

Sous la direction de

Marie Bonnin, Raymond Laë, Mohamed Behnassi

Aires marines protégées ouest-africaines

Défis scientifiques et enjeux sociétaux



Aires marines protégées ouest-africaines

Défis scientifiques et enjeux sociétaux

Aires marines protégées ouest-africaines

Défis scientifiques et enjeux sociétaux

Sous la direction de
Marie BONNIN
Raymond LAË
Mohamed BEHNASSI

IRD Éditions
INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

Collection Synthèses

Marseille, 2015

Préparation éditoriale

Yolande Cavallazzi

Réfection des illustrations

Laurence Billault

Mise en page

Desk (53)

Coordination, fabrication

Catherine Plasse

Maquette de couverture

Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

Pierre Lopez

Photo de couverture

© IRD/G. Roudaut – Pirogue sénégalaise : pêche collective à la senne tournante

p. 4 de couverture

© IRD/G. Roudaut – Dans le parc national du banc d'Arguin (Mauritanie), une lanche part à la pêche

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© **IRD, 2015**

ISBN : 978-2-7099-2092-6

Sommaire

Introduction.

Toujours plus d'aires marines protégées !	7
Marie BONNIN, Raymond LAË, Mohamed BEHNASSI	

Partie 1

DÉVELOPPEMENT DES AMP : SOUTIENS ET CONTROVERSES	29
---	----

Chapitre 1

Intérêts des AMP dans les secteurs côtiers et estuariens	31
Olivier LE PAPE	

Chapitre 2

Place des écosystèmes de mangrove au sein des AMP. Entre mythe, réalité et nécessité	47
Daniel GUIRAL	

Chapitre 3

Les aires marines protégées face au changement climatique. De la résilience écosystémique à la résilience des territoires	67
Gilbert DAVID, Pascale CHABANET, Erwann LAGABRIELLE, Gwennaelle PENNOBER, Jean Pascal QUOD	

Chapitre 4

Aires marines protégées et résistance aux risques. Une fonction renouée pour de nouvelles politiques publiques ? ...	81
Florence GALLETI, Christian CHABOUD	

Partie 2

LE SUCCÈS MITIGÉ DES AMP EN AFRIQUE DE L'OUEST	95
---	----

Chapitre 5

De la conservation à la concertation. Quelles AMP pour quelle gouvernance territoriale au Sénégal ?	97
Marie-Christine CORMIER-SALEM	

Chapitre 6	
Bénéfices attendus et réels des AMP.	
Pour la restauration et la gestion des ressources marines en Afrique de l'Ouest	117
Raymond LAË, Jean-Marc ÉCOUTIN, Luis TITO DE MORAIS, Awaluddin Halirin KAIMUDDIN, Yeslem OULD EL VALLY	
Chapitre 7	
Pêche migrante et aires marines protégées en Afrique de l'Ouest	143
Pierre FAILLER, Thomas BINET, Mame AGOSSAH, Sami BENSASSI, Vincent TURMINE	
Chapitre 8	
Pour une conservation des écosystèmes et une bonne gestion de la pêche.	
L'exemple du Sénégal	157
Mame Marie Bernard CAMARA-MONTEIRO, Ndeye Astou NIANG	
Chapitre 9	
Conserver la ressource halieutique ou les privilèges ?	
L'exemple du parc national d'El Kala (Algérie)	169
Tarik DAHOU, Saïd-Chaouki CHAKOUR, Boualem CHEBIRA	
Chapitre 10	
Les AMP : nouvel outil de gouvernance côtière ?	
Le cas du Maroc	185
Samira IDLLALÈNE, Hicham MASSKI	
Conclusion.	
Des AMP pour la résilience des écosystèmes	197
Marie BONNIN, Pierre FAILLER, Raymond LAË	
Les auteurs	211

Introduction

Toujours plus d'aires marines protégées !

