau biocœnotique dont dépend le poisson. Il repose sur des concepts tels que celui de la redondance fonctionnelle évoqué ici mais nécessite d'être approfondi afin de mettre en évidence des conditions inhérentes à cette redondance qui semble favorable à la stabilité structurelle des peuplements estuariens d'Afrique de l'Ouest.

Toujours dans le cadre d'une perception de la ressource au sein d'un système complexe, la notion d'estuaire côtier mise en relief par ces travaux paraît revêtir une grande importance.

En effet les protocoles d'étude écologique de la ressource halieutique côtière semblent devoir intégrer cette hypothèse, compte tenu de l'extrusion en dehors des limites rivulaires et de l'échelle à laquelle semblent se dérouler les processus de production primaire et secondaire dans certains systèmes estuariens tels que celui étudié ici.

La notion d'estuaire côtier met également en relief le caractère ouvert des milieux estuariens, qui apparaît être un point d'importance majeure. En effet, au delà d'un truisme, ce caractère incite à reconsidérer plusieurs concepts écologiques importants élaborés à partir de modèles relativement clos. L'étude des estuaires met ainsi en évidence les contenus différents de la notion de richesse spécifique selon qu'elle est envisagée dans le cadre d'un écosystème (notion d'espèces permanentes) ou d'un écotone (notion d'espèces temporaires). Par ailleurs la présence d'un

peuplement de base ubiquiste présent dans tous les milieux saumâtres d'Afrique de l'Ouest, quelle que soit leur nature -lagunes, estuaires vrais, estuaires inverses, en zone de mangrove ou non- est un élément important qui plaide pour leur organisation systémique commune, conjointement à leur nature ouverte.

De larges perspectives conceptuelles sont ouvertes par la complémentarité au sein d'un même milieu de ces caractères généralement opposés.

Enfin cette étude a, je l'espère, laissé apparaître la richesse écologique du milieu étudié, que ce soit en termes faunistiques, écophysologiques, de stratégies vitales ou de concepts relatifs à l'organisation des peuplements. En ce sens les études menées en milieu tropical complètent et diversifient nettement les schémas issus des études réalisées en milieu estuarien tempéré, en permettant peut-être de percevoir, via des situations plus extrêmes, des modes de fonctionnement ou d'organisation généraux mais moins nettement exprimés en milieu tempéré.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGNESE (J.F.), PASTEUR (N.), LÉVÊQUE (C.) 1989 : Différenciation génétique de quelques populations de *Chrysichthys nigrodigitatus* et de *Chrysichthys johnelsi* (Pisces, Bagridae) de Côte d'Ivoire et du Mali ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 22 ; 2 ; 101-106
- ALBARET (J.J.) 1982 : Reproduction et fécondité des poissons d'eau douce de Côte d'Ivoire ; *Rev. Hydrobiol. trop.* 15 (4) : 347-371.
- ALBARET (J.J.) 1984 : Premières observations sur la faune ichthyologique de la Casamance. *Arch. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 131, 22p.
- ALBARET (J.J.) 1986 : La faune ichthyologique de la Casamance. Observations réalisées en 1984-1985. *Doc. Sc. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*
- ALBARET (J.J.) 1987 : Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 20 (3-4) ; 291-310.
- ALBARET (J.J.) 1990 : Éléments pour une étude écologique de la "zone saumâtre" guinéenne in Albaret & Ecoutin : Rapport de mission au Sénégal et en Guinée, du 18/1/90 au 8/2/90. ORSTOM Montpellier, HOT 90/05
- ALBARET (J.J.) 1994 : Les poissons : biologie et peuplements ; p 239-279 in : Durand, Dufour, Guiral & Zabi (Eds.) : Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II- Les milieux lagunaires. Paris, Editions de l'ORSTOM. 550 pp
- ALBARET (J.J.), CHARLES-DOMINIQUE (E.) 1982 : Observation d'une taille à la première maturation sexuelle exceptionnellement faible chez *Ethmalosa fimbriata* Bowdich dans une baie polluée de la lagune Ebrie (Côte d'Ivoire) ; *Doc. Sc. Cent. Rech. Océanogr.* 13 ; 2 ; 23-31
- ALBARET (J.J.), DESFOSSEZ (P.) 1988 : Biologie et écologie des Gerreidae (Pisces, Teleostei) en lagune Ebrie (Côte d'Ivoire) ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 21(1) ; 71-88.
- ALBARET (J.J.), DIOUF (P.S.) 1994 : Diversité des poissons des lagunes et des estuaires ouest-africains ; p 165-177 in Teugels, Guegan & Albaret (Eds.) : Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique ; synthèses géographiques ; Symposium PARADI ; Dakar ; *Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool.* ; Tervuren (Belgique) ; vol. 275
- ALBARET (J.J.), ECOUTIN (J.M.) 1989 : Communication mer-lagune : impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ebrie (Côte d'Ivoire) ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 22 (1) ; 71-81.
- ALBARET (J.J.), ECOUTIN (J.M.) 1990 : Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d'une lagune tropicale en Afrique de l'ouest ; *Acta Oecologica* ; 11(4) ; 557-583.
- ALBARET (J.J.), LEGENDRE (M.) 1985 : Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrie (Côte d'Ivoire) : intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 18(4) ; 281-303
- ALONGI (D.M.) 1988 : Bacteria productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments ; *Microb. Ecol.* ; 15 ; 59-79
- ALONGI (D.M.) 1989 : The role of soft-bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystem ; *Critical Reviews in Aquatic Sciences* ; 1 ; (2) ; 243-280
- ALONGI (D.M.) 1990 a : Abundance of benthic microfauna in relation to outwelling of mangrove detritus in a tropical coastal region ; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ; 63 ; 53-63
- ALONGI (D.M.) 1990 b : Effect of mangrove detrital outwelling on nutrient regeneration and oxygen fluxes in coastal sediments of the central Great Barrier reef lagoon ; *Est. Coast. shelf Sci.* ; 31 ; 581-598
- ALONGI (D.M.), BOTO (K.G.), TIRENDI (F.) : 1989 ; Effect of mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments ; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ; 56 ; 133-144
- AMANIEU (M.), GUELORGET (O.), NOUGIER-SOULE (J.) 1981 : Analyse de la diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne. *Vie Milieu* : 31 ; 303-312
- AMANIEU (M.), LASSERRE (G.) 1982 : Organisation et évolution des peuplements lagunaires ; Actes du Symposium sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux 8-14 septembre 1981 ; *Oceanologica acta* ; N° sp. ; 201-213
- ARFI (R.), PAGANO (M.), SAINT-JEAN (L.) 1987 : Communautés zooplanctoniques dans une lagune tropicale (la lagune Ebrie, Côte d'Ivoire) ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 20 ; 1 ; 21-35
- ARRHENIUS (O.) 1921 : Species and area ; *J. Ecol.* 9 : 95-99.
- BA (M.), BARUSSEAU (J.P.), DEMARCO (H.), DESCAMPS (C.), DIOP (S.), NIANG-DIOP (I.) et SAOS (J.L.), 1993 : Evolution côtière au quaternaire récent ; IUGS/ UNESCO/ COMARAF/ UCAD/ Université de Perpignan ; 32 pp.
- BACKIEL (T.), WELCOMME (R.L.) 1978 : Guidelines for sampling fish in inland waters ; EIFAC Technical papers n° 33
- BAH (A.), CONAND (F.), DENIEL (C.) 1991 : Biologie de la reproduction de l'*Ethmalose* en Guinée ; *Doc. Scientif. du CNSHB* ; 14 ; 14 pp
- BAINBRIDGE (V.) 1960 : The plankton of inshore waters of Freetown, Sierra Leone ; Colonial Office, Fishery Publication ; 13 ; 43 pp.
- BARAN (E.) 1994 : Comparaison des ichtyofaunes estuariennes du Sénégal, de Gambie et de Guinée ; p 75-82 in Cormier-Salem (Ed.) : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud ; collection Colloques et Séminaires ; Paris, Editions ORSTOM, 353 pp.
- BARBAULT (R.) 1981 : Ecologie des populations et des peuplements ; Masson (Ed.) ; Paris ; 200 pp.
- BARBAULT (R.) 1992 : Ecologie des peuplements ; Masson (Ed.) ; Paris ; 273 pp.
- BATTAGLIA (B.), FAVA (G.) 1982 : Genetic adaptation to brackish-water environments ; Actes du Symposium International sur les lagunes côtières ; SCOR/IABO/UNESCO ; Bordeaux, 8-14 sept. 1981 ; *Oceanologica Acta* ; N° sp ; 221-224
- BAUDIN LAURENCIN (F.) 1967 : Etude des Poissons benthiques du plateau continental Congolais ; *Cah. ORSTOM, sér. Océanogr.* ; 5 ; 1 ; 85-121
- BAYLEY (P.B.), LI (H.W.) 1992 : Riverine fishes. pp 251-281 in *The rivers handbook : hydrological and ecological principles*. Blackwell Scientific publications, Oxford.

- BECKLEY (L.E.) 1984 : The ichthyofauna of the Sundays estuary, South Africa, with particular reference to the juvenile marine component ; *Estuaries* ; 7 ; 248-258
- BECKLEY (L.E.) 1985 : The fish community of East Cape tidal-pools and an assesment of the nursery-function of this habitat ; *S. Afr. J. Zool.* ; 20 ; 21-27
- BELL (J.D.), POLLAR (D.A.), BURCHMORE (J.J.), PEASE (B.C.), MIDDLE 1984 : Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany bay, New South Wales ; *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* ; 35 ; 33-46
- BENECH (V.), LE HONG CHUONG (P.) 1993 : Utilisation comparée du verveux et du sonar pour l'étude des migrations latérales des poissons dans le delta Central du Niger ; *Ichthyol. Explor. Freshwaters* ; 4 ; (1) ; 1-10
- BENECH (V.), QUENSIERE (J.) 1985 : Stratégies de reproduction des poissons du Tchad en période de "Tchad normal" ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 18(3) ; 227-244
- BENECH (V.), QUENSIERE (J.) 1987 : Dynamique des peuplements ichtyologiques de la région du lac Tchad (1966-78) - influence de la sécheresse sahélienne ; Thèse de doctorat d'Etat ; Université de Sciences et Techniques de Lille.
- BENNETT (B.A.) 1989 : The fish community of a moderately exposed beach on the southwestern Cape coast of South Africa and an assesment of this habitat as a nursery for juvenile fish ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 28 ; 293-305
- BERRIT (G.R.) 1966 : Les eaux dessalées du Golfe de Guinée. Symposium sur l'océanographie et les ressources halieutiques de l'Atlantique tropical. Abidjan 20-28 Oct 1966 ; 15 pp
- BERTHOIS (L.) 1967 : La sédimentation en période de crue dans le fleuve Konkouré ; *Rev. Géogr. Phy. Géol. Dyn.* , p 253-262 (mimeo)
- BERTRAND (F.) 1991 : L'originalité des mangroves de Guinée dans le monde tropical humide ; *Cahiers d'Outre-Mer* ; 43 ; 176 ; 365-378
- BERTRAND (F.) 1993 : Contribution à l'étude de l'environnement et de la dynamique des mangroves de Guinée - Données de terrain et apport de la télédétection ; Collection Etudes et Thèses de l'ORSTOM ; 201 pp
- BERTRAND (F.) 1994 : Les relations sols/végétation dans les mangroves des pays des Rivières du Sud ; p 59-65 in Cormier -Salem (Ed.) : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud ; collection Colloques et Séminaires ; Paris, Editions ORSTOM, 353 pp.
- BEUMER (J.P.) 1978 : Feeding ecology of four fishes from a mangrove creek in north Queensland, Australia ; *J. Fish Biol.* ; 12 ; 475-490
- BINET (D.) 1983 : Phytoplancton et production primaire dans les régions côtières à upwellings saisonniers dans le Golfe de Guinée ; *Océanogr. trop.* 18 (2) ; 331-355.
- BLABER (S.J.M.) 1977 : The feeding ecology and relative abundance of mullet (*Mugilidae*) in Natal and Pondoland estuaries ; *Biol. Jour. of the Linnean Soci.* ; 9 ; 259-275
- BLABER (S.J.M.) 1980 : Fish of the Trinity inlet system of north Queensland with notes on the ecology of fish faunas of tropical Indo-Pacific estuaries ; *Aust. J. Mar. freshw. Res.* ; 31 ; 137-146
- BLABER (S.J.M.) 1981 : The zoological affinities of estuarine fishes in South-East Africa ; *South African Journal of Science* ; 77 ; 305-307.
- BLABER (S.J.M.) 1982 : The ecology of *Sphyræna barracuda* (*Osteichthyes* : *Perciformes*) in the Kosi system with notes on the *Sphyrænidae* of other Natal estuaries ; *S. Afr. J. Zool.* ; 17 ; 171-176
- BLABER (S.J.M.) 1985 - The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the Indo-Pacific with particular reference to southeast Africa. p 247-277 in Yañez-Arancibia (Ed.) : *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons*, Editorial Universitaria, Mexico.
- BLABER (S.J.M.) 1988 : Fish communities of South-East African coastal lakes ; p 351-362 in : Lévêque, Bruton & Ssentongo (Eds) : *Biologie et écologie des poissons d'eaux douces africains* ; doc. de l'ORSTOM n° 216.
- BLABER (S.J.M.), BLABER (T.G.) 1980 : Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish ; *J. Fish Biol.* ; 17 ; 143-162
- BLABER (S.J.M.), BREWER (D.T.), SALINI (J.P.) 1989 : Species composition and biomasses of fishes in different habitats of tropical northern Australian estuary : their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependance ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 29 ; 509-531
- BLABER (S.J.M.), CYRUS (D.P.) 1983 : The biology of *Carangidae* (*Teleostei*) in Natal estuaries ; *J. Fish Biol.* ; 22 ; 173-188.
- BLABER (S.J.M.), MILTON (D.A.) 1990 : Species composition, community structure and zoogeography of fishes of mangrove estuaries in the Solomon islands ; *Mar. Biol.* ; 105 ; 259-267
- BLABER (S.J.M.), WHITFIELD (A.K.) 1977 : The feeding ecology of juvenile mullet (*Mugilidae*) in south-east African estuaries ; *Biol. J. Linn. Soc.* ; 9 ; 277-284
- BLABER (S.J.M.), YOUNG (J.W.), DUNNING (M.C.) 1985 : Community structure and zoogeographic affinities of the coastal fishes of the Dampier region of north-western Australia ; *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* ; 36 ; 247-266
- BLACHE (J.), CADENAT (J.), STAUCH (A.) 1970 : Clés de détermination des poissons de mer signalés dans l'Atlantique oriental (entre le 20e parallèle N et le 15e parallèle S) ; *Faune tropicale XVIII* ; ORSTOM ; Paris ; 479 pp
- BLANDIN (P.), BARBAULT (R.), LECORDIER (C.) 1976 : Réflexions sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénotique ; *Bull. Ecol.* ; 7 ; 4 ; 391-410
- BLASCO (F.) 1982 : Ecosystèmes mangroves : fonctionnement, utilité, évolution ; Actes du Symposium International sur les lagunes côtières ; SCOR/IABO/UNESCO ; Bordeaux, 8-14 sept. 1981 ; *Oceanologica Acta* ; N° sp ; 225-230
- BOESEMAN (M.) 1963 : An annotated list of fishes from the Niger delta ; *Zoologische Verhandelingen* ; 61 ; 54 pp.
- BOLTACHEV (A. R.) 1991 : Composition spécifique de l'ichthyofaune des estuaires mangroviens de Guinée ; *Questions d'ichtyologie*, tome 31 (en russe) ; 2 ; 195-201

