

Etude écosystémique des pêches

Les indicateurs biologiques de l'état des peuplements

Raymond LAE (IRD, Centre de Hann, BP 1386, Dakar, Sénégal)

Résumé

Les variations naturelles de l'environnement et les modifications d'origine anthropiques modifient profondément le taux de renouvellement de la ressource, l'importance des stocks exploités ainsi que leur composition spécifique, et donc la production de la pêche. Les dynamiques d'exploitation sont alors fortement dépendantes de l'environnement physique des pêcheries et de sa variabilité. Par ailleurs, l'action de la pêche vient modifier les caractéristiques des peuplements par effet direct (diminution de l'abondance et de la biomasse des espèces cibles, modifications des caractéristiques démographiques) ou indirect (compétition et remplacement d'espèces, relations prédateurs-proies) entraînant une restructuration des populations présentes. Dans un tel contexte l'utilisation de modèles biologiques ou bio-économique permettant d'estimer l'impact de la pêche sur les captures et de définir le maximum de capture soutenable, semble complètement dépassé. Nous sommes arrivés à un stade où de nouvelles théories peuvent émerger, faisant une plus grande part aux principes de base de l'écologie. De ce point de vue, la gestion écosystémique des pêcheries nous paraît pouvoir pallier les insuffisances constatées jusqu'à présent. Corollaire à ce choix, la définition d'indicateurs biologiques des écosystèmes ou des peuplements doit être étudiée de manière à diagnostiquer l'état de santé de l'écosystème dans son ensemble et non plus d'un stock ou de plusieurs stocks dont la gestion est envisagée séparément.

Etude écosystémique des pêches

Les indicateurs biologiques de l'état des peuplements

Introduction

La gestion des pêcheries repose sur le principe de l'exploitation soutenable des ressources vivantes renouvelables. Dans ce contexte, la principale préoccupation des scientifiques et gestionnaires des pêches dans les années passées a été de tenter d'éviter la surexploitation des stocks, sans que ce terme de surexploitation (biologique, écologique, économique ...) soit réellement bien explicité. Pour cela, ils se sont appuyés sur un certain nombre de modèles biologiques ou bio-économique permettant d'estimer l'impact de la pêche sur les captures. Les modèles les plus usités en la matière : modèles globaux, analytiques, stock-recrutement, cherchent à prédire les rendements maximum équilibrés (MSY), partant du principe qu'au-dessus et au-dessous de l'effort de pêche correspondant à ces captures, les captures totales diminuent. Malgré le développement d'outils de plus en plus sophistiqués, force est de constater que les pêcheries mondiales sont arrivées à leur maximum de production, que de nombreux stocks sont surexploités et que bon nombre d'entre eux ont déjà connu des situations d'effondrement des captures (Garcia et Newton, 1997 ; Buckworth, 1998). D'une manière générale, les fortes exploitations enregistrées se sont traduites par une réduction de la taille moyenne des poissons pêchés, et par une réorganisation des peuplements en faveur des espèces de petite taille et à croissance rapide. Dans certains cas le maintien des captures totales n'est obtenu qu'au prix d'un réaménagement de la structure trophique des peuplements et par

le développement de stratégie adaptative à l'échelle des populations ou des individus. Il semble évident que de nombreux processus permettent aux stocks de se préserver des agressions extérieures (qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique) mais l'addition des facteurs de contrainte comme la modification des capacités biotiques des écosystèmes ou la pression de pêche peuvent entraîner une rupture de l'élasticité des réponses. Une bonne gestion des pêcheries, du point de vue du biologiste stricto sensu, ne peut se faire sans une compréhension parfaite des causes et des modalités de mise en place de ces adaptations ainsi que d'une connaissance de leurs limites d'application.

Le fait que différents niveaux de pression de pêche puissent aboutir à des volumes totaux débarqués équivalents laisse théoriquement le choix aux décideurs, en particulier dans les pays en voie de développement, de privilégier le caractère social de la pêche (source d'emploi et de stabilisation des populations rurales) en partageant la ressource entre un plus grand nombre de participants. Il faut tout de même garder à l'esprit qu'en cas de forte exploitation, le maintien des captures totales se fait au détriment de la valeur commerciale des prises ce qui peut engendrer des difficultés économiques et sociales.

Ces dernières observations et le constat d'échec dans la gestion d'un certain nombre de stocks, font dire à certains scientifiques que nous n'avons jamais su ni comprendre ni gérer les pêcheries et que nous sommes arrivés à une sorte de carrefour qui doit permettre l'émergence de nouvelles théories et de nouvelles approches (Pitcher et al, 1998).

Dans cet esprit, une gestion plus écologique et moins halieutique des pêcheries nous paraît devoir être envisagée. Un certain nombre de principes de base de l'écologie ont été occultés dans les modèles précédemment cités. Ils sont certainement déterminants et doivent retrouver leur place dans les outils qui seront développés dans un futur proche. De ce point de vue, la gestion écosystémique des pêcheries nous paraît pouvoir pallier les insuffisances constatées jusqu'à présent. Corollaire à ce choix, la définition d'indicateurs biologiques des écosystèmes ou des peuplements doit être étudiée de manière à diagnostiquer l'état de santé de l'écosystème dans son ensemble et non plus d'un stock ou de plusieurs stocks dont la gestion est envisagée séparément.

Caractéristiques des pêcheries Ouest africaines

Les pêcheries étudiées en Afrique de l'Ouest sont ressenties comme complexes par les scientifiques car elles font intervenir un grand nombre de pêcheurs dont les stratégies, les engins utilisés, l'importance des moyens mis en jeu vont dépendre des zones exploitées. Schématiquement la pêche peut être divisée en deux sous secteurs :

- La pêche artisanale exploitant les stocks côtiers ou estuariens, à partir de pirogues et d'engins de pêche très diversifiés. Dans ce cas, les rendements par sortie sont relativement faibles et il existe de nombreux centres d'implantation des unités de pêche ainsi que de nombreux points de débarquement du poisson. L'exploitation, en s'appuyant sur une gamme étendue d'engins actifs ou passifs dont l'utilisation n'est souvent que saisonnière, vise différentes espèces de poissons ou de crustacés à différents stades de leur vie.
- La pêche industrielle basée dans des ports facilement identifiables, dont les moyens mis en œuvre sont très importants (bateaux et engins de pêche), qui constitue une pêche spécialisée sur un type d'exploitation (un stock : exemple thon, petit pélagique, demersal ...) avec l'utilisation d'un seul engin de pêche : chalut ou senne.

Samba (1994) caractérise les pêches sénégalaises de la manière suivante :

1. Stocks partagés par différents types de pêche et de pays avec risques de situations conflictuelles
2. Variations importantes de disponibilité et de composition spécifique pour des stocks distribués dans une aire géographique débordant le cadre national
3. Existence de stratégies de pêche et adaptation de l'exploitation selon l'espèce cible et les lois du marché.

Il arrive alors au constat que les statistiques de pêche sont difficilement maîtrisables en raison du nombre important de points de débarquement en pêche artisanale, du nombre de bateaux industriels ou semi-industriels ne débarquant pas dans les ports de la région, de la difficulté d'obtention de données détaillées sur les captures et l'effort de pêche des autres pays de la sous région

A ce stade, il existe de nombreuses difficultés d'interprétation des statistiques de pêche.

Les prises par unité d'effort en pêche artisanale sont sujettes à de multiples sources de variabilité dues à la nature composite de la pêcherie. La recherche d'un indicateur fiable des fluctuations d'abondance de la ressource implique l'analyse des composantes de l'effort de pêche, des interactions technologiques et biologiques et de la stabilité de la relation entre effort nominal et effort effectif. L'étude des capacités de capture de la flottille passe par la connaissance de la dynamique du système d'exploitation et des tactiques et stratégies du pêcheur artisan qui varient en fonction des facteurs biologiques, environnementaux et socio-économiques (ferraris et *al.*, 1994).

Par ailleurs, l'évaluation des ressources exploitées par les pêches artisanales et industrielles passe nécessairement par une approche régionale. L'accroissement continu de l'effort de pêche dans la région et la baisse parfois forte des rendements indiquent que certains stocks majeurs pourraient être surexploités. D'après Fonteneau et Gascuel (1994), ceci devait inciter les scientifiques à évaluer au plus vite l'état de ces ressources. Leurs recommandations portaient notamment sur l'utilisation d'indices d'abondance des ressources calculés conjointement à partir des observations des flottilles industrielles et à partir des pêches expérimentales menées depuis les navires de recherche. L'analyse des fréquences de taille leur semblaient également indispensable car elle devait permettre de mesurer les efforts effectifs des diverses pêcheries et

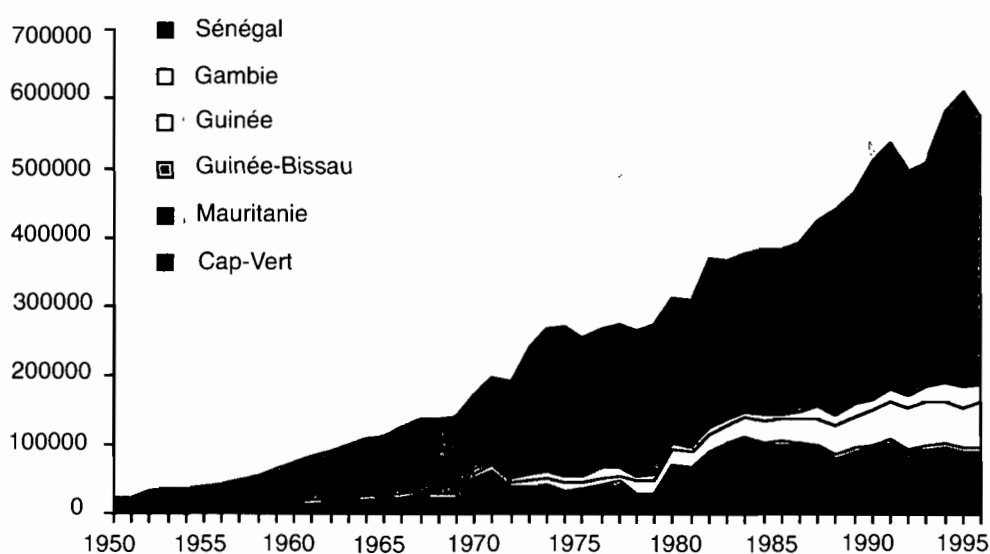


Figure 1 : Evolution des captures des flottilles nationales dans les pays de la Commission Sous Régionale des pêches (Années 1950-1998, Source FAO).

d'évaluer les interactions entre pêcheries industrielles et artisanales. Les recherches sur les interactions biologiques, bien qu'indispensables à l'aménagement des ressources, leurs semblaient difficilement envisageables en raison des données complexes qu'elles requièrent.