Marie BONNIN

Raymond LAË

Mohamed BEHNASSI

L'exploitation des ressources naturelles par l'Homme remonte par définition à l'apparition de l'espèce humaine sur la terre, mais cette pression anthropique s'est considérablement amplifiée au cours du temps et notamment durant les deux derniers siècles, caractérisés par une augmentation importante de la population mondiale et par une révolution industrielle et agricole qui ont marqué un tournant décisif dans le rapport de l'Homme à la nature. Les premières conséquences en sont une exploitation de certaines ressources naturelles dépassant de loin leurs capacités de régénération, une altération des écosystèmes, parfois irréversible, avec d'éventuels impacts collatéraux à l'échelle planétaire (sur la biodiversité et le climat en particulier) et une pollution accrue. Dans une telle situation, les écosystèmes côtiers ont particulièrement été impactés dans la mesure où ils concentrent actuellement 70 % de la population mondiale qui vit à moins de 50 km du littoral. Ces écosystèmes sont à la convergence de plusieurs pressions majeures – sur les plans démographique, économique et écologique – dont les effets sont importants. De telles pressions contribuent fortement à la modification du fonctionnement de ces écosystèmes allant même jusqu'à constituer une menace pour leur survie.

Face aux variations de l'environnement et à l'accroissement des contraintes naturelles et anthropiques, on assiste à une forte dégradation des écosystèmes et à une chute catastrophique de la biodiversité ; or celle-ci constitue un facteur clé de la résilience de ces systèmes vivants. Une des options envisagées pour lutter contre la perte de biodiversité dans le milieu marin consiste en la mise en place des aires marines protégées (AMP). Celles-ci sont définies comme des zones situées « à l'intérieur ou à proximité du milieu marin, avec ses eaux sous-jacentes, la faune et la flore associées et les éléments historiques et culturels qui s'y trouvent, qui ont été mises en réserve par une loi ou d'autres dispositions utiles, y compris la coutume, dans le but d'accorder à la diversité biologique marine ou côtière un degré de protection plus élevé que celui dont bénéficie le milieu environnant » (KELLEHER et KENCHINGTON, 1992). Aux premières expériences de mise en place d'AMP succède désormais un véritable engouement pour cette approche dont les applications devraient se multiplier dans les années à venir.

Ainsi, cet ouvrage vise à enrichir les débats sur les défis scientifiques et les enjeux sociétaux que doivent relever les AMP. Il présente la diversité des points de vue des chercheurs issus de disciplines différentes sur un même objet. Il souligne les attentes nombreuses et variées des décideurs en matière de biologie, d'écologie, d'économie, de gouvernance et pose la question de l'adéquation des mesures de protection mises en place avec les résultats annoncés en termes d'amélioration et de rapidité des changements escomptés. Son ambition est de jeter un regard objectif sur l'efficacité à la fois espérée et réelle des AMP aux niveaux biologiques, économiques ou sociétaux. Par ailleurs, il s'est avéré important de mettre en relation l'exigence internationale d'une augmentation nécessaire des AMP avec la diversité des attentes scientifiques et sociétales qui découlent de leur mise en place.

Pour illustrer notre propos, les exemples utilisés sont issus principalement de la région ouest-africaine où l'on assiste actuellement à une véritable prise de conscience environnementale des autorités politiques et à la mise en place de programmes ambitieux de protection de la nature. Cette région¹ est caractérisée par la présence de la plus grande colonie mondiale de phoques moines, de deux des plus grands sites de ponte de la tortue verte et de la tortue caouanne, des plus grands rassemblements mondiaux d'échassiers en hivernage, et d'importantes populations de lamantins, de cétacés, d'hippopotames, de crocodiles et d'oiseaux marins coloniaux. Toutes ces espèces sont associées à divers habitats critiques, tels qu'herbiers marins, mangroves, vasières et aussi des fonds coralliens et des monts sous-marins dont la diversité reste à déterminer. La zone côtière et marine se caractérise par une productivité biologique élevée, déterminée par la présence d'upwellings et l'existence de milieux naturels côtiers favorables, en particulier les estuaires, les rias, les herbiers marins et les mangroves. Considérant l'existence dans la sous-région d'espèces migratrices, de ressources partagées, d'habitats transfrontaliers et

1. Rampao : <http://www.rampao.org/view/fra/rampao.php>

la mobilité des usagers, notamment les pêcheurs, les acteurs de la conservation marine et côtière des pays de la sous-région ont vite reconnu le besoin d'aborder la gestion de la zone côtière et de ses ressources à l'échelle sous-régionale.

Ceci s'est concrétisé en 1996 par la mise en place d'un réseau régional de planification côtière regroupant des experts de la sous-région, puis en 2001 par la formation d'une coalition entre ce réseau et plusieurs institutions gouvernementales et non gouvernementales, ainsi que des organisations internationales. Une stratégie régionale pour les AMP de l'Afrique de l'Ouest a été développée en 2002 reposant sur la création d'un réseau cohérent d'AMP en Afrique de l'Ouest, géré de façon participative par des institutions fortes, qui valorisent la diversité naturelle et culturelle pour contribuer au développement durable de la région.