- BOYNTON (W.R.), KEMP (W.M.), KEEFE (C.W.) 1982 : An analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton ; p 69-90 in Kennedy (Ed) Estuarine comparisons ; Academic press, NY.
- BRANCH (G.M.) 1984 : Changes in intertidal and shallow-water communities of the south and west coasts of South Africa during the 1982/1983 temperature anomaly ; South African Journal of Science ; 80 ; 61-65
- BRANDT (A. Von) 1984 : Fish catching methods of the world ; Fishing News Books Ltd., Farnham; England ; 3rd ed ; 418 pp
- BRUSLÉ (J.) 1981 : Sexuality and biology of reproduction in grey mullets. p 99-154 in Oren (Ed.) : Aquaculture of grey mullets, Cambridge Univ. Press.
- BRUTON (M.N.) 1989 : The ecological significance of alternative life-history styles ; pp 503-553 in Bruton (Ed.) Alternative life-history styles of animals ; Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BRUTON (M.N.), BOK (A.H.), DAVIES (M.T.T.) 1987 : Life history styles of diadromous fishes in inland waters of Southern Africa ; American Fisheries Society Symposium ; 1 ; 104-121.
- BRUTON (M.N.), MERRON (G.S.) 1990 : The proportion of different eco-ethological sections of reproductive guilds of fishes in some African inland waters ; Env. Biol. Fish. ; 28 ; 179-187
- CADENAT (J.) 1954 : Note d'ichtyologie ouest-africaine VII. Biologie. Régime alimentaire. ; Bull. IFAN ; 16 (2) ; 564-583
- CAILLIEZ, (F.), PAGES (J.P.) 1976 : Introduction à l'analyse des données. ; SMASH, 9 rue Duban, 75016 Paris. 1-616.
- CAMARA (M.), IVANOF (L.I.), CRAVCHENKO (B.) ; 1988 ; Les marées de la zone côtière de la république de Guinée ; Bulletin du Centre de Rogbané ; 4 ; 48-53
- CANTRELLE (I.), CHARLES-DOMINIQUE (E.), N'GORAN (Y.), QUENSIERE (J.) 1983 : Etude expérimentale de la sélectivité de deux sennes tournantes et coulissantes (maillage 25mm et maillage mixte 14-25mm) en lagune Aby (Côte d'Ivoire) ; Document du C.R.O. ; 36 pp
- CASPERS (H.) 1954 : Biologische untersuchungen über die lebensräume der Unterelbe und des vormündungsgebiet der Nordsee. Mitt. Geol. Staatsinst. Hamb. ; 23 ; 76-85.
- 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 ; 92 p+ ann.
- CHALOVENKOV (N.N), DIALLO (M.B.) 1988 : Distribution spatiale de quelques groupes dominants d'animaux du fond marin dans le shelf guinéen ; Bulletin du Centre de Rogbané ; 4 ; 94-100
- CHARLES-DOMINIQUE (E.) 1982 : Exposé synoptique des données biologiques sur l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata* (Bowdich), 1825 ; Rev. Hydrobiol. trop. ; 15 ; (4) ; 373-397
- CHARLES-DOMINIQUE (E.) 1989 : Catch efficiencies of purse and beach seines in Ivory Coast lagoons ; Fishery Bulletin ; 87 ; 911-921
- CHARLES-DOMINIQUE 1993 : L'exploitation de la lagune Aby (Côte d'Ivoire) par la pêche artisanale : Dynamique des ressources, de l'exploitation et des pêcheries. Thèse doct. Univ. Montpellier II ; 407 pp.
- CHAVANCE (P.), YAÑEZ-ARANCIBIA (A.), FLORES (D.), LARA-DOMINGUEZ (A.), AMEZCUA (F.) 1986 : Ecology, biology and population dynamics of *Archosargus rhomboidalis* (Pisces, Sparidae) in a tropical lagoon system, southern Gulf of Mexico. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 13 : 11-30.
- CHAVEZ (E.A.) 1979 : Analisis de la comunidad de una laguna costera en la costa sur occidental de Mexico ; Ann. Centro Cienc. Mar. Limnol. ; Mexico ; 6 (2) ; 15-44.
- CHESEL (D.), DOLEDEC (S.) THIOULOUSE (J.) 1995 : ADE Version 4 : HyperCard © Stacks and Programme library for the Analysis of Environmental Data. . URA CNRS 1451, Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne cedex.
- CHESEL (D.), LEBRETON (J.D.), YOCOZ (N.) 1987 : Propriétés de l'analyse canonique des correspondances. Une utilisation en hydrobiologie. Revue de Statistique Appliquée : 35, 4, 55-72.
- CHONG (V.C.), SASEKUMAR (A.), LEH (M.U.C.), CRUZ (R.D.) 1990 : The fish and prawn communities of a malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mud flats and inshore waters ; Est. Coast. Shelf Sci. ; 31 ; 703-722.
- CHRISTENSEN (B.) 1978 : Biomass and primary production of *Rhizophora apiculata* in a mangrove in Southern Thailand ; Aquatic Botany 4 ; 1 ; 43-52.
- CLIFFORD (H.T.), STEPHENSON (W.) 1975 : An introduction to numerical classification ; Academic Press ; New-York.
- CLOERN (J.E.) 1987 : Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries Continental Shelf Research ; 7 ; (11/12) ; 1367-1381
- COHEN (D.M.) 1973 : Zoogeography of the fishes of the Indian Ocean. pp 451-463 in Zeitschel (Ed.) : The biology of the Indian Ocean ; Springer-Verlag ; Berlin.
- CONNELL (J.H.) 1978 : Diversity in tropical rain forests and coral reefs ; Science ; 199 ; 1302-1310
- CONNELL (J.H.), SOUSA (W.P.) 1983 : On the evidence needed to judge ecological stability. The American Naturalist ; 121 (6) ; 789-824
- CORMIER -SALEM (M.-C.) 1994 : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud ; collection Colloques et Séminaires ; Paris, Editions ORSTOM, 353 pp.
- CROWDER (L.B.), COOPER (W.E.) 1982 : Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey ; Ecology ; 63 (6) ; 1802-1813
- CYRUS (D.P.), BLABER (S.J.M.) 1983 : The food and feeding ecology of Gerreidae, Bleeker 1859, in the estuaries of Natal J. Fish Biol. 22 ; 373-393.
- CYRUS (D.P.), BLABER (S.J.M.) 1984 : The reproductive biology of Gerres in Natal estuaries ; J. Fish Biol. ; 24 ; 491-504.
- CYRUS (D.P.), BLABER (S.J.M.) 1987 a : The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa ; Exp. Mar. Biol. Ecol. 109 53-70
- CYRUS (D.P.), BLABER (S.J.M.) 1987 b : The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions ; Exp. Mar. Biol. Ecol. ; 109 ; 71-91

- CYRUS (D.P.), BLABER (S.J.M.) 1987 c : The influence of turbidity on juvenile marine fishes in the estuaries of Natal, South Africa ; *Continental Shelf Research* ; 7 ; 11/12 ; 1411-1416
- D'ANCONA (U.) 1958 : The classification of brackish waters with reference to the north adriatic Lagoons ; *Estratto dall' Arch Oceanogr. Limnol. Venezia* ; 11 ; suppl ; 93-119
- DAGET (J.) 1962 : Les poissons du Fouta Dialon et de la Basse Guinée. Mémoires de l'Institut Français d'Afrique Noire ; 66 ; 573-600
- DAGET (J.), STAUCH (A.) 1968 : Poissons d'eaux douces et saumâtres de la région du Congo ; *Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol.* ; 2 ; 2 ; 21-50
- DAGNELIE (P.) 1975 - Théorie et méthodes statistiques, tome II. Les Presses Agronomiques de Gembloux (Eds) ; 463p
- DANDO (P.R.) 1984 : Reproduction in estuarine fish ; pp 155-170 *in* Potts & Wootton (Eds): Fish reproduction ; Academic Press ; London ; 410 pp
- DAVIS (T.L.O.) 1988 : Temporal changes in the fish fauna entering a tidal swamp system in tropical Australia ; *Env. Biol. Fish* ; 21(3) ; 161-172
- DAY (J.H.) 1981 a : The nature, origin and classification of estuaries ; p 1-7 *in* Day (Ed) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; Balkema Rotterdam.
- DAY (J.H.) 1981 b : Estuarine sediments, turbidity and the penetration of light ; p 45-57 *in* Day (Ed.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; Balkema Rotterdam.
- DAY (J.H.) 1981 c : Estuarine currents, salinities and temperatures ; p 27-45 *in* Day (Ed.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; Balkema Rotterdam.
- DAY (J.H.), BLABER (S.J.M.), WALLACE (J.H.) 1981 : Estuarine fishes ; p 197-223 *in* Day (Ed.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; Balkema, Rotterdam.
- DAY (J.H.), GRINDLEY (J.R.) 1981 : The estuarine ecosystem and environmental constraints ; p 345-373 *in* Day (Ed) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; Balkema, Rotterdam.
- DAY (J.W.), HALL (C.A.), KEMP (W.M.), YAÑEZ-ARANCIBIA (A.) 1989 : Estuarine ecology ; Wiley & sons ; 558 pp.
- DAY (J.W.), YAÑEZ-ARANCIBIA (A.) 1982 : Coastal lagoons and estuaries, ecosystem approach ; *Ciencia Interamericana (Mar. Sci.) OAE Washington DC* ; 22 ; 1-2 ; 11-26
- DAY (J.W.), YAÑEZ-ARANCIBIA (A.) 1985 : Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton ; p 17-34 *in* Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; UNAM Press, Mexico.
- De SYLVA (D.) 1973 : Barracudas (Pisces : Sphyraenidae) of the Indian Ocean and adjacent seas - a preliminary review of their systematics and ecology. *J. Mar. Biol. Ass. India.* 15 : 74-94
- De SYLVA (D.P.) 1975 Nektonic food webs in estuaries ; pp 420-447 *in* Cronin (Ed) : Estuarine research. Academic press, NY, 738 pp.
- DEME-GNINGUE (I.), DIOUF (P.S.), ALBARET (J.-J.) 1994 : Le rio Buba : environnement aquatique et peuplement de poisson. Rapport de mission du 2 au 7 avril 1993. ORSTOM/Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye. 56 pp.
- Den BOER (P.J.) 1981 : On the survival of populations in a heterogenous and variable environment ; *Oecologia* ; 50 ; 39-53
- DIALLO (A.), DOMAIN (F.) 1991 : Rapport de la campagne de chalutage du N.O. Louis Sauter au large de la Guinée (24 avril au 19 mai 1990) ; *Doc. sci. du Centre de Rech. Halieutiques de Boussouira, Guinée* ; 15 ; 40 pp
- DIGBY (P.G.N.), KEMPTON (R.A.) 1987 : Multivariate analysis of ecological communities ; Population and community biology series ; Chapman & Hall ; London ; 206 pp
- DILL (L.M.) 1983 : Adaptive flexibility in the foraging behavior of fishes ; *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* ; 40 ; 398-408.
- DIOUF (S.) 1990 : La côte ouest-africaine, du Saloum (Sénégal) à la Mellacorée (Rep. de Guinée) ; *Collection Etudes et Thèses de l'ORSTOM* ; 379 pp
- DIOUF (P.S.) 1992 : Bio-écologie et structure des peuplements de poisson de l'estuaire du Siné-Saloum ; *Rapport scientifique ORSTOM, Dakar*, 24 pp + annexes
- DIOUF (P.S.), DEME-GNINGUE (I.) 1992 : Bio-écologie et structure des peuplements de poissons de l'estuaire du Siné-Saloum. p 15-34 *in* Etude des estuaires du Sénégal : Sénégal, Saloum, Casamance. Rapport de l'E.P.E.E.C. Université Cheikh Anta Diop. Dakar.
- DIOUF (P.S.), KEBE (L.), LE RESTE (L.), BOUSSO (T.), DIADHIOU (H.D.), GAYE (A.B.) 1991 : Plan d'action forestier - Pêche et aquaculture continentales. CRODT, FAO, Ministère du Développement et de l'Hydraulique ; vol. 1 ; 268 pp.
- DOLEDEC (S.), CHESSEL (D.) 1987 : Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique - I : Description d'un plan d'observation complet par projection de variables ; *Acta Oecologica ; Oecol. Gener.* ; 8 ; 3 ; 403-426
- DOLEDEC (S.), CHESSEL (D.) 1989 : Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique . II-Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique ; *Acta Oecol., Oecol. Gener.* ; 10 (3) ; 207-232
- DOLEDEC (S.), CHESSEL (D.) 1991 : Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences ; *Advances in Ecology* ; 1 ; 133-155
- DOLEDEC (S.), CHESSEL (D.) 1994 : Co-inertia analysis : an alternative method for studying species-environment relationships ; *Freshwater Biology* ; 31 ; 277-294
- DOMAIN (F.) 1974 : Première estimation de la biomasse et de la production potentielle en poissons démersaux du plateau continental sénégalomauritanien entre le cap Timeris et le cap Roxo ; *Doc. sci. proc. du CRODT* ; n° 53 ; Dakar ; 23 pp.
- DOMAIN (F.) 1989 : Rapport des campagnes de chalutage du N.O. André Nizery dans les eaux de la Guinée de 1985 à 1988 ; *Document scientifique du Centre de Rech. Halieutiques de Boussouira* ; 5 ; 81 pp

- DOMAIN (F.), BAH (M.O.) 1994 : Carte sédimentologique du plateau continental guinéen ; Coll. Notice explicative n° 108 .
- DOR (I.), LEVY (I.) 1984 : Primary productivity of the benthic algae in the hard-bottom mangal of Sinai ; p 179-191 in Por & Dor (Eds.) The ecosystem of mangrove forest ; La Hague ; W. Junk Publishers ; 260 pp
- DORR (J.A.III), SCHNEEBERGER (P.J.), TIN (H.T.), FLATH (L.E.) 1985 : Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia river, West Africa, 1983-1984. Report n° 11, Great lakes and marine waters center international programs. The University of Michigan.
- DURAND (J.-R.), LOUBENS (G.) 1970 : Observations sur la sexualité et la reproduction des Alestes baremoze du bas Chari et du lac Tchad. Cah. ORSTOM. ser. Hydrobiol. 4 (2) ; 61-81
- DURAND (J.R.), CHANTRAINE (J.M.) 1982 : L'environnement climatique des lagunes ivoiriennes ; Rev. Hydrobiol. trop. ; 15 ; 2 ; 85-113
- ECOUTIN (J.-M.) 1989 : Analyse des variations spatio-temporelles des peuplements de poissons de la baie de Cocody (Côte d'Ivoire) ; Mémoire de diplôme universitaire de Méthodes statistiques des sciences de la nature et de la vie ; USTL ; Montpellier ; 31pp.
- EMERY (A.R.) 1978 : The basis of fish community structure : marine and fresh water comparisons ; Env. Biol. Fish. ; 3 ; 1 ; 33-47
- ESCOFIER (B.), PAGES (J.) : 1990 : Analyses factorielles simples et multiples ; Dunod : Paris ; 267 pp
- FAGADE (S. O.), OLANIYAN (C. I. O.) 1974 : Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon ; Bulletin de l'I. F. A. N. ; 34 A (1) ; 244-252.
- FAGADE (S.O.), OLANIYAN (C.I.O.) 1973 : The food and feeding interrelationships of the fishes in the Lagos lagoon ; J. Fish. Biol. ; 5 ; 205-225
- FAGER (E.W.), LONGHURST (A.R.) 1968 : Recurrent group analysis of species assemblages of demersal fish in the Gulf of Guinea ; Journal of Fisheries Research Board of Canada ; 25 ; 7 ; 1405-1421
- FAIRBRIDGE (R.) 1980 : The estuary : its definition and geodynamic cycle ; p 1-35 in Olausson & Cato (Eds.) : Chemistry and biochemistry of estuaries ; Wiley, New-York.
- FAIRWEATHER (P.G.) 1991 : Implications of "supply-side" ecology for environmental assessment and management ; Tree ; 6 ; (2) ; 60-63
- FAO 1981 : Fiches d'identification des espèces pour les besoins de la pêche atlantique centre-ouest ; OAA, Min. des pêches et des océans ; Ottawa ; Canada.
- FAO 1988 : Guide des ressources halieutiques du Sénégal et de la Gambie ; préparé par M. Bellemans, A. Sagna, W. Fischer, n. Scialabba ; Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture ; Rome.
- FENELON (J.P.) 1981 : Qu'est-ce que l'analyse de données ? Lefonen (Ed.) ; Paris.
- FIELD (C.D.), DARTNALL (A.J.) 1987 : Mangrove ecosystems of Asia and the Pacific ; Proceedings of the Research for Development Seminar ; AIMS and Australian committee for mangrove research ; Townsville, Australia ; 18-25th May 1985.
- FIELD (J.G.), CLARKE (K.R.), WARWICK (R.M.) 1982 : A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns ; Mar. Ecol. Prog. Ser. ; 8 ; 37-52
- FISCHER-PIETTE (E.) 1933 : Nouvelles observations sur l'ordre d'euryhalinité des espèces littorales ; Bull. Inst. océanogr. ; 619 ; 16 pp
- FISHER (R.A.) 1951 : The design of experiments ; Oliver & Boyd, London.
- FLEMING (M.), LIN (G.), DA SILVEIRA (L.), STERNBERG (L.) 1990 : Influence of mangrove detritus in an estuarine ecosystem ; Bull. Mar. Sci. ; 47 ; (3) ; 663-669
- FLORES-VERDUGO (F.) et al. 1990 : Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific) ; Estuaries ; 13 ; (2) ; 219-230.
- FONTANA (A.) 1969 : Etude de la maturité sexuelle des sardinelles *Sardinella eba* (Val) et *Sardinella aurita* (C. et V.) de la région de Pointe-Noire ; Cah. ORSTOM, Sér. Océanogr. ; 7 ; 2 ; 101-114
- FORTIER (L.), LEGGETT (W.C.) 1982 : Fickian transport and the dispersal of fish larvae in estuaries ; Can. J. Fish. Aquat. Sci. ; 39 ; 1150-1163
- FORTIER (L.), LEGGETT (W.C.) 1983 : Vertical migrations and transport of larval fish in a partially mixed estuary ; Can. J. Fish. Aquat. Sci. ; 40 ; 154-1555
- FOUCART (T.) 1978 : Sur les suites de tableaux de contingence indexés par le temps. Statistique et Analyse des données ; 2 ; 67-84.
- FOUCART (T.) 1984 : Analyse factorielle de tableaux multiples. Masson Paris. 185 pp.
- FRANQUET (E.), CHESSEL (D) 1994 : Approche statistique des composantes spatiales et temporelles de la relation faune-milieu. ; C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie ; 317 ; 202-206.
- FRASER (D.F.), CERRI (R.D.) 1982 ; Experimental evaluation of predator-prey relationships in a patchy environment : consequences for habitat use pattern in minnows ; Ecology ; 63 ; 307-313
- FRISSEL (C.A.), LISS (W.J.), WARREN (C.E.), HURLEY (M.D.) 1986 : A hierarchical framework for stream habitat classification : viewing streams in a watershed context. Environ. Manage. ; 10 ; 199-214
- FRONTIER (S.) 1977 : Réflexions pour une théorie des écosystèmes ; Bull. Ecol. ; 8 ; 445-464
- FRONTIER (S.) 1983 : Stratégies d'échantillonnage en écologie ; Collection d'écologie n° 17 ; Masson/Les presses de l'Université Laval ; 494 pp
- GASTON (K.J.) 1994 : Rarity. Population and community biology series, 13, Chapman & Hall Ed. London
- GRASSET (G.) 1972 : Essais-démonstrations comparatifs d'emploi d'une senne tournante et coulissante adaptée à la pêche piroguière ; Rapport n° 4/72 du projet SEN 66/508 PNUD/FAO/CRODT ; Dakar ; 12 pp
- GREGORY (R.S.) 1993 : Effect to turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) ; Can. J. Fish. Aquat. Sci. ; 50 ; 241-246

