

---

# La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen. Un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème.

Jérémy LOBRY, Didier GASCUEL et François DOMAIN

(1)\*\*\*, jeremy.lobry@Bordeaux.Cemagref.fr

(2) Département Halieutique, ENSAR, 65 route de Saint Brieuc, CS 84215, 35 042 RENNES Cedex

(3) IRD/CNSHB, BP 1984, Conakry, GUINEE

---

## RESUME

La biodiversité spécifique est généralement considérée comme un facteur-clé de la résilience des écosystèmes, contribuant à leur capacité de réaction à la pression anthropique et notamment à la pression de pêche. Dans cet esprit, on analyse ici l'impact de la pêche sur la biodiversité spécifique, à partir du cas des ressources démersales côtières de Guinée. Celles-ci ont la particularité d'avoir subi récemment un très rapide et important accroissement de la pression de pêche. En une quinzaine d'années, on est ainsi passé d'une situation dans laquelle les ressources démersales étaient considérées comme étant "à l'état vierge", à une surexploitation globale. Cette évolution mérite d'être considérée comme un "modèle accéléré" de l'histoire d'une exploitation.

L'analyse se base sur les données de 18 campagnes scientifiques de chalutage démersal effectuées dans la zone côtière Guinéenne entre 1985 et 1992. La biodiversité spécifique, par campagne ou par trait de chalut, est quantifiée par des indices synthétiques : la richesse spécifique, la diversité de Shannon et l'équitabilité. Les indices par trait de chalut sont analysés par les méthodes de modélisation en analyse de variance, afin de dégager une distribution spatiale et une évolution temporelle des indicateurs. Les diagrammes rang/fréquence de chaque campagne sont également établis.

On montre que les ressources démersales guinéennes forment un système globalement résilient. Les indices de diversité et d'équitabilité restent sensiblement constants, alors que l'abondance et la richesse spécifique diminuent significativement au cours de la période. Les espèces les moins abondantes, et singulièrement des espèces de la communauté à Sparidés, tendent ainsi à disparaître des prélèvements. On assiste, en outre, à un remaniement de la répartition spatiale des espèces, qui conduit à une chute de la richesse spécifique près des côtes. Enfin, l'année 1989 présente des indices de diversité anormalement faibles, liés à des conditions environnementales particulières entraînant notamment un recrutement exceptionnel pour quelques espèces.

## INTRODUCTION

L'étude des impacts induits par la pêche sur les ressources marines exploitées s'est jusqu'à présent essentiellement construite par des approches mono-spécifiques conduisant à la recherche d'une utilisation raisonnée des différents stocks exploités. Ce n'est qu'assez récemment que des préoccupations de nature plus écosystémique se sont fait jour (May, 1976 ; Koslow et al, 1988 ; Jennings et Polunin, 1996). Elles conduisent à s'interroger sur les modifications qu'entraînent les pressions anthropiques, et particulièrement halieutiques, sur la structuration et le fonctionnement des écosystèmes et leurs capacités de réaction. A ce titre, la biodiversité spécifique des écosystèmes marins exploités est généralement considérée comme un facteur clé de leur résilience (Koslow et al, 1988 ; Naeem et Li, 1997 ; Russ et Alcala, 1998).

La présente étude s'inscrit dans cette thématique scientifique extrêmement large (approche écosystémique des milieux marins et de leur exploitation). Elle se focalise sur une question particulière qui est celle de la quantification de la biodiversité spécifique et de sa variabilité, en relation avec la pression anthropique de pêche. De nombreux travaux ont déjà été menés dans cette direction, mais ils ont généralement pris en compte des écosystèmes marqués par une

exploitation intense depuis de nombreuses années, voire depuis de nombreuses décennies (\*\*biblio SVP JL\*\*). Faut d'une modification importante de l'intensité d'exploitation, aucune changement notable de la biodiversité n'a pu être clairement mise en évidence. Dans cette optique, l'exploitation des ressources côtières de Guinée constitue un cadre d'étude particulièrement intéressant.

En effet, comme dans nombre de pays africains mais sans doute plus qu'ailleurs, l'exploitation halieutique des ressources marines s'est développée de manière extrêmement rapide en Guinée, au cours des deux dernières décennies (Domain et al, 2000 ; Gascuel et al, 1997). Ceci est particulièrement vrai pour les ressources démersales<sup>1</sup> côtières : jusqu'au milieu des années 80, elles étaient, dans une situation généralement considérées comme vierge (Domain, 1989 ; Chavance et Girardin, 1991) ; en une quinzaine d'années, elles ont atteint une situation de surexploitation globale (Gascuel et al, 1997 ; Domain et al, 2000). Cette évolution mérite d'être considérée comme un "modèle accéléré" de l'histoire d'une exploitation. Dans un contexte comme celui-ci, on peut imaginer que de profondes modifications du fonctionnement de base de l'écosystème et de sa structure même ont pu survenir.

Ce travail analyse donc l'évolution de la biodiversité spécifique des ressources démersales de Guinée, dans un contexte de très rapide accroissement de la pression de pêche. Il s'appuie sur l'analyse de données issues des campagnes scientifiques de chalutages de fond, menées sur la partie côtière du plateau continental entre 1985 et 1992.

## MATERIEL ET METHODES

### Cadre de l'étude

La Guinée possède le plus vaste plateau continental de l'Afrique de l'Ouest, avec en particulier des fonds inférieurs à 20 m, généralement vaseux, qui s'étendent jusqu'à 90 km au large (figure 1). Au niveau hydroclimatique, le climat local oscille entre une saison sèche et froide de Novembre à Avril (caractérisée par la présence d'un upwelling au Nord-Ouest) et une saison humide et chaude de Mai à Octobre (caractérisée par de fortes précipitations).