Cette stratégie régionale a rapidement obtenu un soutien fort de la part des autorités politiques des pays impliqués, à travers la signature en 2003 d'une déclaration de politique générale par six pays : Mauritanie, Sénégal, Cap-Vert, Gambie, Guinée-Bissau, Guinée. Ainsi, une proportion significative des habitats critiques pour la reproduction des ressources naturelles renouvelables ou des sites importants pour la biodiversité bénéficie aujourd'hui d'un statut de protection. Par exemple au Sénégal, cinq aires marines protégées ont été mises en place auxquelles s'ajoutent des zones côtières protégées bénéficiant de différents statuts de protection nationaux comme les cinq parcs nationaux côtiers ou internationaux ou les trois réserves de biosphère (BONNIN *et al.*, 2013).

Par la suite, le réseau régional d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest (Rampao) a été créé en 2007 dans l'objectif d'assurer, à l'échelle de l'écorégion marine de l'Afrique de l'Ouest, le maintien d'un ensemble cohérent d'habitats critiques nécessaires au fonctionnement dynamique des processus écologiques indispensables à la régénération des ressources naturelles et à la conservation de la biodiversité au service des sociétés (RAMPAO, 2010). Ce réseau répond également à un ensemble de recommandations internationales, notamment celles de la Convention sur la diversité biologique (CBD) et celles issues du Sommet mondial pour le développement durable (Johannesburg 2002), du V^e congrès mondial sur les Parcs (Durban 2003) et du premier congrès international sur les AMP-Impac1 (Geelong, Australie 2005).

Dans cet ouvrage, on retrouvera également des cas d'étude comprenant des questionnements qui dépassent largement l'approche régionale susmentionnée et couvrent d'autres zones géographiques concernées par des mesures équivalentes de protection.

En résumé, dans un contexte marqué par une augmentation croissante du nombre des AMP au niveau international, il demeure essentiel et légitime de s'interroger sur les conditions d'application de cette approche, ainsi que sur les effets potentiellement générés par une multiplication renforcée des AMP basée principalement sur des critères quantitatifs.

Des écosystèmes marins et côtiers menacés

Les écosystèmes marins et côtiers sont caractérisés par :

- de nombreux habitats naturels abritant une flore et une faune diversifiée ;
- un découpage, structuré par de grands phénomènes biotiques et abiotiques :
 - en zones de remontées d’eaux froides depuis les fonds ;
 - en zones de fortes turbidités, à l’embouchure des fleuves avec la remise en suspension des sédiments par la houle ;
 - en zones de forte production primaire ;
 - en zones de reproduction et de croissance.
- leur intérêt économique à travers notamment la pêche, le tourisme et les loisirs (UICN, 2013).

Ces écosystèmes marins représentent une mosaïque d’habitats (UICN, 2013) : plages, dunes et sables ; lagunes littorales, marais maritimes et vasières ; estuaires ; roches nues ; laminaires ; plateaux continentaux ; estrans (zone intertidale) ; mangroves ; herbiers ; coraux ; talus continentaux ; abysses ; monts sous-marins, dorsale océanique et fosses ; gyres océaniques ; qui apparaissent tous déterminants pour leur bon fonctionnement et leur équilibre, mais qui en l’état peuvent être menacés par l’action conjuguée des pressions naturelles et anthropiques.

La dégradation des habitats

Le milieu marin se caractérise par une grande diversité spécifique, avec suivant les cas et les endroits un fort taux d’endémisme. Mais ces différents habitats, et plus particulièrement ceux des zones côtières, sont soumis à une pression anthropique de plus en plus importante due à une concentration accrue des populations et des activités productives sur le littoral avec tous les effets qui en découlent – notamment les pollutions, l’aménagement des zones côtières, la surexploitation des ressources naturelles et le transport maritime – et qui impactent sérieusement le milieu marin, ses habitats et ses ressources naturelles. Au siècle dernier, l’aménagement des zones côtières, la construction d’infrastructures portuaires, le développement de vastes zones touristiques sur la côte, la concentration de la population tout le long du littoral, les pollutions d’origine domestique, agricole, industrielle et touristique ont contribué à réduire les surfaces de nurseries côtières ou à en dégrader considérablement la qualité mettant en danger certaines espèces marines en réduisant leur capacité à se reproduire ou à mener à bien leur cycle juvénile. Tous ces éléments viennent renforcer les effets dus à la surexploitation et mènent certaines zones à des impasses trophiques où la présence de poissons s’avère même impossible et où seul prolifère le plancton gélatineux (BRODEUR *et al.*, 2002 ; WEST *et al.*, 2009).