- GUELORGET (O.), FRISONI (G.F.), PERTHUISOT (J.P.) 1983 : La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine paraliq. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Presses de l'Ecole Normale Supérieure ; Paris ; 136 pp.
- GUELORGET (O.), PERTHUISOT (J.P.) 1983 : Le domaine paraliq. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Presses de l'Ecole Normale Supérieure ; Paris ; 136 pp.
- 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
- GUIRAL (D.) 1992 : L'instabilité physique, facteur d'organisation et de structuration d'un écosystème tropical saumâtre peu profond : la lagune Ebrié ; Vie milieu ; 42 (2) ; 73-92
- GUIRAL (D.) 1994 : Structuration fonctionnelle des écosystèmes de mangroves et spécificité des Rivières du Sud ; p 69-74 in Cormier -Salem (Ed.) : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud ; collection Colloques et Séminaires ; Paris, Editions ORSTOM, 353 pp.
- GUIRAL (D.) : La mangrove : généralités sur l'écosystème, sa structure et sa dynamique. in Cormier-Salem (Ed.) : Sociétés et mangroves des Rivières du Sud. Karthala-ORSTOM ; 300 pp. *In prep.*
- HANSEN (A.J.), diCASTRI (F.) 1992 : The environment and development crises as determinants of landscape dynamics . p 3-19 in Hansen & di Castri : Landscape boundaries ; Ecological studies ; 92 ;
- HANSEN (A.J.), RISSER (P.G.), di CASTRI (F.) 1992 : Biodiversity and ecological flows across ecotones ; p 423-439 in Hansen & di Castri : Landscape boundaries ; Ecological studies ; 92 ; 423-439
- HATCHER (B.G.), JOHANNES (R.E.), ROBERTSON (A.I.) 1989 : Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecology ; Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. ; 27 ; 337-414
- HECHT (T.), van der LINGEN (C.D.) 1992 : Turbidity-induced changes in feeding strategies of fish in estuaries ; S. Afr. J. Zool. ; 27 ; 3 ; 95-107
- HEDGPETH (J.W.) 1951 : The classification of estuarine and brackish water and the hydrographic climate ; Rep. Comm. Treat. Ecol. Paleoecol. ; 11 ; 49-54
- HEDGPETH (J.W.) 1982 : Estuarine dependance and colonisation ; Atlantica ; 5 : 57-58.
- HELFMAN (G.S.) 1981 : The advantage to fishes of hovering in shade ; Copeia ; 2 ; 392-400
- HERTLING (H.) 1938 : Untersuchungen über die Ernährung von Meerfischen. Ber. dtsh. Komn. Meerresforsch. ; 9 ; 274.
- HILL (B.J.) 1981 : Adaptations to temperature and salinity stress in souther African estuaries in Day (Ed.) : Estuarine ecology with particular reference to South Africa ; 187-197
- HOLDEN ((M.J.), RAITT (D.E.S.) 1974 : Manuel de science halieutique. Deuxième partie : méthodes de recherches sur les ressources et leur application. Documents techniques F.A.O. sur les pêches. Rome, FIRS/T 115 (Rev. 1), 223 pp.
- HOLLAND (M.M.) 1988 : SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries ; p 47-106 in Di Castri, Hansen & Holland : A new look at ecotones : emerging international projects on landscape boundaries ; Biology International ; S.I. 17
- HOLLIDAY (F.G.T.) 1965 : Osmoregulation in marine teleosts eggs and larvae ; Report on California cooperative Oceanic Fisheries Investigations ; 10 ; 89-95
- HOLLING (C.S.) 1973 : Resilience and stability of ecological systems ; Ann. Rev. Ecol. Syst. ; 4 ; 1-23
- HUGUENY (B.) 1989 : West african rivers as biogeographic islands : species richness of fish communities ; Oecologia ; 79 ; 236-243.
- HUGUENY (B.), LÉVÊQUE (C.) 1994 : Freshwater fish zoogeography in west Africa : faunal similarities between river basins ; Env. Biol. Fishes ; 39 : 365-380.
- HUTCHINGS (P.), SAENGER (S.) 1987 : Ecology of mangroves, St Lucia, Australia : University of Queensland Press.
- HYSLOP (E.J.) 1980 : Stomach contents analysis : a review of methods and their application ; J. Fish Biol. ; 17 ; 411-429
- IKUSEMIJU (K.) 1976 : Distribution, reproduction and growth of the catfish *Chrysichthys walkeri* (Gunther) in the Lekki lagoon, Nigeria ; J. Fish. Biol. ; 8 ; 453-458
- IKUSEMIJU (K.), OKI (A.A.), GRAHAM-DOUGLAS (M.) 1983 : On the biology of an estuarine population of the clupeid *Pellonula afzeliusi* (Johnels) in Lagos lagoon, Nigeria. ; Hydrobiologia ; 102 ; 55-59
- JACOB (S.S.), NAIR (N.B.), BALASUBRAMANIAN (N.K.) 1983 : Influence of certain environmental factors on the predatory efficiency of the larviforous fish *Macropodus cupanus* ; Env. Biol. fish. ; 9(3-4) ; 295-300
- JENSEN (J.W.) 1990 : Comparing fish catches taken with gill nets of different combination of mesh size ; J. Fish Biol. ; 37 ; 99-104
- JOHANNES (R.E.) 1978 : Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics ; Env. Biol. Fish ; 3 ; 1 ; 65-84
- JOHNELS (A. G.) 1954 : Notes on fishes of the Gambia river ; Arkiv för zoologi ; 6 ; 17 ; 327-411.
- KAWALEC (A.) 1977 : Climatologie de la Guinée ; Ministère de la Promotion Rurale I.D.E.C. ; 96 pp
- KIENER (A.) 1978 : Ecologie, physiologie et économie des eaux saumâtres ; Masson (Ed.) Paris ; 206 pp.
- KIERS (H.A.L.) 1991 : Simple structure in component analysis techniques for mixtures of qualitative and quantitative variables. Psychometrika ; 56 ; 2 ; 197-212.
- KIMURA (D.K.) - 1981 : Standardized measures of relative abundance based on modelling log (c.p.u.e.) and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*) ; J. Cons. Int. Explor. Mer ; 39 ; 211-218
- KING (R.P.) 1986 : Observations on *Liza grandisquamis* (Pisces : Mugilidae) in Bonny river, Nigeria ; Rev. Hydrobiol. trop. ; 19 ; 1 ; 61-66
- KLISTOVA (L.M) 1988 : Particularités de la structure des populations des espèces dominantes de zooplancton dans la zone côtière dsu shelf de Guinée ; Bulletin du Centre de Rogbané ; 4 ; 73-81

- KNEIB (R.T.) 1987 : Predation risk and use of intertidal habitats by young fishes and shrimp ; *Ecology* ; 68 (2) ; 379-386
- KRISHNAMURTHY (K.), PRINCE JEYASEELAN (M.J.) 1981 : The early life history of fishes from Pichavaram mangrove ecosystem of India ; *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* ; 178 ; 416-423
- KROMER (J.L.), INSALI (P.), GOMES (M.) 1994 : Rio Grande de Buba : Bio-écologie et paramètres environnementaux. Rapport de l'UICN/Ministère des Pêches de Guinée-Bissau. 119 pp.
- KÜNZEL (T.), LÖWENBERG (U.) 1990 : Studies on the population dynamics of *Pellonula leonensis* in the Cross River, Nigeria ; *Fishbyte* ; 8-13
- KWEI (E. A.) 1978 : Food and spawning activity of *Caranx hippos* (L.) off the coast of Ghana ; *J. nat. Hist.* ; 12 ; 195-215.
- L'HERMIER DES PLANTES (H.) 1976 : Structuration des tableaux à trois indices de la statistique. Théorie et applications d'une méthode d'analyse conjointe. ; Thèse de 3^e cycle, USTL, Montpellier.
- LAL (P.), SWAMY (K.), SINGH (P.) 1984 : Mangrove ecosystem fisheries associated with mangroves and their management ; p 93-108 *in* Productivity and processes in island marine ecosystems ; UNESCO Reports in marine science n° 27
- LARDEUX (F.) 1986 : Biologie, écologie et dynamique de population de l'éperlan (*Osmerus eperlanus* L.) dans l'estuaire de la Loire. Thèse de Doctorat 3e cycle, Univ. de Nantes, 587 pp.
- LASIAK (T.A.) 1984 : The reproductive biology of the moonny, *Monodactylus falciformis*, in Algoa Bay. *S. Afr. J. Zool.* 19 ; 250-252
- LASSERRE (G.) 1979 : Bilan de la situation des pêches aux Pangalanes Est (zone Tamatave-Andevoranto) et au lac Anony ; perspectives et aménagement. Rapport PNUD, FAO, MAG. 76/002.
- LAUZANNE (L.) 1976 : Régimes alimentaires et relations trophiques des poissons du lac Tchad ; *Cah. ORSTOM, ser. Hydrobiologie* ; 10 (4) ; 267-310
- LAVIT (C.) 1988 : Analyse conjointe de tableaux quantitatifs. ; Masson, Paris ; 240 pp.
- LAVIT (C.), ESCOUFIER (Y.), SABATIER (R.), TRAISSAC (P.) 1994 : The ACT (Statis method). *Computational Statistics and Data analysis* ; 18 ; 97-119
- LE GUEN (J.C.) 1971 : Dynamique des populations de *Pseudotolithus* (*Fonticulus*) *elongatus* (Bowd, 1825), Poissons-Scianidae ; *Cah. O.R.S.T.O.M., ser. Océanogr.* ; IX(1) ; 5-82
- LE LOEUFF (P.), INTES (A.) 1973 : Note sur le régime alimentaire de quelques poissons demersaux de Côte d'Ivoire *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan* 4 ; 2 ; 17-44
- LE LŒUFF (P.), INTES (A.) 1993 : La faune benthique du plateau continental de Côte d'Ivoire ; p 195-231 *in* LeLœuff, Marchal & Amon Kothias (Eds) : Environnement et ressources aquatiques de la Côte d'Ivoire : Tome I : Le milieu marin ; Editions ORSTOM Paris ; 588 pp
- LE LŒUFF (P.), MARCHAL (E.), AMON KOTHIAS (J.-B.) 1993 : Environnement et ressources aquatiques de la Côte d'Ivoire : Tome I : Le milieu marin ; Editions ORSTOM Paris ; 588 pp
- LEBRETON (J.D.), CHESSEL (D.), PRODON (R.), YOCCOZ (N.) 1988 a : L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances. I. Variables de milieu quantitatives. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* ; 9, 1, 53-67.
- LEBRETON (J.D.), RICHARDOT-COULET (M.), CHESSEL (D.), YOCCOZ (N.) 1988 b : L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances. II Variables de milieu qualitatives. *Acta Oecologica, Oecologia Generalis* ; 9 ; 2 ; 137-151.
- LEBRETON (J.D.), SABATIER (R.), BANCO (G.), BACOU (A.M.) 1991 : Principal component and correspondence analyses with respect to instrumental variables : an overview of their role in studies of structure-activity and species-environment relationships. *In* : Applied Multivariate Analysis in SAR and Environmental Studies. Devillers, J. & Karcher, W. (Eds.) Kluwer Academic Publishers. pp 85-114.
- LEGETT (W.C.) 1984 : Fish migration in coastal and estuarine environments : a call for new approaches to the study of an old problem ; p 159-178 *in* McCleave, Arnold, Dodson & Neil (Eds.) Mechanisms of migration in fishes ; Plenum Publishing Corporation, New-York.
- LEGETT (W.C.) 1986 : The dependence of fish larval survival on food and predator densities ; p 117-137 *in* Skreslet (Ed.) : The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems ; NATO ASI series ; G7 ; Springer-Verlag.
- LENANTON (R.J.), HODGKIN (E.P.) 1985 : Life history strategies of fish in some temperate Australian estuaries ; p 277-285 *in* Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons
- LEOPOLD 1933 : Game management. Schribner (Ed), New-York
- LESACK 1986 : Estimates of catches and potential yields for the riverine artisanal fisheries of Gambia. ; *J. Fish Biol.* ; 28 ; 679-700
- LÉVÊQUE (C.) 1994 : Biodiversité des poissons africains ; *in* Teugels, Guegan & Albaret (Eds.) : Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique ; synthèses géographiques ; Symposium PARADI ; Dakar 15-20 nov. 1993 ; *Ann. Mus. r. Afr. Centr. , Zool.* ; Tervuren (Belgique) ; vol. 275
- LÉVÊQUE (C.) ; PAUGY (D.) ; TEUGELS (G.) & ROMAND (R.) 1989 : Inventaire taxinomique et distribution des poissons d'eau douce des bassins côtiers de Guinée et de Guinée Bissau ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 22 (2) ; 107-127.
- LÉVÊQUE (C.), FAIRHURST (C.P.), ABBAN (K.), PAUGY (D.), CURTIS (M.S.), TRAORE (K.) 1988 : Onchocerciasis control program in West Africa : ten years monitoring of fish populations ; *Chemosphere* ; 17 ; 2 ; 421-440
- LÉVÊQUE (C.), PAUGY (D.), TEUGELS (G.) 1992 : Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique de l'Ouest ; MRAC/ORSTOM ; collection Faune tropicale n° XXVIII ; 2 tomes ; 902 pp
- LINDALL (W.N.), SALOMAN (C.H.) 1977 : Alteration and destruction of estuaries affecting fishery resources of the Gulf of Mexico ; *Mar. Fish Rev.* ; 39 ; 1-7
- LITTLE (M.C.), REAY (P.J.), GROVE (S.J.) 1988 a : The fish community of an East African mangrove creek *J. Fish Biol.* ; 32 ; 729-747

