



HAL
open science

Bénéfices attendus et réels des AMP pour la restauration et la gestion des ressources marines en Afrique de l'Ouest

Raymond Laë, Jean-Marc Ecoutin, Luis Tito de Morais, A.H. Kaimuddin, Y.
Ould El Vally

► To cite this version:

Raymond Laë, Jean-Marc Ecoutin, Luis Tito de Morais, A.H. Kaimuddin, Y. Ould El Vally. Bénéfices attendus et réels des AMP pour la restauration et la gestion des ressources marines en Afrique de l'Ouest. Bonnin Marie; Laë Raymond; Behnassi Mohamed. Les aires marines protégées ouest-africaines : défis scientifiques et enjeux sociétaux, IRD, pp.117-141, 2015, Synthèses, 978-2-7099-2092-6. hal-01483009

HAL Id: hal-01483009

<https://hal.science/hal-01483009v1>

Submitted on 19 Apr 2020

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

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

Bénéfices attendus et réels des AMP

Pour la restauration et la gestion
des ressources marines
en Afrique de l'Ouest

Raymond LAË

Jean-Marc ÉCOUTIN

Luis TITO DE MORAIS

Awaluddin Halirin KAIMUDDIN

Yeslem OULD EL VALLY

Sous la pression de nombreuses organisations conservationnistes, le postulat de l'efficacité biologique des aires marines protégées s'est imposé : elles réduisent la mortalité des espèces cibles, améliorent l'abondance et la qualité des peuplements, favorisent la reproduction et le recrutement et vont même jusqu'à repeupler le milieu extérieur. Nombre de ces synthèses globales sur les AMP tendent à comparer des situations très hétérogènes et sans vouloir remettre en cause l'apport positif des AMP, le chapitre de Laë et *al. vise*, sur des bases scientifiques rigoureuses, à mieux décrire les processus de restauration, à les resituer dans le temps et dans l'espace.

Introduction

Face aux risques grandissants d'altération et de surexploitation des ressources marines par des pressions anthropiques et climatiques en constante augmentation, la mise en place d'aires marines protégées (AMP) semble constituer une réponse à la conservation de la biodiversité et à l'exploitation soutenable des ressources.

La communauté internationale s'est saisie du problème et préconise une augmentation importante de ces aires avec des objectifs affichés ambitieux pour les années à venir. Toutefois, le passage d'expériences isolées, réalisées souvent à des échelles relativement petites, à une quasi-généralisation de ces zones avec les restrictions et interdictions d'usage qu'elles sous entendent, entraînera nécessairement des difficultés de définition, de mise en place et d'acceptabilité par les populations directement dépendantes des ressources côtières.

En dehors de ces difficultés, la réaction de la communauté internationale a été forte et l'attente vis-à-vis de ces AMP est très importante en termes de restauration des habitats et de la ressource sans que les études scientifiques menées jusqu'à présent aient été suffisamment nombreuses, poussées et reproductibles pour estimer l'impact réel de la mise en place de ces AMP. Ainsi, l'une des hypothèses actuelles est que les AMP favoriseraient la restauration des peuplements dans les espaces protégés, mais permettraient également, par exportation d'une partie du stock de poissons, d'améliorer à terme les pêches dans les zones adjacentes ou plus éloignées.

Il faut savoir que la pêche affecte les communautés de poissons par le prélèvement sélectif d'espèces cibles, la capture d'espèces accessoires et la modification des habitats. De ce fait, elle induit des changements de la biomasse totale, de la composition spécifique et de la structure des peuplements (BLABER *et al.*, 2000). Ces changements s'accompagnent généralement du « Fishing Down Process » (PAULY *et al.*, 1998 ; CADDY *et al.*, 1998 ; PAULY et PALOMARES, 2005) et d'une phase de stagnation des captures au cours de laquelle l'évolution des traits de vie de certaines espèces (reproduction continue, maturité sexuelle précoce, variations de croissance) entraîne des substitutions d'espèces, des changements des spectres de taille, des modifications trophiques importantes. Pour appréhender ces changements, de nombreux travaux s'intéressent maintenant aux indicateurs biologiques de l'état des peuplements (ADAMS, 2002) et à la mise au point de méthodes utilisant des tableaux d'indicateurs, basées sur l'existence des processus précédemment décrits (ROCHET *et al.*, 2005). Mais ces méthodes sont difficilement utilisables pour établir un diagnostic et gérer les ressources (LAË *et al.*, 2004) en raison de l'absence de points de référence des indicateurs et de la construction d'un outil opérationnel de Gestion intégrée de la zone côtière (GIZC). Quoi qu'il en soit, de nombreux suivis des AMP ont été réalisés, mais ces travaux manquent souvent de rigueur scientifique et l'absence d'états de référence réalisés sur la base de protocoles reproductibles, empêche toute comparaison des situations observées aux situations initiales. Ces faiblesses sont relevées par différents auteurs dans leurs travaux d'évaluation des AMP s'appuyant sur un ensemble d'indicateurs écologiques, économiques et sociaux (HALPERN, 2003 ; POMEROY *et al.*, 2004 ; LESTER *et al.*, 2009).

Dans le domaine de la biologie, les recherches se sont concentrées sur les AMP en tant qu'instrument de gestion halieutique (SANCHIRICO, 2000), montrant que celles-ci pouvaient constituer un moyen de protéger, voire d'accroître les revenus des pêcheurs lorsque la pression de pêche est élevée.

Les AMP, de ce point de vue, sont un outil majeur de protection des habitats essentiels pour la reproduction et la croissance des écophases juvéniles (GELL et ROBERTS, 2003). Elles peuvent jouer un rôle prépondérant pour la conservation de la biodiversité. Leur efficacité à des fins halieutiques s'appuie sur les hypothèses suivantes.

– Effets à l'intérieur de l'AMP : l'arrêt de la pêche dans l'AMP et la préservation des habitats entraînent une baisse de la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche et une amélioration de la croissance et de la reproduction, tous ces phénomènes concourent à une augmentation significative de la biomasse (LESTER *et al.*, 2009).

– Effets à l'extérieur de l'AMP : l'augmentation de biomasse à l'intérieur de l'AMP entraîne une plus grande compétition entre les individus présents et provoque la sortie de l'AMP d'une partie du peuplement ; par ailleurs, indépendamment de ces problèmes de densité, le cycle biologique de certaines espèces, dont la reproduction est impossible en zone estuarienne, est à l'origine de migrations ontogéniques et de la sortie des individus pré-adultes qui rejoignent alors le milieu marin (HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 2008).

– Effet à l'échelle de l'écosystème : le déplacement des œufs, des larves, la sortie des stades juvéniles ou adultes suivant les espèces peuvent avoir des effets bénéfiques sur des zones situées loin de l'AMP (NOWLIS et ROBERTS, 1999 ; CLAUDET, 2006).

Bien que ces différents effets paraissent logiques, à ce stade de nombreuses hypothèses demandent encore à être vérifiées et, plus particulièrement, la vitesse à laquelle se mettent en place les processus, ainsi que le temps nécessaire pour qu'une AMP atteigne sa maturité. Dans cet esprit, l'Agence nationale de la recherche française a financé un projet Biodiversité qui s'intéressait aux AMP comme outil de conservation de la biodiversité et de gestion des pêcheries : Amphore (2008-2011). Ce projet se proposait :

1. de définir des indicateurs biologiques, écologiques, économiques et sociaux à des fins de gestion écosystémique des pêches ;
2. de tester l'efficacité réelle des AMP et d'évaluer les activités économiques et les bénéfices induits par un travail de modélisation écosystémique, trophodynamique, bio-économique et multi-agents ;
3. de définir les mécanismes décisionnels qui conditionnent la mise en place des AMP et les conditions de bonne gouvernance pour assurer leur pérennité.

Dans ce chapitre, loin de vouloir présenter tous les résultats du projet, nous nous consacrerons à l'étude de l'efficacité biologique des AMP à visée halieutique à partir de deux exemples : le parc national du banc d'Arguin en Mauritanie (PNBA) et l'AMP de Bamboung au Sénégal, deux pays pour lesquels la pêche est considérée comme un secteur stratégique par sa contribution élevée au PIB.