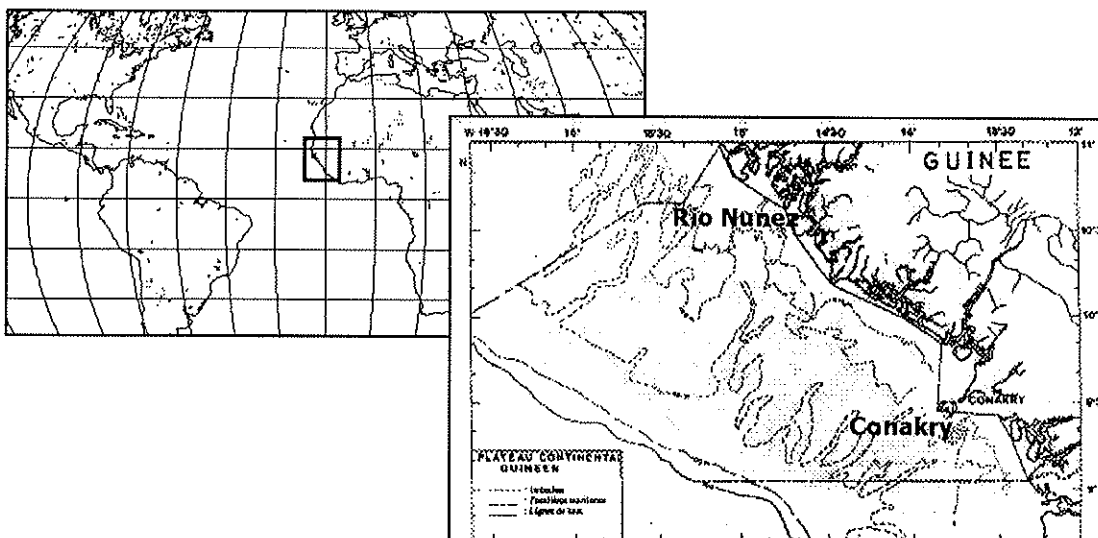


Figure 1. Localisation géographique et présentation du littoral guinéen (in Anonyme, 1995)

<sup>1</sup> On reprend ici l'appellation en usage dans les organismes scientifiques de l'Afrique de l'Ouest où l'on regroupe sous cette appellation des espèces de fond qui peuvent présenter en toute rigueur une écologie de type démersale ou benthique.

Le peuplement ichthyologique côtier est essentiellement représenté par deux communautés écologiques sensiblement différentes (Faber et Longhurst, 1968 ; Domain, 1989) (tableau 1) :

. La communauté à Sciaenidés a une répartition très côtière. Elle fréquente les eaux chaudes et dessalées jusqu'à une quinzaine de mètres de profondeur. De fortes biomasses sont associées à l'abondance locale de vases, qui constituent des fonds écologiquement riches.

. La communauté à Sparidés a une aire de répartition située plus au large, sur des fonds de 20 à 60m. Les espèces de cette communauté fréquentent les eaux froides et salées. Les densités sont faibles et les individus plutôt de petite taille.

**Tableau 1. Liste des espèces caractéristiques des 2 principales communautés écologiques présentes sur le plateau continental guinéen (d'après Domain, 1989).**

La communauté à Scianidés		
Aibula vulpes	Elops lacerta	Sphyraena sphyraena
Arius heudelotii	Galeoides decadactylus	Trichiurus lepturus
Arius latiscutatus	Gymnura haltavela	
Arius parkii	Gymnura micrura	<b>La communauté à Sparidés</b>
Brachydeuterus auritus	Ilisha africana	Dactylopterus volitans
Chaetodipterus goreensis	Mugil sp.	Dentex canariensis
Chaetodipterus lippei	Pentanemus quinquarius	Dentex filusus
Chloroscombrus chrysurus	Polydactylus quadrifiliis	Epinephelus aeneus
Cynoglossus cadenati	Pomadasys incisus	Epinephelus alexandrinus
Cynoglossus canariensis	Pomadasys jubelini	Ephippion guttifer
Cynoglossus monodi	Pomadasys rogerii	Lagocephalus laevigatus
Cynoglossus senegalensis	Pseudolithus brachygnatus	Pagellus bellottii
Dasyatis margarita	Pseudolithus elongates	Priacanthus arenatus
Dasyatis hastata	Pseudolithus epipercus	Psettodes belcheri
Dasyatis rutilis	Pseudolithus hostia moori	Pseudupeneus prayensis
Dicologlossa hexophtalma	Pseudolithus senegalensis	Sparus caeruleostictus
Drepane africana	Pseudolithus typus	
	Sphyraena barracuda	
	Sphyraena guachancho	

Deux types de pêches co-existent en Guinée. La pêche artisanale est pratiquée à partir de pirogues, généralement motorisées, et en utilisant des engins très divers. Elle représente 69% des débarquements en 1995 (52 000 t, dont 23 000 t de démersaux, pour 2 300 pirogues) ; elle vise essentiellement les ressources très côtières de la communauté à Sciaenidés. La pêche industrielle est pratiquée au chalut, en principe dans les zones plus au large, mais elle vise également les ressources côtières (le complément : 23300t pour 117 licences) au large (Anonyme, 1998).