- LITTLE (M.C.), REAY (P.J.), GROVE (S.J.) 1988 b : Distribution gradients of ichthyoplankton in an East African mangrove creek ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 26 ; 669-677
- LIVINGSTON (R.J.) 1976 : Diurnal and seasonal fluctuations of organisms in a north Florida estuary ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 4 ; 373-400
- LIVINGSTON (R.J.) 1984 : Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass systems ; *Ecology* ; 65(4) ; 1258-1275
- LIVINGSTON (R.J.) 1985 : Organization of fishes in coastal seagrass system : the response to stress ; p 367-383 *in* Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- LIVINGSTON (R.J.) 1987 : Field sampling in estuaries : the relationship of scale to variability ; *Estuaries* ; 10 (3) ; 194-207
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.) 1990 Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary ; *Marine Biology* ; 106 ; 25-37
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.), LENANTON (R.C.J.) 1989 : Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of temperate Australian estuary ; *Marine Biology* ; 103 ; 461-479
- LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.), LENANTON (R.C.J.), CAPUTI (N.) 1987 : Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary ; *Mar. Biol.* ; 94 ; 631-641
- LONGHURST (A.R.) 1960 : A summary survey of the food of West African demersal fish ; *Bulletin de l'I.F.A.N.* ; 22 - A (1) ; 276-282
- LONGHURST (A.R.) 1957 : The food of the demersal fish of a West African estuary ; *Journal of Animal Ecology* ; 26 ; 369-387
- LONGHURST (A.R.) 1963 : The bionomics of the fisheries resources of the Eastern tropical Atlantic ; *Fishery Publication (Colonial Office)* ; 20 ; 146 pp
- LONGHURST (A.R.), PAULY (D.) 1987 : *Ecology of tropical oceans* ; Academic Press ; Dan Diego (California) ; 407 pp
- LOUBENS (G.) 1966 : *Peuplement en poissons des eaux saumâtres et son origine*. Deuxième thèse, Fac. Sciences, Paris, 39 pp (mimeo)
- LOUIS (M.) 1983 : *Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises)* ; Thèse de doctorat de l'Univ. des Sc. et Techniques du Languedoc ; 275 pp.
- LOUIS (M.), BOUCHON (C.), BOUCHON-NAVARO (Y.) 1992 : L'ichtyofaune de mangrove dans la baie de Fort-de-France (Martinique) ; *Cybium* ; 16(4) ; 291-305
- LOUIS (M.), LAM HOAI (T.), LASSERRE (G.) 1985 : Résultats préliminaires sur le recrutement en poissons dans deux lagunes des mangroves de Guadeloupe : Belle-Plaine et Manche-à-Eau ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 18 (4) ; 249-265
- LOWE-McCONNELL (R.H.) 1987 : *Ecological studies in tropical fish communities* ; Cambridge University Press ; 371 pp.
- LUDWIG (J.A.), REYNOLDS (J.F.) 1988 : *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. Wiley (Ed.), New-York.
- MACNAE (W.) 1974 : *Mangrove forests and fisheries* ; FAO ; Rome ; 35 pp
- MAGURRAN (A.E.) 1983 : *Ecological diversity and its measurement* ; Croom Helm (Ed) London ; 167 pp
- MAHÉ (G.) 1993 : *Écoulements fluviaux sur la façade atlantique de l'Afrique* ; Collection Etudes et Thèses ORSTOM ; ; 379 pp.
- MANN (K.H.) 1982 : *Ecology of coastal waters ; a system approach* ; *Studies in Ecology* ; Blackwell scientific publications ; 8 ; 322 pp
- MARAIS (J.F.K.) 1982 : The effects of river flooding on the fish populations of two eastern Cape estuaries ; *S. Afr. J. Zool.* ; 17 ; 96-104
- MARAIS (J.F.K.) 1988 - Some factors that influence fish abundance in south African estuaries. ; *S. Afr. J. mar. Sci.* ; 6 ; 67-77.
- MARCHAL (E.) 1960 : Premières observations sur la répartition des organismes de la zone intercotidale de la région de Konakri (Guinée) ; *Bulletin de l'I.F.A.N.* ; A.1 ; 137-141
- MARCHAL (E.) 1993 : *Biologie et écologie des poissons pélagiques côtiers du littoral ivoirien* ; p 237-269 *in* Le Lœuff, Marchal & Amon-Kothias (Eds.) : *Environnement et ressources aquatiques de la Côte d'Ivoire* ; Tome I : Le milieu marin ; Editions ORSTOM Paris ; 588 pp
- MARCUS (O.), KUSEMIJU (K.) 1984 : Some aspects of the reproductive biology of the clupeid *Ilisha africana* (Bloch) off the Lagos coast, Nigeria ; *J. Fish Biol.* ; 25 ; 679-689
- MARCUS (O.) 1986 : Food and feeding habits of *Ilisha africana* (Bloch) (Pisces : Clupeidae) off the Lagos coast, Nigeria ; *J. Fish. Biol.* ; 29 ; 671-683
- MARGALEF (R.) 1968 : *Perspectives in ecological theory*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- MARIEU (B.), SANGARÉ (S.) 1993 : Bassins fluviaux du Konkouré et de la Fataha (République de Guinée) ; données hydrologiques corrigées et mises à jour sur dix stations hydrométriques. ORSTOM/Direction Nationale de l'Hydraulique ; Conakry ; 60 pp.
- MATLOCK (G.), WEAVER (J.E.), GREEN (A.W.) 1982 : Sampling nearshore estuarine fishes with rotenone ; *Trans. Amer. Fish. Soc.* ; 111 ; 326-331.
- MAY (R.C.) 1974 : Larval mortality in marine fishes and the critical period concept ; p 3-19 *in* Blaxter (Ed.) *The early life-history of fish*. Springer-Verlag ; New-York.
- McHUGH (J.L.) 1967 : Estuarine nekton ; p 581-620 *in* Lauff (Ed.) : *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science ; Spec. Publ. 83. ; Washington.
- McHUGH (J.L.) 1976 : Estuarine fisheries : are they doomed ? p 15-27 *in* Wiley (Ed.) *Estuarine processes* vol. I ; Academic press, New York ; 738 pp.
- McHUGH (J.L.) 1980 : Coastal fisheries ; chap. 14 *in* Lackey & Nielsen (Eds.) : *Fisheries management* ; Blackwell Scientific Publ., Oxford ; 323-346

- McHUGH (J.L.) 1985 : The estuarine ecosystem integrated. p 9-17 *in* Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- MERCER (D.E.), HAMILTON (L.S.) 1985 : Les écosystèmes de mangroves : quelques effets bénéfiques sur l'économie et le milieu naturel ; *Nature et Ressources, UNESCO* ; 20 (2) ; 14-19
- MILLARD (N.A.H.), HARRISON (A.D.) 1952 : The ecology of south african estuaries. Part V : Richard's Bay. ; *Trans. Roy. Soc. S. Afr.* ; 34 ; p 157-179.
- MILLER (J.M.), CROWDER (L.B.), MOSER (M.L.) 1985 : Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes : an evolutionary perspective ; *Contr. Mar. Sci.* ; 27 (Supp) ; 338-352
- MILLER (J.M.), DUNN (M.L.) 1980 : Feeding strategies and patterns of movement in juvenile estuarine fishes ; p 437-448 *in* Kennedy (Ed.) *Estuarine perspectives* ; Academic Press ; New-York ; 537 pp
- MILLER (P.J.) 1984 : The tokology of gobioid fishes ; p 119-153 *in* Potts & Wootton (Eds) : Fish reproduction; strategies & tactics ; Academic Press ; London ; 406 pp.
- MINNS (C.K.), HURLEY (D.A.) 1988 : Effects of net length and set time on fish catches in gill nets ; *North Amer. J. Fish. Man.* ; 8 ; 216-223
- MORAN (M.A.), WICKS (R.J.) & HODSON (R.E.) 1991 : Export of dissolved organic matter from a mangrove swamp ecosystem : evidence from natural fluorescence, dissolved lignin phenols, and bacterial secondary production ; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ; 76 ; 175-184
- MOSER (M.L.), GERRY (L.R.) 1989 : Differential effects of salinity changes on two estuarine fishes, *Leiostomus xanthurus* and *Micropogonias undulatus* ; *Estuaries* ; 12 ; 1 ; 35-41
- NELSON (W.G.), BONSDORFF (E.) 1990 ; Fish predation and habitat complexity : are complexity thresholds real ? ; *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* ; 141 ; 183-194
- NIANG (S.) 1992 : Le rejet des eaux usées urbaines de Dakar. Impact sur la faune ichthyologique ; Rapport de l'E.P.E.E.C. Etude des estuaires du Senegal : Senegal, Saloum, Casamance. ; Université Cheikh Anta Diop. Dakar ; 43-51
- NORDBY (C.S.), ZEDLER (J.B.) 1991 : Response of fish and macrobenthic assemblages to hydrologic disturbances in Tijuana estuary and Los Penasquitos lagoon, California : *Estuaries* ; 14 ; (1) ; 80-93
- ODUM (W.E.), HEALD (E.J.) 1972 : Trophic analyses of an estuarine mangrove community ; *Bull. Mar. Sci.* ; 22(3) ; 671-738
- ODUM (W.E.), HEALD (E.J.) 1975 : The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. p 265-287 *in* Cronin (Ed.) : *Estuarine research* ; Academic Press ; New-York.
- OLIVEIRA (A.M.E.) 1976 : Composição e distribuição da ictiofauna, nas águas estuarinas del rio Jaguaribe (Ceara, Brasil) ; *Arq. Ciên. Mar.* ; 16 (1) ; 9-18.
- ONADEKA (C.) 1993 : Diversity of the gobioid fishes of the Lagos Lagoon, Nigeria. Symposium International sur la Diversité Biologique des Poissons d'Eaux Douces et Saumâtres de l'Afrique. Dakar, 15-20 novembre 1993.
- ONG (T.L.), SASEKUMAR (A.) 1984 : The trophic relationship of fishes in the shallow waters adjoining a mangrove shore *Proc. As. Symp. Mangr. Env. ; Res & Manag.* ; 453-469.
- ORSTOM/CNSHB 1994 : "Recherches sur les eaux continentales de Guinée maritime" ; Rôle de l'environnement physique et biologique sur les ressources ichthyologiques en Basse-Guinée ; Rapport de fin de convention ORSTOM/Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura ; Conakry ; 51 pp.
- PAGES (J.), DEBENAY (J.P.), LEBRUSQ (J.Y.) 1987 : L'environnement estuarien de la Casamance ; *Rev. Hydrobiol. trop.* ; 20 ; (3-4) ; 191-202
- PANDARE (D.), CAPDEVILLE (B.) 1986 : Faune ichthyologique de la Casamance ; pp 59-88 *in* Etude des estuaires du Sénégal : Casamance et Joal-Fadiouth. Rapport de l'E.P.E.E.C. Université Cheikh Anta Diop. Dakar.
- PANDARE (D.) 1987 : Faune ichthyologique de la Casamance en saison humide ; pp 77-88 *in* Etude des estuaires et lagunes du Sénégal. Rapport de l'E.P.E.E.C. Université Cheikh Anta Diop. Dakar.
- PANDARE (D.), NIANG (S.), BOUSSO (T.) 1990 : Ichtyofaune du fleuve Sénégal : Résultats préliminaires. p 76-86 *in* COMARAF : La productivité des estuaires et mangroves d'Afrique de l'Ouest ; rapport technique n° 4 ; ISSN 0850-0525 ; Dakar.
- PANDARE (D.), TAMOÏKINE (M.), KOIVOGUI (P.), NIANG (S.), BARAN (E.), BOUSSO (T.) 1992 : Observations ichthyologiques au Sénégal et en Guinée-Conakry ; Rapport final de l'E.P.E.E.C. : Etude des estuaires du Sénégal : Sénégal, Saloum, Casamance. Univ. C.A. Diop, Dakar ; 35-51
- PANDARÉ (D), TAMOÏKINE (M.Y.) 1993 : Observations préliminaires des peuplements ichthyoplanctoniques des zones d'estuaires et de mangrove de l'Afrique de l'Ouest : cas de la Guinée et du Sénégal. Série Documentaire COMARAF n° 10, UNESCO, 43 pp.
- PARRISH (J.D.) 1989 : Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions ; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ; 58 ; 143-160
- PAUGY (D.), TRAORE (K.), DIOUF (P.S.) 1994 : Faune ichthyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest *in* Teugels, Guegan & Albaret (Eds.) : Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique ; synthèses géographiques ; Symposium PARADI ; Dakar 15-20 nov. 1993 ; *Ann. Mus. r. Afr. Centr. , Zool.* ; Tervuren (Belgique) ; vol. 275
- PAULY (D.) 1975 : On the ecology a small West-African lagoon ; *Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch* ; 24 ; 1 ; 46-62
- PAULY (D.) 1985 : Ecology of coastal and estuarine fishes in southeast Asia : a Phillipine case study ; p 499-535 *in* Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- PAYNE (A. I.) 1978 : Gut Ph and digestive strategies in estuarine grey mullet (*Mugilidae*) and tilapia (*Cichlidae*) ; *J. Fish. Biol.* ; 13 ; 627-629
- PETERSON (M.S.), ROSS (S.T.) 1991 : Dynamic of littoral fishes and decapods along a coastal river-estuarine gradient ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 33 ; 467-483

- PETIT (G.) 1954 : Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. Vie et milieu ; 4 (4) ; 569-604
- PETIT (G.), SCHACHTER (D.) 1951 : Le problème des eaux saumâtres ; Ann. Biol. ; 27 ; 7 ; 301-311
- PHILIPS (P.C.) 1983 ; Diel and monthly variation in abundance, diversity and composition of littoral fish populations in the Gulf of Nicoya, Costa Rica ; Rev. Biol. Trop. ; 31 (2) ; 297-306
- PINTO (L.) 1988 : Population dynamics and community structure of fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines ; J. Fish Biol. ; 33 (Suppl) ; 35-43
- POIZAT (G.) 1993 : Echelle d'observation et variabilité des abondances de juvéniles de poissons dans un secteur aval du Rhône ; thèse de doctorat ; Université Claude Bernard LYON I.
- POIZAT (G.), BARAN (E.) : Using fishermen's knowledge as a preliminary approach to tropical fish ecology - comparison between says and scientific results about an estuarine assemblage spatio-temporal patterns-. *In prep.*
- PONT (D.), PERSAT (H.) 1990 : Spatial variability of fish community in major central European regulated rivers. ; Symposium on Floodplain Rivers, April 9-11 1990, Baton Rouge, Louisiana.
- POSTEL (E.) 1954 : Le plateau continental guineen et ses ressources ichthyologiques ; Bull. I.F.A.N. n° 16 (2) ; pp 553-563.
- POSTEL (E.) 1968 : Hydrologie et biogéographie marines dans l'Ouest Africain ; West African International Atlas ; OUA/IFAN ; 13-16.
- POTTER (I.), BECKLEY (L.E.), WHITFIELD (A.K.), LENANTON (R.C.J.) 1990 : Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate western Australia and southern Africa ; Env. Biol. Fish. ; 28 ; 143-178
- POTTER (I.C.), CLARIDGE (P.N.), WARWICK (R.M.) 1986 : Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage ; Mar. Ecol. Prog. Ser. ; 32 ; 217-228
- PREJS (A.), PREJS (K.) 1987 Feeding of tropical freshwater fishes : seasonality in source availability and resource use ; Oecologia ; 71 ; 397-404
- PRINCE JEYASEELAN (M.J.), KRISHNAMURTHY (K.) 1980 : Role of mangrove forests of Pichavaram as fish nurseries ; Proc. Indian natn. Sci. Acad. B 46 ; 1 ; 48-53
- PRITCHARD (D.) 1967 : Observations of circulation in coastal plain estuaries. p 37-44 *in* Lauff (Ed) : Estuaries ; American Association for the Advancement of Science. Washington D.C ; 83 ;
- QUINN (N.J.), KOJIS (B.L.) 1986 : Annual variation in the nocturnal necton assemblage of a tropical estuary ; Est. Coast. Shelf Sci. ; 22 ; 63-90
- RABARISON-ANDRIAMIRADO (G.A.), CAVERIVIERE (A.) 1989 : Les régimes alimentaires des prédateurs potentiels de la crevette *Penaeus notialis* au Sénégal. Place trophique des crevettes ; C.R.O.D.T. ; Doc. Sc ; 77 pp.
- RADTKE (R.L.) 1989 : Larval fish age, growth, and body shrinkage : information available from otoliths ; Can. J. Fish. Aquat. Sci ; 46 ; 1884-1894
- RAY (G.C.), HAYDEN (B.P.) 1992 : Coastal zones ecotones. Chap 21 *in* Hansen & di Castri (Eds.) Landscape boundaries ; Ecological studies ; 92 ; 403-421
- REDEKE (H.C.) 1922 : Zur Biologie der niederländisches Brackwasser-typen (Ein Beitrag zur regionalen Limnologie) ; Bijdr. Dierk. ; XXII ; 329
- REIZER (C.) 1971 : Contribution à l'étude hydrobiologique du Bas-Sénégal ; premières recommandations d'aménagement halieutique ; Rapport du Centre Technique Forestier Tropical ; 142 pp
- REMANE (A.), SCHLIEPER (C.) 1971 : Biology of brackish water ; Wiley (Ed.) ; New-York ; 372 pp
- RESENDEZ-MEDINA (A) 1979 : Estudios ictiofaunísticos en lagunas costeras del golfo de Mexico y mar Caribe, entre 1966 y 1978. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Auton. Mexico. ; 50 ; ser Zool. ; (1) ; 633-646.
- RESENDEZ-MEDINA (A) 1979 : Peces colectados en el sistema lagunar al Carmen-Machona-Redonda, Tabasco, Mexico. ; An. Inst. Biol. Univ. Nal. Auton. Mexico. ; 50 ; ser Zool. ; (1980) ; 477-504.
- RICKLEFS (R.E.) 1990 : Ecology ; Freeman Ed. ; 896 pp
- RISCH (L.) 1986 : Het genus *Chrysichthys* Bleeker 1858, en aanverwante genera (Pisces, Siluriformes, Bagridae ; Thèse de l'Université Catholique de Louvain ; 731 pp.
- ROBERTSON (A.I.) 1987 : The determination of trophic relationship in mangrove-dominated systems : areas of darkness ; p 292-304 *in* Field & Darnall (Eds.) : Mangrove ecosystems of Asia and the Pacific ; status, explicitation and management. AIMS and Australian committee for mangrove research ; Townsville, Australia.
- ROBERTSON (A.I.), DUKE (N.C.) 1987 : Mangroves as nursery sites : comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia Mar. Biol. 96 ; 193-205
- ROBERTSON (A.I.), DUKE (N.C.) 1990 a : Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia : spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure ; Mar. Biol. ; 104 ; 369-379
- ROBERTSON (A.I.), DUKE (N.C.) 1990 b : Recruitment, growth and residence time of fishes in a tropical Australian mangrove system ; Est. Coast. Shelf Sci. ; 31 ; 723-743
- RODELLI (M.R.), GEARING (J.N.), MARSHALL (N.), SASEKUMAR (A.) 1984 : Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems ; Oecologia ; 61 ; 326-333
- RODRIGUEZ (C.), STONER (A.W.) 1990 : The epiphyte community of mangrove roots in a tropical estuary : distribution and biomass ; Aquatic Botany ; 36 ; 117-126
- RODRIGUEZ (G.) 1975 : Some aspects of the ecology of tropical estuaries ; p 313-333 *in* Golley & Medina (Eds) : Tropical ecological systems ; Springer-Verlag ; New-York.
- ROSS (S.T.), McMICHAEL (R.H.), RUPLE (D.L.) 1987 : Seasonal and diel variation in the standing crop of fishes and macroinvertebrates from a Gulf of Mexico Surf Zone ; Estuarine, Coastal and Shelf Science ; 25 ; 391-412