Face aux dangers qui s'accumulent sur ces zones, il paraît indispensable de protéger certains sites pour leur valeur écologique en termes d'habitats particuliers, de refuges pour des espèces emblématiques, rares ou menacées, pour la fonction qu'ils assurent dans un système plus large. La création d'AMP est une des solutions envisagées pour répondre à ce besoin.

La surexploitation des ressources

La pression de pêche est à l'origine de nombreuses modifications de l'abondance et de la structure des ressources halieutiques. En effet, de nombreuses études montrent que l'abondance des grands stocks a été divisée par 10 à l'échelle mondiale et que cette évolution s'inscrit dans le long terme (un siècle) et surtout depuis 1950 (CHRISTENSEN *et al.*, 2003). Cette diminution de l'abondance résulte de l'accroissement des captures et de la pression de pêche (effort) qui a été multipliée par 4 depuis 1980. Or la pêche affecte les communautés de poissons par le prélèvement sélectif d'espèces ou de groupes 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 et des spectres de taille (BLABER *et al.*, 2000). Ces changements caractérisent le concept de « *Fishing Down Process* » (PAULY *et al.*, 1998) qui met en évidence une phase plateau 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. À l'issue de cette phase, qui peut être plus ou moins longue suivant la nature des peuplements, on assiste à un effondrement des captures. L'exploitation halieutique affecte donc l'abondance des peuplements, mais également leur qualité menaçant directement leur capacité de résilience. À plusieurs reprises dans cet ouvrage, les différences de perception quant à la résilience seront mises en avant. La notion même de résilience reste un objet de débat puisque les sciences de la nature la définissent comme la capacité d'un écosystème, d'une espèce ou d'un individu à récupérer un fonctionnement ou un développement normal après avoir subi une perturbation, alors que les sciences sociales mettent en avant la capacité de résilience des socio-écosystèmes qui serait moins le fait de la gestion des ressources que de la gouvernance des territoires.

Le changement climatique

Le changement climatique est une menace sans précédent sur les écosystèmes et sur les communautés humaines qui en dépendent. Les prévisions sur l'évolution de ses impacts sont continuellement revues à la hausse, si bien que la situation devient de plus en plus menaçante et alarmante. Les effets du changement climatique sur l'environnement marin ont fait l'objet de nombreuses études récentes et, parmi les principaux, on peut citer :

- une augmentation du niveau des mers (TSIMPLIS, 2011) de 0 à 2 m d'ici la fin du XXI^e siècle, pouvant varier spatialement et entraînant une érosion côtière importante (COOPER, 2011) ;

- une augmentation de la température de surface de la mer (JUN SHE, 2011) pouvant atteindre 2 °C à la fin du XXI^e siècle ;
- une fonte accélérée des glaces (PEDERSEN, 2011) qui s’est traduite en mer Arctique par la réduction durant les 30 dernières années de la couverture de glace en été de plus de 11 % par décennie ;
- une légère augmentation de la fréquence et de l’intensité des tornades (VON STORCH, 2011) avec pour le futur un possible accroissement des fortes tempêtes par rapport aux tempêtes modérées (ULBRICH *et al.*, 2009) ;
- une augmentation du niveau de stratification de l’océan supérieur (BOYD, 2011) avec pour principale conséquence un approvisionnement moindre des eaux de surface en nutriments et une baisse de productivité de nombreux écosystèmes pélagiques et benthiques ;
- une diminution des nutriments d’origine continentale (van BEUSEKOM et LUDWIG, 2011) due à une réduction des apports en eau liée à l’évolution du climat ;
- une acidification des océans (TREGUER et GEHLEN, 2011) dû au piégeage du CO₂ anthropogénique émis dans l’atmosphère (CALDEIRA et WICKETT, 2003). Cette baisse du pH aura des effets sur les organismes calcaires, mais également sur la physiologie des organismes, et bien sûr sur les écosystèmes exploités avec une diminution probable des prélèvements et des revenus de la pêche aux coquillages, de leurs prédateurs et des habitats de récifs coralliens ;
- une désoxygénation des océans et des hypoxies côtières (MEYSMAN et JANSSEN, 2011) menant à l’édification de « zones mortes » caractérisées par l’absence de faune benthique et de poissons ;
- une eutrophisation marine (PHILIPPART, 2011) due à une pollution à l’azote total (N) provenant des écoulements d’origine agricole et aux pollutions au phosphore (P) provenant des ménages et des industries (SCAVIA *et al.*, 2002) ;
- le changement climatique impacte la chaîne trophique marine (BARANGE *et al.*, 2011) et induit des changements au niveau de la distribution des espèces, des altérations de la biodiversité, de la productivité et des processus d’évolution.