De l'analyse des données de capture dans la ZEE de la CSRP, il ressort que les prises globales sont en constante augmentation depuis les années 1950 avec un doublement de la production au cours des 20 dernières années. Cette augmentation des captures s'accompagne d'une redistribution des prises par espèce qui peut s'expliquer de différentes manières :

- Evolution physico-chimique des écosystèmes liée aux phénomènes climatiques majeurs ou aux aménagements anthropiques
- Evolution normale des peuplements et des relations de compétition entre espèces
- Impact de la pêche sur les peuplements caractérisé par une organisation nouvelle de type Top-down, bottom-up ou wasp-waist.

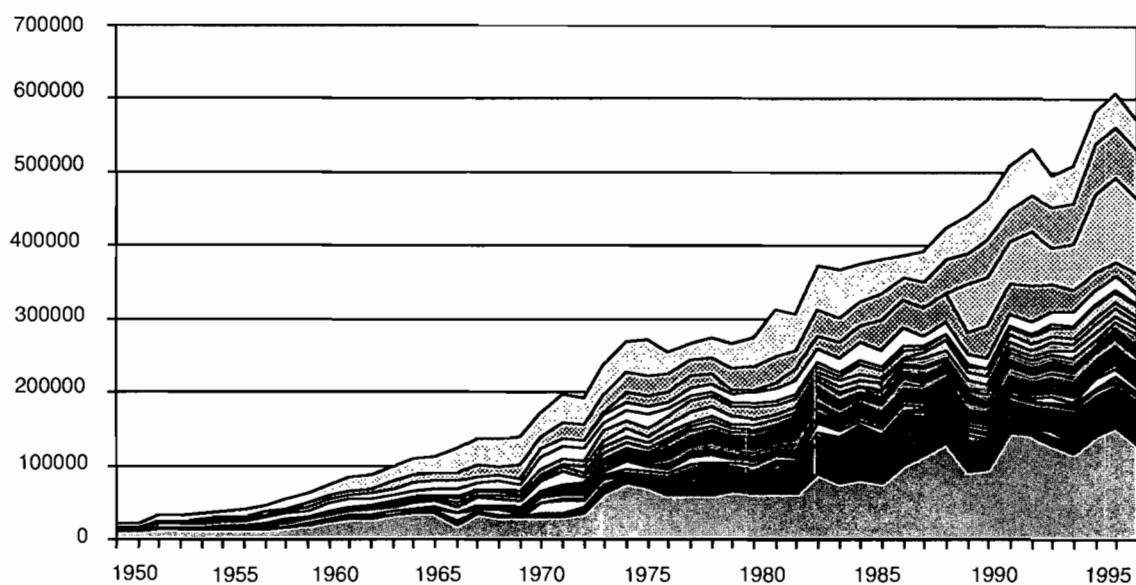


Figure 2 : Evolution des captures spécifiques des flottilles nationales dans les pays de la Commission Sous Régionale des pêches (Années 1950-1998, Source FAO).

Ces différentes hypothèses doivent être examinées avec attention car elles peuvent conditionner grandement les options de gestion que seront amenés à prendre les acteurs de la filière et les décideurs.

Variabilité environnementale et variabilité des ressources en Afrique de l'Ouest

La dynamique des populations de poissons est contrôlée par la dynamique des milieux dans lesquels vivent ces populations. L'habitat disponible va conditionner, à toutes les phases du développement d'une espèce, la quantité de poissons que le milieu peut héberger et qui constitue le stock sur lequel vont s'effectuer les prélèvements de la pêche. Dans ce contexte, toute modification du régime des vents, des apports en eau douce dans la zone estuarienne ou côtière va avoir des répercussions directes sur les stocks, et donc sur la pêche. Ces modifications peuvent résulter de phénomènes naturels liés aux fluctuations climatiques, ou d'activités humaines dans la mesure où les eaux douces font l'objet de divers usages tels l'irrigation, la consommation domestique et la production d'énergie hydroélectrique.

La variabilité environnementale affecte les processus écologiques à différents niveaux d'observation depuis les échelles très fines que sont les microturbulences qui affectent les taux de survie larvaire, jusqu'aux changements environnementaux globaux (réchauffement de la planète) supposés accroître l'intensité des upwellings et par conséquent la productivité des principales zones de pêche (Bakun, 1990). Les upwellings constituent la principale source d'enrichissement des écosystèmes côtiers ouest africains mis à part la zone comprise entre la Guinée et le Liberia où les apports des fleuves interviennent de manière significative dans le cycle saisonnier de la production (Cury et Roy, 1998). La forte amplitude du signal saisonnier en Afrique de l'Ouest est une caractéristique majeure de cet écosystème dont la variabilité introduit des bouleversements importants : modification profonde de la circulation, de la composition faunistique, migrations vers le nord des espèces d'eau froide (Champagnat et Domain, 1978).

La topographie de la côte et du plateau continental est également un élément important qui peut modifier de façon sensible l'intensité et la structure spatiale des résurgences côtières. Un cap ou un plateau continental large peut contribuer à former des structures d'upwelling originales caractérisées par une circulation à deux cellules (Roy, 1998). De telles cellules ont été observées au sud de la presqu'île du Cap Vert (Sénégal) et devant les côtes du Sahara. Elles contribuent à la formation de zones de rétention où les échanges entre la côte et le large sont limités : elles jouent un rôle important au niveau de l'écologie des upwellings ouest-africains : le long des côtes ouest africaines, on observe une coïncidence entre ces structures et les principales zones de ponte et de nurseries des espèces pélagiques côtières.

En terme de variabilité inter-annuelle, la région est marquée par une intensification des upwellings durant la décennie 1970. Depuis cette période, on observe une alternance de périodes d'activité soutenue et de relaxation des upwellings.

De ce point de vue les variabilités saisonnières ou interannuelles des conditions environnementales induisent des fluctuations au niveau des ressources et des pêcheries.

Les variations saisonnières environnementales se répètent d'une année sur l'autre et les populations marines ont développé des stratégies de migration de la côte vers le large ou longitudinale pour y faire face. La variabilité inter-annuelle est moins bien supportée par ces mêmes populations qui doivent faire face à des changements brutaux d'environnement : il en découle des fluctuations quantitatives importantes notamment pour les espèces pélagiques particulièrement sensibles.

Réponses à la pression de pêche

Depuis la première conférence de Rio, le constat des limites de la gestion classique des ressources vivantes, par espèce ou groupes d'espèces, s'est largement répandu et de nouvelles approches, plus globales, sont explorées. Malgré la somme considérable des connaissances acquises par la recherche écologique au cours de plusieurs décennies, ce nouveau regard sur les écosystèmes et leur exploitation réclame un effort considérable de réexamen des connaissances et une reconsidération des terrains.

La dynamique des populations et des peuplements de poissons est contrôlée par l'évolution des écosystèmes qui les abritent ainsi que par diverses stratégies de prédation qui s'exercent de manière différentielle dans le temps et dans l'espace. Pour chaque écophase, l'habitat disponible conditionne la biomasse en poisson que le milieu peut héberger et qui fera l'objet de prédateurs d'origine naturelle ou anthropique. Dans ce contexte, toute modification de l'écosystème a des répercussions directes sur les populations et les peuplements présents

(Welcome et al., 1989 ; Piet, 1998). Ces modifications peuvent résulter de phénomènes naturels liés aux fluctuations climatiques et se traduire entre autres par de fortes variations de température, de salinité ou d'enrichissement du milieu. Elles peuvent également être consécutives à des pressions anthropiques comme les activités de pêche ou les pollutions d'origine agricole, industrielle ou urbaine, qu'elles soient chroniques ou accidentelles.

En réponse à ces situations perturbées, certaines espèces présentent des adaptations écophysiologiques remarquables et/ou développent des adaptations touchant les phénomènes de croissance ou de reproduction : maturité sexuelle précoce, nanisme, variations de croissance (Stearns et Crandall, 1984 ; Stewart, 1988 ; Uraivan, 1988 ; Legendre et Ecoutin, 1996 ; Duponchelle et Panfili, 1998). En situation de stress, ces espèces font preuve de capacités adaptatives très poussées leur permettant de se développer au détriment d'espèces moins plastiques (Pauly, 1976 ; Mkumbo et Ligtoet, 1992 ; Kaufman et Ochumba, 1993 ; Laë, 1994 ; Stiassny et Meyer, 1999). Les effets sont ressentis au niveau des populations ainsi qu'au niveau des peuplements dont les propriétés entraînent des réactions ne résultant pas de la simple somme des effets " populationnels ". Il en résulte alors une modification profonde de la composition et de la structure des peuplements (Sanyanga *et al.*, 1995). Dans les écosystèmes démersaux les perturbations s'expriment par substitution d'espèces, altération d'habitats, changements des spectres de taille (Bianchi *et al.*, 2000). Des modifications trophiques importantes peuvent résulter de ces différentes pressions de l'environnement (Hayes, 1957 ; Bachmann *et al.*, 1996 ; Mavuti *et al.*, 1996) et les concepts de contrôle par le haut (Top-down), par le bas (Bottom-up) ou par un maillon intermédiaire (Wasp Waist) doivent être pris en considération (Goldschmidt *et al.*, 1993 ; Person et al., 1996 ; Tegner et Dayton, 1999 ; Cury *et al.*, 1999).