- ROSS (S.W.), EPPERLY (S.P.) 1985 : Utilization of shallow estuarine nursery areas by fishes in Pamlico sound and adjacent tributaries, North Carolina ; p 207-233 in Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- ROSSIGNOL (M.), MEYRUEIS (A.M.) 1964 : Etude des masses d'eau et de la circulation dans l'Atlantique entre les Iles du Cap Vert, la côte du Sénégal et de la Guinée. Rapp. Orstom, Dakar, 91 pp.
- ROTHSCHILD (B.J.), DiNARDO (G.T.) 1987 : Comparison of recruitment variability and life history data among marine and anadromous fishes ; American Fisheries Society Symposium ; 1 ; 531-546
- ROUGHGARDEN (J.), GAINES (S.D.), PACALA (S.W.) 1987 : Supply-side ecology : the role of physical transport processes ; p 491-518 in Gee & Giller (Eds.) Organization of communities, past and present ; British Ecological Society ; Blackwell Scientific Publications ; Oxford ; 576 pp
- ROUX (A.L.), COPP (G.H.) 1993 : Peuplements de poissons ; cp 151-166 in Amoros & Petts : Hydrosystèmes fluviaux ; Collection d'écologie n° 24 ; Masson Paris.
- ROY (C.) 1991 : Les upwellings: le cadre physique des pêcheries côtières ouest-africaines. p. 38-66 in Cury & Roy (Eds.) : Pêcheries ouest-africaines, variabilité, instabilité et changement. ORSTOM, Paris.
- ROZAS (L.P.), ODUM (W.E.) 1987 : Use of tidal freshwater marches by fishes and macrofaunal crustaceans along a marsh stream-order gradient ; Estuaries ; 10 ; 1 ; 36-43
- RUE (O.) 1993 : Hydrodynamique des mangroves et enrichissement biologique littoral en Guinée ; Rapport du Projet d'Etudes Côtières - Conakry ; 2pp
- SAENGER (P.), HEGERL (E.J.) 1981 : Report on the global status of mangrove ecosystems. Rapport préparé par l'IUCN Commission on Ecology, 1 vol.
- SALINI (J.P.), BLABER (S.J.M.), BREWER (D.T.) 1990 : Diets of piscivorous fishes in a tropical Australian estuary, with special reference to predation on penaeid prawns ; Mar. Biol. ; 105 ; 363-374
- SALLES (C.) 1989 : Typologie des engins de pêche artisanale du littoral guinéen ; Doc. Sc. n° 8 du Centre National des Sciences Halieutiques de Boussouira (Guinée) ; 59 pp
- SANCHES (J.G.) 1991 : Catalogo dos principais peixes marinhos da republica da Guiné-Bissau ; Publicações Avulsas do Instit. Nacional de Investigação das Pescas ; 16 ; 375 pp.
- SASEKUMAR (A.), CHONG (V.C.), LEH (M.U.), D'CRUZ (R.) 1992 : Mangroves as a habitat for fish and prawns ; Hydrobiologia ; 247 ; 195-207
- SASEKUMAR (A.), ONG (T.L.), THONG (K.L.) 1984 : Predation of mangrove fauna by marine fishes ; Proc. As. Symp. Mang. Env. - Res. & Manag. ; 378-384
- SCHACHTER (D.) 1969 : Ecologie des eaux saumâtres ; Verh. Internat. Verein. Limnol. ; 17 ; 1052-1068.
- SCHOENER (T.W.) 1989 : The ecological niche ; p 79-113 in Chernet (Ed.) : Ecological concepts ; Blackwell Scientific Publications ; London ; 385 pp.
- SEGERSTRALE (S. G.) 1959 : Brackishwater classification : a historical survey ; Arch. Oceanogr. Limnol., Venetia. ; 11 ; 7-33
- SERET (B.) 1983 : Faune ichthyologique du Bandiala et du Diomboss. Rapport technique UNESCO ; 118-139
- SHENKER (J.M.), DEAN (J.M.) 1979 : The utilization of an intertidal salt march creek by larval and juvenile fishes : abundance, diversity and temporal variation ; Estuaries ; 2 ; 3 ; 154-163
- SHERIDAN (P.), LIVINGSTON (R.J.) 1979 : Cyclic trophic relationships of fishes in an unpolluted, river-dominated estuary in North Florida. p 143-161 in Livingston (Ed.) : Ecological processes in coastal and marine systems. Plenum, New-York.
- SIMIER (M.) 1992 : Etude des peuplements de poissons du Siné-Saloum : application informatique de gestion de la base de données ; Rapport ORSTOM Labo. d'Hydrobiologie et d'Océanographie Tropicale ; 48 pp
- SIMIER (M.) 1993 : Etude des peuplements de poissons du Siné-Saloum : application informatique de gestion de la base de données. Version 2.0 ; Document ORSTOM Montpellier n° 4 ; 70 pp
- SINCLAIR (M.), BUGDEN (G.L.), TANG (C.L.), THERRIAULT (J.), YEATS 1986 : Assesment of effects of freshwater runoff variability on fisheries production in coastal waters ; p 139-160 in Skreslet (Ed.) : The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. NATO ASI Series, vol. 6-7 ; Springer-Verlag ; Berlin.
- SKELTON (P.H.) 1993 : A complete guide to the freshwater fishes of Southern Africa. Southern Books publishers ; Halfway House ; 388 pp.
- SKRESLET (S.) 1986 : Freshwater outflow in relation to space and time of complex ecological interactions in coastal waters ; p 3-12 in Skreslet (Ed.) : The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. NATO ASI Series, vol. 6-7 ; Springer-Verlag ; Berlin.
- SKUD (B.E.), WILSON (W.B.) 1960 : Role of estuarine waters in Gulf fisheries ; Trans. 25th North Am. Wild Nat. Resour. Conf. , 25 : 320-326
- SMALE (M.J.) 1987 : Food partitioning by coastal predatory teleosts in south-eastern cape Waters of South Africa ; Est. Coast. Shelf Sci. ; 24 ; 241-251.
- SMITH (M.M.) 1980 : Marine fishes of Maputaland ; pp 164-187 in Bruton & Cooper (Eds) : Studies on the ecology of Maputaland ; Rhodes University ; Grahamstown.
- SNEDAKER (S.C.), SNEDAKER (J.G.) 1984 : The mangrove ecosystem : research methods ; Monographs on oceanographic methodology ; UNESCO 8 ; 251 pp
- SOGARD (S.M.) 1987 : Epibenthic fish communities on Florida bay banks : relations with physical parameters and seagrass cover ; Mar. Ecol. Prog. Ser ; 40 ; 25-39
- SOKAL (R.R.), ROHLF (F.J.) 1981 : Biometry. FreemanEd. ; New-York ; 859pp
- SOLBRIG (O.T.) 1991 : Biodiversity : scientific issues and collaborative research proposals ; MAB Digest 9, UNESCO ; 9
- STEARNS (S.C.), CRANDALL (R.E.) 1984 : Plasticity for age and size at sexual maturity : a life-history response to unavoidable stress ; p 13-33 in Potts & Wootton (Eds) : Fish reproduction: strategies and tactics ; Academic Press ; London ; 406 pp.

- STEPHEN (J. M.), BLABER (F.L.S.) 1976 ; The food and feeding ecology of Mugilidae in the St. Lucia Lake System ; *Biological Journal of the Linnean Society* ; 8 ; 267-277
- STEPHENSON (W.), COOK (S.D.) 1980 : Elimination of species prior to cluster analysis ; *Austr. J. Ecol.* ; 5 ; 263-273.
- STONER (A.W.) 1986 : Community structure of the demersal fish species of laguna Joyuda, Puerto Rico ; *Estuaries* ; 9 (2) ; 142-152
- TAMOIKIN (M.Y.) 1993 : Ichthyoplanktonic research in western African coastal zone ; Communication at IOCEA International Symposium, January 1993, Dakar, Senegal.
- TAMOÏKIN (M.Y.), BARAN (E.) 1993 : "Ichthyoplanktonology in West Africa" ; UNESCO International Marine Sciences Newsletter n° 65 ; p7.
- TAMOÏKINE (M.Y.), PANDARÉ (D.) 1994 : Ichthyoplankton study in guinean and senegalese coastal and estuarine waters. Results of surveys 1988-1992. UNESCO Reports in Marine Sciences, n°65, 69 pp.
- TAVERNY (C.) 1991 : Contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax*) dans le système fluvio-estuarien de la Gironde : pêche, biologie et écologie ; Thèse d'Université ; Université de Bordeaux I ; n° 583 ; 452 pp
- THAYER (G.W.), COLBY (D.R.), HETTLER (W.F.) 1987 : Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida ; *Mar. Ecol. Prog. Ser.* ; 35 ; 25-38
- THAYER (G.W.), COLBY (D.R.), HETTLER (W.H.) 1988 : The mangrove prop root habitat : a refuge and nursery area for fish. p 15-29 in *Ecologia y conservacion del delta de los rios. Usumacinta y Crijalva memorias. INIREB-Div. Regional Tabasco, Gobierno del estado de Tabasco. Secur IV, Conalrex UNESCO, 720 pp.*
- THOLLOT (P.) 1989 ; Les poissons de mangrove de Nouvelle Calédonie : caractérisation du peuplement et relations avec les autres communautés ichtyologique du lagon. Résultats préliminaires : mangrove de Déama (avril-mai 1987) ; ORSTOM-Nouméa, Rapports scientifiques et techniques. *Sciences de la mer* ; 52 ; 58 pp.
- THOLLOT (P.) 1992 : Importance des mangroves pour la faune ichtyologique des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie ; *Cybiurn* ; 16 (4) ; 331-344.
- THONG, SASEKUMAR (A.) 1984 : The trophic relationships of the fish community of the Angsa Bank, Selangor, Malaysia ; *Proc. As. Symp. Mang. Env. ; Res. & Manag.* ; 385-399
- TITO de MORAIS (A.), TITO de MORAIS (L.) 1994 : The abundance and diversity of larval and juvenile fish in a tropical estuary ; *Estuaries* ; 17 ; 1B ; 216-225.
- TOBOR (J.G.) 1969 : Species of the nigerian Ariid catfishes, their taxonomy, distribution and preliminary observations of one of them ; *Bulletin de l'I.F.A.N.* ; 31 ; A2 ; 643-658.
- TOBOR (J.G.) 1978 : The trawl fishery of the sea catfish in the Nigerian coastal waters and observation on the fecundity , food and feeding habits of one of the commercially important species *Arius gambiensis* (Bowdich, 1825) ; *Bulletin de l'I.F.A.N.* ; 40 ; A3 ; 621-639
- TROADEC (J.P) 1968 : Observations sur la biologie et la dynamique des *Pseudotolithus senegalensis* (V.) dans la région de pointe-Noire (Rep. du Congo) ; *Cah. ORSTOM, ser. Océanogr.* ; VI ; 1 ; 43-94
- TURNER (R.E.) 1977 : Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp ; *Trans. Am. Fish. Soc.* ; 106 ; 411-416
- TZENG (W.N.), WANG (Y.T.) 1992 : Structure, composition and seasonal dynamics of the larval and juvenile fish community in the mangrove estuary of Tanshui river, Taiwan ; *Marine biology* ; 113 ; 481-490
- USCHAKOV (P.V.) 1970 : Observations sur la répartition de la faune benthique du littoral guinéen ; *Cahiers de Biologie Marine* ; 11 ; 435-457
- VALDES-MUNOZ (E.) 1981 : Estructura y diversidad de la ictiofauna de los manglares de Punta del Este, Isla de la Juventud ; *Ciencias Biologicas* ; 6 ; 111-124.
- VENDEVILLE (P.) 1993 : Des nurseries estuariennes de *Penaeus subtilis* en Guyane ; mythe ou réalité ? ; Rapport ORSTOM du Centre de Cayenne ; sept. 93 ; 56 pp.
- VERNEAUX (J.), CHESSEL (D.) 1994 : Approche de la stabilité des structures mésologiques et biologiques des cours d'eau du bassin du Doubs par la méthode ACT-STATIS. Symposium Relations entre le Poisson et son Habitat : théories, méthodes et applications. Lyon, 6-8 Décembre 1994.
- VIDY (G.) 1993 : La diversité de la diversité : les peuplements d'estuaire tropicaux comme illustration ; Symposium International sur la Diversité Biologique des Poissons d'Eaux Douces et Saumâtres de l'Afrique. Dakar, 15-20 novembre 1993.
- VINIYARD (G.L.), O'BRIEN (W.J.) 1976 : Effects of light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*) ; *J. Fish. Res. Bd. Can.* ; 33 ; 2845-2849
- WALLACE (J.) 1975 a : The lives of estuarine fishes ; South african association for marine biological research bull ; 11 ; 20-22
- WALLACE (J.H.) 1975 b : The estuarine fishes of the east coast of South Africa. Part III : Reproduction. *Invest. Rep. oceanogr. Res. Inst.* ; 41 ; 1-48
- WALLACE (J.H.), KOK (H.M.), BECKLEY (L.E.), BENETT (B.), BLABER (J.M.), WHITFIELD (A.K.) 1984 : South African estuaries and their importance to fishes ; *South African Journal of Science* ; 80 ; 203-207
- WARBUTON (K.) 1978 : Community structure, abundance and diversity of fish in a mexican coastal lagoon system. *Estuarine and coastal marine science* ; 7 ; 497-519.
- WARD (J.V.), STANFORD (J.A.) 1983 : The intermediate-disturbance hypothesis : an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems ; p 347-356 in Fontaine & Bartell (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems* ; Ann. Arbor Science publ.
- WATTAYAKORN (G.), WOLANSKI (E.), KJERFVE (B.) 1990 : Mixing, trapping and outwelling in the Klong Ngao mangrove swamp, Thailand ; *Est. Coast. Shelf Sci.* ; 31 ; 667-688
- WAUTHY (B.) 1983 : Introduction à la climatologie du Golfe de Guinée. *Océanographie Tropicale* ; 18 ; 2 ; 103-108.