Un consensus international pour l’augmentation des AMP

Désormais, les pressions subies par les écosystèmes côtiers et marins ont deux origines principales dont l’identification est plus ou moins ancienne : les pressions anthropiques, contre lesquelles des mesures de gestion et de bonne

conduite ont été mises en place au niveau local et national, et les pressions climatiques pour lesquelles la prise de conscience a été bien plus tardive et nécessite encore des mesures économiques et juridiques contraignantes à l'échelle planétaire.

Dans ce contexte préoccupant marqué par l'augmentation des pressions, il a paru important de préserver et de restaurer certains écosystèmes, ainsi que leurs fonctionnalités. Il s'est avéré également déterminant de fournir une protection durable à certaines espèces menacées, participant ainsi à la conservation de la biodiversité. Les AMP répondent à cette demande et ont pour principal objectif d'améliorer la conservation pérenne des ressources naturelles. Suivant les cas, différents types d'activité (pêche, plongée...) y sont autorisées, ce qui les différencie des réserves marines où tous les usages extractifs sont interdits. Elles sont également très souvent associées à la gestion rationnelle des ressources exploitées, et rejoignent en cela des préoccupations économiques. Appliquée à la gestion des ressources halieutiques et à la protection de la biodiversité, la mise en place des AMP peut répondre à des objectifs bien différents (encadré 1).

Encadré I Les objectifs des AMP

- Conservation et protection des ressources naturelles dans des zones importantes pour la diversité écologique.
- Restauration de zones altérées ou surexploitées, considérées comme indispensables à la survie de ces espèces, ou de grande importance dans le cycle de vie d'espèces économiquement importantes.
- Amélioration de la relation entre les humains, leur environnement et les activités économiques en maintenant des usages traditionnels et l'exploitation équilibrée des ressources, en protégeant des activités extérieures nuisibles pour les AMP et en protégeant et gérant des sites historiques, culturels et esthétiques.
- Amélioration des rendements de pêche en protégeant les stocks de reproducteurs, en favorisant la dissémination des stades recrutés et post-recrutés dans les espaces avoisinants, en restaurant la structure en âge des populations naturelles et en agissant comme une assurance contre la mauvaise gestion des zones exploitées.
- Résolution des conflits présents et passés entre les usagers des zones côtières.
- Amélioration des connaissances sur l'environnement marin en promouvant les activités de recherche et de sensibilisation des acteurs.
- Évaluation de la valeur de ces écosystèmes pour les administrations locales à travers les activités touristiques et économiques rentables pour les résidents.

CLAUDET et PELLETIER, 2004 *in* Claudet et al., 2011

Indépendamment du phénomène de surexploitation, la pêche peut avoir un effet direct sur la dégradation des habitats, et plus particulièrement dans le cas de dragage ou de chalutage de fond qui peuvent être très intensifs suivant les zones. Cette dégradation des habitats peut constituer un frein à la reproduction ou à la protection de certaines espèces entraînant leur disparition, et par cascade trophique une modification profonde du peuplement. Un effet positif des AMP réside donc dans l'interdiction des engins de pêche qui détruisent les habitats benthiques, ou contribuent aux pêches accessoires et à la capture d'espèces protégées, permettant ainsi de protéger la structure et les fonctions essentielles des écosystèmes. Cet effet positif est également ressenti dans le cas d'espèces sédentaires pour lesquelles la régulation des efforts ou des captures a montré ses limites. Une gestion spatiale peut éviter des pêches intensives sur les zones de frai et ainsi permettre une meilleure reproduction, tout en conservant des prélèvements équivalents. Dans le cas des pêcheries multispécifiques, pour lesquelles la régulation des captures et des engins ne peut s'appliquer à toutes les espèces pêchées, où l'interdiction de débarquer certaines espèces ou tailles revient à interdire toute activité de pêche, la mise en place de réserves marines constitue souvent le moyen de gestion efficace le moins cher.