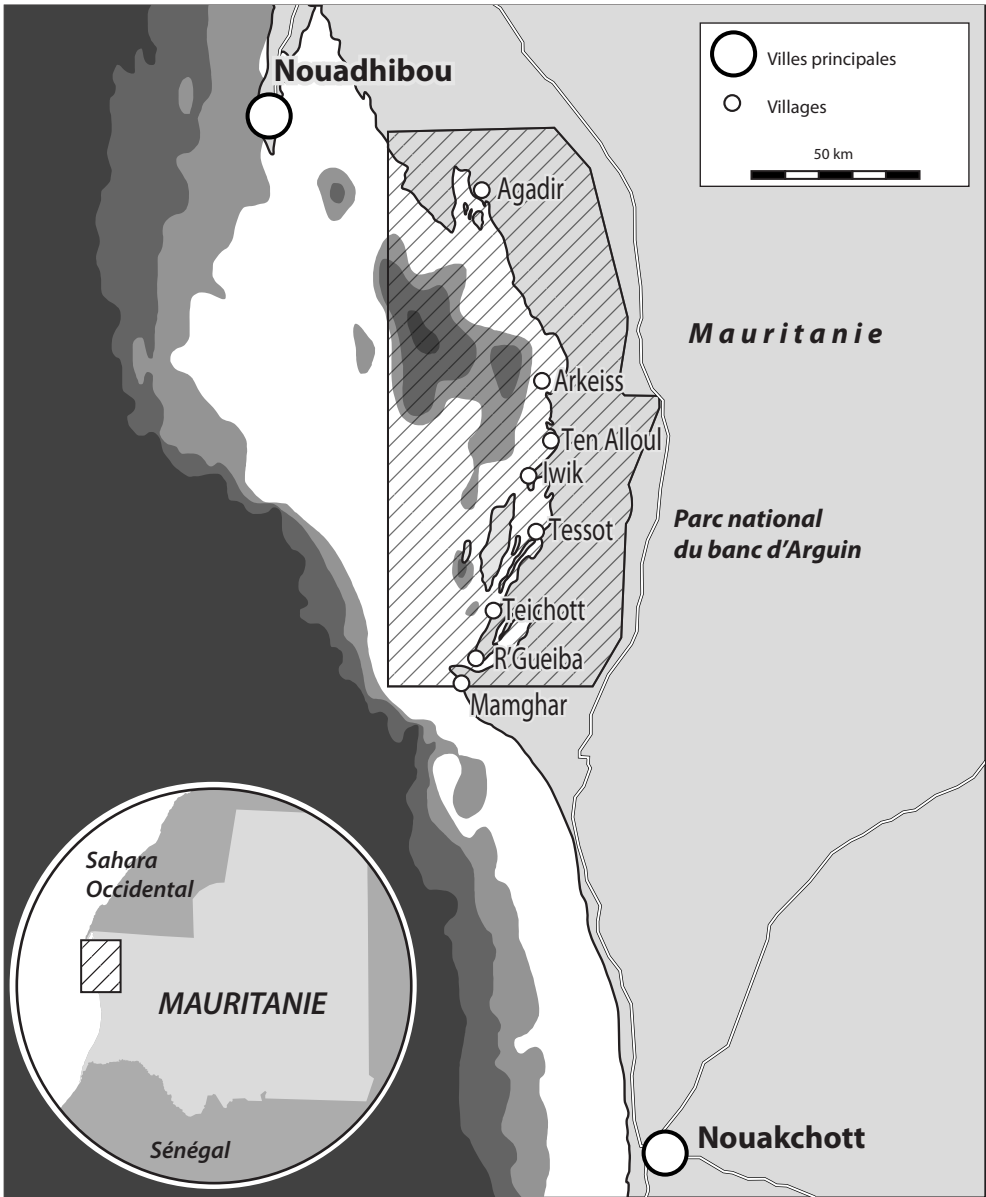


Figure 1a
Localisation et représentation des aires marines protégées
du parc national du banc d'Arguin en Mauritanie.

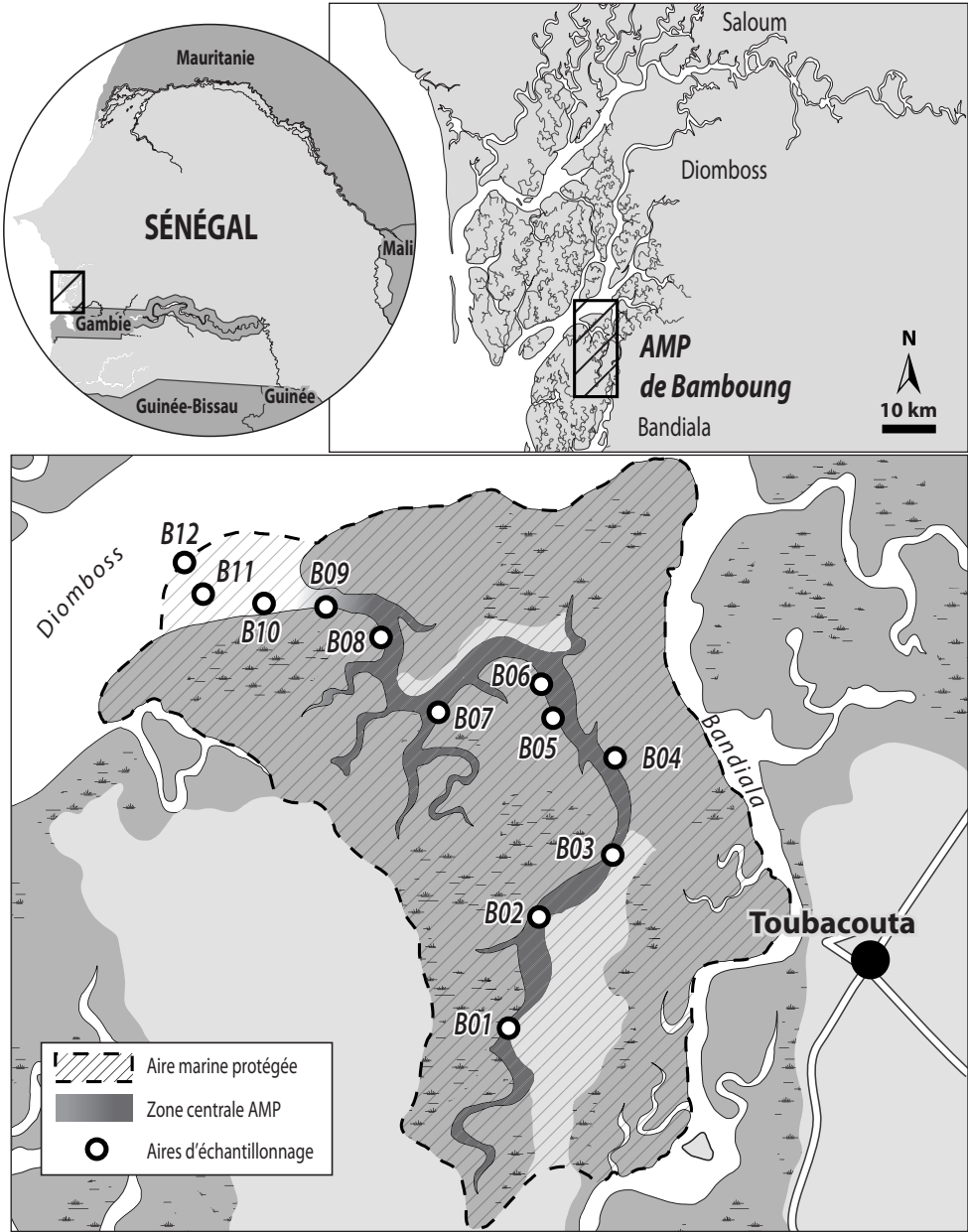


Figure 1b
Localisation et représentation des aires marines protégées
du bolon de Bamboung au Sénégal.

Les sites d'étude

Le parc national du banc d'Arguin en Mauritanie représente la moitié du banc d'Arguin dont la superficie totale est estimée à 12 000 km² (fig. 1a). La partie sud du banc est couverte d'herbiers exondables et peuplée d'espèces estuariennes. Ce parc, créé en 1976 pour des raisons ornithologiques, est également important pour les peuplements marins, car la pêche y est pratiquement interdite, l'accès étant réservé à 100 barques à voile (lanche) qui n'exploitent que la frange côtière, soit environ 2 à 3 % de la réserve (KANE, 2009). Dans la partie non protégée du banc, la pêche concerne les pêcheries piroguières et industrielles et est soumise aux réglementations classiques.

Le bolon de Bamboung au Sénégal (fig. 1b), qui est situé dans l'estuaire du Sine Saloum et dont la taille est bien plus modeste que celle du PNBA avec 7 km² de surface inondée et de mangrove, a été retenu comme projet pilote par le Fonds français pour l'environnement mondial. Les eaux sont peu profondes et la biodiversité y est importante, notamment pour les oiseaux, poissons et mammifères marins (dauphins et lamantins). La pêche y est interdite depuis 2004 (BREUIL, 2011) mais est très active dans le reste de l'estuaire et sur la façade maritime.

Pour estimer l'efficacité biologique de ces AMP, différentes opérations ont été réalisées comme des pêches scientifiques, l'évaluation acoustique des peuplements et le suivi des pêches commerciales à l'extérieur des AMP.

Dans le banc d'Arguin, l'analyse réalisée à partir du suivi scientifique de l'Imrop (Institut mauritanien de recherche océanographique et des pêches) a pris en compte l'existence de la zone protégée (PNBA) et d'une zone de libre accès en dehors de la réserve. Cette dernière a été divisée en quatre parties, de manière à suivre l'effet décroissant du parc en fonction de la distance à ses limites extérieures (KAIMUDDIN, 2011). La zonation retenue est celle présentée sur la figure 2.

- La zone PNBA est une strate où la pêche est très faible et fortement réglementée (lanches uniquement). C'est la zone intérieure de la réserve.
- Les zones 10 km, 20 km, 30 km et 40-50 km sont les zones extérieures au PNBA et sont soumises à des efforts de pêche importants de la part des flottilles artisanales et industrielles. La zone 10 km jouxte la limite extérieure du PNBA, les autres s'en éloignant progressivement.

195 stations ont été échantillonnées entre les années 2000 et 2006, dont 130 dans la zone PNBA et 65 dans la zone extérieure (fig. 2). Les campagnes de pêche scientifique ont été réalisées à l'aide d'un chalut à perche (ouverture verticale 1 m et horizontale 5 m) pour chacune des deux saisons principales : saison chaude de juillet à octobre et saison froide d'avril à mai. (GRAS *et al.*, 2008 ; PNBA, 2009).