- WEINSTEIN (M.P.), DAVIS (R.W.) 1980 : Collection efficiency of seine and rotenone samples from tidal creeks, Cape Fear river, north Carolina Estuaries ; 3(2) ; 98-105
- WELCOMME (R.L.), DE MERONA (B.) 1988 : Fish communities of rivers.; p 251-276 in Lévêque, Bruton & Ssentongo : Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains. Editions ORSTOM ; Paris ; 508 pp
- WELLS (F.E.) 1983 : An analysis of marine invertebrate distributions in a mangrove swamp in northwestern Australia ; Bull. Mar. Sci. 33 ; 736-744.
- WELLS (F.E.) 1984 : Comparative distribution of macromolluscs and macrocrustaceans in a north-western Australian mangrove system ; Aust. J. Mar. Freshw. Res. ; 35 ; 591-596
- WENG (H.T.) 1988 : Trawl-caught fish in Moreton bay, australia : value, dominance, diversity and faunal zonation ; Asian Fisheries Science ; 2 ; 43-57
- WENG (H.T.) 1990 : Fish in shallow areas in Moreton Bay, Queensland and factors affecting their distribution ; Estuarine, Coastal and Shelf Science ; 30 ; 569-578
- WERNER (E.E.), GILLIAM (J.F.) 1984 : The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations ; Ann. Rev. Ecol. Syst. ; 15 ; 393-425
- WERNER (E.E.), GILLIAM (J.F.), HALL (D.J.), MITTELBACH (G.G.) 1983 : An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish ; Ecology ; 64 (6) ; 1540-1548
- WHITFIELD (A.K.) 1980 : Distribution of fishes in the Mhlanga estuary in relation to food resources ; S-Afr. Tydskr. Dierk. ; 15 ; 3 ; 159-165
- WHITFIELD (A.K.) 1983 : Factors influencing the utilization of southern African estuaries by fishes ; S. Afr. J. Sci. 79 362-365
- WHITFIELD (A.K.) 1985 : The role of zooplankton in the feeding ecology of fish fry from some southern African estuaries ; S. Afr. J. Zool. ; 20 ; 166-171.
- WHITFIELD (A.K.) 1988 a : The role of tides in redistributing macrotidal aggregates within the Swartvlei estuary ; Estuaries ; 11 ; (1) ; 152-159.
- WHITFIELD (A.K.) 1988 b : The fish community of the Swartvlei estuary and the influence of food availability on resource utilization ; Estuaries ; 11 ; (3) ; 160-170.
- WHITFIELD (A.K.) 1989 : Ichthyoplankton in a Southern African surf-zone : nursery area for the postlarvae of estuarine associated fish species ? ; Estuarine, Coastal and Shelf Science ; 29 ; 533-547
- WHITFIELD (A.K.) 1990 Life-history styles of fishes in South African estuaries Env. Biol. Fish. 28 ; 295-308
- WHITFIELD (A.K.) 1994 a : A review of ichthyofaunal diversity in Southern African estuarine systems in Teugels, Guegan & Albaret (Eds.) : Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique ; synthèses géographiques ; Symposium PARADI ; Dakar ; Ann. Mus. r. Afr. Centr. , Zool. ; Tervuren (Belgique) ; vol. 275
- WHITFIELD (A.K.) 1994 b : Fish species diversity in southern African estuarine systems : an evolutionary perspective ; Environmental Biology of Fishes ; 40 ; 37-48.
- WHITFIELD (A.K.) 1994 c : An estuary-association classification for the fishes of southern Africa ; S. Afr. J. Sci. ; 90 ; 411-417.
- WHITFIELD (A.K.), BLABER (S.J.M.) 1978 : Distribution, movements and fecundity of Mugilidae of Lake St Lucia ; Lammergeyer ; 26 ; 53-62
- WHITTAKER (R.H.), LIKENS (G.E.) 1973 : Primary production : the biosphere and man ; Human Ecol.1 ; 357-369
- WILLIAMS (F.) 1964 : The Guinean trawling survey. Comm. Fish. Rev. , vol. 26 ; n° 8.
- WINEMILLER (K. O.), LESLIE (M. A.) 1992 : Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone ; Env. Biol. Fishes ; 34 ; 29-50
- WINEMILLER (K.O.) 1989 : Pattern of variation in life history among South American fishes in seasonal environments ; Oecologia ; 81 ; 225-241
- WOLANSKI (E.), JONES (M.), BUNT (J.S.) 1980 : Hydrodynamics of a tidal creek-mangrove swamp system ; Aust. J. Freshw. Mar. Res. ; 31 ; 431-450
- WOLANSKY (E.), MAZDA (Y.), KING (B.), GAY (S.) 1990 : Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook channel, a giant mangrove swamp, Australia ; Est. Coast. Shelf Sci. ; 31 ; 555-579
- WOODROFFE (C.D.) 1982 : Litter production and decomposition in the New Zealand mangrove *Avicennia marina* ; New Zealand Journal of marine and freshwater research ; 16 ; 179-188
- WRIGHT (J.M.) 1986 : The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a Nigerian mangrove swamp ; J. Fish Biol. ; 29 ; 431-441
- YANCHILENKO (A.G.), CHEREMETIEV (V.A.), CAMARA (S.), MAGASSOUBA (M.) 1988 : Production d'oxygène et production primaire dans la zone côtière de la république de Guinée ; Bulletin du Centre de Rogbané ; 4 ; 54-67
- YAÑEZ-ARANCIBIA (A.) 1985 : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- YAÑEZ-ARANCIBIA (A.), DOMINGUEZ (A.L.L.), ALVAREZ-GUILLEN (H.) 1985 a : Fish community ecology and dynamic in estuarine inlets ; p 127-169 in Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- YAÑEZ-ARANCIBIA (A.), LARA-DOMINGUEZ (A.L.), AGUIRRE-LEON (A.), DIAZ-RUIZ (S.), AMEZCUA LINARES (F.), FLORES-HERNANDEZ (D.) CHAVANCE (P.) 1985 b : Ecología de poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales : factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la reproducción ; p 311-366 in Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.
- YAÑEZ-ARANCIBIA (A.), LINARES (F.A.), DAY (J.W.) 1980 : Fish community structure and function in Terminos lagoon, a tropical estuary in the southern gulf of Mexico ; p 465-482 in Kennedy (Ed.) ; Estuarine perspectives ; Academic Press ; New-York ; 537 pp.

YAÑEZ-ARANCIBIA (A.), SOBERON-CHAVEZ (G.), SANCHEZ-GIL (P.) 1985 c : Ecology of control mechanisms of natural fish production in the coastal zone ; p 571-595 in Yañez-Arancibia (Ed.) : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons ; towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 pp.

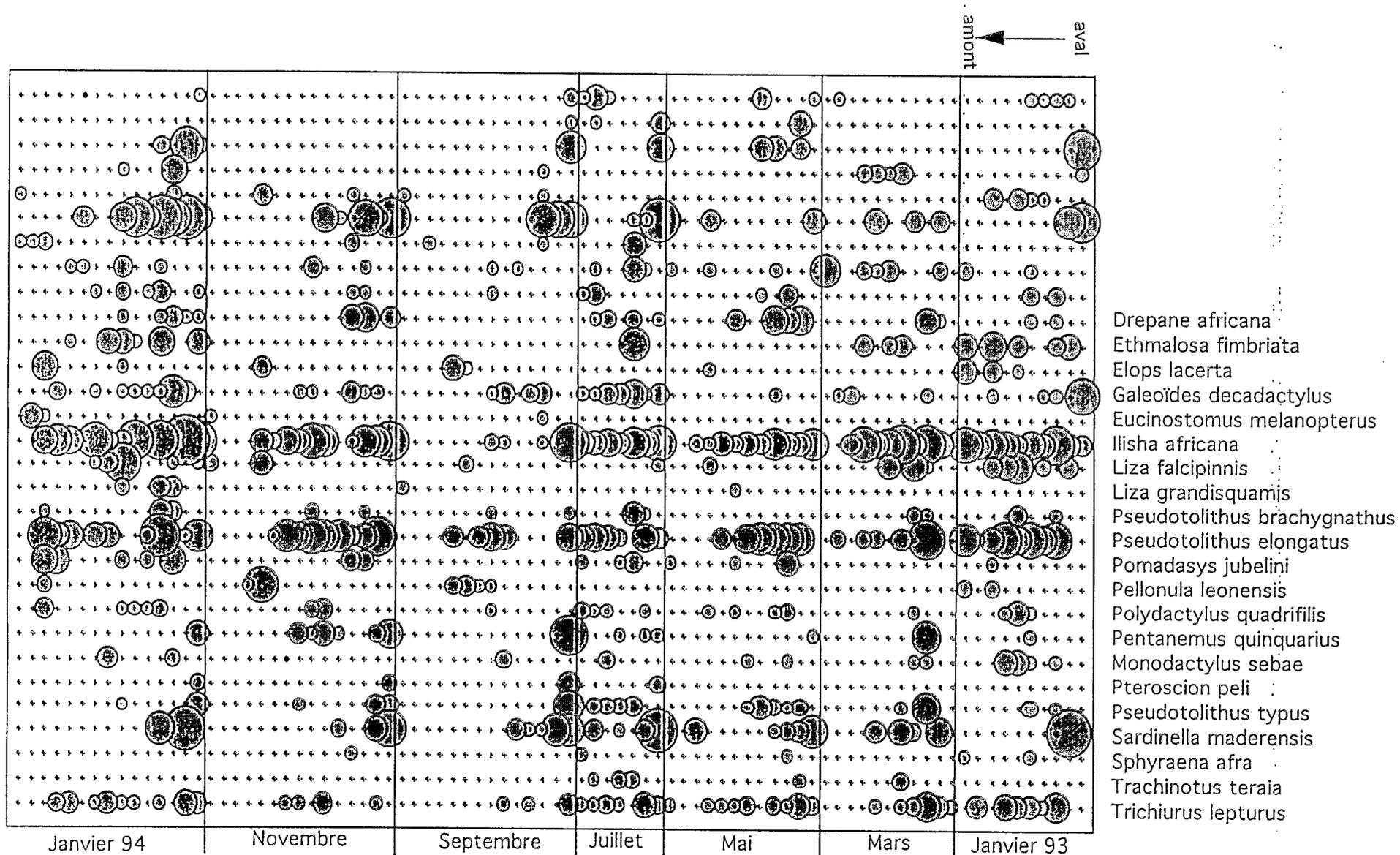
YAÑEZ-ARANCIBIA (A.) et al. 1988 : Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity ; J. Fish Biol. ; 33 (Supl) ; 191-200

ZIJLSTRA (J.J.) 1988 : Fish migrations between coastal and offshore areas ; p 257-272 in Jansson (Ed.) Coastal-offshore ecosystem interactions ; Springer Verlag, Berlin. ; n° 22

ZOUEV (G.V.), TROFIMOV (A.G.), KABA (B.) 1988 : Faune ichtyologique du shelf de la république de Guinée pendant la saison intermédiaire ; Bulletin du Centre de Rogbané ; 4 ; 82-93.

ZUYEV (G.V.), GIRAGOSOV (V.Y.) 1990 : Reproductive biology and production characteristics of three species of croakers (Scianidae) along the Guinea coast ; Voprosy Ikhtiologii ; 30 (1) ; 48-58

ANNEXES

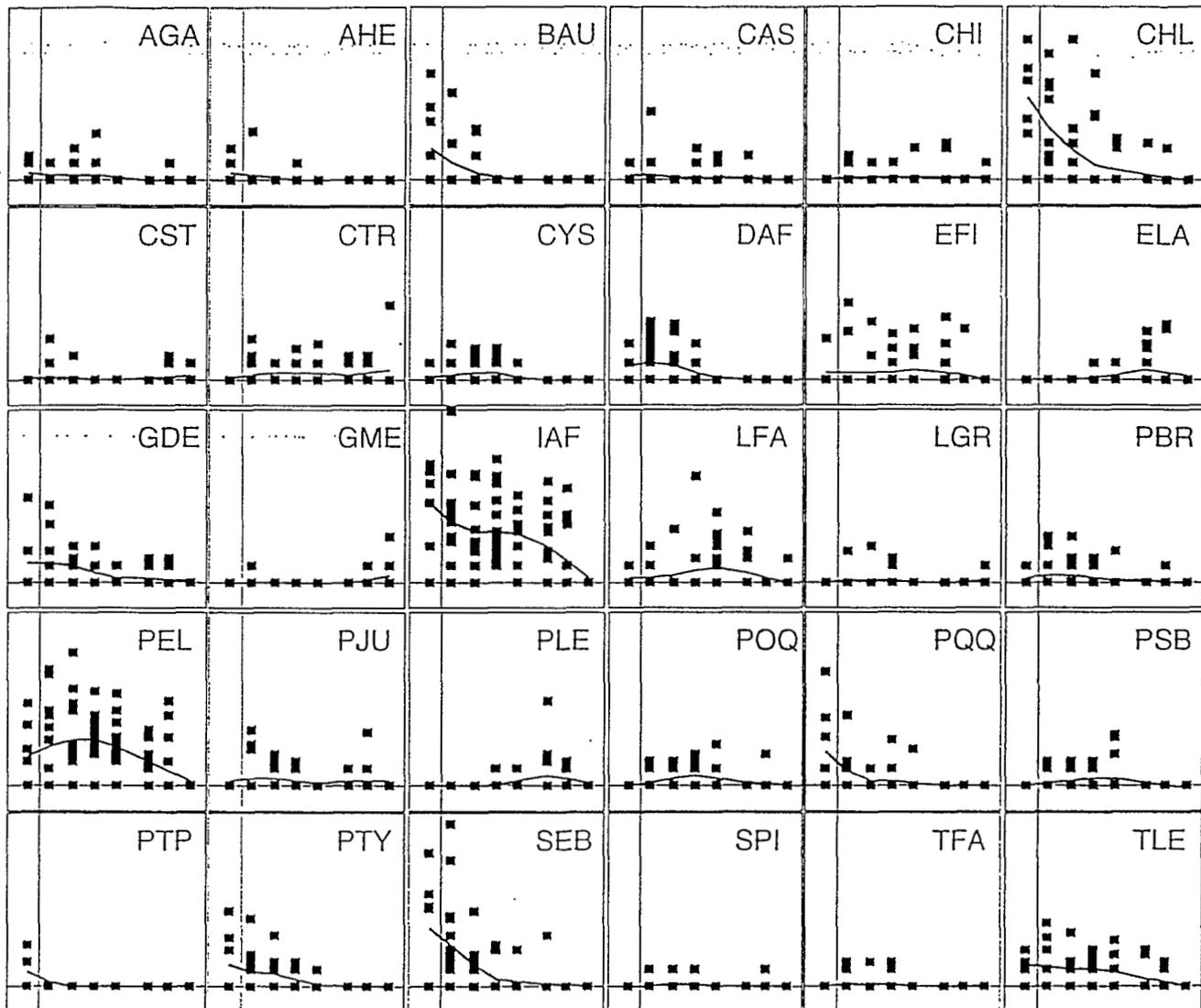


Distribution en abondance des principales espèces capturées à la senne tournante coulissante

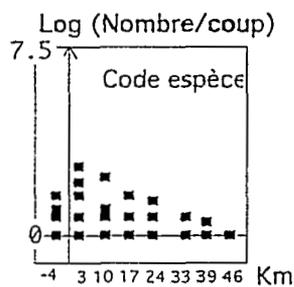
Une ligne représente un coup de pêche (coups ordonnés de l'aval vers l'amont, par campagne)

la taille des cercles est proportionnelle à l'effectif de l'espèce.

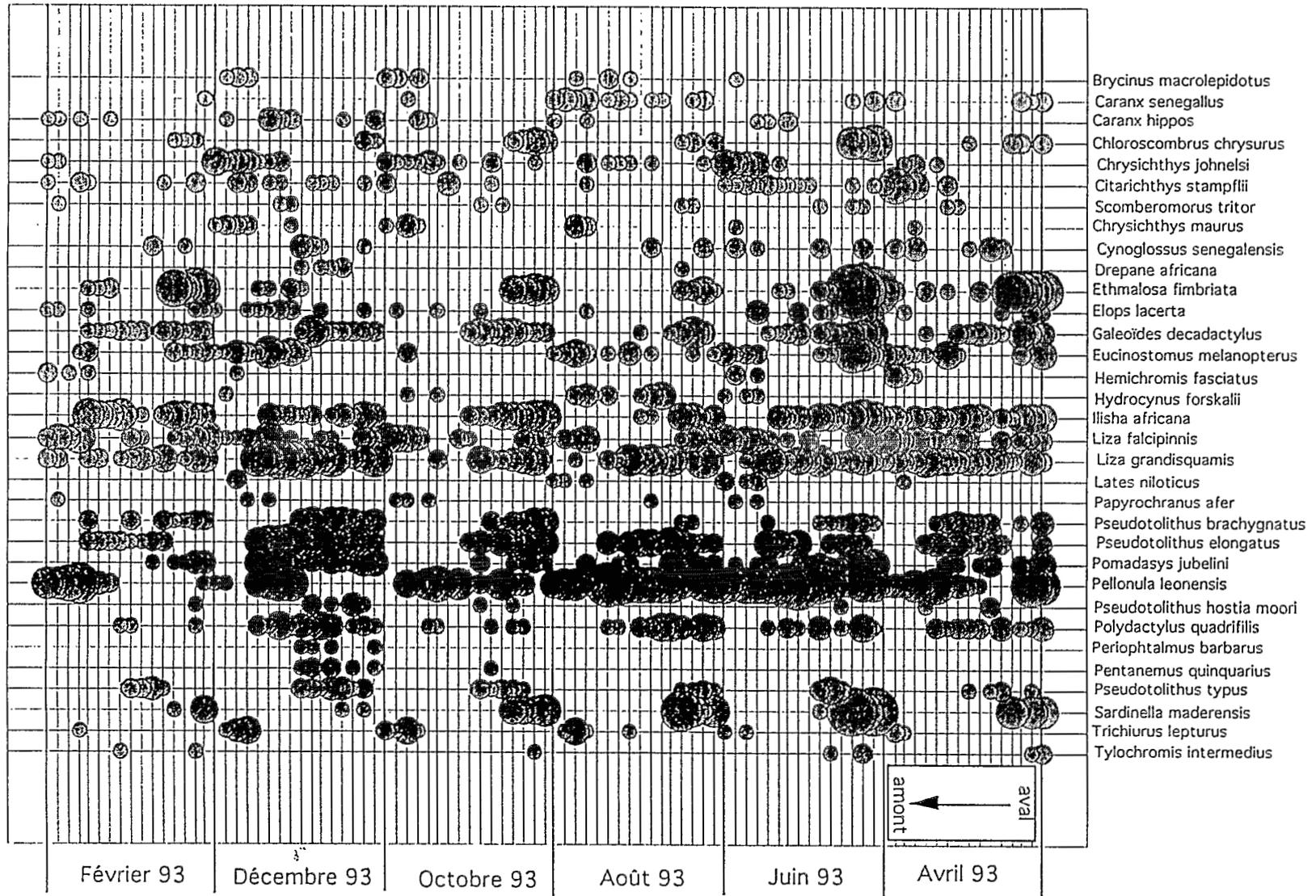
Abondance des 30 espèces principales capturées à la senne tournante
en fonction de la distance à la mer