Les processus d'adaptation et de maintien, encore mal connus, permettent aux populations de résister aux perturbations extérieures. Diverses études rendent compte de ces possibilités d'adaptation (Dussart, 1963 ; Bowen, 1979, 1980 ; Albaret et Charles Dominique, 1982 ; Northcote, 1988 ; Laë, 1994 ; Lévêque, 1995 ; Welcomme, 1995) sans toutefois aborder les mécanismes qui les rendent possibles.

Indépendamment de la nature des perturbations, des effets convergents ont été observés chez les populations de poissons, qui suggèrent des réponses adaptatives comparables (Albaret et Charles-Dominique, 1982 ; Albaret, 1987 ; Laë, 1994, 1995 ; Albaret et Laë, 1999). Le fait que des stimuli différents puissent provoquer des réponses similaires constitue un point de réflexion intéressant. Il apparaît opportun d'analyser ces différentes situations et, au delà des " simples " inventaires et descriptions, de montrer que les adaptations se font avec des modalités, selon un gradient, des étapes et une intensité liés à ceux de la perturbation et selon des processus que l'on cherchera à comprendre. Il s'agit de préciser la nature des stratégies développées et le processus de mise en place des formes de résistance. Par ailleurs, dans ces milieux hautement sollicités, plusieurs perturbations peuvent coexister, avec des effets mutuellement aggravants (confinement, pollution, hyperhalinité, forte pression de pêche). Le risque est que l'addition des facteurs de contrainte, naturels et/ou anthropiques, provoque une rupture de l'élasticité des réponses (limite de la résilience).

Les perturbations que nous venons d'évoquer touchent fréquemment les écosystèmes continentaux ou littoraux qui font l'objet de multiples usages et qui figurent parmi les environnements aquatiques les plus exploités, les plus modifiés et les plus menacés. Ces écosystèmes hautement sollicités ont une très grande importance économique, notamment les zones d'estuaires (Costanza *et al.*, 1997), ce qui explique que de nombreux travaux scientifiques leur aient été consacrés.

Certains travaux ont porté sur des situations d'exploitation halieutique particulièrement intensive, notamment dans les pays en voie de développement où l'intensification des activités de pêche s'est souvent produite de manière spectaculaire. L'état de surexploitation qui en résulte peut apparaître de manière chronique. Il n'entraîne pas toujours un effondrement des captures totales (Figure 3), mais peut se traduire par des captures stabilisées (phase de plateau) résultant de modifications (adaptatives) de certaines caractéristiques biologiques des populations et de la réorganisation des peuplements (Laë, 1997). Des modifications de ce type ont été notées sur le lac Malawi où l'exploitation intensive des stocks a entraîné un recul de l'espèce dominante tilapia au profit des haplochromines (Turner, 1995 ; Turner *et al.*, 1995). Ces observations rejoignent celles qui ont été faites sur le lac Malombe (Tweddle *et al.*, 1995) de même que sur le lac Tanganyika où l'effort soutenu de la pêche commerciale pélagique a réduit le nombre d'espèces exploitées à 2 : un clupéidé et son prédateur *Lates niloticus*, la seconde espèce contrôlant alors le développement en taille de la population de la première (Pearce, 1995).

En Afrique de l'Ouest, des changements importants ont été enregistrés dans des milieux estuariens et lagunaires soumis à d'autres types de perturbations naturelles ou anthropiques. A titre d'exemple on peut citer des tailles moyennes de capture et de reproduction anormalement basses dans les parties hyperhalines des estuaires du Sine-Saloum et de la Casamance au Sénégal, soumis à des périodes de sécheresse importantes (Albaret, 1999 ; Albaret et Diouf, 1994 ; Diouf, 1996). On assiste à une simplification du peuplement et de sa structure trophique ainsi qu'à la prolifération d'un nombre limité d'espèces.

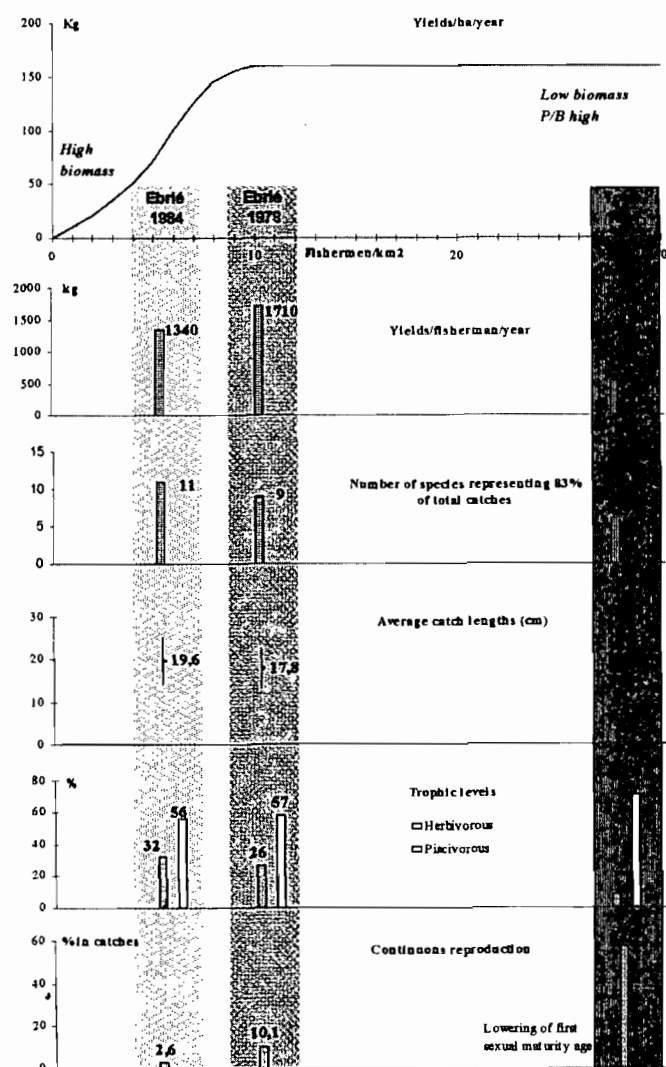


Figure 3. Adaptation des peuplements de poissons à l'intensification de la pression de pêche : exemple des lagunes ivoiriennes et togolaises (Laë, 1997). Les rendements par hectare restent relativement constants même quand l'effort de pêche est multiplié par trois après que le point d'asymptote soit atteint. Dans ce cas, bien que les débarquements soient constants, la biomasse en poisson diminue et les PUE chutent quand le nombre de pêcheurs augmente (de 1700 à 500 kg pêcheur-1 an-1). La persistance de rendements élevés s'expliquerait par un rajeunissement des stocks dont les tailles moyennes de capture passent de 19.6 à 12.7 cm. Dans le même temps, le nombre d'espèces représentant 83% des captures totales décroît de 11 à 6. Cette dernière observation indique une adaptation des niveaux trophiques et des peuplements au phénomène de surexploitation par la sélection d'espèces phytophages ou

détritivores. En terme de stratégie adaptative, la reproduction continue observée chez certaines espèces est un facteur décisif qui explique leur abondance quand toutes les autres espèces confrontées à des pressions de pêche excessives voient leur importance diminuer. En définitive, la reproduction continue et l'abaissement de l'âge à la première maturité sexuelle entraînent une augmentation du nombre de cycles de reproduction au cours d'une même année, conduisant à un renouvellement rapide de la biomasse. Les coefficients de mortalité élevés qui sont observés correspondent à une réduction importante de la biomasse résiduelle. La réponse des peuplements de poissons aux fortes pressions de pêche est de réduire le nombre des espèces en sélectionnant celles qui sont planctophages ou détritivores (*Tilapia* et *Sarotherodon*) et prédatrices (*Chrysichthys*) et de favoriser les espèces qui présentent de fortes capacités de reproduction et plus particulièrement celles qui ont plusieurs cycles pendant la même année. Le meilleur ajustement est obtenu en raccourcissant la chaîne alimentaire et ce point particulier tend à améliorer le rapport P/B des peuplements de poisson.

Enfin des observations similaires (modification des communautés et de la structure trophique, taille moyenne, taille maximale, taille de première maturité anormalement faibles) ont été réalisées dans certains écosystèmes lagunaires touchés par des phénomènes graves de pollution. Ce fût notamment le cas en baie de Cocody et en baie de Biétri dans la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire (Albaret et Charles-Dominique, 1982 ; Albaret et Ecoutin, 1990) ou dans la lagune Vevy au Gabon (Lemoalle et Albaret, 1995). Ces différentes situations traduisent une réponse graduelle à des pollutions de nature et d'intensité variables.

Face à ces multiples réponses adaptatives des populations et des peuplements de poisson, la communauté scientifique internationale développe actuellement différentes approches menées à des niveaux d'agrégation supérieurs aux modèles plurispécifiques couramment utilisés :

- mise au point d'indices d'exploitation basés sur la distribution en taille de l'ensemble du peuplement exploité, sa diversité ou les changements de diversité à l'intérieur de chaque classe de taille, la distribution des espèces entre les principaux niveaux trophiques (Bianchi et al., 2000) ;
- définition écologique de la surexploitation avec un accent particulier sur la conservation des processus : biomasse et production par le système et ses composants, diversité d'espèces, de communautés et de niveaux écosystémiques, variabilités telles que résilience ou recouvrement, profit social et économique sachant que les bénéfices retirés de la surexploitation sont inférieurs à ceux retirés d'une exploitation raisonnable (Murawski, 2000) ;
- définition d'indices simples de surexploitation basés sur les rendements de pêche et les niveaux trophiques pêchés permettant de quantifier la santé ou l'intégrité d'un écosystème donné (Pauly et al., 2000).

Indices écosystémiques

Des paragraphes précédents, il ressort que l'évolution des pêcheries multisécifiques peut schématiquement être décomposée en trois phases :

- une phase de croissance,
- une phase prolongée de production soutenue (toutes espèces confondues),

- un effondrement des captures quand une pression de pêche trop forte est appliquée.