Les données de pêche commerciale provenaient pour leur part 1) du débarquement des barques non motorisées dans le PNBA et 2) de l'analyse de la base

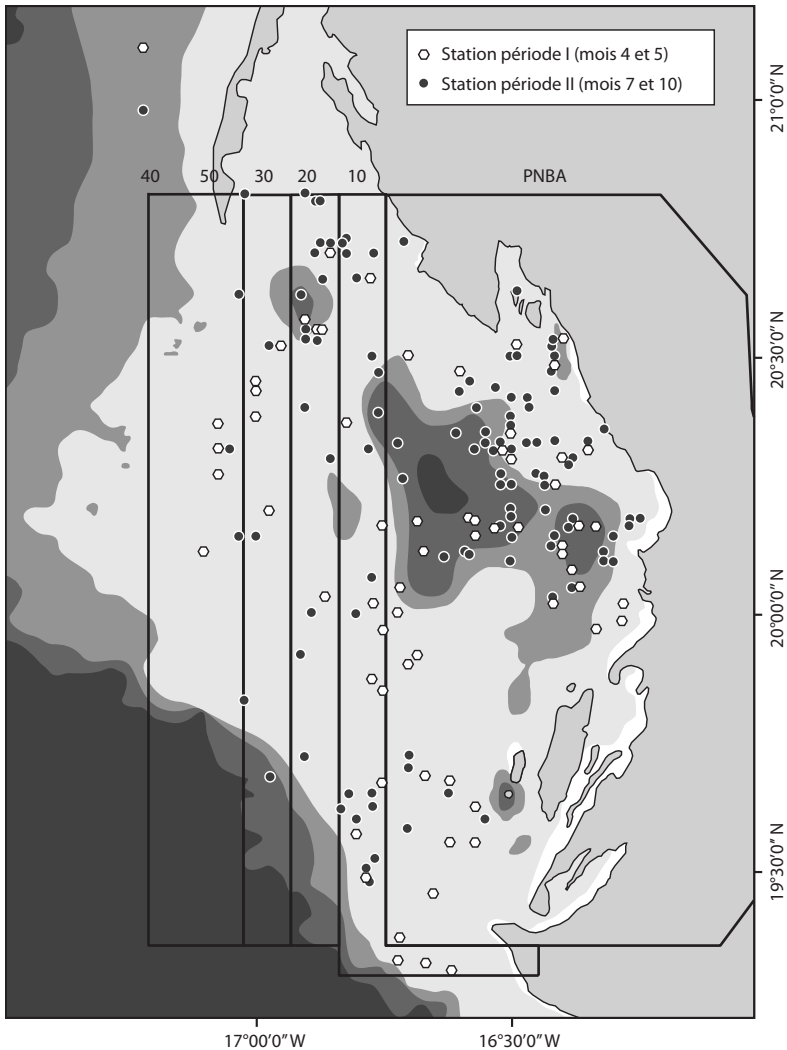


Figure 2

Zonation retenue dans le banc d'Arguin et représentation des stations échantillonnées.

de données Sspac (Système de suivi de la pêche artisanale et côtière). Cette base de données contient des informations géoréférencées pour des sorties de pêche (tous engins confondus) effectuées à l'extérieur du parc entre 2006 et 2009. Sur une liste de 19 engins de pêche différents tous présents dans la zone nord et dans le PNBA, seuls ont été retenus ceux qui étaient communément utilisés à l'intérieur et à l'extérieur du parc, à savoir les filets maillants à courbine, à sole, au mulot et les lignes à main (GRAS *et al.*, 2010). Après sélection de ces engins, l'analyse s'est faite sur 1 372 sorties à l'extérieur du parc et 13 750 à l'intérieur. Ces données ont été ventilées dans la zonation PNBA-10 km-20 km-30 km-40-

50 km afin de comparer les CPUE (capture par unité d'effort) en fonction de leur éloignement des limites de l'AMP.

Dans le bolon de Bamboug, les observations ont été menées à trois périodes différentes à l'aide d'une senne tournante standardisée pendant les trois saisons du cycle hydrologique, à savoir la saison sèche froide, la saison sèche chaude et la saison des pluies (TITO DE MORAIS *et al.*, 2007 ; ÉCOUTIN *et al.*, 2012) :

– 2003 : description du peuplement de poissons avant l'interdiction totale de pêche (3 campagnes, 12 stations de pêche/campagne) ;

– 2004-2007 : suivi temporel du peuplement (3 campagnes/an, 10 stations dans l'AMP, 2 à proximité) ;

– 2008-2011 : suivi temporel du peuplement (3 campagnes/an, 5 stations dans l'AMP et 1 à proximité).

Par ailleurs, un suivi des pêches commerciales a été réalisé au cours de l'année 2009 sur les unités à la palangre appâtée exploitant la zone proche située à moins de 6 km de la limite de l'AMP. L'échantillonnage a été mené par périodes de 6 à 8 jours pendant les trois saisons hydrologiques, l'échantillonnage pendant cette période étant exhaustif sur toute la zone concernée (DIADHIOU *et al.*, 2011). Les captures ont été analysées en fonction de leur éloignement à cette limite.

Par la suite, l'efficacité biologique des deux AMP a été analysée à partir de méthodes complémentaires d'investigation : indicateurs biologiques, analyse de données et modélisation.

Dans un premier temps, étant admis que la complexité des systèmes imposait la prise en compte d'échelles multiples (individus, populations et peuplement), des tableaux de bord ont été élaborés à partir des cinq indicateurs suivants : 1) le logarithme de l'abondance de chaque population i ($\text{Ln}(N_i)$), 2) la longueur moyenne de chaque population i (Lbar_i), 3) le logarithme de l'abondance de l'ensemble des populations ($\text{Ln}(N)$), 4) la longueur moyenne des individus dans la communauté (Lbar), 5) la biomasse totale des espèces cibles (W_{cible}). Bien que le choix des indicateurs soit toujours délicat, car ceux-ci sont étroitement liés aux objectifs fixés à l'AMP (AGARDY *et al.*, 2011) et à la possibilité réelle d'estimer les améliorations potentielles découlant de la mise en réserve, les tendances des indicateurs peuvent être combinées pour interpréter les performances de l'AMP (ROCHET *et al.*, 2005). Nos indicateurs ont été combinés et nous avons proposé des processus écologiques expliquant les tendances observées (BRIND'AMOUR et LOBRY, 2010). Les tableaux d'indicateurs ont alors été appliqués aux AMP et aux zones adjacentes pour tester : la restauration des peuplements dans les AMP et l'impact sur le milieu extérieur, l'effet sur la biomasse reproductrice et sur la protection des espèces vulnérables à la pêche, le retour à des niveaux trophiques plus élevés et à une stabilité des systèmes.

Cette approche par indicateurs très globalisante a été complétée par des analyses plus classiques sur la composition des peuplements, l'évolution des tailles et des niveaux trophiques.

Enfin, deux types de modélisation ont été utilisés : la modélisation trophodynamique (GASCUEL, 2005 ; GASCUEL *et al.*, 2011) avec les modèles Ecopath, Ecotroph et Ecosim a permis d'analyser et de quantifier l'effet d'une aire marine protégée sur la dynamique trophique de l'écosystème sous-jacent, en allant de la production primaire jusqu'aux grands prédateurs. Puis le couplage d'Ecopath à un modèle Ecotroph ou Ecosim a permis d'analyser l'impact de l'arrêt de la pêche ou de la contribution d'une réserve au fonctionnement de l'écosystème total (COLLÉTER *et al.*, 2012 ; GUÉNETTE *et al.*, 2012). Le deuxième type de modélisation concernait la modélisation multi-agents avec l'adaptation du modèle Osmose (SHIN et CURY, 2001a, 2001b) aux environnements et aux peuplements estuariens et côtiers (BROCHIER *et al.*, 2013). L'adaptation proposée a permis de prendre en compte des espèces ayant des histoires de vie différentes : A) passant tout leur cycle bio-écologique dans l'estuaire, B) présentes uniquement aux stades juvéniles, C) entrant au stade juvénile et séjournant en estuaire, sauf pendant les périodes de reproduction, D) présentes occasionnellement et pour de courtes périodes pour des raisons essentiellement trophiques. Les espèces écologiquement proches ont été réunies dans 15 groupes (méta-espèces) qui représentent 97 % de la biomasse totale. Les biomasses de ces groupes ont été calibrées pour reproduire la situation de référence enregistrée avant la fermeture de la pêche et des scénarios d'évolution du peuplement de l'AMP ont été testés, ainsi qu'une estimation du spillover.

Effets du PNBA à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve

La diversité spécifique est nettement supérieure dans la zone PNBA (92 espèces) à celle des zones adjacentes (zone 10 km : 68, 20 km : 50, 30 km et plus : 44). Au niveau du peuplement, la valeur moyenne de l'abondance dans la zone mise en réserve (PNBA) est beaucoup plus élevée que les valeurs relevées à l'extérieur dans les secteurs exploités par les pêcheries artisanales et industrielles, valeurs qui diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du PNBA (fig. 3A). La différence de ces valeurs est significative entre cette zone PNBA et les zones extérieures (test DTK : Dunnett-Tukey-Kramer *Pairwise Multiple Comparison Test*). C'est également le cas pour la valeur moyenne de la biomasse, à l'exception toutefois de la zone 20 km, pour laquelle la biomasse moyenne apparaît supérieure à celle de la zone 10 km (fig. 3A). Le test de moyenne de la biomasse montre en fait qu'il n'y a pas de différence significative entre la zone PNBA, la zone 10 km et la zone 20 km, mais la différence est significative avec les zones 30 km et 40-50 km.

Pour ce qui concerne les pêches commerciales (fig. 3B), les prises à l'intérieur du PNBA sont toujours supérieures à celles du milieu extérieur et les tests statistiques sont tous significatifs, si l'on compare les moyennes des captures des quatre engins sélectionnés à l'intérieur et à l'extérieur du PNBA. Par contre, même si souvent les moyennes décroissent lorsque l'on s'éloigne des limites de l'AMP, il n'y a pas de différence significative entre les zones extérieures à l'exception des zones 10 km et 30 km pour les filets courbine.