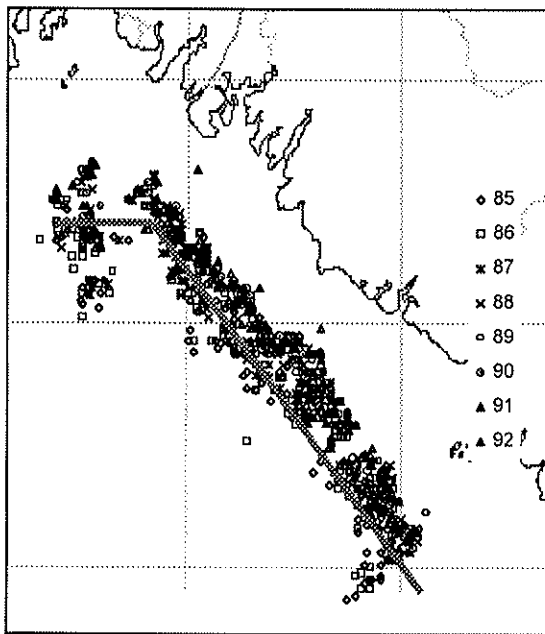
## Données

On analyse ici les données issues de 18 campagnes de chalutage démersal réalisées de mars 1985 à avril 1992 par le N/O André Nizery (campagnes CHAGUI, réalisées par l'IRD et le CNSHB). Lors de chaque années, 2 campagnes sont en principes réalisées par an : l'une en saison sèche et l'autre en saison humide. Différents impondérables (carénage ou panne du navire, problèmes de financement...) perturbent cependant fortement ce calendrier théorique tant au niveau du nombre de traits réalisés qu'au niveau des dates de campagne (tableau 2).

La zone échantillonnée couvre la partie la plus côtière du plateau continental guinéen. On note cependant, entre les premières et les dernières campagnes, une nette rétraction vers la côte de la zone échantillonnée (figure 2). Afin de s'affranchir de ce biais d'échantillonnage, seules les traits de chalut réalisés dans la zone la plus côtière sont pris en compte dans la présente analyse (1031 traits). L'ensemble de ces traits est réalisé selon un protocole standard ; en particulier, la surface échantillonnée est considérée constante.

**Tableau 2.** Calendrier des campagnes CHAGUI (d'après Gascuel et al, 1997). Le nombre de traits réalisés est noté entre parenthèses à côté du numéro de la campagne.

	Janv.	Fév.	Mars	Av.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc
85			1(81)							2(80)		
86			3(79)							4(80)		
87											5(79)	
88				6(88)					7(90)			
89									8(48)		9(46)	
90				10(25)			11(32)					
91	12(65)		13(80)			14(78)			15(80)		16(69)	
92	17(80)			18(80)								
Saison	Sèche				Humide				Sèche			



**Figure 2.** Localisation des traits de chalut réalisés lors des campagnes CHAGUI. (Seules les traits à l'intérieur de la ligne épaisse sont pris en compte dans l'analyse ; cf. texte)

Chaque trait de chalut est caractérisé par ses coordonnées (longitude et latitude), sa date, ses caractéristiques hydrologiques (température et salinité), et par le nombre d'individus et la biomasse de chaque espèce prélevée. Nous avons choisi ici de travailler avec des abondances exprimées en effectifs, ce qui semble mieux cadrer avec l'étude de la répartition spatio-temporelle des ressources et permet une meilleure adéquation avec l'approche écologique du problème (Jouffre et Domain, 1997).

### Calcul des indices de diversité

Trois types d'indices, classiques en écologie, sont calculés.

- La richesse spécifique  $S$  correspond au simple comptage du nombre d'espèces présentes dans l'échantillon.
- L'indice de diversité de Shannon  $H'$  (Shannon, 1948) est utilisé en écologie comme mesure de la diversité spécifique (Margalef, 1958 in Frontier, 1983) :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \times \log_2 \frac{n_i}{N}.$$

avec :  $S$ , le nombre total d'espèces présentes ;  $n_i$ , l'effectif de l'espèce  $i$  présent dans l'échantillon et  $N$ , l'effectif total.

H' varie entre 0, dans le cas où le peuplement n'est constitué que d'une seule espèce, et  $\log_2 S$  dans le cas où toutes les espèces présentes le sont avec une abondance équivalente (généralement  $H' = 4,5$  ou  $5$  pour les peuplements les plus diversifiés). Dans la suite, le terme de « diversité » est employé en référence à l'indice de Shannon.

- L'indice d'équitabilité R (Piélou, 1966) permet de mesurer l'équitabilité (terme que certains écologues réfutent lui préférant celui de régularité) ou encore l'équirépartition des espèces du peuplement par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble des espèces (Barbault, 1992) :

$$R = \frac{H'}{H_{\max}} \quad \text{avec : } H_{\max} = \log_2 S$$

La valeur de R varie entre 0 (une seule espèce domine) et 1 (toutes les espèces ont la même abondance). L'équitabilité prend en compte la diversité potentielle maximale du système ( $H'_{\max}$ ) ; c'est-à-dire, la capacité du système à accepter S espèces en proportions équivalentes. R constitue donc une sorte de synthèse des 2 autres indices.

Ces différents indices sont calculés de deux manières : soit par trait de chalut, soit par campagne. Dans le premier cas, on mesure ainsi une diversité locale du peuplement. Ces mesures par traits sont ensuite l'objet d'une analyse statistique afin de déterminer les principaux facteurs influençant la diversité du peuplement local. A l'issue des calculs par campagne, on rapporte le plus souvent le résultat à l'année en effectuant une moyenne des valeurs obtenues pour les campagnes d'une même année.

Cette analyse est complétée par l'étude des diagrammes rang-fréquence, afin de voir l'évolution conjointe de la diversité et de la régularité de l'écosystème entre 1985 et 1992.

### Analyse statistique des données par trait – Modèles d'analyse de variance

Souvent utilisés pour des études spatio-temporelles, les modèles linéaires d'analyse de variance (LM : Linear Model) ont ici vocation à mettre en évidence la distribution spatiale (sans préjuger d'une éventuelle corrélation spatiale) des indicateurs écologiques et leur évolution dans le temps. Par une analyse de variance à plusieurs facteurs, on recherche ainsi une répartition spatiale et saisonnière moyenne (i.e. commune à l'ensemble des campagnes) et une variabilité distinguant les différentes campagnes ou les différentes années (Gascuel et al, 1997). L'analyse prend donc en compte des facteurs temporels (effet *an* et effet *saison*), spatiaux (effets *bathymétrie* et *zone*) et éventuellement spatio-temporels (effets croisés de type *an\*bathymétrie* et *an\*zone*). L'analyse de ces effets croisés est particulièrement intéressante car elle permet notamment de décrire l'évolution temporelle d'une variable par strate bathymétrique ou par zone géographique.