Les changements observés peuvent être utilisés comme des indicateurs biologiques de l'état des écosystèmes (ou tout au moins du peuplement dans son ensemble).

Biomasse totale

La variabilité de biomasse totale peut traduire un phénomène de surexploitation des stocks toutes espèces confondues mais également une baisse d'abondance des peuplements consécutive à des perturbations naturelles. En effet, la biomasse totale en poisson est directement liée aux capacités biotiques des écosystèmes. En cas de fortes variations de ces capacités (cas des zones d'upwelling côtiers ou océaniques, des apports des rivières dans la zone littorale, de l'étendue des surfaces inondées en milieu continental ...), on observe également des différences importantes de l'abondance des peuplements. De ce point de vue les captures de la pêche vont être directement dépendantes des capacités des écosystèmes et la phase de plateau décrite précédemment peut connaître une évolution temporelle marquée par différents niveaux suivant l'état de l'écosystème considéré (fig. 4).

Indépendamment de cette variabilité interannuelle, la biomasse totale peut varier d'une saison sur l'autre lorsque ces dernières sont très marquées. En milieu fleuve-plaine inondable par exemple, on observe un pic de production en hautes eaux suivi d'un pic de biomasse en décrue. A l'opposé en période d'étiage, la mortalité naturelle augmentant lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables, la biomasse atteint son niveau le plus bas.

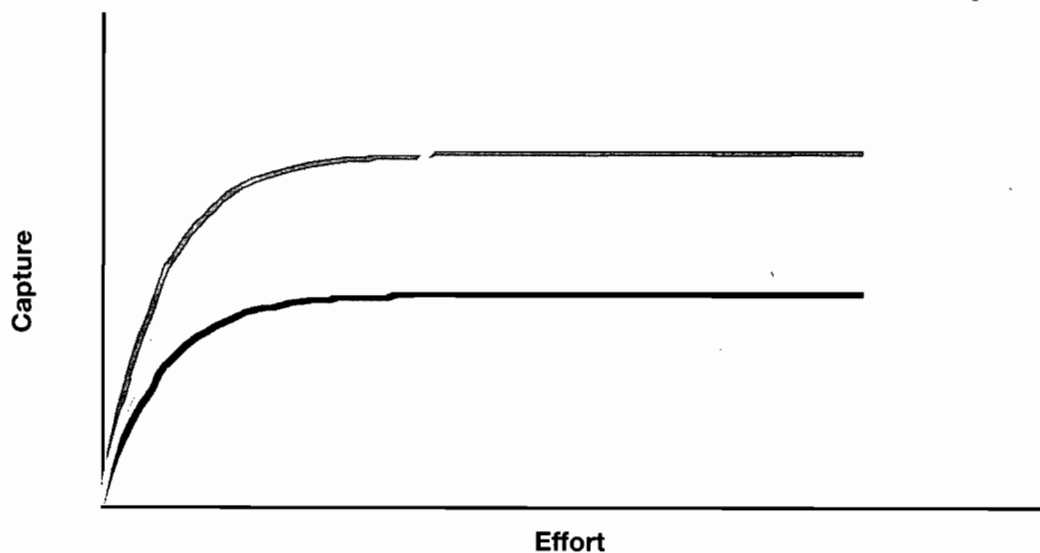
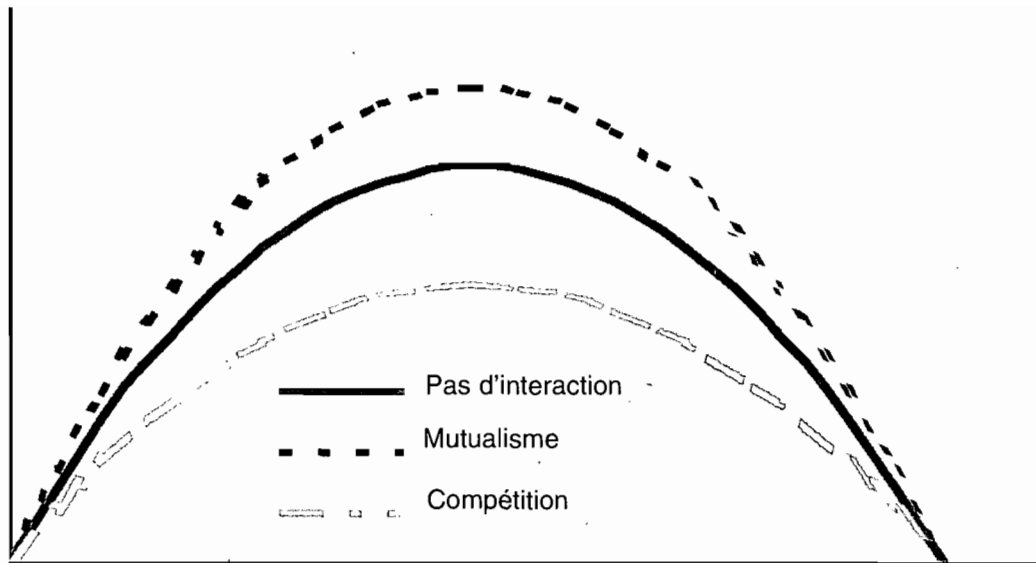


Figure 4 : Evolution des captures en fonction des variations d'effort et des capacités biotiques des écosystèmes. - Capacité faible, - Capacité forte, - Changements des capacités biotiques d'un écosystème.

Dans tous les cas, des situations de biomasse totale stable peuvent traduire des situations totalement différentes. En effet, les modèles classiques de dynamique des populations exploitées ne prennent pas en compte les interactions entre espèces. Des essais de modélisation ont pourtant été réalisés pour inclure ces relations entre deux espèces et en déduire les conséquences sur les captures totales (Ströbele et Wacker, 1991). En cas de mutualisme ou de prédation avec une pêche sélective des espèces prédatrices, les rendements obtenus sont supérieurs à ceux observés si les deux espèces sont totalement indépendantes. A l'opposé en



cas de compétition ou de prédation avec une pêche sélective des espèces proies, les rendements sont inférieurs (fig. 5).

Figure 5 : Système bispécifique (Ströbele et Wacker, 1991 dans Shin, 2000)

De ce point de vue une biomasse totale stable peut traduire différentes situations :

- 1) stabilité de l'écosystème
- 2) compétition entre espèces et compensation . Ce cas a été fréquemment observé par différents auteurs.

Dans le deuxième cas, la compétition entre espèces entraîne le remplacement d'une espèce fortement exploitée par la pêche par une nouvelle espèce, maintenant la biomasse totale à un niveau stable. L'augmentation des interactions entre espèces tendrait à stabiliser la biomasse totale du peuplement (Pimm et Hyman, 1987).

Diversité spécifique :

Il est possible d'identifier les processus écologiques intervenant dans la régulation de la diversité et de définir les relations entre ces processus et le niveau de diversité (Huston, 1979 et 1994 dans Blanchard, 2000). D'après l'hypothèse de Huston, le maintien de la diversité résulte de l'équilibre dynamique entre le régime de perturbations (qui se traduit par la mortalité des individus) et la productivité exprimée par le taux de croissance des populations. La diversité est maximale pour des valeurs intermédiaires de la productivité des écosystèmes. A faible perturbation et forte productivité la diversité est réduite par compétition entre espèces et le peuplement est alors dominé par des espèces de stratégie de type k. A fortes perturbations et faible productivité, la diversité est réduite par une impossibilité des populations à se renouveler, le peuplement est alors dominé par des espèces de stratégies de type r. A fortes perturbations et fortes productivités correspondent des espèces de stratégies r invasives alors qu'à faibles perturbations et faible productivité de nombreux types de stratégies coexistent (fig. 6).