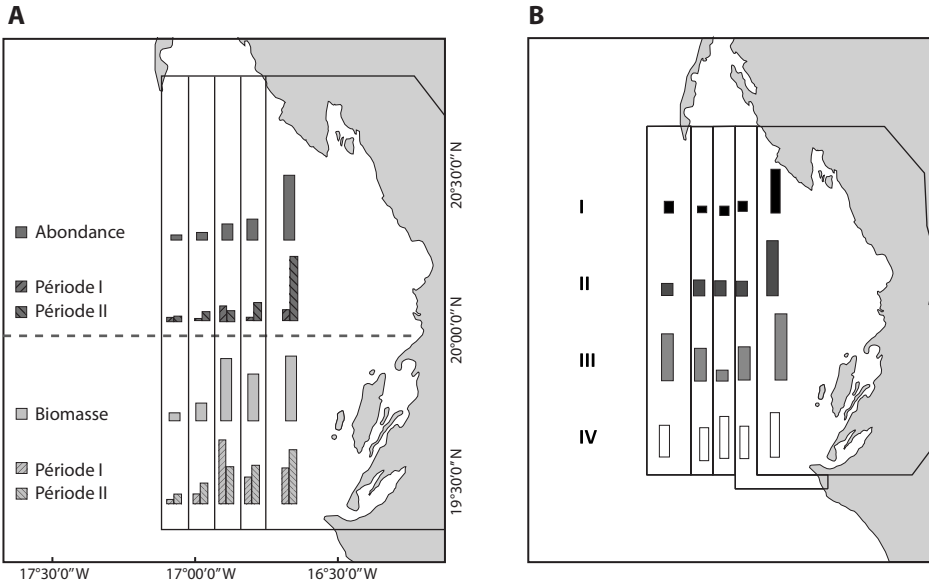


Figure 3

Comparaison des captures (par jour de pêche) dans les zones PNBA et 10, 20 30 et 40-50 km pour le suivi scientifique réalisé avec un chalut à perche (A) et le suivi des pêches commerciales des filets courbine (BI), des filets sole (BII), des filets mullet (BIII) et des lignes à main (BIV).

Enfin, il a été possible d'appliquer des modèles Ecopath (à l'échelle de la ZEE mauritanienne en 1991) et Ecosim (1991-2006) contraints par quelques restrictions d'usage comme l'absence de structuration spatiale, la méconnaissance de la biomasse sub-tidale et de la fraction de nourriture provenant de l'intérieur du banc d'Arguin, ou encore la méconnaissance des migrations et notamment de

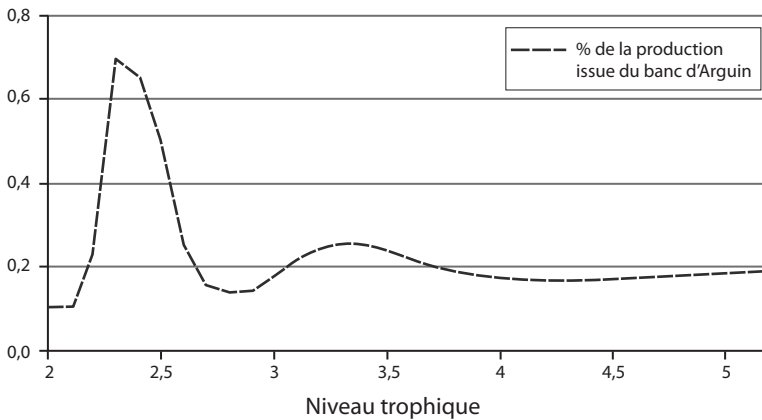


Figure 4

Contribution du banc d'Arguin à la production de la ZEE mauritanienne (GUÉNETTE et al., 2012).

celles des larves. Ces modèles soulignent l'effet positif de l'AMP avec comme première conséquence, une faible mortalité par pêche pour certains groupes côtiers très dépendants du banc, ainsi qu'une réduction dans la surexploitation des espèces de haut niveau trophique. Ils mettent en évidence le rôle important du banc d'Arguin dans le fonctionnement et les services écologiques de l'écosystème de la ZEE mauritanienne (fig. 4) : le PNBA supporterait 15 à 20 % de la production totale et jusqu'à 50 % pour les poissons côtiers et serait à l'origine de 25 à 30 % des captures à l'extérieur de l'AMP (GUÉNETTE *et al.*, 2012).

Effets de l'AMP de Bamboung à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve

Le bolon de Bamboung, compte tenu de sa proximité de l'embouchure sur la mer, est fortement influencé par la marée. La faiblesse des apports en eau douce (uniquement pluviaux) et l'évaporation importante en saison sèche, expliquent que les salinités enregistrées y soient supérieures à celles de l'eau de mer (autour de 43 psu) une bonne partie de l'année. La salinité ne faiblit qu'en période de pluie (vers 31 psu). Ceci donne un caractère très original à cet écosystème, qui ne répond pas à une réelle alternance entre eau salée et eau douce, avec des salinités égales ou le plus souvent supérieures à celle de l'eau de mer. Le bolon est en outre caractérisé par une forte homogénéité qui s'explique en partie par sa faible taille et par sa faible profondeur moyenne qui est de l'ordre de 6 m : il ne présente pas de stratification verticale ou horizontale en termes de salinité, température ou oxygène.

Les espèces capturées dans le bolon ont été classées en catégories écologiques selon la classification d'Albaret (1999) qui prend en compte le degré d'euryhalinité des espèces, ainsi que les caractéristiques de leur cycle bio-écologique. Dans un estuaire normal, les espèces se répartissent en huit catégories allant des formes continentales occasionnelles aux formes marines occasionnelles. Dans le cas présent, en l'absence d'apport en eau douce, toutes les espèces d'origine continentale sont absentes du peuplement, à savoir les espèces continentales occasionnelles, continentales accessoires et continentales estuariennes. Seules cinq catégories sont présentes avec une très forte représentation par coup de pêche des espèces estuariennes d'origine marine (Em, 74 % de l'abondance et 40 % de la biomasse) et marines estuariennes (ME, 22 % de l'abondance et 50 % de la biomasse). Les formes estuariennes strictes (Es) sont très faiblement représentées (3 % de l'abondance et 2 % de la biomasse), ce qui traduit bien le caractère atypique du bolon. Enfin, les formes marines accessoires (Ma) et marines occasionnelles (Mo) représentent respectivement 0,3 et 0,1 % de l'abondance et moins de 4 % et 3 % de la biomasse. Le peuplement est donc essentiellement représenté par des espèces estuariennes d'origine marine qui sont des éléments permanents des peuplements estuariens, capables d'accomplir la totalité de leur cycle biologique en estuaire, ainsi que par les espèces marines estuariennes qui ne se reproduisent pas (ou exceptionnellement) en estuaire, mais les utilisent largement comme lieu de nourricerie.

La comparaison des peuplements de poissons dans l'AMP entre 2003 et 2007, après 4 ans de fermeture, ne montre pas de différence significative en termes d'abondance totale ou de taille moyenne (fig. 5). Les abondances des espèces cibles, des populations ou de la communauté ne marquent pas d'amélioration entre ces deux périodes. Toutefois, la dispersion des tailles est bien plus grande en 2007, ce qui se traduit par une amélioration des tailles moyennes de chaque population et des individus dans la communauté.

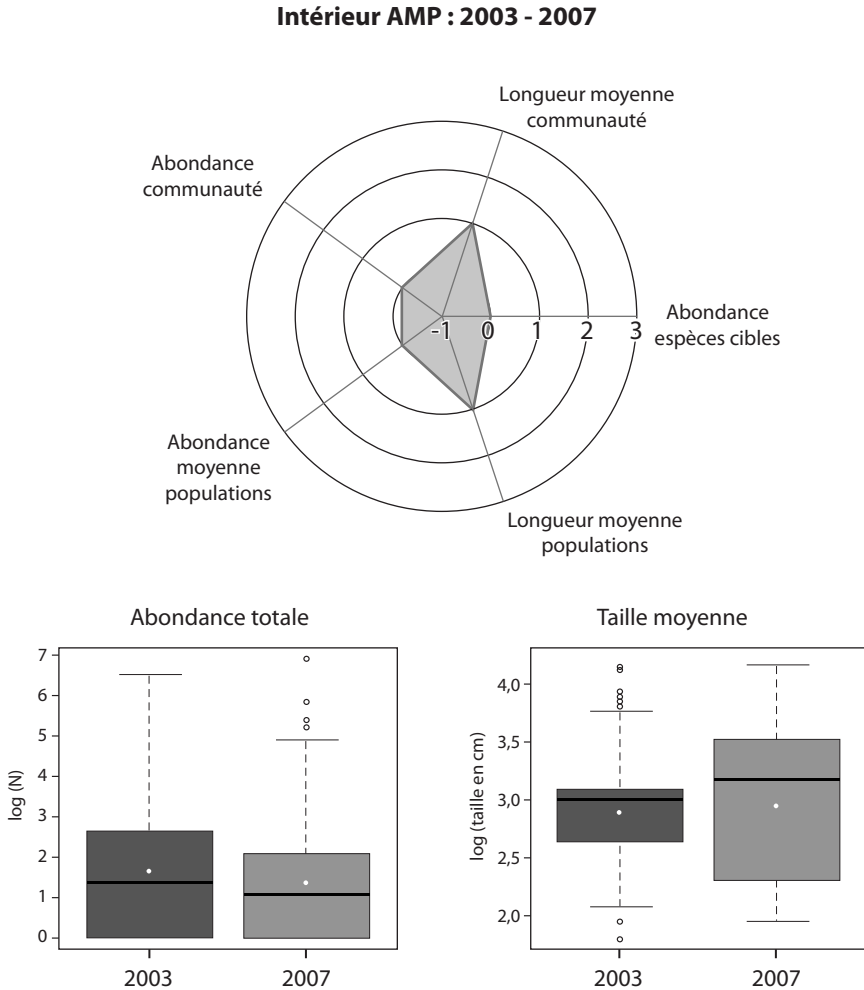


Figure 5
Radar plot des indicateurs et évolution de l'abondance totale
et des tailles moyennes du peuplement entre 2003 et 2007.