Les modèles utilisés sont de type additif. En effet, la distribution des variables étudiées s'approche plus de celle de la loi normale que de la loi log-normale et aucun a priori particulier ne justifie une transformation logarithmique préalable. Il est donc apparu que l'emploi du modèle additif était le plus simple. On retient un modèle avec les facteurs significatifs parmi les suivants : *an*, *saison*, *bathymétrie*, *zone*, *an\*saison*, *an\*bathymétrie*, *an\*zone*, *zone\*bathymétrie* voire *an\*bathymétrie\*zone* (tableau 3). On teste aussi les effets éventuels des facteurs de l'environnement tels que la salinité de fond et la température de fond. Le modèle peut donc s'écrire de la manière suivante :

$$I = \sum_i E_i + \varepsilon$$

où *I* représente l'indice de biodiversité considéré, *E<sub>i</sub>* l'effet statistique du facteur *i* parmi les facteurs précédemment cités.  $\varepsilon$  représente le terme résiduel.

**Tableau 3.** Dictionnaires des variables utilisées pour la modélisation linéaire

<i>an</i>	Correspond à l'année de la campagne
<i>saison</i>	Saison sèche : janvier à mai Saison humide : juin à décembre
<i>bathymétrie</i>	[0 ; 5m[ ; [5 ; 10m[ ; [10 ; 15m[ ; [15 ; 20m[ ; + 20m
<i>zone</i>	NW : >14,5°W et >10°N Centre : entre 13,5 et 14.5°W et entre 9,5 et 10,5°N SE : <14°W et <9,5°N
<i>ITF (température de fond)</i>	Par tranche de 10°C
<i>ISF (salinité de fond)</i>	Par tranche de 1%

La détection des effets significatifs s'effectue grâce à la procédure *GLM* de *SAS* (*SAS Institute Inc SAS/STAT™*). Elle inclut, pour chaque modèle analysé, un double test de significativité des différents effets statistiques selon une procédure *Backward* et une procédure *Forward*.

La procédure *LSMEANS* estime la valeur des différents effets statistiques du modèle par un ajustement selon le méthode des moindres carrés. L'analyse conduit ainsi à estimer les valeurs moyennes des différents indicateurs dans chacune des strates spatiales (classe de *bathymétrie* et de *zone*) et temporelles (*année* et *saison* hydrologique). En particulier, la répartition spatiale des indices est ainsi abordée de manière discrète.

## RESULTATS

### Les modèles retenus

En toute rigueur, les tests statistiques de l'analyse de variance sont valides et les estimations statistiques optimales sous hypothèse de normalité des résidus. Notons que cette hypothèse est vérifiée pour tous les modèles utilisés en utilisant la droite des quantiles de la loi normale.

Par souci de clarté et de concision, nous ne présentons ici que les résultats de l'analyse temporelle. Nous ne décrivons ni ne discutons la distribution spatiale des indices de biodiversité.

Le modèle additif retenu dans le traitement des données de l'échantillon pour décrire tous les indicateurs comprend les effets des facteurs : *an*, *bathymétrie* (pour S), *zone* (pour R), et *an\*bathymétrie* (tableau 4). Il explique entre 20 et 23% de la variabilité des données selon la variable étudiée ce qui est relativement satisfaisant compte-tenu du nombre d'individus statistiques.

**Tableau 4.** Etude des différents facteurs testés dans les modèles linéaires : R<sup>2</sup> relatif au modèle retenu (incluant les seuls effets significatifs) et probabilité associée à chacun des facteurs (procédure forward)

	R <sup>2</sup>	AN	BATHY	AN*BATHY	ZONE	AN*ZONE	ITF	ITS
S	19.6%	10 <sup>-4</sup>	10 <sup>-4</sup>	1,4.10 <sup>-3</sup>	NS	NS	NS	NS
H'	23.5%	10 <sup>-4</sup>	NS	10 <sup>-4</sup>	NS	NS	NS	NS
R	20%	10 <sup>-4</sup>	NS	1,5.10 <sup>-4</sup>	1,5.10 <sup>-3</sup>	NS	NS	NS