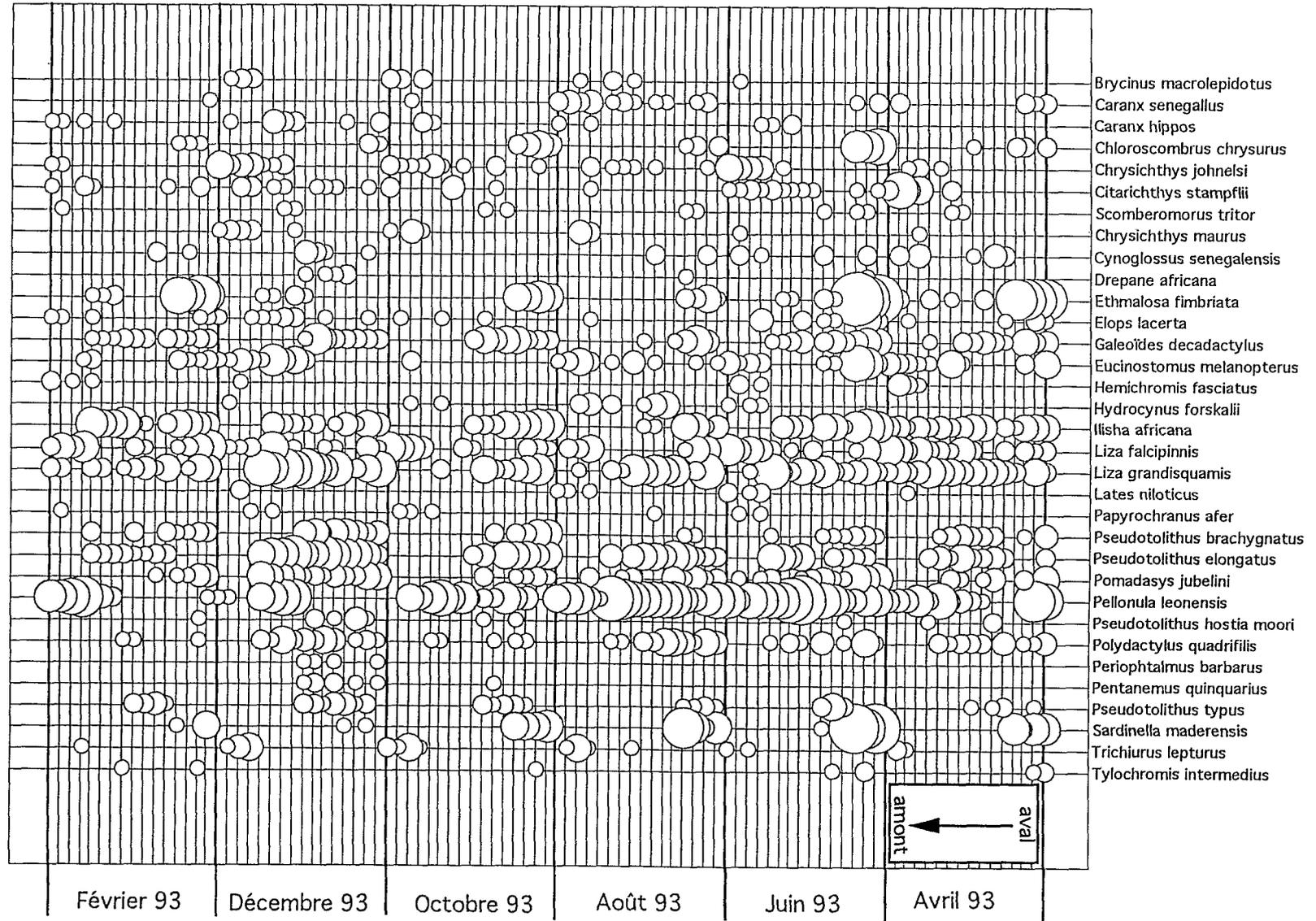
- AGA *Arius laticutatus*
- AHE *Arius heudeloti*
- BAU *Brachydeuterus auritus*
- CAS *Caranx senegallus*
- CHI *Caranx hippos*
- CHL *Chloroscòmbrus chrysurus*
- CST *Citarichthys stampfli*
- CTR *Scomberomorus tritor*
- CYS *Cynoglossus senegalensis*
- DAF *Drepane africana*
- EFI *Ethmalosa fimbriata*
- ELA *Elops lacerta*
- GDE *Galeoïdes decadactylu:*
- GME *Eucinostomus melanopterus*
- IAF *Ilisha africana*



- LFA *Liza falcipinnis*
- LGR *Liza grandisquamis*
- PBR *Pseudotolithus brachygnathus*
- PEL *Pseudotolithus elongatus*
- PJU *Pomadasys jubelini*
- PLE *Pellonula leonensis*
- POQ *Polydactylus quadrifilis*
- PQQ *Pentanemus quinquarius*
- PSB *Monodactylus sebae*
- PTP *Pteroscion peli*
- PTY *Pseudotolithus typus*
- SEB *Sardinella maderensis*
- SPI *Sphyaena afra*
- TFA *Trachinotus teraia*
- TLE *Trichiurus lepturus*



Distribution en abondance des principales espèces capturées aux filets maillants
 une ligne représente une batterie de filets (batteries ordonnées de l'aval vers l'amont, par campagne)
 la taille des cercles est proportionnelle à l'effectif



Distribution en abondance des principales espèces capturées aux filets maillants

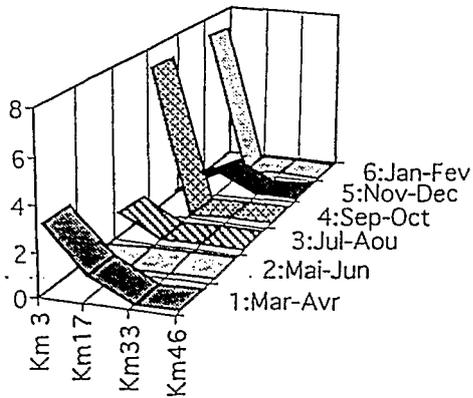
une ligne représente une batterie de filets (batteries ordonnées de l'aval vers l'amont, par campagne)

la taille des cercles est proportionnelle à l'effectif

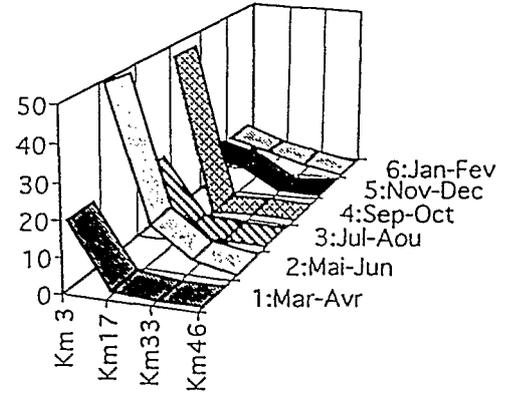
Répartition spatio-temporelle des reproducteurs des principales espèces

En ordonnées : abondances absolues

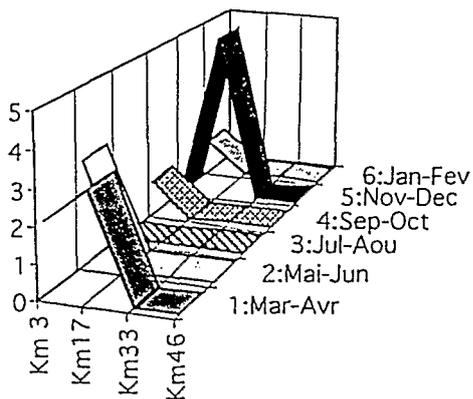
Chloroscombrus chrysurus



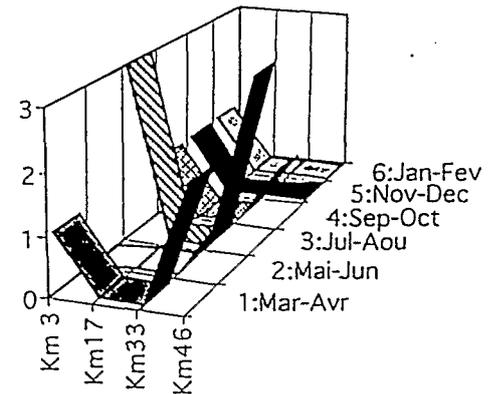
Ilisha africana



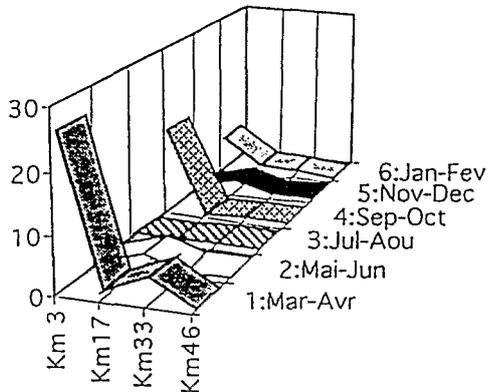
Drepane africana



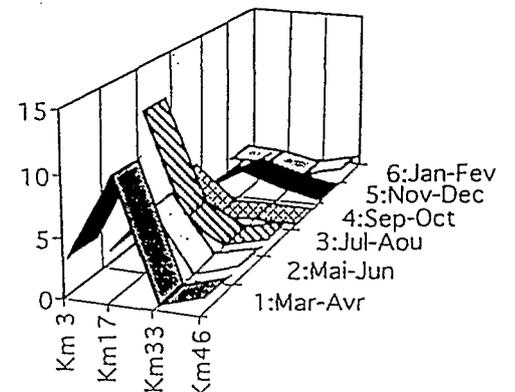
Liza falcipinnis



Ethmalosa fimbriata

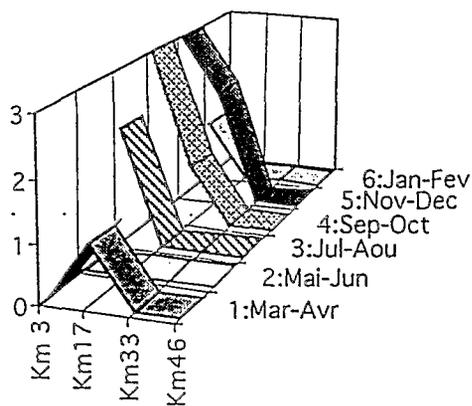


Liza grandisquamis

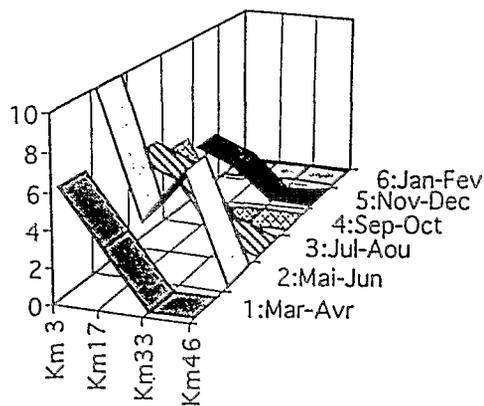


Répartition spatio-temporelle des reproducteurs des principales espèces (suite)

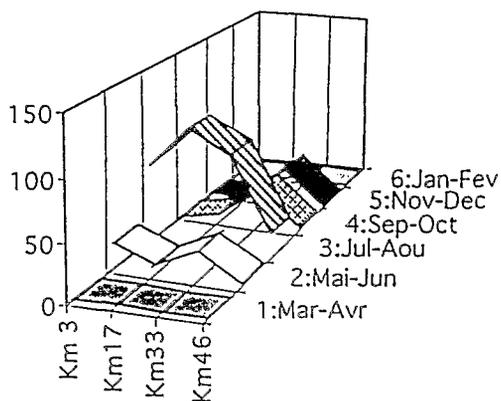
Galeoïdes decadactylus



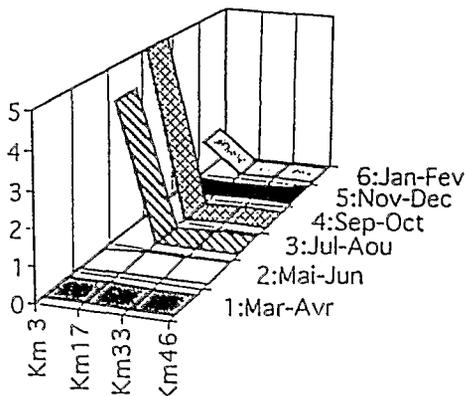
Pseudotolithus elongatus



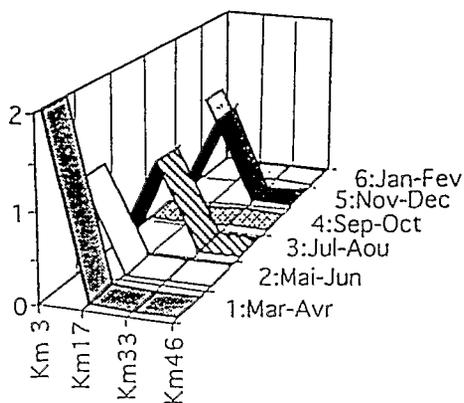
Pellonula leonensis



Sardinella maderensis



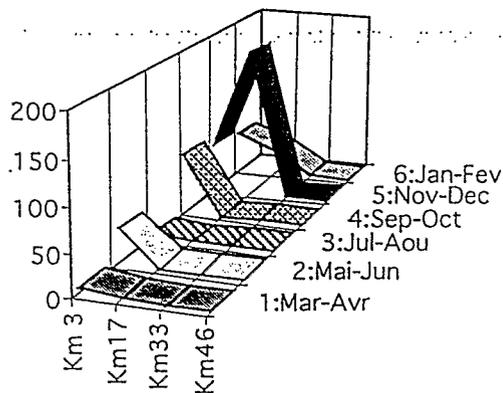
Trichiurus lepturus



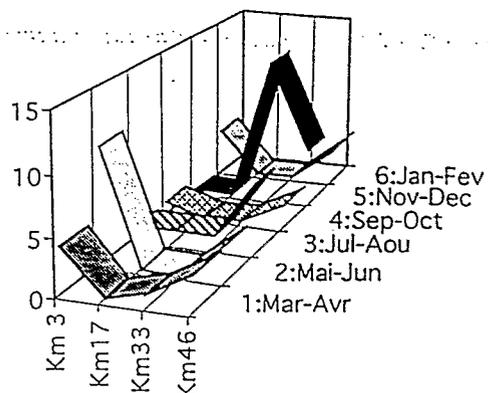
Répartition spatio-temporelle des juvéniles des principales espèces