Le retour à des indicateurs plus classiques comme la richesse spécifique annuelle (26 à 45 espèces) indique des valeurs maximales entre 2005 et 2009,

mais des valeurs basses en 2010 et 2011, encore plus faibles qu'avant la fermeture de la pêche (fig. 6A). Cette dernière diminution touche toutes les catégories écologiques, alors que la période 2003-2009 était marquée par une diminution régulière du nombre d'espèces estuariennes d'origine marine et une augmentation de la part marine du peuplement (ME, Ma, Mo).

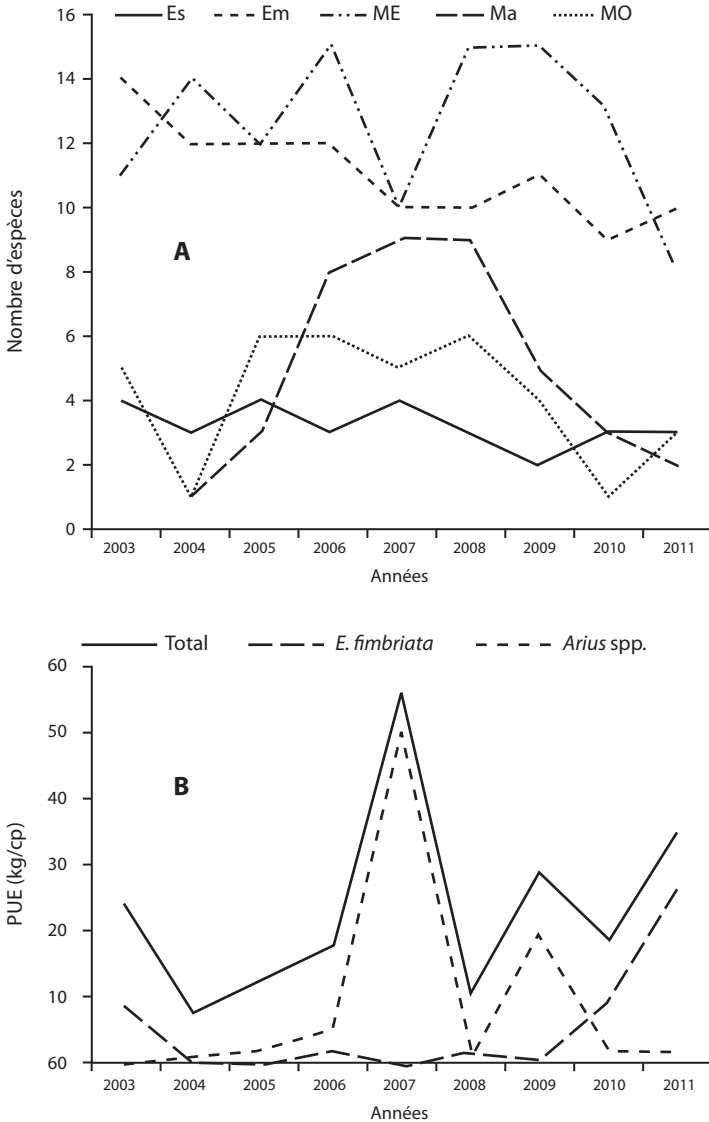


Figure 6

Évolution annuelle dans le bolon de Bamboung (2003-2011) de la richesse spécifique par catégorie écologique du peuplement de poissons (A), de la biomasse (en kg par coup de pêche) totale observée (trait plein), de *E. fimbriata* (trait discontinu) et d'*Arius spp.* (pointillés) (B).

En termes d'abondance, entre 2003 et 2011, les variations annuelles sont fortement corrélées à celles d'*Ethmalosa fimbriata*, espèce clupéidé pélagique fortement inféodée aux écosystèmes estuariens (fig. 6B). De la même manière, les variations de biomasse sont liées à celles de deux groupes d'espèces : d'une part, *Arius* spp. qui forme le pic de biomasse de 2007 et 2009 ; d'autre part, *E. fimbriata* qui, bien qu'étant une espèce relativement de petite taille, mais en raison de ses fortes abondances, contribue aux pics de 2010 et 2011. Cette dernière espèce, abondante en 2003, présente mais non abondante entre 2004 et 2008, devient dominante en abondance (et en biomasse) à partir de 2009.

Par ailleurs, dès la première année de mise en défens, l'augmentation du niveau trophique moyen par rapport à l'année de référence, est de 0,36, soit 12 % ; elle s'accroît les trois années suivantes pour diminuer lentement à partir de 2008 et terminer en 2011 à une valeur de + 0,33, soit 9 % (fig. 7A). Considérant qu'une diminution de 0,10 est significative d'une surexploitation (PAULY *et al.*, 2001), l'hypothèse de régénération du peuplement de poissons peut largement être soutenue.

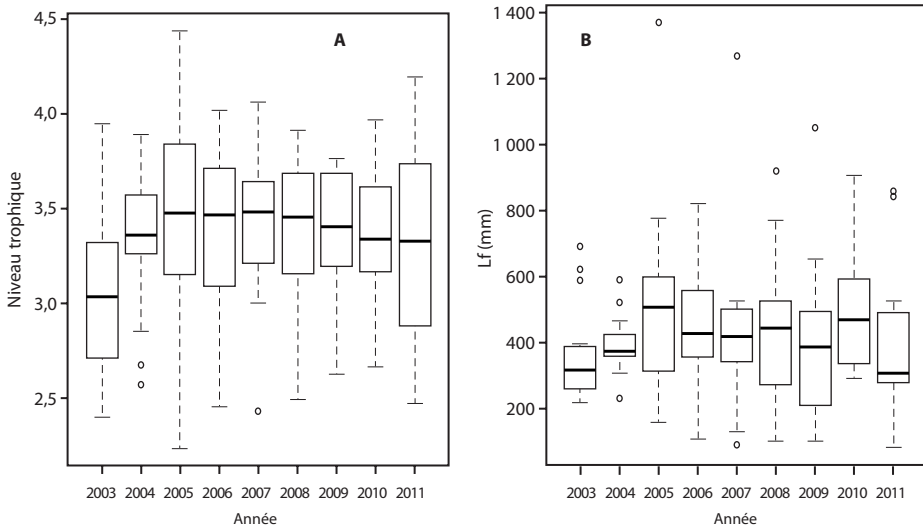


Figure 7

Évolution des niveaux trophiques moyens annuels (A) et de la taille maximale observée (B) par coup de pêche pour les neuf années de l'étude dans le bolon de Bamboung.

En termes de taille, l'analyse des tailles maximales observées (fig. 7B) montre que la mise en AMP du bolon de Bamboung, a permis, dès 2005, l'apparition de grands individus qui, d'année en année, ont continué à être observés, mais que la part globale de ces grands individus qui avait augmenté les six premières années, a retrouvé en fin d'étude, les valeurs d'avant la mise en défens. Cette analyse est confirmée par l'étude des spectres de taille qui montrent une distribution bimodale en 2003 avec un deuxième mode qui se transforme en un plateau dès la mise en défens et qui s'élargit d'année en année vers des tailles

plus grandes. Cependant, à partir de 2010, les effectifs par classe de taille de ce plateau diminuent fortement. Dans ce contexte, on note la disparition des grands individus des espèces se reproduisant en estuaire, ne restant souvent dans l'AMP que des individus de taille inférieure à celle de 1^{re} maturité sexuelle.

Interprété au travers de comportement trophique, le peuplement de poissons du bolon de Bamboung montre une tendance forte après la mise en défens, à une dominance de la prédation et en particulier de la prédation sur les poissons, crevettes et crabes, ce qui correspond à la définition des deux catégories de prédateur de 2^e niveau ; ceci se fait largement au détriment des espèces consommateurs primaires herbivores. Sans être de même importance, la composante benthophage profite aussi de la mise en place de l'AMP. Le système aire marine protégée à Bamboung apparaît donc selon les espèces de prédateurs comme un lieu de nurserie temporaire ou plus régulier.

Du suivi des pêches commerciales à la sortie du bolon, il ressort que 90 % de l'activité de pêche est concentrée à moins de 2,5 km de la limite de l'AMP (fig. 8). En termes de captures, on observe une diminution de la richesse et des rendements par coup de pêche lorsque l'on s'éloigne de cette limite, ainsi qu'une diminution des longueurs maximales, les prises étant principalement assurées par deux genres (80 % des biomasses capturées) : *Arius* et *Dasyatis*.

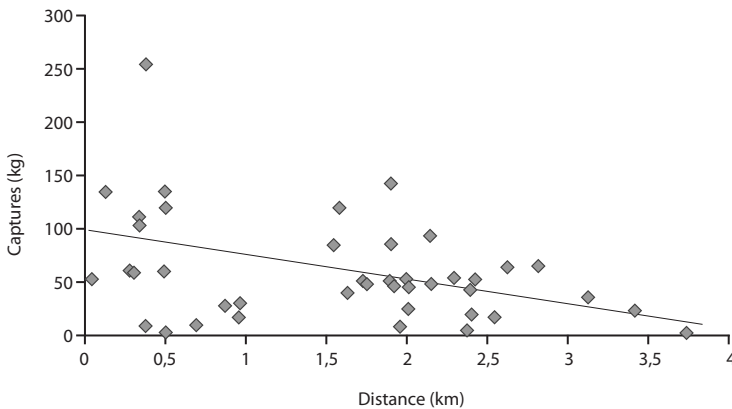


Figure 8

Prises totales en fonction de la distance à la limite de l'AMP de Bamboung.

Les modèles trophiques (Ecopath et Ecotroph) confirment dans la zone en réserve l'augmentation d'abondance des prédateurs supérieurs et la baisse des espèces fourrages (fig. 9). Ils montrent également que ces changements découlent d'une réorganisation du réseau trophique, d'un effet refuge pour les prédateurs et d'effets environnementaux indépendants de la mise en réserve.