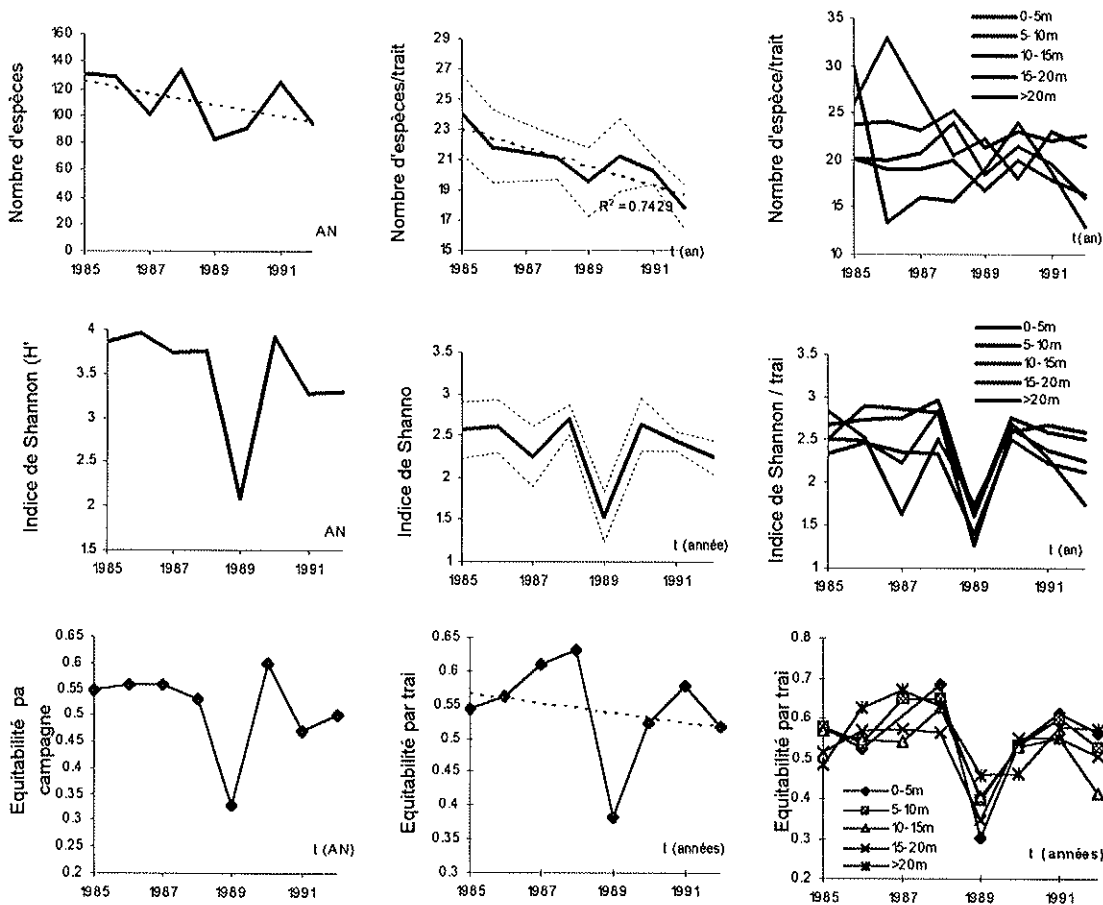
On remarque tout d'abord que parmi les facteurs étudiés, les facteurs incluant la *température de fond* et la *salinité de fond* ne sont pas significatifs que ce soit en procédure *Backward* ou *Forward*. Ces facteurs de l'environnement ne semblent pas influencer directement la valeur de la biodiversité que ce soit la richesse spécifique, la diversité de Shannon ou l'équitabilité. Les indicateurs ne sont pas non plus soumis à l'influence de la saison. Cette

constatation, outre l'information intrinsèque qu'elle apporte, permet par la suite de comparer des résultats issus de campagnes de saisons sèche ou humide sans distinction. Les facteurs relatifs à la zone géographique (facteurs *zone* et *an\*zone*) sont plus souvent négligeables et parfois non significatifs. A l'inverse, l'effet de la *bathymétrie*<sup>2</sup> intervient dans tous les modèles que ce soit en effet simple ou croisé (*an\*bathymétrie*). Il s'agit donc d'un facteur important.

### Evolution temporelle des indices

Il résulte de l'analyse temporelle 2 types de trajectoires (figure 3).

- Les indices de diversité et d'équitabilité présentent des valeurs absolues qui diffèrent selon le mode de calcul (par trait ou par campagne), mais qui suivent des évolutions parallèles. Globalement, on met ainsi en évidence une certaine stabilité, malgré un signal fort (une chute brusque) en 1989. Les valeurs de début et de fin de période ont des niveaux comparables malgré une légère décroissance tendancielle.



**Figure 3.** Evolutions temporelles des indices de biodiversité lors des campagnes CHAGUI. Sont représentées les trajectoires de la richesse spécifique (en haut) et de la diversité de Shannon (au milieu) et de l'équitabilité (en bas). De gauche à droite, on fait apparaître l'évolution des indices calculés par campagnes, l'évolution des indices moyens par trait et l'évolution des indices moyens par trait ventilée par strate bathymétrique.

<sup>2</sup> En toute rigueur, les résultats de la strate bathymétrique [0-5m] sont sujets à caution. En effet, le tirant d'eau du N/O A.Nizery ne lui permet pas d'explorer correctement cette strate. Cependant, les résultats qui lui sont relatifs ne sont pas aberrants et nous avons préféré les garder tout en émettant les réserves de circonstance.

- Le nombre total d'espèces récoltées par campagne affiche quant à lui une tendance plus nette à la baisse. Ainsi, la richesse spécifique a clairement diminué dans l'échantillon entre 1985/1986 (environ 125 espèces différentes récoltées) et 1990/1991 (environ 80 espèces). La décroissance est statistiquement significative lorsque l'on s'intéresse au nombre d'espèces par trait ( $R^2 = 0,7429$  : significatif à 95% de certitude).

Enfin, les diagrammes rang-fréquence montrent que les campagnes Chagui 8 et 9 de 1989 se démarquent du reste des campagnes dont les diagrammes ont des allures similaires.