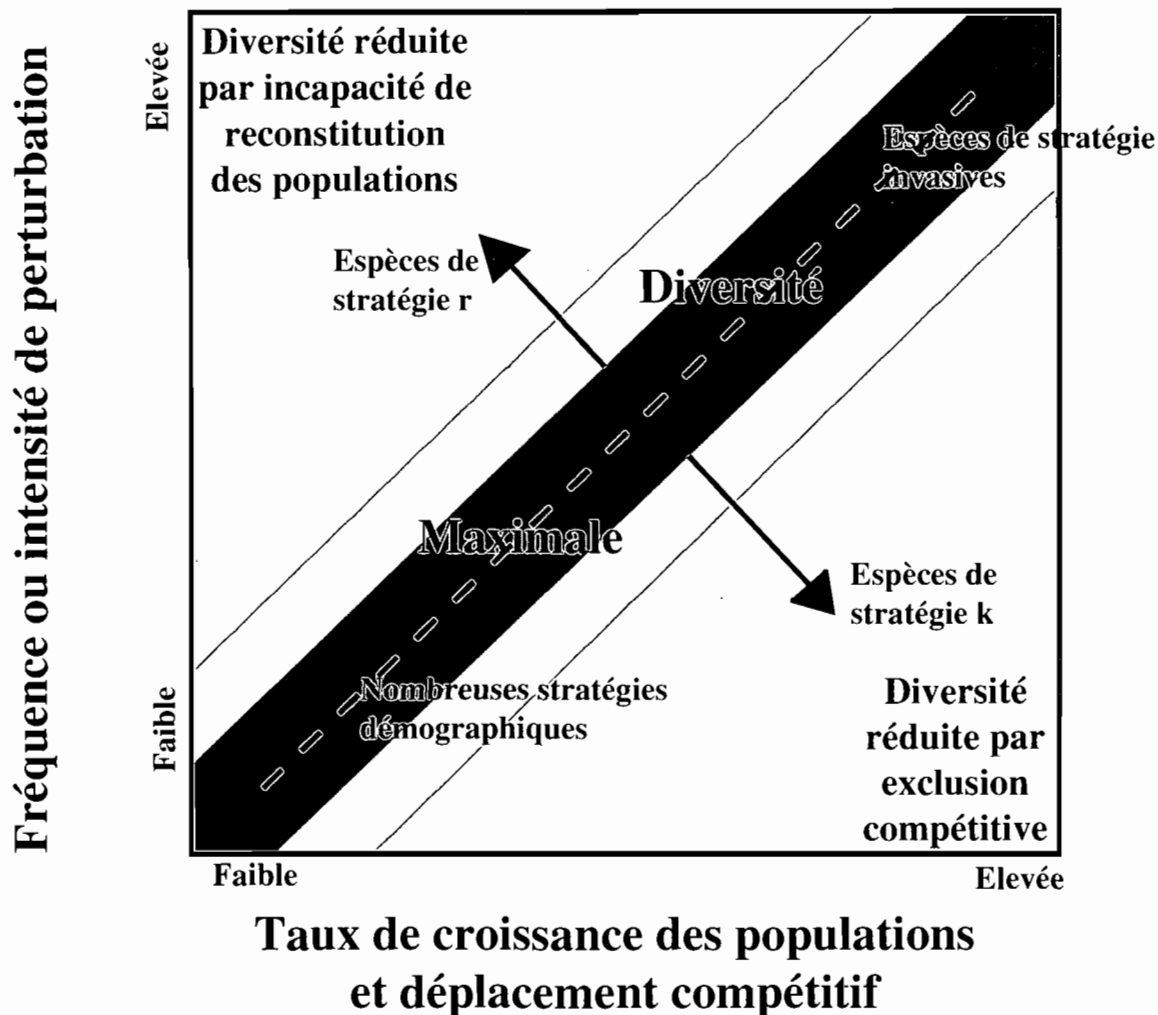


Figure 6 : Effet des perturbations et de la productivité sur la diversité des peuplements et sur les stratégies démographiques dominantes (Huston, 1994 dans Blanchard, 2000).

Certains auteurs ont montré une tendance décroissante de la valeur des indices de diversité spécifique de Hill (exponentiel de l'indice de diversité de Shannon), respectivement dans le golfe de Thaïlande et sur le banc Georges, qu'ils attribuent à un effet de la pêche (Pauly, 1987 ; Solow, 1994). Les résultats sont moins nets en mer du Nord (Greenstreet et Hall, 1996) mais les indices de diversité spécifique prenant en compte à la fois la richesse spécifique et la répartition des individus par espèce, il est difficile d'en interpréter les variations sans les associer à d'autres indices multispécifiques (Blanchard, 2000).

Spectre de taille : le principal impact à la fois de la pêche et des dégradations de l'environnement se traduit par une réduction de la taille moyenne des individus et des espèces dans un peuplement. Par ailleurs le paramètre taille est fortement associé à un grand nombre de caractères vitaux, parmi lesquels la mortalité naturelle, la longévité, la croissance et la production. De ce point de vue la taille moyenne des captures est l'indicateur le plus simple et le plus direct de l'état des peuplements (Welcomme, 1999). Si une portion non négligeable des captures est de taille modérée, les peuplements sont en bonne condition, ce qui n'est pas le cas si les tailles moyennes sont anormalement basses. Par ailleurs pour certains auteurs, le spectre de taille ou de poids représente le transfert trophique d'énergie des petites classes vers les grandes, et constitue donc un indice de productivité (Banse et Mosher, 1980; Lavigne, 1982; Platt, 1985; Thiébaux et Dickie, 1992). En mer du Nord, une tendance décroissante de la valeur

annuelle de la pente est observée en relation directe avec l'intensité d'exploitation (ICES, 1994; Rice et Gislason, 1996). Une approche complémentaire (Bianchi et al., 2000) a consisté dans différentes régions du monde à comparer les peuplements démersaux. Il en résulte que certains changements peuvent être associés à des pressions de pêche différentes. Dans ce cas la pente des structures en taille semble répondre significativement aux changements dans les niveaux d'exploitation alors que l'ordonnée à l'origine semble traduire le niveau de productivité des écosystèmes (fig. 7). Dans la plupart des régions étudiées mais plus particulièrement dans les régions tempérées, il fut observée une tendance décroissante de la pente révélant des changements dans la composition en taille des peuplements caractérisée par un déclin relatif des plus gros poissons. Les résultats dans les régions tropicales sont moins probants en raison des difficultés à analyser des séries de données constituées mais également en raison des taux de croissance plus élevés des espèces qui rendent la pente moins sensible aux changements de pêche.

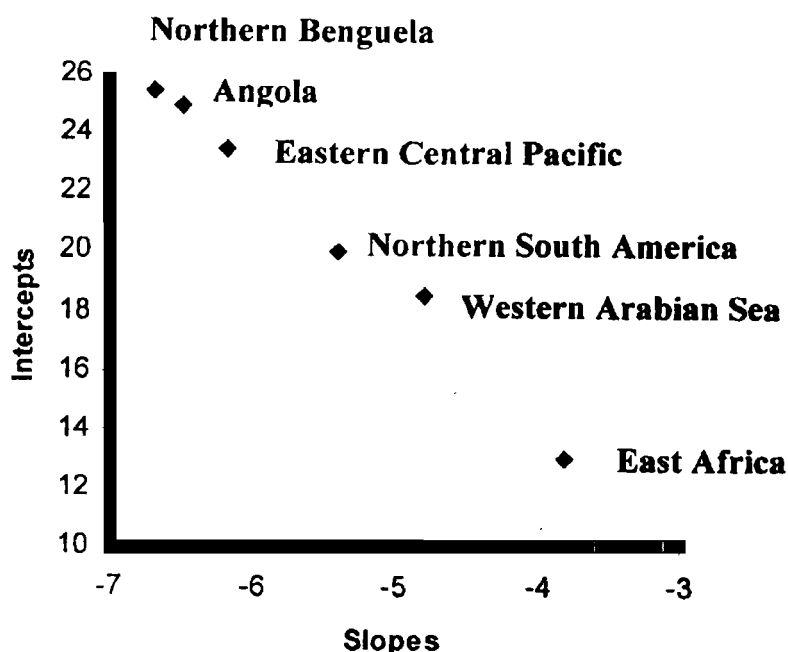


Figure 7 : Comparaison croisée des relations entre la pente et l'ordonnée à l'origine des spectres de taille de peuplements de poissons démersaux (Bianchi et al., 2000).

Composition spécifique et niveaux trophiques

L'histoire récente des pêches est riche d'exemples d'effondrement des stocks : hareng de la mer du Nord (Cushing, 1992), morue de Terre Neuve (Hilborn et Walters, 1992) ou d'apparition massive de populations : baliste sur les côtes ouest-africaines (Gulland et Garcia, 1984 ; Caverivière 1993), poulpe au Sénégal et en Mauritanie (Faure, 2000). De façon parfois paradoxale, ces changements de l'abondance relative des espèces n'entraînent aucune baisse des captures totales (Murawski et al, 1991), et souvent aucun changement significatif de la structure en taille des peuplements (Murawski et Idoine, 1992 ; Duplisea et al., 1997). Les dynamiques observées à l'échelle de l'écosystème résultent en grande partie des interactions trophiques entre les espèces. Il existe ainsi de nombreux exemples de changements de composition spécifique des captures dont l'origine peut être attribuée à la pêche par perturbation des réseaux trophiques (Hall, 1999). Ceci justifie l'extension de la gestion

monospécifique des stocks à la prise en compte des effets de la pêche sur les propriétés émergentes des écosystèmes en particulier sur leur stabilité et leur diversité (Murawski, 1991). En même temps que s'opèrent ces modifications de la composition des captures, on assiste à un abaissement des niveaux trophiques dû (Pitcher et Pauly, 1998) :

- A une plus grande sensibilité des grands prédateurs à l'exploitation
- A une détérioration des écosystèmes par les chaluts de fond
- A un développement des petits pélagiques suite à une diminution importante de la prédation des niveaux supérieurs
- A une baisse d'abondance des niveaux supérieurs dus à une réduction de la nourriture disponible consécutive à l'exploitation intensive des petits pélagiques

Ce processus semble s'être généralisé aux pêcheries mondiales (fig. 8) si l'on en croit Pauly et al (1998).

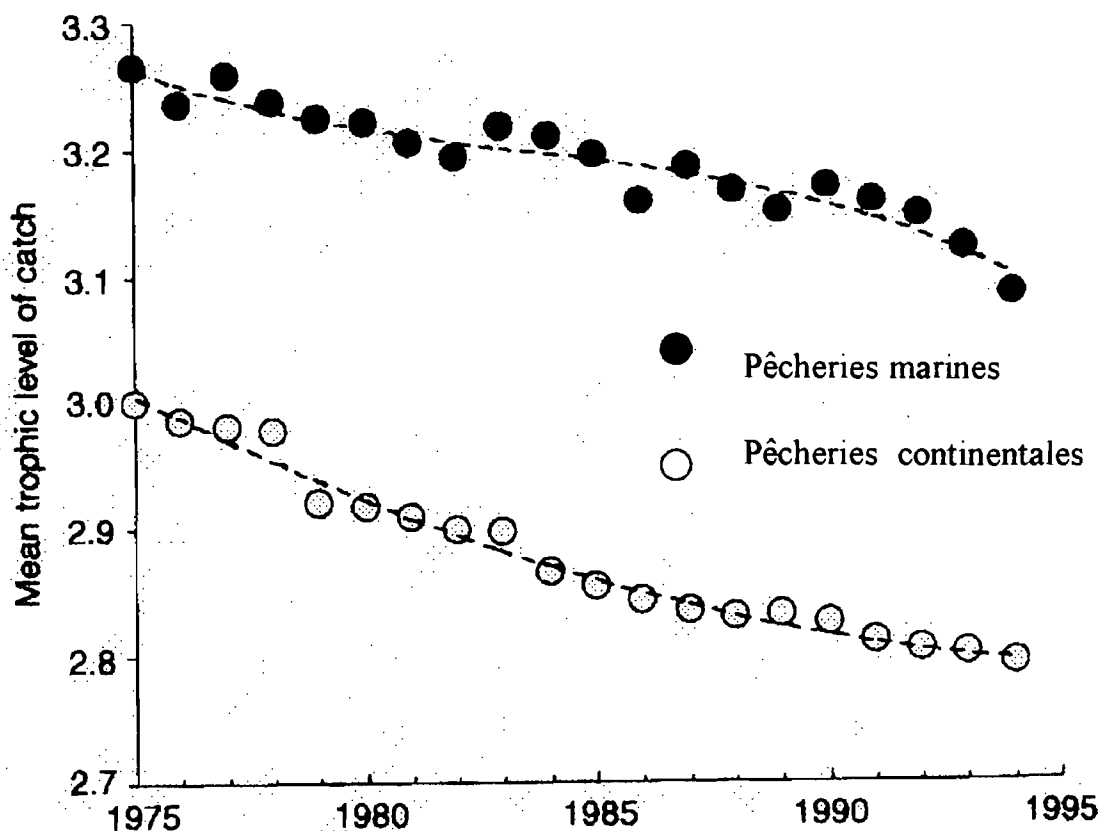


Figure 8 : Abaissement du niveau trophique moyen des captures mondiales des pêcheries marines et continentales (Pauly et al., 1998).