Enfin l'adaptation du modèle Osmose (*Object-oriented simulator of marine biodiversity exploitation*) aux systèmes estuariens caractérisés par la présence d'espèces aux histoires de vie variées a permis de prendre en compte des

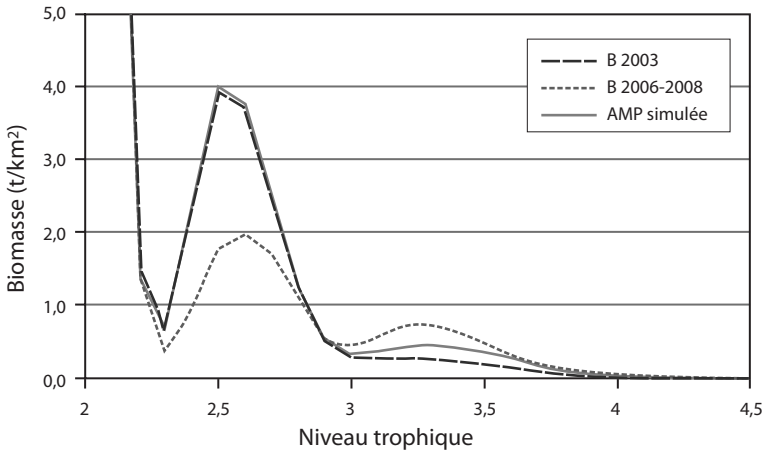


Figure 9

Spectres trophiques des modèles Ecopath et Ecotroph développés dans l'AMP de Bamboung (COLLÉTER et al., 2012).

poissons 1) présents toute leur vie dans l'estuaire, 2) présents uniquement au stade juvénile, 3) présents dès le stade juvénile, mais aussi à des stades adultes, 4) présents occasionnellement et pour de courtes périodes pour se nourrir. Après une calibration des biomasses correspondant à l'année de référence avant la fermeture, les scénarios testés laissent apparaître un effet sanctuaire non pris en compte dans le modèle qui pourrait expliquer l'augmentation observée de biomasse des prédateurs terminaux non reproduite dans le modèle. Par ailleurs, le spillover annuel de l'AMP est ainsi évalué à 11 tonnes, soit approximativement 22 % de la biomasse totale estimée par le modèle dans l'AMP et approximativement 33 % de la biomasse observée à travers les échantillonnages scientifiques. La majorité du spillover (75 %) est principalement due à des effets de diffusion à la limite de l'AMP et accessoirement aux migrations de longue distance (BROCHIER *et al.*, 2013).

Un impact différencié de ces deux AMP

Dans le parc national du banc d'Arguin, l'abondance totale des peuplements de poissons affiche des différences significatives entre l'intérieur et l'extérieur du PNBA. Ce résultat semble largement attribuable aux restrictions drastiques d'exploitation et à l'objectif de restauration qui prévaut à la création de toute réserve (CLAUDET *et al.*, 2006 ; BOHNSACK, 2000). En effet, le PNBA assure la régénération de plus d'une centaine d'espèces de poissons. Les chalutages réalisés par l'Imrop pour tenter d'évaluer l'effet réel du PNBA comme zone de

nurserie, ont montré que 80 % des traits de chaluts expérimentaux à l'intérieur de la réserve étaient composés de juvéniles (PNBA, 2009). Toutefois, l'émigration nette des poissons adultes de la réserve, combinée à la mortalité par pêche en dehors de la réserve, peut réduire les augmentations d'abondance escomptées. Ainsi, une augmentation de la densité des poissons dans la réserve au fil du temps peut entraîner une délocalisation du domaine vital de certains poissons vers l'extérieur de la réserve pour des raisons de densité/dépendance et de trop forte concurrence pour les ressources (LIZASO *et al.*, 2000 ; ABESAMIS et RUSS, 2005). Par ailleurs, un gradient décroissant d'abondance de l'intérieur vers l'extérieur peut résulter de la présence de certains poissons à la limite de la réserve avec des domaines vitaux qui chevauchent cette limite (KRAMER et CHAPMAN, 1999). Ces différentes observations semblent confirmées par les résultats de la modélisation trophodynamique qui évalue la contribution du parc à 20 % de la production de la ZEE mauritanienne et à presque 30 % des captures réalisés à l'extérieur de l'AMP (GUÉNETTE *et al.*, 2012).

Tous ces résultats sont également confirmés par d'autres études. Ainsi, MCCLANAHAN et MANGI (2000), qui ont travaillé au Kenya Marine Park caractérisé par une interdiction de prélèvement, ont également constaté une décroissance de l'abondance lorsque l'on s'éloigne des deux limites latérales du parc. Ils ont attribué cette tendance à l'influence positive du parc dans les zones les plus proches de la réserve, sachant que l'habitat ne varie pas significativement avec la distance.

La comparaison des rendements par unité d'effort entre la zone protégée et les zones non protégées reflète clairement l'effet positif de la réserve. L'ensemble des engins affiche une grande différence en termes de rendement entre les deux zones. Une étude, menée par le PNBA en 2009, a mis en évidence que la productivité d'une lanche est aujourd'hui plus de 4 fois supérieure à celle de pirogues motorisées hors PNBA. Ceci rejoint les conclusions de ABESAMIS *et al.* (2006) aux Philippines. Ces auteurs ont observé une brusque diminution des densités et des biomasses aux limites d'une réserve, attribuant ce phénomène au niveau important de la pêche dans cette zone. La pêche intensive serait à l'origine d'une réduction sensible des abondances malgré l'effet bénéfique de la réserve (BARRET *et al.*, 2007).

Si l'effet de l'AMP est toujours significatif, il en va différemment de la comparaison des zones extérieures avec parfois des CPUE (capture par unité d'effort) relativement plus élevées dans la zone la plus éloignée (30-40 km). Cette augmentation peut s'expliquer par la proximité d'un upwelling permanent qui enrichirait toute la zone (IMROP, 2006). De plus, l'effort des flottilles artisanales est réduit dans cette zone en raison de fortes profondeurs qui limitent les activités de pêche et qui pourraient expliquer des rendements meilleurs.

Un enrichissement du milieu extérieur aux réserves reste encore difficile à démontrer, car le gradient d'abondance ou de captures en s'éloignant des limites de l'AMP est rarement significatif. Ce type de conclusion vient évidemment nuancer certaines études empiriques et théoriques sur les retombées

éventuelles des AMP. Ainsi en milieu récifal corallien, des gradients décroissants d'abondance ont été mis en évidence en fonction des espèces, gradients probablement limités de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres de la frontière de la réserve (RUSS, 2002) et dépendant étroitement de la capturabilité et de la mobilité des poissons. À mobilité égale, le gradient serait plus fort pour les poissons dont la vulnérabilité aux engins de pêche est plus élevée (RAKITINE et KRAMER, 1996 ; KAUNDA-ARARA et ROSE, 2004). BOHNSACK (2000) conclut que les réserves totales (« *Non Take Reserves* ») sont plus efficaces pour les espèces sédentaires quand les surfaces protégées augmentent et que les types d'habitat sont variés, mais qu'elles offrent moins de protection aux espèces plus mobiles.

Dans l'AMP de Bamboung, l'application des indicateurs élaborés ou l'utilisation des indicateurs annuels classiques se révèle souvent décevante dans la mesure où les résultats sont rarement significatifs. On ne retrouve pas les résultats publiés dans de nombreuses synthèses traitant de l'évolution temporelle des peuplements à l'intérieur d'une AMP (HALPERN, 2003 ; LESTER *et al.*, 2009). Mais ces derniers auteurs soulignent que des effets négatifs sont parfois observés, et dans le cas de Bamboung, certains indicateurs, comme la richesse spécifique annuelle, iraient même à l'inverse de ce qui est attendu. Ce qui va aussi à l'encontre des travaux en cours sur les AMP qui mettent souvent en avant un effet rapide sur l'augmentation de l'abondance, de la biomasse et des structures de taille dans les premières années d'existence de l'AMP (ABESAMIS et RUSS, 2005 ; BABCOCK *et al.*, 2010). Bien que dans la grande majorité des cas étudiés dans la méta-analyse de LESTER *et al.* (2009) les effets des AMP sur les peuplements soient positifs, ces auteurs relèvent que les conditions particulières, et notamment le niveau de pression de pêche qui s'exerçait avant fermeture, ainsi que celui qui s'exerce en dehors des limites, jouent un rôle clé dans la direction et l'intensité des résultats qui s'observent après la mise en défens.

Par ailleurs, ÉCOUTIN *et al* (2012) à partir d'une étude sur le peuplement du bolon de Bamboung menée entre 2003 et 2011, montraient un certain nombre de changements dans la réserve :

- une augmentation du nombre d'espèces présentes ;
- une augmentation du pourcentage d'espèces de grande taille et/ou emblématiques et recherchées ;
- une modification de la structure du peuplement caractérisée par :
 - plus de petits poissons,
 - plus de grands poissons (nouvelles espèces de grande taille et/ou plus de grands individus dans les espèces d'origine),
 - moins de poissons de taille moyenne ;
- une structure trophique modifiée (augmentation du pourcentage de prédateurs) ;

- une modification du peuplement en termes de représentation des différentes catégories écologiques ;
- pas d'augmentation importante de la biomasse totale dans l'AMP.

Mais, bien que certains indicateurs suggèrent un effet positif suite à la création de l'AMP de Bamboug, cette conclusion n'apparaît pas évidente à l'échelle du peuplement dans son ensemble pour la période 2004-2011. À cette échelle, seuls quatre indicateurs apportent une information positive sur la mise en défens : il s'agit de l'indicateur niveau trophique moyen et des trois indicateurs décrivant l'évolution des tailles maximales et de la présence de grands individus.