En ordonnées : abondances absolues

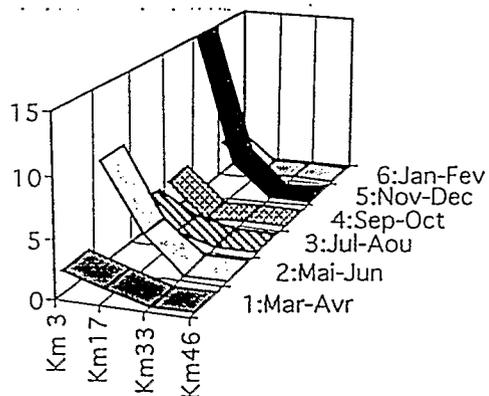
Chloroscombrus chrysurus



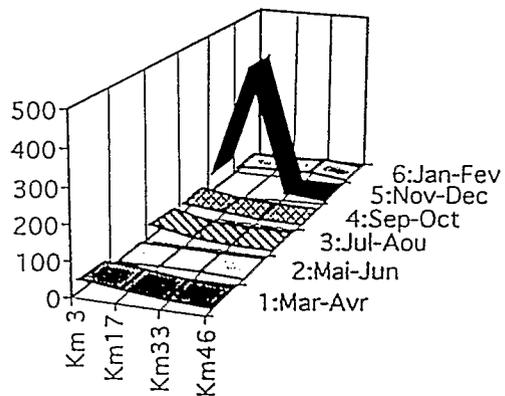
Eucinostomus melanopterus



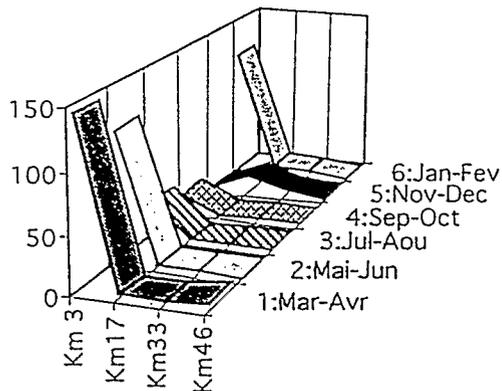
Drepane africana



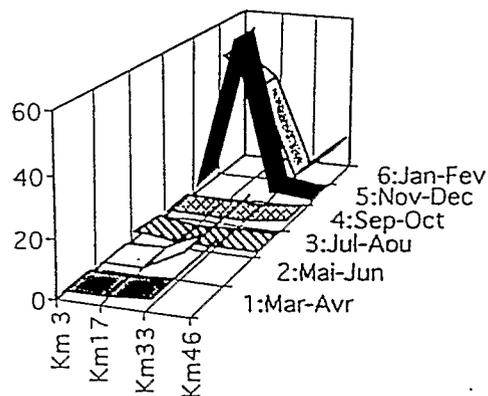
Ilisha africana



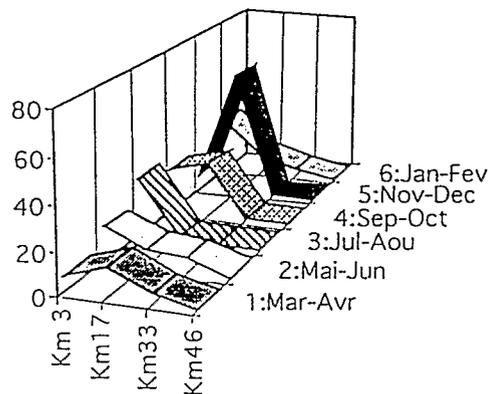
Ethmalosa fimbriata



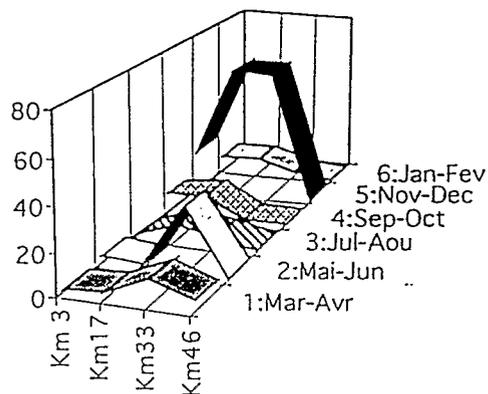
Liza falcipinnis



Galeoïdes decadactylus

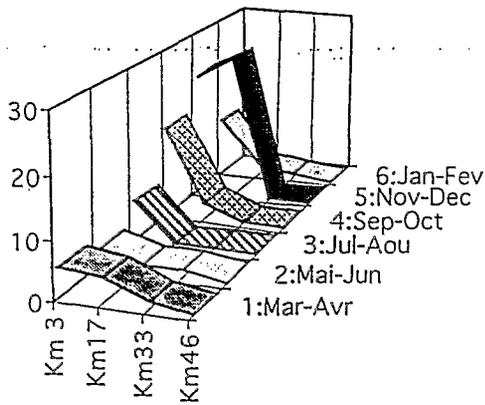


Liza grandisquamis

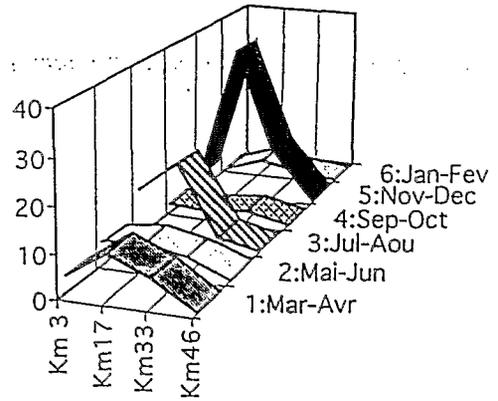


Répartition spatio-temporelle des juvéniles des principales espèces (suite)

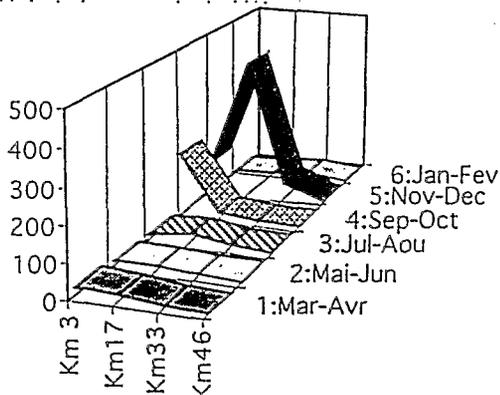
Pseudotolithus brachygnatus



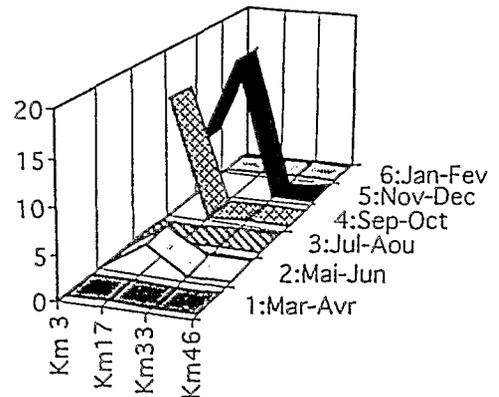
Polydactylus quadrifilis



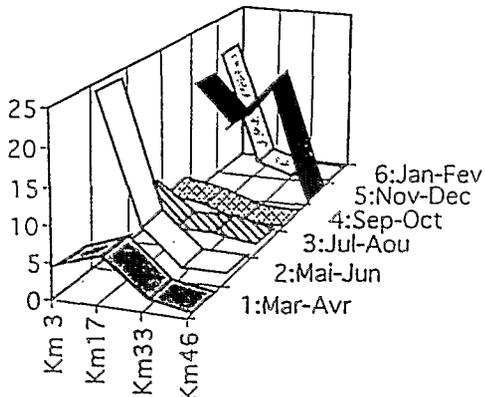
Pseudotolithus elongatus



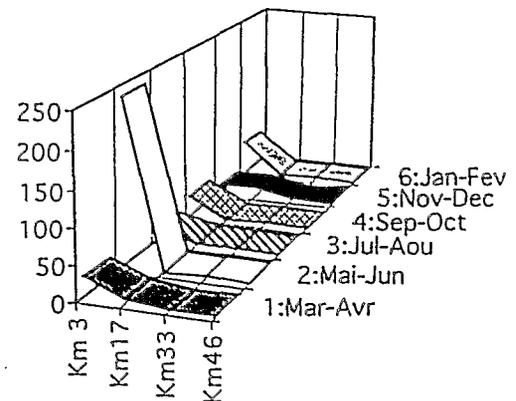
Pseudotolithus typus



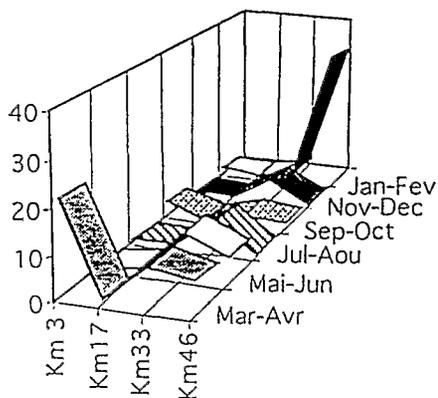
Pomadasys jubelini



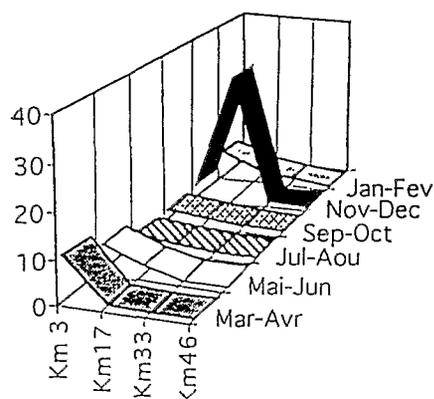
Sardinella maderensis



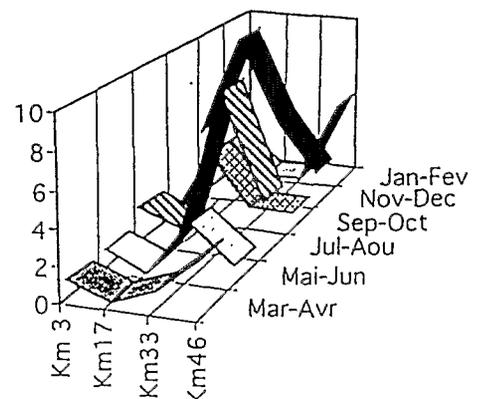
Pellonula leonensis



Trichiurus lepturus



Sphyraena afra



Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée -relations avec le milieu abiotique-

Résumé

Cette étude porte sur le peuplement de poissons de l'estuaire du fleuve Fatala, situé en zone de mangrove sur une côte à forte pluviométrie (3500 mm d'eau/an) et à marnage important.

L'échantillonnage, basé sur deux engins principaux (senne tournante coulissante et filets maillants), a permis de décrire la composition du peuplement, de mettre en évidence la variation de sa structure spatiale au cours d'un cycle annuel et de coupler la dynamique spatio-temporelle de ce peuplement à celle des principaux paramètres abiotiques du milieu.

A cet effet plusieurs méthodes récentes d'analyses multivariées sont utilisées : Statist, AFC de Foucart, ACPvi.

La répartition des principales écophases et les régimes alimentaires des espèces dominantes en Fatala sont analysés afin de préciser les stratégies développées au sein du peuplement. Le compartiment ichtyoplanctonique est également évoqué.

Trois composantes fondamentales du peuplement (continentale, estuarienne stricte, estuarienne et côtière) sont ainsi mises en évidence et détaillées, en intégrant leurs stratégies vitales respectives.

La comparaison de la nature et de l'abondance de l'ichtyofaune entre l'estuaire et un bras de mer proche conclut à la similitude des communautés en dépit de la différence de conditions de milieu.

L'étude conduit à formuler les hypothèses d'un "estuaire côtier" le long du littoral guinéen, et d'une "redondance fonctionnelle" au sein du peuplement, les espèces se remplaçant activement au cours du temps et dans l'espace lorsque varient les conditions de milieu.

A l'échelle régionale, une analyse des peuplements estuariens d'Afrique de l'Ouest permet de distinguer les estuaires inverses et rias (Siné-Saloum, Casamance, Rio Buba), les estuaires vrais (Gambie, Fatala) et les estuaires soumis à de fortes variations hydrologiques (Sénégal), en faisant néanmoins apparaître une unité structurelle globale, basée sur une trentaine d'espèces ubiquistes.

Les perspectives conceptuelles ouvertes par la richesse spécifique et fonctionnelle de ces milieux d'interface sont enfin évoquées.

Mots clés :

Poissons / Peuplements / Estuaires / Guinée / Afrique de l'Ouest / Senne tournante coulissante / Filets maillants

Spatio-temporal dynamics of estuarine fish assemblages in Guinea -relationships with abiotic factors-

Summary

This study deals with the fish assemblage of the Fatale estuary which is situated in a mangrove zone on a rainy coast (3500 mm per year) subject to important tides.

Sampling, using two main gears (purse seine and gill nets) allowed us :

- to describe the species composition of the assemblage;
- to exhibit variations of its spatial structure during a 13 month cycle;
- to match spatio-temporal dynamics of this assemblage to the dynamics of main abiotic variables.

In this aim we used three recent multiway data analysis methods : Statis, Foucart's COA and PCA with respect to instrumental variables.

We analysed dynamics of the main ecophases and diets of major species in order to determine the different strategies among the assemblage. The ichthyoplankton was also considered.

Three main components of the assemblage (continental, strictly estuarine, estuarine & coastal) were defined and detailed, taking into account their different life-history strategies.

We compared nature and abundance of the ichthyofauna between the estuary and a close inlet, and found a similarity in the assemblages in spite of different environmental variables.

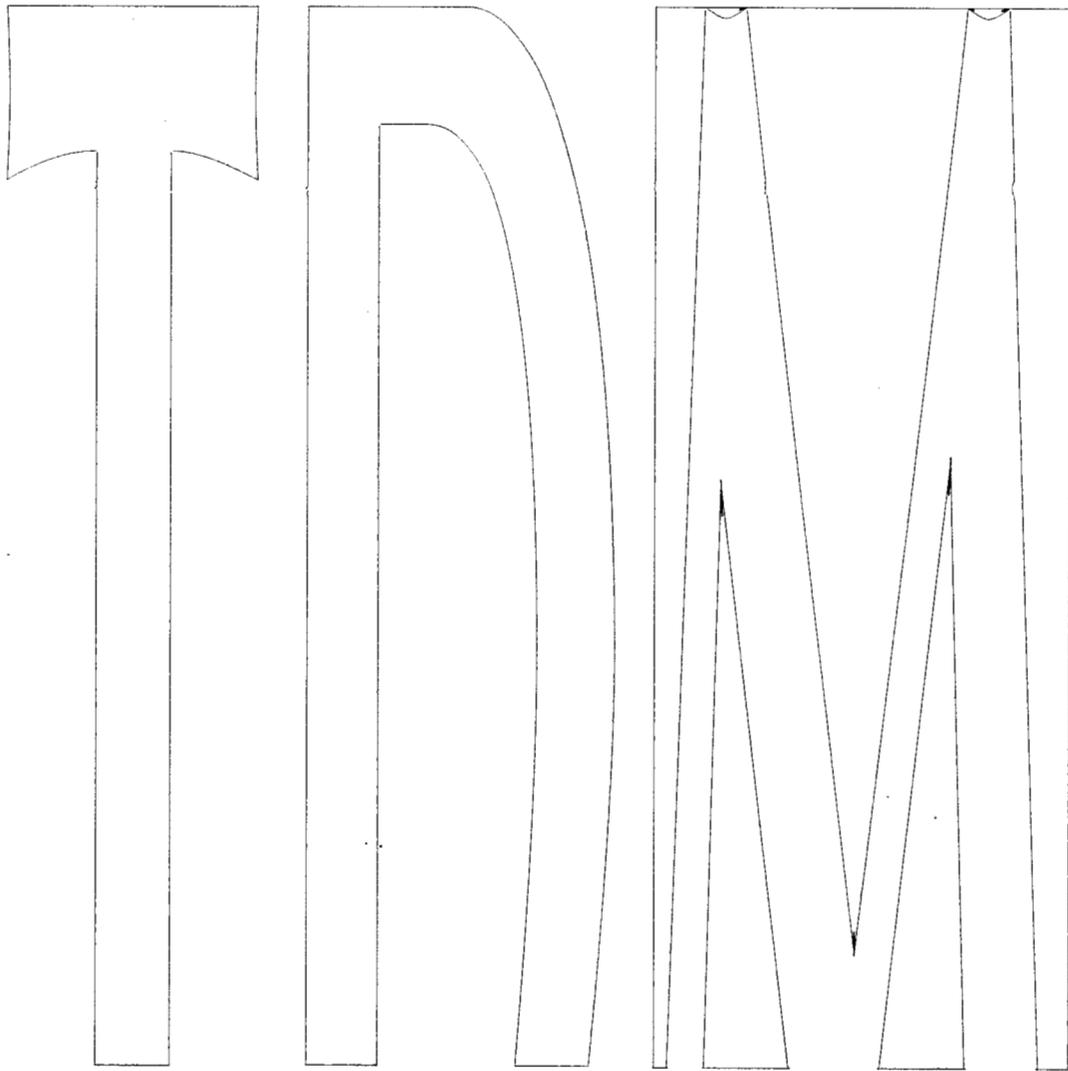
This study led us to propose the hypothesis of a "*coastal estuary*" along the guinean coast, and of a "*functional redundancy*" among the assemblage, where species quickly turn over in space and time when the abiotic conditions vary.

At regional scale an analysis of estuarine assemblages in West Africa allowed to bring together inverse estuaries and inlets (Siné-Saloum, Casamance, Rio Buba), normal estuaries (Gambie, Fatale) and estuaries subject to high hydrological variations (Sénégal). A global structural unity however appears through the ubiquity of about thirty species.

Finally we briefly discussed conceptual prospects that rise through the species and functional richness of these interface environments.

Key words :

Fish / Assemblages / Estuaries / Guinea / West Africa / Purse seine / Gill nets



Thèses et documents microfichés

Mots-clés

Poissons - Peuplements - Estuaires - Guinée - Afrique de l'Ouest - Senne tournante coulissante - Filets maillants



209-213, rue La Fayette
75480 Paris cedex 10

ISSN : 0767-922X
ISBN : 2-7099-1284-8

Diffusion :
32, avenue Henri Varagnat
93143 Bondy cedex