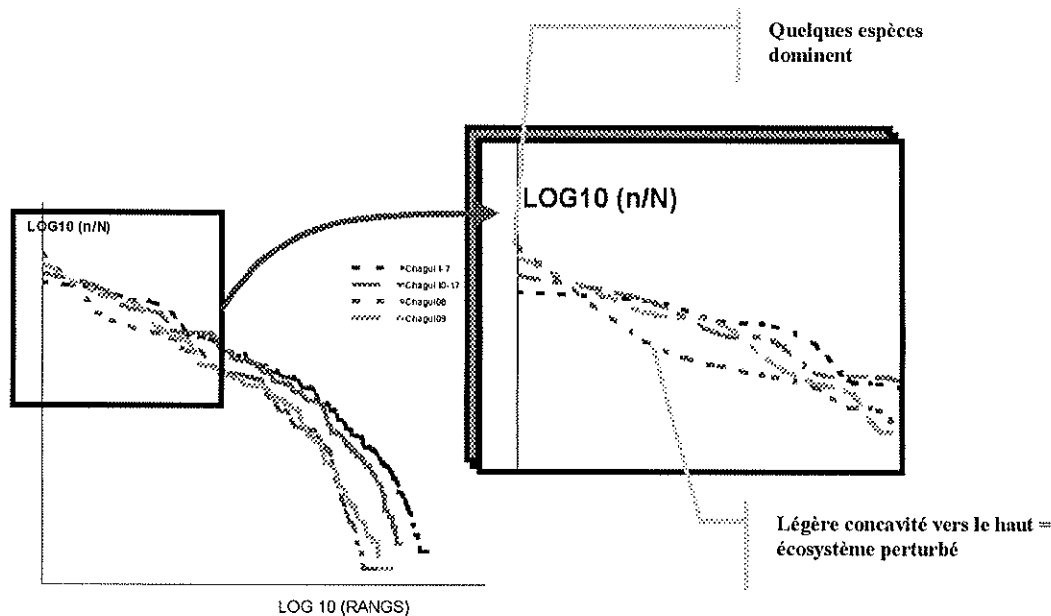


Figure 4. Diagrammes Rang-Fréquence établis lors des campagnes Chagui.

## DISCUSSION

Les trois indices utilisés sont assez classiques en écologie. Ils permettent d'avoir une certaine idée de l'état de santé de l'écosystème. Concernant la valeur des différents indices, le système apparaît globalement diversifié en début de période. Au niveau du calcul par campagne, la valeur de  $H'$  avoisine 4 et celle de  $R$  0,55. Au niveau moyen par trait, les valeurs sont plus modestes mais restent cependant raisonnables, en liaison avec le caractère limité de la surface chalutée à chaque trait. Cet aspect est confirmé par l'allure des diagrammes rang-fréquence qui montrent une diversité et une régularité assez élevées caractéristiques d'un système stable et plutôt mature, notamment en début de période.

Concernant l'évolution temporelle des indices, malgré une légère décroissance tendancielle de la diversité et de l'équitabilité et un signal fort en 1989, on observe une relative stabilité sur la période : c'est le signe d'une certaine résilience du système. On dit qu'un écosystème est résistant si, malgré une pression ou une perturbation, les biomasses sont conservées. Or, ici, ce n'est pas le cas. Sous l'impact croissant de la pêche artisanale et industrielle, la biomasse des ressources démersales a nettement diminué, de même que les effectifs. Cependant, diversité et équitabilité sont restés globalement stables à tous les niveaux (calcul par campagne et par trait). La structure du système ne semble pas avoir été affectée. Les relations fonctionnelles auraient ainsi été préservées, malgré la diminution des effectifs et du nombre d'espèces. Deux explications peuvent être avancées : soit les espèces disparues



avaient un rôle fonctionnel mineur et leur disparition n'affecte pas le système, soit elles ont été remplacées par des espèces ayant une fonction écologique similaire (espèces redondantes). Le résultat est identique, cela permet au système de conserver ses relations fonctionnelles : on dit qu'il est résilient.

En 1989, cependant, on note une brusque chute de tous les indicateurs (même la richesse spécifique atteint sa valeur la plus faible sur l'ensemble de la période). Cette évolution est vraisemblablement liée à des raisons environnementales. En effet, des pluies exceptionnelles fin 1988 – début 1989 auraient entraîné un apport terrigène particulièrement important de la part des grands fleuves guinéens. Ces apports auraient favorisé le recrutement de certaines espèces de la communauté à Scianidés d'estuaires tandis que celui d'autres espèces d'affinité estuarienne moindre aurait été déplorable en raison d'un effet dit « de chasse » (Domain, 1989). Cet effet est évoqué par Domain qui compare l'impact d'apports terrigènes à celui d'upwelling en terme de fenêtre environnementale optimale. De fait, les fréquences relatives des différentes espèces présentes ont été profondément modifiées : quelques espèces ont connu un recrutement exceptionnellement élevé ; d'autres ont vu leurs effectifs chuter. Aussi, l'explosion des effectifs et des biomasses n'est due qu'à quelques espèces. Ceci affecte bien évidemment la diversité du système. On peut noter que cet effet est particulièrement amplifié par l'utilisation d'un indice comme l'indice de Shannon qui, de par son calcul, est particulièrement sensible à des perturbations de la sorte. D'autres indices tels que l'indice de Simpson réputé plus robuste auraient pu lisser cet effet. Cette nette dominance d'une poignée d'espèces est particulièrement bien traduite par le diagramme rang-fréquence lors de la campagne Chagui 09 (figure 4).

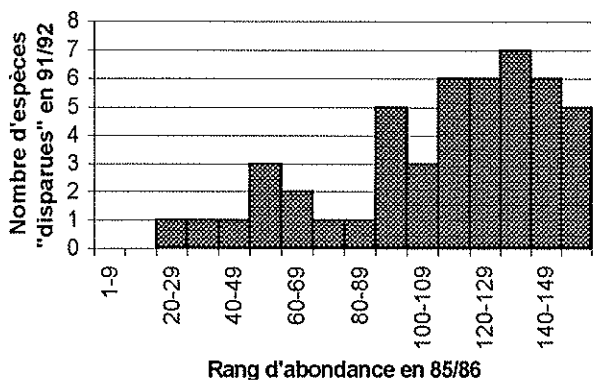
Si, globalement, le système démersal du plateau guinéen apparaît résilient, on note en parallèle une décroissance significative du nombre d'espèces capturées. Plusieurs espèces (environ 6 espèces par trait et plus d'une vingtaine au total) ne sont plus présentes en fin de période. En réalité, il existe un certain remaniement ; si bon nombre d'espèces « disparaissent », quelques unes font au contraire leur « apparition ». Il n'en reste pas moins qu'au total on observe nettement moins d'espèces dans les années 91-92 qu'en 85-86.