L'analyse croisée de l'évolution des indicateurs entre les deux guildes fonctionnelles utilisées dans cette étude apporte une vision différente de l'évolution du peuplement de poissons après sa mise en défens, alors que l'analyse portée à l'échelle globale du peuplement ne laissait rien apparaître. L'AMP a mis en place un système où les populations marines côtières viennent plus ou moins régulièrement prélever leur part sur un stock estuarien. Ceci est le fonctionnement normal d'un estuaire tropical. En effet, les estuaires sont souvent considérés comme jouant un rôle essentiel pour le développement des espèces marines côtières en constituant des zones de reproduction et de développement des juvéniles pour ces espèces (WHITFIELD, 1999 ; ALBARET, 1999 ; VIDY, 2000 ; ELLIOTT et MCLUSKY, 2002 ; MARTINHO *et al.*, 2007). La particularité du bolon de Bamboug tient plus à l'importance accrue de ce prélèvement trophique, amenant les populations estuariennes à des niveaux éventuellement limites de régénération. Il faut replacer ces observations à l'échelle spatiale du Bamboug (3 km²), et s'interroger sur l'impact réel des prédateurs à une échelle plus grande. Il faudra aussi envisager à partir du bilan prédateur-consommateur primaire (marin-estuarien) les éventuels effets sur les activités de pêche de ces espèces qui tirent bénéfice de l'AMP et qui correspondent souvent à des espèces cibles, voire emblématiques de la pêche artisanale sénégalaise. Ces observations semblent confirmées par la modélisation trophodynamique (COLLÉTER *et al.*, 2012) qui fait ressortir des biomasses relativement constantes avant et après la mise en défens, mais une augmentation d'un facteur 2.5 des prédateurs et une diminution d'un facteur 1.7 de leurs proies, traduisant ainsi le rôle de l'AMP comme une zone refuge ou une zone « garde-manger » pour certaines espèces de prédateurs. Ces observations sont également faites dans le modèle Osmose (BROCHIER *et al.*, 2013) qui montre une relative stabilité des biomasses, mais une modification nette des peuplements à l'intérieur de l'AMP allant vers une augmentation du niveau trophique moyen et un spillover estimé à 30 % de la biomasse intérieure.

Ces résultats expliquent l'évolution des CPUE à l'extérieur de l'AMP et rejoignent des observations analogues montrant une augmentation de la biomasse de certains espèces cibles dans la zone jouxtant la réserve avec comme conséquence une concentration de l'effort de pêche dans la bande limitrophe (ALCALA *et al.*, 2005 ; RUSS et ALCALA, 1996 ; RUSS *et al.*, 2003, 2004 ; GOÏNI *et al.*, 2008).

Conclusion

Il ressort des deux expériences précédentes une grande difficulté à mettre en évidence des effets clairement positifs et significatifs. Loin de conclure à la faible efficacité des AMP, il faut s'interroger sur les raisons de ces résultats mitigés qui pourtant reposent sur des efforts d'observation et d'échantillonnage conséquents.

En premier lieu, on constate une forte variabilité intra-annuelle des coups de pêche qui ne permet pas de montrer l'existence à l'échelle annuelle de changements statistiquement significatifs des indicateurs étudiés. Ceci peut s'expliquer par :

La nature des habitats étudiés : très souvent, les AMP sont situées dans des zones côtières ou estuariennes et sont caractérisées par une variabilité environnementale forte tant quotidienne (marée) que mensuelle (cycle lunaire) ou saisonnière (saisons marines ou saisons hydro-climatiques). Ce n'est cependant pas le cas du bolon de Bamboung qui présente au contraire une forte homogénéité spatiale et temporelle, puisque les eaux y sont légèrement sursalées pendant presque toute l'année. Cette variabilité s'exprime plus au niveau des peuplements.

La nature du peuplement : sachant que les AMP estuariennes et côtières servent souvent de zones de nourriceries et que, plus encore qu'en milieu tempéré, en milieu tropical, un cycle naturel se met en place avec :

- en fin de saison des pluies, une forte augmentation de l'abondance due à l'entrée de juvéniles d'origine marine ;
- en fin de saison sèche froide, une augmentation des abondances, des biomasses et des tailles moyennes, conséquence du recrutement en provenance de l'extérieur et de l'intérieur, ainsi que du grossissement des juvéniles ;
- en fin de saison sèche chaude, une baisse importante des biomasses et des abondances des espèces d'origine marine consécutive à des migrations liées à la reproduction en milieu marin.

Ce cycle fortement influencé par l'origine marine du peuplement entraîne une variabilité intersaison relativement forte, puisqu'une partie des espèces sort nécessairement de la réserve au moment de la reproduction. Cet effet peut être différemment ressenti suivant les estuaires, mais est largement significatif dans le cas d'un bolon atypique comme le Bamboung où, compte tenu des faibles apports en eau douce, les espèces strictement estuariennes sont peu représentées, ce qui réduit considérablement la partie stable du peuplement et signifie que, même en l'absence d'une forte variabilité de l'environnement, le peuplement va tout de même subir des variations saisonnières importantes en raison des migrations ontogéniques.

Dans les deux cas, variabilité environnementale et/ou migrations, les effets positifs des AMP peuvent être masqués par les entrées et sorties de poissons et peuvent être difficiles à mettre en évidence.

Par ailleurs, la mise en protection des aires marines supprime la mortalité par pêche dans les zones concernées, mais entraîne également en cascade des

relations de prédation entre les différentes populations présentes et au final une réorganisation du peuplement. Le résultat ne se traduit pas nécessairement par des augmentations de biomasse ou d'abondance et l'utilisation d'indicateurs élaborés n'est pas toujours suffisante pour percevoir les changements dans la composition écologique ou trophique du peuplement. Notons également qu'à la création des AMP, il ne faut pas sous-estimer l'existence d'un « effet sanctuaire » qui peut attirer de grands prédateurs vers l'AMP pour des raisons trophiques, mais aussi pour échapper à la pression de pêche environnante. Cet effet semble attesté par une augmentation immédiate de la présence des grands prédateurs après la mise en réserve avant même une éventuelle augmentation de la biomasse de leurs proies potentielles.

Il faut par ailleurs souligner que la mise en place d'AMP dans des secteurs peu exploités est bien sûr mieux acceptée par les populations locales, mais dans ce cas les changements observés peuvent être limités du fait d'une faible pression de pêche initiale.

Enfin, nos observations ont montré des états d'amélioration assez rapides, puis des variations parfois difficiles à expliquer. Il y a fort à parier que notre période d'étude, quand nous avons des états de référence, était insuffisamment longue et que les AMP n'avaient probablement pas encore atteint leur état de maturité, les durées nécessaires pour mettre en évidence des effets pouvant aller jusqu'à 30 ans (VANDEPERRE *et al.*, 2010).

L'effet positif des AMP ne se manifeste pas forcément par des augmentations importantes d'abondance. Il s'agit plus souvent d'une amélioration de la qualité trophique du peuplement, sachant que par ailleurs d'autres effets positifs comme les phénomènes de spillover et d'exportation larvaire sont très difficiles à estimer correctement. L'attente des institutionnels et des acteurs vis-à-vis des AMP est très importante, mais ne prend pas suffisamment en compte la notion de temps et la nécessité de mettre en place des mesures à long terme avec des retours sur investissement qui peuvent être tardifs.

Bibliographie

ABESAMIS R. A., RUSS G. R., 2005

Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological Applications*, 15 : 1798-1812.

ABESAMIS R. A., RUSS G. R.,

ALCALA A. C., 2006

Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: evidence from Philippine coral reefs. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 16 : 349-371.

ADAMS S. M. (ed.), 2002

Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society.

AGARDY T., DI SCIARA G. N., CHRISTIE P., 2011

Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, 35 : 226-232.

ALBARET J. J., 1999

« Les peuplements des estuaires et des lagunes ». In Lévêque C., Paugy D. (éd.) : *Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation par l'homme*, Paris, IRD Éditions : 325-349.

ALCALA A. C., RUSS G. R., MAYPA A. P., CALUMPONG H. P., 2005

A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62 : 98-108.

BABCOCK R. C., SHEARS N. T., ALCALA A. C., BARRETT N. S., EDGAR G. J., LAFFERTY K. D., MCCLANAHAN T. R., RUSS G. R., 2010

Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 : 18256-18261.

BARRETT N. S., EDGAR G. J., BUXTON C. D., HADDON M., 2007

Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 345 : 141-157.

BLABER S. J. M., CYRUS D. P., ALBARET J. J., CHING C. V., DAY J. W., ELLIOTT M., FONSECA M. S., HOSS D. E., ORENSANZ J., POTTER I. C., 2000

Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57 : 590-602.

BOHNSACK J. A., 2000

A comparison of the short-term impact of no-take marine reserves and minimum size limits. *Bulletin of Marine Science*, 66 : 635-650.

BREUIL C., 2011

« Senegal ». In Sanders J. S., Gréboval D., Hjort A. (eds) : *Marine Protected Areas. Country Case Studies on Policy, Governance and Institutional Issues*, Fao Fisheries and Aquaculture Technical Paper, Rome, FAO Fisheries and Aquaculture Department Publications :73-116.

BRIND'AMOUR A., LOBRY J., 2010

Assessment of the ecological status of coastal areas and estuaries in France, using multiple fish-based indicators: a comparative analysis on the Vilaine estuary. *Aquatic Living Resources*, 22 : 559-572.

BROCHIER T., ÉCOUTIN J.-M., TITO DE MORAIS L., KAPLAN D. M., LAË R., 2013

A multi-agent ecosystem model for studying changes in a tropical estuarine fish assemblage within a marine protected area. *Aquatic Living Resources*, 26 (2) :147-158.

CADDY J. F., CSIRKE J., GARCIA S. M., GRAINGER R. J. R., 1998

How Pervasive is "Fishing Down Marine Food Webs"? *Science*, 282 : 1383-1383.

CLAUDET J., 2006

Aires marines protégées et récifs artificiels : méthodes d'évaluation, protocoles expérimentaux et indicateurs (PhD Thesis). Perpignan, université de Perpignan.