Ce processus inéluctable est préoccupant car il nous ramène aux questions fondamentales de l'écologie et plus particulièrement à la question du rôle fonctionnel de la biodiversité. Quelles sont les relations réelles entre la diversité des organismes vivants et la stabilité des écosystèmes ? Les avis sur la question sont extrêmement partagés (fig. 9). Certaines théories affirment que les densités de population sont plus stables lorsque celles-ci font partie de réseaux trophiques complexes (a). D'autres au contraire évoquent l'absence de relations entre diversité spécifique et propriétés du système (d). Certaines avancent l'hypothèse d'une

décroissance de la résistance du système sans que ses performances en soient altérées jusqu'à une phase critique où l'ensemble s'effondre soudainement. Enfin une dernière théorie considère des groupes fonctionnels au sein desquels il existe une certaine redondance. La disparition d'une espèce n'entraîne pas de perturbations majeures, mais la répétition d'un tel événement peut entraîner à terme la disparition d'un niveau fonctionnel (d). Dans ce cas, la dernière espèce d'un niveau fonctionnel donné peut être assimilée à une espèce-clef.

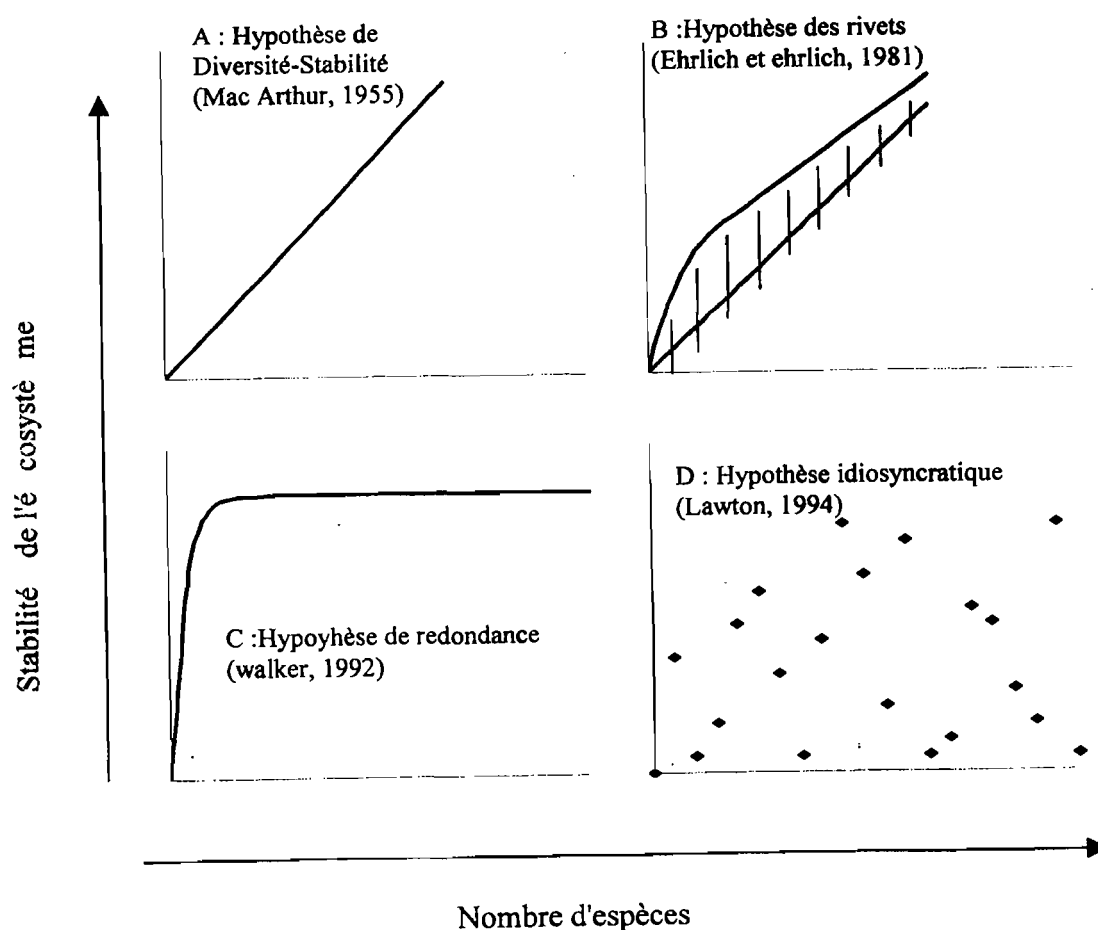


Figure 9 : Hypothèses sur le rôle fonctionnel de la diversité spécifique dans les écosystèmes (dans Shin, 2000).

Ces différentes hypothèses peuvent expliquer les phénomènes d'effondrement des stocks observés ici et là. Elles doivent nécessairement être prises en compte dans une modélisation qui concerne l'ensemble des peuplements et leurs relations avec leur environnement. Ce type d'approche est tenté dans les modèles trophodynamiques comme ECOPATH (Polovina, 1980, Christensen et Pauly, 1983). Outre que ces modèles sont très exigeants en données, ils ne sont pas dynamiques et le système modélisé est supposé se trouver à l'état d'équilibre. Par ailleurs, même dans la version ECOSIM, la simulation peut difficilement s'écarter des conditions définies à l'origine.

Conclusion

Les variations naturelles de l'environnement dues aux changements climatiques et les modifications d'origine anthropiques (barrages, systèmes irrigués, ports ..) modifient profondément le taux de renouvellement de la ressource, l'importance des stocks exploités ainsi

que leur composition spécifique, et donc la production de la pêche. Les dynamiques d'exploitation sont alors fortement dépendantes de l'environnement physique des pêcheries et de sa variabilité. Par ailleurs, l'action de la pêche vient modifier les caractéristiques des peuplements par effet direct (diminution de l'abondance et de la biomasse des espèces cibles, modifications des caractéristiques démographiques) ou indirect (compétition et remplacement d'espèces, relations prédateurs-proies) entraînant une restructuration des populations présentes. Dans un tel contexte seule une approche écosystémique permet de suivre les interactions entre les espèces et les éventuelles modifications de la composition des peuplements provoquée soit par des phénomènes naturels, soit par l'exploitation, soit par une combinaison des deux.

La gestion rationnelle des stocks passe donc par une connaissance approfondie des écosystèmes exploités, par la prise en compte de leur variabilité intra et inter annuelle devant mener à une adaptation de l'effort de pêche aux fluctuations naturelles des ressources.

La composante spatiale des pêcheries est également incontournable. Il convient avant tout de supprimer la barrière artificielle établie entre pêche artisanale et pêche industrielle. Il existe de nombreuses interactions notamment sur l'exploitation des phases juvéniles en zone estuarienne ou côtière. L'exploitation séquentielle des stocks impose un suivi régulier de toutes les activités de pêche et ceci est d'autant plus vrai que les pêches artisanales se sont grandement développées en Afrique de l'Ouest au cours des 20 dernières années. De même, le suivi des stocks doit être envisagé à l'échelon régional et non plus national, les pays de la sous région devant parvenir à une gestion partagée de leurs ressources communes.

Une fois ces conditions réunies, il sera possible de travailler sur la définition d'indicateurs biologiques fiables, ces indicateurs pouvant être synthétiques ou pouvant constituer une combinaison d'indicateurs. Un certain nombre de voies ont été défrichées à ce jour (indice de diversité, évolution des biomasses, évolution des spectres de taille, évolution des niveaux trophiques, mise en place de stratégies adaptatives concernant notamment les paramètres de croissance et de reproduction) mais demandent encore à être explorées car offrant des conclusions parfois opposées en fonction des types d'écosystème étudiés. Un gros travail doit donc être poursuivi dans ce sens, travail qui sera d'autant plus efficace que la qualité des données analysées sera bonne et complète. Ceci repose évidemment le problème de l'acquisition des données et donc des systèmes d'enquêtes à définir ou à infléchir suivant cette approche écosystémique. Ceci suppose également de reconsidérer les méthodologies d'analyse des données, de reconsidérer les institutions impliquées dans l'exécution de la politique des pêches, de reconsidérer les objectifs de gestion pour les pêcheries. En effet, ce type d'approche remet en question la gestion classiquement admise et pratiquée des pêches puisque le peuplement dans son ensemble doit être géré. Les actions à mettre en place doivent se situer à l'échelle de l'écosystème et non plus à celle d'une de ses populations. Il est alors possible que l'amélioration des conditions des différentes populations passe par l'amélioration de leur habitat ou par la diminution de leur exploitation. Dans ce cas, la meilleure forme d'intervention peut être celle qui privilégie la restauration des écosystèmes ou à défaut de certaines parties des écosystèmes par l'instauration de zones protégées permettant un renouvellement pérenne de la ressource. Toutes ces hypothèses doivent être testées, y compris d'ailleurs celles qui traitent des stratégies adaptatives des populations. De nouveaux outils basés sur l'utilisation de la modélisation "Individus Centrés", voient actuellement le jour. Ils semblent offrir de grandes possibilités et peuvent prendre en compte des notions aussi importantes que la biodiversité et les processus qui assurent son maintien, les caractéristiques trophiques et démographiques des peuplements ainsi que l'état général de fonctionnement de l'écosystème. Ils devraient permettre

à terme, pour peu qu'ils soient validés par l'observation sur le terrain, d'offrir une alternative aux modèles classiques constamment décriés mais toujours utilisés à ce jour car seuls disponibles pour les gestionnaires des pêches.