Ces "espèces disparues" sont issues essentiellement de la communauté à Sparidés et des autres communautés du large. En début de période, elles font partie des espèces les plus rares, même si elles sont alors présentes à toutes les strates de profondeur (figures 5 et 6). En fin de période, leur absence dans les prélèvements traduit une nette raréfaction. Les biomasses résiduelles seraient ainsi passées sous un "seuil de détection", dans la zone échantillonnée.

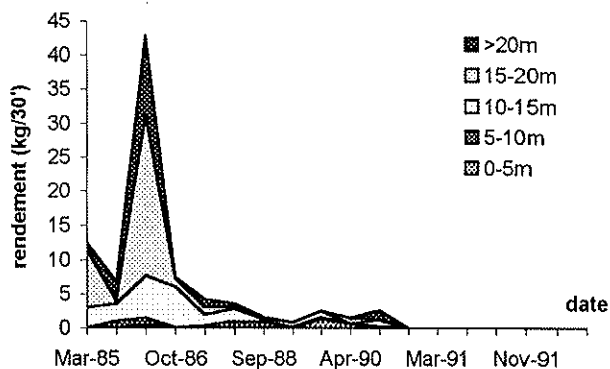
Il est fort probable que la pression exercée par l'exploitation croissante des ressources démersales a modifié l'aire d'extension de ces espèces. En effet, on remarque que leur zone de répartition s'étend vers le large avec une limite d'extension dans la zone littorale (figure 7). Sous l'impact de la pêche et de son extension sur le plateau continental, on observe donc une rétraction de cette zone vers le large. La zone littorale devient ainsi moins favorable (voire défavorable) pour ces espèces de la communauté à Sparidés et pour la communauté à Sparidés en général. Celle-ci voit son abondance chuter et tend à disparaître de la zone échantillonnée et surtout de la zone la plus littorale (figure 8).

Le développement de la pêche artisanale et surtout son extension vers le large a donc, semble-t-il, provoqué un changement dans la répartition spatiale des communautés dont les aires de répartition se chevauchaient initialement dans la zone la plus côtière. Pourtant, les espèces affectées par cette modification ne sont, pour la plupart, pas directement visées par l'exploitation du plateau (moins d'une dizaine a une importance économique certaine). Les changements sont de nature plus écologique. Ils peuvent être de type fonctionnel (ces espèces ne s'intègrent plus dans le schéma fonctionnel du système dans cette zone) ou plus sûrement dus à la pression de pêche et à une certaine non-sélectivité des pratiques de pêche. Cela conduit à une nouvelle compétition entre les espèces pour l'espace et la ressource et peut induire de profonds changements dans les communautés (Jennings et Polunin, 1996) et leurs structures.

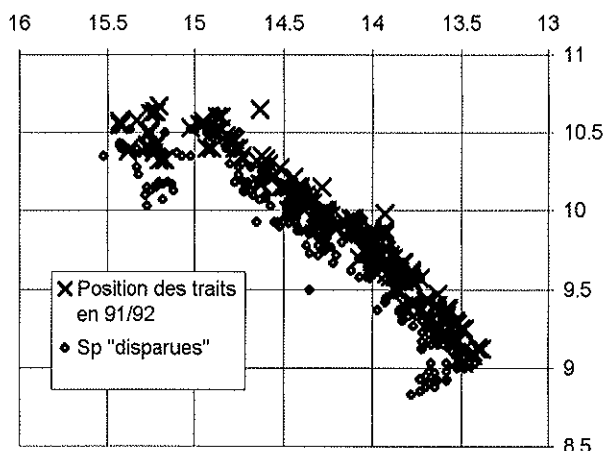
Cette modification de l'aire de répartition peut être considérée comme un changement d'habitat des espèces concernées. La notion d'habitat fait ici référence à une entité écologique qui ne peut être assimilée au biotope s.s. mais au lieu où vit l'espèce et à son environnement immédiat à la fois biotique et abiotique (Ramade, 1993).



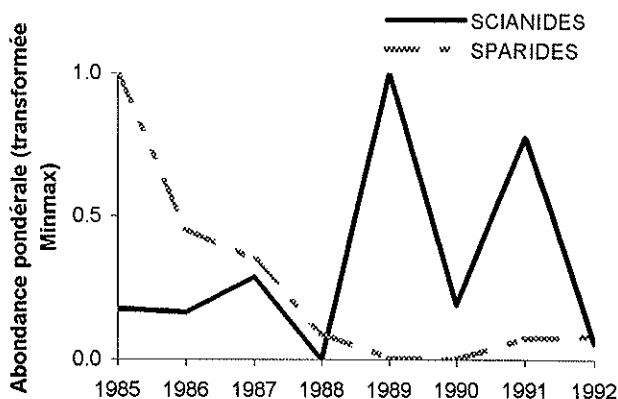
**Figure 5.** Nombre d'espèces disparues (en 91/92) par catégorie d'abondance en début de période. Les espèces concernées étaient essentiellement parmi les moins abondantes en effectifs.



**Figure 6.** Evolution de la biomasse par strate bathymétrique du groupe des espèces qui ont disparu de l'échantillonnage en fin de période.



**Figure 7.** Répartition géographique du groupe d'espèces qui ont disparu de l'échantillonnage. On voit nettement que l'aire de répartition concerne essentiellement le large mais que la bande côtière est aussi atteinte.