CLAUDET J., PELLETIER D., JOUVENEL J.-Y., BACHET F., GALZIN R., 2006

Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130 : 349-369.

COLLÉTER M., GASCUEL D., ÉCOUTIN J.-M., TITO DE MORAIS L., 2012

Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected area (MPA), a case study on the coast of Senegal. *Ecological Modelling*, 232 : 1-13.

DIADHIOU H., ÉCOUTIN J.-M., DEME M., 2011

« État actuel du suivi de l'AMP de Bamboung, perspectives pour le suivi futur et implications des parties prenantes ». Communication au colloque de clôture Amphore, Dakar, juin 2011.

ÉCOUTIN J.-M., SIMIER M., SADIO O., 2012

« Les grands traits évolutifs du peuplement de poissons 2003-2011 ». In Écoutin J.-M. (éd.) : *L'aire marine protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum) : synthèse 2003-2011*, Dakar, IRD : 49-76.

ÉCOUTIN J.-M., SADIO O., SIMIER M., RAFFRAY J., TITO DE MORAIS L., 2012
Comparaison des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove (le bolon de Bamboung, Sine Saloum, Sénégal) avec les peuplements de deux sites proches non protégés de l'exploitation halieutique. Années 2008-2010 (Contract report No. CSRP/AFD/C11/2011). Dakar, Lemar-IRD.

ELLIOTT M., MCLUSKY D. S., 2002
 The need of definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55 : 815-827.

GASCUEL D., 2005
 The trophic-level based model: A theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 189 : 315-332.

GASCUEL D., GUÉNETTE S., PAULY D., 2011
 The trophic-level based ecosystem modelling approach: Theoretical overview and practical uses. *Ices Journal of Marine Science*, 68 : 1403-1416.

GELL F. R., ROBERTS C. M., 2003
 Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 18 : 448-455.

GOÑI R., ADLERSTEIN S., ALVAREZ-BERASTEGUI D., FORCADA A., RENONES O., CRIQUET G., POLTI S., CADIOU G., VALLE C., LENFANT P., BONHOMME P., PEREZ-RUZAF A., SANCHEZ-LIZASO J. L., GARCIA-CHARTON J. A., BERNARD G., STELZENMULLER V., PLANES S., 2008
 Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366 : 159-174.

GRAS M., BEYBOU E., WAGNE O., BOUZOUA M., LABROSSE P., MORAND P., 2008
 « Distribution spatiale des activités et captures de la pêche artisanale dans le golfe d'Arguin à partir des enquêtes au débarquement ». Présentation séminaire Pacoba, Nouadhibou, 28-30 nov. 2008.

GRAS M., BEYBOU E., WAGNE O., BOUZOUA M., LABROSSE P., MORAND P., 2010
 « Survey based proxy-localisation techniques for spatial distribution assessment of small-scale fishing activity: the case study of the Banc d'Arguin National Park (Mauritania) ». In : *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, International Fishery GIS Society : 337-350.

GUÉNETTE S., MEISSA B., GASCUEL D., 2012
 « The role of the Banc d'Arguin MPA (Mauritania) in sustaining the coastal ecosystem and its fisheries ». 6th World Fisheries Congress, Edinburgh, 7th-11th May 2012.

HALPERN B. S., 2003
 The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13 : 117-137.

HARME LIN-VIVIEN M., LE DIRÉACH L., BAYLE-SEMPERE J., CHARBONNEL E., GARCÍA-CHARTON J. A., ODY D., PÉREZ-RUZAF A., REÑONES O., SÁNCHEZ-JEREZ P., VALLE C., 2008
 Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141 : 1829-1839.

HENICHART L.-M., GASCUEL D., 2011
 « AMP et la gestion des pêches, état de l'art, volet bio-écologique ». Atelier CSRP de restitution du projet « Les AMP et la gestion des pêches », Dakar, 13-15 déc. 2011, 33 p.

IMROP, 2006
Évaluation des stocks et aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne. Rapport du 5^e groupe de travail Imrop, FAO, Nouadhibou, 7-9 déc. 2002 : 197.

KAIMUDDIN A. H., 2011
Effets du parc national du banc d'Arguin (Mauritanie) sur l'enrichissement des peuplements extérieurs. Approche par indicateurs. Master thesis, Brest, université de Bretagne occidentale.

KANE E. A. I., 2009

Étude de faisabilité de la mise en place d'un système d'indicateurs de tendance socio-économique. Rapport de stage, université de Bretagne occidentale, 88 p.

KARR G., 1981

Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 : 21-27.

KAUNDA-ARARA B., ROSE G. A., 2004

Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation*, 118 : 1-13.

KRAMER D. L., CHAPMAN M. R., 1999

Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, 55 : 65-79.

LAË R., ÉCOUTIN J.-M.,

KANTOUSSAN J., 2004

The use of biological indicators for monitoring fisheries exploitation: Application to man made reservoirs in Mali. *Aquatic Living Resources*, 17 : 95-105.

LESTER S. E., HALPERN B. S., GRORUD-COLVERT K., LUBCHENCO J., RUTTENBERG B. I., GAINES S. D., AIRAMÉ S., WARNER R. R., 2009

Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecological Progress Series*, 384 : 33-46.

LIZASO J. L. S., GOÑI R., RENONES O., CHARTON J. A. G., GALZIN R., BAYLE J. T., JEREZ P. S., RUZAF A. P., RAMOS A. A., 2000

Density dependence in marine protected populations: a review. *Environmental Conservation*, 27 : 144-158.

MARTINHO F., LEIT R., VIEGAS I., DOLBETH M., NETO J. M., CABRAL H. N., PARDAL M. A., 2007

The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75 : 537-546.

MCCLANAHAN T. R., MANGI S., 2000

Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10 : 1792-1805.

NOWLIS J. S., ROBERTS C. M., 1999

Fisheries Benefits and Optimal Design of Nature Reserves. *Fish. Bul.*, 97 : 604-616.

PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., TORRES JR F., 1998

Fishing down marine food webs. *Science*, 279 : 860.

PAULY D., LOURDES PALOMARES M. A., FROESE R., SA-A P., VAKILY M., PREIKSHOT D., WALLACE S., 2001

Fishing down Canadian aquatic food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58 : 51-62.

PAULY D., PALOMARES M.-L., 2005

Fishing Down Marine Food Web: It is Far More Pervasive Than We Thought. *Bulletin of Marine Science*, 76 : 197-212.

POMEROY R. S., PARKS J. E.,

WATSON L. M., 2004

How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. Gland, IUCN.

POMEROY R. S., WATSON L. M.,

PARKS J. E., CID G. A., 2005

How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 48 : 485-502.

RAKITIN A., KRAMER D.L., 1996

Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131 : 97-113.

ROCHET M.-J., TRENKEL V., BELLAIL R., COPPIN F., LE PAPE O., MAHE J.-C., MORIN J., POULARD J.-C., SCHLAICH I., SOUPLLET A., VERIN Y., BERTRAND J., 2005

Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *Ices Journal of Marine Science*, 62 : 1647-1664.

RUSS G. R., 2002

« Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools ». In Sale P. S. (ed.) : *Coral Reef Fishes: dynamic and diversity in a complex ecosystem*, San Diego, CA, Elsevier : 421-443.

- RUSS G. R., ALCALA A. C., 1996**
 Marine Reserves: Rates and Patterns of Recovery and Decline of Large Predatory Fish. *Ecological Applications*, 6 : 947-961.
- RUSS G. R., ALCALA A. C., MAYPA A. P., 2003**
 Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 264 : 15-20.
- RUSS G. R., ALCALA A. C., MAYPA A. P., CALUMPONG H. P., WHITE A. T., 2004**
 Marine reserve benefits local fisheries. *Ecological Applications*, 14 : 597-606.
- SANCHIRICO J., 2000**
 Marine Protected Areas: Can They Revitalize Our Nation's Fisheries? *Resources*, 140 : 6-9.
- SHIN Y.-J., CURY P., 2001a**
 Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using aspatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14 : 65-80.
- SHIN Y.-J., CURY P., 2001b**
 « Simulation of the Effects of Marine Protected Areas on Yield and Diversity Using a Multispecies, Spatially Explicit, Individual-Based Model ». In : *Spatial Processes and Management of Marine Populations* : 627-641.
- TITO DE MORAIS L., SIMIER M., RAFFRAY J., SADIO O., 2007**
Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Rapport final, Dakar, IRD.
- VANDEPERRE F., HIGGINS R. M., SÁNCHEZ-MECA J., MAYNOU F., GOÑI R., MARTÍN-SOSA P., PÉREZ-RUZAFÁ A., AFONSO P., BERTOCCI I., CREC'HRIOU R., D'ANNA G., DIMECH M., DORTA C., ESPARZA O., FALCÓN J. M., FORCADA A., GUALA I., LE DIREACH L., MARCOS C., OJEDA-MARTÍNEZ C., PIPITONE C., SCHEMBRI P. J., STELZENMÜLLER V., STOBART B., SANTOS R. S., 2010**
 Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 12 (4) : 412-426.
- VIDY G., 2000**
 Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum Estuary system (Senegal). *Wetl. Ecol. Manag.*, 8 : 37-51.
- WHITFIELD A. K., 1999**
 Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9 : 151-186.

Laë Raymond, Ecoutin Jean-Marc, Tito de Morais Luis,
Kaimuddin A.H., Ould El Vally Y., (2015)

Bénéfices attendus et réels des AMP : pour la restauration et
la gestion des ressources marines en Afrique de l'Ouest

In : Bonnin Marie (ed.), Laë Raymond (ed.), Behnassi M. (ed.)
Les aires marines protégées ouest-africaines : défis
scientifiques et enjeux sociétaux

Marseille : IRD, 117-141. (Synthèses). ISBN 978-2-7099-2092-
6