Bibliographie

- Albaret J.J. & Charles-Dominique E.**, 1982. Observation d'un phénomène de maturation sexuelle précoce chez l'Ethmalose, *Ethmalosa fimbriata* Bowdich, dans une baie polluée de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Document Scientifique Centre Recherche Océanographique Abidjan*, 13 : 23-31.
- Albaret J.J.**, 1987. les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 20 : 291-310.
- Albaret J.J. & Ecoutin J.M.**, 1990. Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons (Côte-d'Ivoire). *Acta Oecologica*, 11 : 557-583.
- Albaret J.J. & Diouf P.S.**, 1994. Diversité des poissons des lagunes et des estuaires ouest-africains. In Guégan & J.J. Albaret (Eds), *Biological Diversity in African Fresh - and Brackish Water. Geographical overviews*. Teugels, *Annales du Musée royal d'Afrique Centrale, Zoology*, 275 : 165-177.
- Albaret J.J.**, 1999. Le peuplement des estuaires et des lagunes. In C. Lévêque & D. Paugy (Eds) : *Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, biologie, écologie, utilisation par l'homme*. IRD éditions, Paris : 325-349.
- Albaret J.J. et R. Laë**, 2000. Effect of fishing on a West African lagunal fish community. *Fisheries Research*, à Paraître.
- Bachmann R.W., Jones B.L., Fox D.D., Hoyer M., Bull L.A. & Canfield D.E.**, 1996. Relations between trophic state indicators and fish in Florida (USA) lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 842-855.
- Bakun A.**, 1990. Global Climate Change and Intensification of Coastal Ocean Upwelling, *Science*, 12 vol. 247, Washington DC, pp. 198-201.
- Banse K. et Mosher S.**, 1980. Adult body mass and annual production/biomass of field populations. *Ecological Monographs*, 50, pp. 355-379.
- Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Koranteng K., Manickchand-Heileman S., Paya I., Sainsbury K., Sanchez F. and K. Zwanenburg**, 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558-571.
- Blanchard F.**, 2000. Effets de l'exploitation par pêche sur la dynamique de diversité des peuplements de poissons démersaux. Analyse comparée du rôle des interactions entre espèces dans le Golfe de Gascogne et dans le Golfe du Lion. Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, 225 p.
- Bowen S.H.**, 1979. A nutritional constraint in detritivory by fishes: the stunted population of *Sarotherodon mossambicus* in Lake Sibaya, South Africa. *Ecological monographs*, 49 : 17-31.
- Bowen S.H.**, 1980. Detrital nonprotein aminoacids are the keys to rapid growth of *Tilapia* in Lake Valencia, Venezuela. *Science*, 207 : 1216-1218.
- Buckworth R.C.**, 1998. world fisheries are in crisis ? We must respond ! in *Reinventing fisheries management*, Eds Pitcher T.J, Hart P.J.B. and D. Pauly, Kluwer Academic Publishers, Fish and Fisheries Series 23, pp. 3-17.
- Caverivière A.**, 1993. Les ressources en poissons démersaux et leur exploitation. In : *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire*, Le Loeuff P., Marchal E. et J.B. Amon Kothias Eds., Tome I, le milieu Marin, ORSTOM Editions, Paris, 271-320.

- Champagnat C. et F. Domain**, 1978. Migration des poissons démersaux le long des côtes ouest africaines de 10° à 24° de latitude nord, Cahiers ORSTOM, ser. Océanogr. , 16(3-4), pp. 239-261.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S. Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M.**, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 : 253-260.
- Cury P. et C; Roy**, 1998. Environnement marin et variabilité des ressources en Afrique de l'Ouest. In La pêche en Afrique : enjeux et défis, Ed. J.Y. Weigel, Afrique Contemporaine, pp. 30-43.
- Cury P., Bakun A, Crawford R.J.M., Jarre-teichmann A., Quinones R.A., Shannon L.J. & Verheye H.M.**, 1999. Small pelagics in upwelling systems : patterns of interactions and structural changes in " wasp-waist " ecosystems. ICES/SCOR Symposium, Ecosystem effects of fishing, Montpellier, France, 15-19 mars 1999, *ICES Journal of Marine Science, in press*.
- Cushing D.H.**, 1992. A short history of the down stock of herrings. *ICES Journal of Marine Sciences*, 49, pp. 437-443.
- Diouf P.S.**, 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. Travaux et Documents Microfichés 156, Orstom, Paris. 267 p. + annexes.
- Duplisea D.E, Kerr S.R. and L.M. Dickie**, 1997. Demersal fish biomass size spectra on the Scotian shelf, Canada : species replacement at the shelfwide scale. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54 : 1725-1735.
- Duponchelle F. & Panfili J.**, 1998. Variations in age and size at maturity of female tilapia, *Oreochromis niloticus*, populations from man-made lakes of Côte d'Ivoire. *Environmental Biology of Fishes*, 52 : 453-465.
- Dussart J.**, 1963. Contribution à l'étude de l'adaptation des Tilapias (*Pisces Cichlidae*), à la vie en milieu mal oxygéné. *Hydrobiologia*, 21 : 328-341.
- Faure V.**, 2000. Dynamiques spatiale et temporelle des populations de poulpe (*Octopus vulgaris*) en Afrique de l'Ouest : influence des fluctuations environnementales et des relations interspécifiques. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, 403 p.
- Ferraris J., Samb B. et M. Thiam**, 1994. Les statistiques de pêche au CRODT : description des systèmes de collecte et de traitement des données. In L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Eds Barry-Gérard M., Diouf T. et A. Fonteneau, Symposium de Dakar (8-13 février 1993), ORSTOM éditions, pp. 73-94.
- Fonteneau A. et D. Gascuel**, 1994. La problématique de l'évaluation des ressources halieutiques disponibles à la pêche artisanale : nécessité d'une approche intégrée. In L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Eds Barry-Gérard M., Diouf T. et A. Fonteneau, Symposium de Dakar (8-13 février 1993), ORSTOM éditions, pp. 313- 322.
- Garcia S.M. and Newton C.**, 1997. Current situation, trends and prospects in capture fisheries, in global trends in fisheries management (American Fisheries Society Symp. 20) (Eds E.K. Pikitch, D.D. Huppert and M.P. Sissenwine), AFS, Bethesda, MD, pp. 3-27.
- Goldschmidt T., Witte F. & Wanink J.**, 1993. Cascading effects of the introduced Nile Perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species of the sublittoral areas of Lake Victoria. *Conservation Biology*, 7 : 686-700.
- Greenstreet S.P.R. et S.J. Hall**, 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea : an analysis of long term and spatial trends. *Journal of animal Ecology*, 65, pp. 577-598.
- Gulland J.A. and S. Garcia**, 1984. Observed patterns in multispecies fisheries. In Exploitation of marine communities, May R.M. Ed., Springer-Verlag, Berlin : 155- 190.

- Hall S.J.**, 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Great Britain, 274 p.
- Hayes F.R.**, 1957. On the variation in bottom fauna and fish yield in relation to trophic level and lake dimensions. *Journal of Fisheries Research Board of Can.* 14 : 1-32.
- Hilborn R. and C.J. Walters**, 1992. Quantitative fisheries stock assessment : choice, dynamics and uncertainty. Chapman & Hall. New York, 570 p.
- Huston M.**, 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113, 1 : 81-101.
- Huston M.**, 1994. Biological diversity, the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, 681 p.
- ICES**, 1994. Report of the working group on ecosystem effects of fishing activities. ICES CM 1994/Asses/Env:1.
- Kaufman L. & Ochumba P.**, 1993. Evolutionary and conservation biology of Cichlid fishes as revealed by faunal remnants in northern Lake Victoria. *Conservation Biology*, 7(3) : 719-729.
- Laë R.**, 1994. Evolution des peuplements (poissons et crustacés) dans une lagune tropicale, le lac Togo, soumise à un régime alternatif de fermeture et d'ouverture du cordon lagunaire. *Aquatic Living Resources*, 7 : 165-179.
- Laë R.**, 1995. Climatic and anthropogenic effects on fish diversity and fish yields in the Central Delta of the Niger River. *Aquatic Living resources*, 8 : 45-58.
- Laë R.**, 1997. Does overfishing lead to a decrease in catches and yields ? An example in two West African coastal lagoons. *Fisheries management and Ecology*, 4 : 149-164.
- Lavigne D.M.**, 1982. Similarity in energy budgets of animal populations. *Journal of Animal Ecology*, 51, pp. 195-206.
- Legendre M & Ecoutin J.M.**, 1996. Aspects de la stratégie de reproduction de *Sarotherodon melanotheron* (Ruppel, 1852) : comparaison entre une population naturelle (lagune Ebrié, Côte-d'Ivoire) et différentes populations d'élevage. Le troisième Symposium International sur le Tilapia en Aquaculture, Abidjan, Côte-d'Ivoire, 11-16 nov. 1991, ICLARM Conf. Proc., 41 : 360-374.
- Lemoalle J. & Albaret J.J.**, 1995. Vevy Lagoon and N'Dogo Lagoon. An environmental appraisal. Rapport d'expertise pour Shell Gabon. 36 p. + annexes.
- Lêvêque C.**, 1995. Role and consequences of fish diversity in the functioning of African freshwater ecosystems: a review. *Aquatic Living Resources*, 8 : 59-78.
- Mavuti K., Moreau J., Munyandorero J. & Plisnier P.D.**, 1996. Analysis of trophic relationships in two shallow equatorial lakes : Lake Naivasha (Kenya) and Lake Ihema (Rwanda) using a multispecies trophic model. *Hydrobiologia*, 321 : 89-100.
- Mkumbo O.C. & Ligtoet W.**, 1992. Changes in the diet of Nile Perch, *Lates niloticus* (L) in the Mwanza gulf, Lake Victoria. *Journal of Fish Biology*, 32 : 571-577.
- Murawski S.A.**, 1991. Can we manage our multispecies fisheries ? *Fisheries*, 16(5) : 5-13.
- Murawski S.A., A.M. Lange and J.S. Idoine**, 1991. An analysis of technical interactions among Gulf of Maine mixed-species fisheries. *Ices Mar. Sci. Symp.*, 193 : 237-252.
- Murawski S.A. and J.S. Idoine**, 1992. Multispecies size composition : a conservative property of exploited fishery systems ? *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 14, 79-85.
- Murawski S.**, 2000. Definition of overfishing from an ecosystem perspective. ICES/SCOR Symposium, Ecosystem effects of fishing, Montpellier, France, 15-19 mars 1999, ICES *Journal of Marine Science*, 57, 649-658.