**Figure 8.** Evolution de l'abondance des communautés à Scianidés et Sparidés lors des campagnes CHAGUI (transformation MINMAX de l'abondance (Chessel et Dodelec, 1992) afin de ramener l'échelle au même intervalle [0,1])

## CONCLUSION

Etudier la biodiversité à travers des indices synthétiques, comme nous l'avons fait, revient à étudier un écosystème au travers d'indicateurs émergents de l'état de diversité de sa biocénose. On admet ici l'intérêt de ceux-ci pour diagnostiquer « l'état de santé écologique » du système.

Notre étude met ainsi en évidence une situation apparemment paradoxale en Guinée. D'un côté, les ressources démersales du plateau continental guinéen semblent former un système globalement résilient sur la période avec des relations fonctionnelles préservées sous une pression de pêche croissante. De l'autre, l'impact de la pêche sur l'abondance et sur la richesse spécifique est assez conséquent. Cette impact de la pêche et plus généralement la pression anthropique est interprété ici comme une modification de la « favorabilité » de l'habitat. L'aspect halieutique semble ainsi influencer sur l'environnement immédiat tant biotique qu'abiotique des espèces et pas forcément seulement sur le biotope sensu stricto.

Au niveau méthodologique, on peut souligner que le calculs d'indices de diversité par trait de chalut permet une analyse statistique de la biodiversité spécifique (analyse par strates bathymétrique ou zone géographique, comparaison des différentes années et des différentes campagnes...) que n'autorisent souvent pas les études écologiques plus globales.

L'approche que nous avons utilisée n'est qu'une façon d'aborder l'aspect écosystémique de la gestion des ressources marines exploitées et plus particulièrement la biodiversité. En particulier, ce travail est limité par l'utilisation d'indices qui sont synthétiques et intégrateurs, mais qui ne rendent pas bien compte des mécanismes en jeu ; dans cette approche, l'écosystème apparaît comme une boîte noire. Pour développer une approche plus fonctionnelle, les perspectives sont multiples. Il pourra s'agir d'approfondir l'analyse écologique des données (caractérisation des espèces clés de voûte, des espèces redondantes, des relations fonctionnelles et trophodynamiques...), d'étendre l'étude de la dynamique spatiale (migrations, créations de réserves marines...) ou de se pencher sur une approche plus modélisatrice de la biodiversité afin de caractériser les mécanismes qui la régissent avec toutes les perspectives de simulation sous-jacentes.

## BIBLIOGRAPHIE

- Anonyme, 1995.- Protection et surveillance des pêches de la ZEE guinéenne, volet scientifique. Rapport de fin d'étude ORSTOM, CNSHB, 90p.
- Anonyme, 1997.- Atlas des pêches maritimes de Guinée. ORSTOM, CNSHB, 80p.
- Barbault R., 1992.- Ecologie des peuplements, structure, dynamique et évolution. Masson, Paris, 273p.
- Domain F., 1980.- Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégal-mauritanien. Les ressources démersales dans le contexte général du Golfe de Guinée. *Thèse de doctorat d'état*, 342p.
- Domain F., 1989.- Rapport des campagnes de chalutages du N.O. André Nizery dans les eaux de la Guinée de 1985 à 1988. Doc. Scienc. *Centre Rech Halieutique Boussoura*, 5, 81p.
- Faber et Longhurst, 1968.- Recurrent Group Analyses of species assemblages of demersal fishes in the gulf of Guinea. *L. Fish. Res. Board Can.*, 25 (7) : 1405-1421; in Fontana (ed.), 1995.
- Gascuel D., Domain F. et Chavance P., 1997.- L'exploitation de la communauté à Sciaenidés de Guinée : un premier diagnostic sur l'état des stocks, par modélisation linéaire de l'abondance (1985-92). Troisième forum Halieumétrique, Montpellier 1-3 juillet 1997.
- Jennings S., Polunin N.V.C., 1996.- Impacts of fishing on tropical reefs ecosystems. *Ambio* 25 : 44-49.
- Jouffre D. et Domain F., 1997.- Les ressources démersales de la zone côtière du plateau continental guinéen : éléments de la structure temporelle du peuplement ichtyologique. In : La pêche côtière en Guinée – Ressources et exploitation. Domain F., Chavance P. et Diallo A. (éds.), ORSTOM éd., Paris.
- Koslow J.A., Hanley F. et Wicklied R., 1988.- Effect of fishing on reef communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43 : 201-212.
- Longhurst A.R., 1969.- Species assemblages of tropical demersal fishes. *FAO Fish. Rep.*, 151, 71p., in Fontana, (ed.), 1995.
- May R.M., 1976.- Patterns in multispecies communities. In May R.M. (éd.) *Theoretical Ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia, 142-162.
- Naeem S. et Li S., 1997.- Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390, 507-509.
- Ramade F., 1993.- Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international, Paris, 1993.
- Ritchie M.E. et Olff M., 1999.- Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. *Nature* 400, 557-560.
- Rougeron N., 1996.- Etude de la répartition spatiale des ressources démersales du plateau continental guinéen. Mémoire de DEA, ENSAR, 25p.

Russ G.R. et Alcalá A.C., 1998.- Natural fishing experiments in Marine Reserves 1983-1993: communities and trophic response. *Coral Reefs* 17: 383-397.

Russ G.R. et Alcalá A.C., 1998.- Natural fishing experiments in Marine Reserves 1983-1993: roles of life history and fishing intensity in family response. *Coral Reefs* 17: 399-416.

Sankaran M. et McNaughton S.J., 1999.- Determinants of biodiversity regulate compositional stability of communities. *Nature* 401, 691-693.

Shannon C.E., 1948.- A mathematical theory for communication. *Bell. Syst. Tech. J.*, 27, 379-423 et 623-656.

Chavance et Girardin 91  
Frontier 90  
Pielou 66  
Margalef 58  
Domain 2000