- Northcote T.G.**, 1988. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a "top-down" view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 361-379.
- Pauly D.**, 1976. The biology, fishery and potential for aquaculture of *Tilapia melanotheron* in a small west African lagoon. *Aquaculture*, 7 : 33-49.
- Pauly D.**, 1987. Theory and practice of overfishing ; a southeast Asian perspective. Symposium on the exploitation and management of marine fishery resources in southeast Asia. Indo-Pacific Fishery Commission, RAPA Report : 1987/10.
- Pauly D.**, Christensen V., Daldgaard J., Froese R. and F. Jr Torres, 1998. Fishing down marine food webs, *Science*, 279, 860-863.
- Pauly D., Christensen V. & Walters C.**, 1999. Ecopath as a tool for evaluating ecosystem impacts of fisheries. ICES/SCOR Symposium, Ecosystem effects of fishing, Montpellier, France, 15-19 mars 1999, *ICES Journal of Marine Science*, 57, 697-706.
- Pearce M.J.**, 1995. Effects of exploitation on the pelagic fish community in the south of Lake Tanganyika. In T.J. Pitcher & P.J.B. Hart (Eds), *The impacts of species changes in African Lakes*, Chapman&Hall, 425-441.
- Person L., Anderson J., Wahlstroem E. & Ekloev P.**, 1996. Size-specific interactions in lake systems : predator gape limitation and prey growth rate and mortality. *Ecology*, 77 : 900-911.
- Piet G.J.**, 1998. Impact of environmental perturbation on a tropical fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 1842-1853.
- Pimm S.L. et J.B. Hyman**, 1987. Ecological stability in the context of multispecies fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44,2:84-94.
- Pitcher T.J and D. Pauly**, 1998. Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. In *Reinventing Fisheries Management*, Pitcher T.J, Hart P.J.B. and D. Pauly Eds, Kluwer Academic Publishers, Fish and Fisheries Series 23, 311-329.
- Pitcher T.J, Hart P.J.B. and D. Pauly**, 1998. *Reinventing Fisheries Management*. Kluwer Academic Publishers, Fish and Fisheries Series 23, 435 p.
- Platt T.**, 1985. Structure of marine ecosystem : its allometric basis. *Canadian bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 213, pp. 55-64.
- Rice J. and H. Gislason**, 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Sciences*, 53, pp. 1214-1225.
- Roy C.**, 1998. Upwelling induced retention area : a mechanism to link upwelling and retention processes. In *Benguela dynamics : impacts of variability on shelf-sea environments and their living resources*, Eds Pillar S.C., Moloney C., Payne A.I.L. et F.A. Shillington, *South African Journal of Marine Science*, 19.
- Samba A.**, 1994. Présentation sommaire des différentes pêcheries sénégalaises : bilan des recherches effectuées. In *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise*, Eds Barry-Gérard M., Diouf T. et A. Fonteneau, Symposium de Dakar (8-13 février 1993), ORSTOM éditions, pp. 1-9.
- Sanyanga R.A., Machena C. & Kautsky N.**, 1995. Abundance and distribution of inshore fish in fished and protected areas in Lake Kariba, Zimbabwe. *Hydrobiologia*, 306 : 67-78.
- Solow A.R.**, 1994. Detecting change in the composition of a multispecies community, *Biometrics*, 50, pp. 556-565.
- Stearns S.C. & Crandall R.E.**, 1984. Plasticity for age and size at sexual maturity : a life history response to unavoidable stress. In G.W. Potts and R.J. Wootton (Eds.), *Fish reproduction : strategies and tactics*, Academic Press, London, 13-33.

- Stewart K.M.**, 1988. Change in condition and maturity of the *Oreochromis niloticus* population of Freguson's Gulf, Lake Turkana, Kenya. *Journal of Fish Biology*, 33 : 181-188.
- Stiassny M. & Meyer A.**, 1999. La naissance des espèces. *Pour la Science*, 258 : 70-75.
- Ströbele W.J. and H. Wacker**, 1991. The concept of sustainable yield in multi-species fisheries. *Ecol. Model.*, 53 : 61-74.
- Tegner M.J. & Dayton P.K.**, 1999. The ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. ICES/SCOR Symposium, Ecosystem effects of fishing, Montpellier, France, 15-19 mars 1999, *ICES Journal of Marine Science*, in press.
- Thiebaut M.L. and L.M. Dickie**, 1992. Structure of the body-size spectrum of the biomass in aquatic ecosystems : a consequence of allometry in predator-prey interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, pp. 1308-1317.
- Turner G.F.**, 1995. Management, conservation and species changes of exploited fish stocks in Lake Malawi. In T.J. Pitcher and P.J.B. Hart (Eds), *The impacts of species changes in African Lakes*, Chapman&Hall, 365-393.
- Turner G.F., Tweddle D. & Makwinja R.D.**, 1995. Changes in demersal cichlid communities as a result of trawling in southern Lake Malawi. In T.J. Pitcher and P.J.B. Hart (Eds), *The impacts of species changes in African Lakes*, Chapman&Hall, 397-412.
- Tweddle D., Turner G.F. & Seisay M.B.D.**, 1995. Changes in composition and abundance as a consequence of fishing in Lake Malombe, Malawi. In T.J. Pitcher and P.J.B. Hart (Eds), *The impacts of species changes in African Lakes*, Chapman&Hall, 413-424.
- Uraivan S.**, 1988. Direct and indirect responses to selection for age at first maturity of *Oreochromis niloticus*. In R.S.V. Pullin, T. Bhukaswan, K. Tonguthai, J.L. Maclean (Eds.), *The 2nd International Symposium on Tilapia in Aquaculture. ICLARM Conference Proceedings 15*, Bangkok, 295-300.
- Welcomme R.L., Ryder R.A. & Sedell J.A.**, 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems-a synthesis. In D.P. Dodge (Ed) *Proceeding of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 569-577.
- Welcomme R.L.**, 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regulated rivers : Research and management*, 11 : 121-136.
- Welcomme R.L.**, 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 1-19.

COMMISSION SOUS-REGIONALE DES PECHEES

DYNAMIQUES DE GESTION DES RESSOURCES HALIEUTIQUES EN AFRIQUE DE L'OUEST

Actes du Colloque International tenu à Nouadhibou du 20 au 23 novembre 2000



DYNAMIQUES DE GESTION DES RESSOURCES HALIEUTIQUES EN AFRIQUE DE L'OUEST

*Actes du Colloque
organisé à Nouadhibou (République Islamique de Mauritanie)
du 20 au 23 novembre 2000*

Sous la direction de

Nabi Souleymane BANGOURA

Avec la collaboration de

Kane Ciré Amadou, Germain Dasyva, Bernard Codou DIOH, Jean Yves Weigel, Ndiaga Dia,
Yacine Diop, Seck Gnagna Diakhaté, Adeline Diatta

CSRP

Luxembourg

ACDI

FAO

FRANCE

IRD

2000

Publié par : Secrétariat Permanent de la Commission Sous-Régionale des Pêches
BP : 20505, Dakar, Sénégal



Droits d'auteur : 2000. Commission Sous-Régionale des Pêches

La reproduction des textes de la présente publication à des fins non commerciales est encouragée sans qu'il ne soit nécessaire de solliciter une autorisation préalable du détenteur des droits d'auteur. Cependant, la mention de la source de toute reproduction des informations y figurant est exigée.

Citation : M. El M. O/ Zamel, N.S. Bangoura, D. Diagana

**Mise en page,
Sélection, Flashage
et impression :**

Imprimerie Saint-Paul - B.P. 1301 - Dakar

Conception couverture : N. S. Bangoura

Photo de couverture : **Jeune fille en pêche à l'aide du filet conique à Baro (Kouroussa, Guinée). A pied, captivée, actionnant l'engin à maillage prohibé dans un plan d'eau polluée et en assèchement, reliée à un récipient vide par une corde nouée à sa taille, cherchant avec ténacité à capturer même des fretins pour pourvoir aux besoins de sa famille, l'attitude de la pauvre est symptomatique des problèmes de gestion des ressources naturelles dans la sous-région.**

Réalisation photo : Cette photo a été réalisée par M. Youla Abou, photographe professionnel à Conakry (République de Guinée).

Disponible auprès de : Secrétariat Permanent de la Commission Sous-Régionale des Pêches
BP : 20505 DAKAR, Sénégal, Afrique de l'Ouest
Téléphone : 221-834 55 80 – Fax : 221-834 44 13
Courriel : csrp@sento.sn

L'ensemble des termes utilisés dans le présent ouvrage, de même que sa présentation et les données qui y figurent n'impliquent, en aucune manière, de la part de la Commission Sous-Régionale des Pêches, une prise de position.

Les opinions des auteurs exprimées dans cette publication ne reflètent par nécessairement celles de la CSRP.