Par ailleurs à l'origine, la mise en place des aires protégées n'était pas liée à une recherche d'atténuation et/ou d'adaptation au changement climatique, mais il semble qu'elles puissent contribuer efficacement à la lutte contre les effets néfastes de ce changement et particulièrement au maintien des biens et services dont les communautés dépendent. En effet, les AMP permettent de s'attaquer à la principale cause du changement climatique en réduisant les émissions de gaz à effet de serre et ainsi de diminuer leurs impacts en maintenant les fonctionnalités des systèmes. De fait, les zones marécageuses des écosystèmes côtiers, les mangroves et les herbiers séquestrent une quantité très importante de carbone bleu à la fois dans les plantes et dans les sédiments qui s'y trouvent (Guiral, cet ouvrage ; HERR *et al.*, 2011). Ces zones sont généralement des habitats importants à protéger et font souvent partie des AMP. On estime qu'actuellement les aires protégées stockent 15 % du stock mondial de carbone terrestre (DUDLEY *et al.*, 2010). Les écosystèmes marins et côtiers – tels que les mangroves, les zones humides et les herbiers marins – ont également un rôle à jouer dans ce processus. L'impact direct des AMP contre le réchauffement climatique réside principalement à ce niveau, les autres effets permettant seulement d'augmenter les capacités adaptatives des systèmes.

Enfin, le concept de réseaux d'AMP est souvent évoqué pour améliorer la protection et la gestion des écosystèmes marins (SHANKS *et al.*, 2003 ; HANSEN, 2003). Cependant, les caractéristiques dynamiques de l'environnement océanique rendent difficile la planification de ces réseaux permanents (WELLS *et al.*, 2003). Un aspect important de la conservation est l'identification des zones qui peuvent rester stables pendant les périodes de changement climatique (HANSEN, 2003). Ces zones pourraient être caractérisées par des courants forts, des phénomènes d'upwelling ou d'autres propriétés océanographiques qui les rendent moins sensibles aux flux thermiques. De tels sites pourraient servir de refuges

provisoires contre le réchauffement des eaux résultant du changement climatique, et les efforts de conservation devraient être tournés vers eux (WEST et SALM, 2003). Les refuges thermiques pourraient également être définis par d'autres critères comme la proximité d'eaux profondes, d'ombre, de forte énergie provenant des vagues et de turbidité. Ceci suppose donc d'identifier au préalable ces zones et d'en assurer la protection. Comme le changement climatique doit logiquement modifier les exigences d'habitat de certaines espèces, il paraît impératif d'incorporer différents types d'habitats dans les aires protégées (HANSEN, 2003).

Une autre solution est de protéger des populations et des communautés résistantes et résilientes. Il existe en effet des populations ou des communautés qui possèdent des facteurs endogènes qui les rendent plus adaptables au stress du changement climatique. Ainsi, la résilience des récifs coralliens a été particulièrement étudiée, car leurs réponses à de hautes températures de surface s'avèrent très variables. L'intensité du blanchiment, les espèces affectées, la profondeur et l'importance des mortalités peuvent toutes varier en fonction de l'emplacement du récif et des conditions locales du site (WEST et SALM, 2003). Dans certains cas, le blanchiment du corail est dû aux effets combinés de températures élevées et de radiations UV (WELLS *et al.*, 2003). Les zooxanthelles, qui résident dans le polype de corail, produisent des composés appelés mycosporine comme les acides aminés (MAAs) et peuvent servir d'écrans solaires efficaces (HANSEN, 2003). Pour autant, de nombreuses incertitudes persistent. David *et al.* soulignent dans cet ouvrage les difficultés et les doutes qui prévalent lors de la décision de création des AMP dans les récifs coralliens. Ces auteurs, en s'interrogeant sur les différentes possibilités de mettre ces espaces en réseau, montrent que la résilience des espèces est directement liée aux choix effectués lors du positionnement des AMP. Enfin, comme il est difficile d'anticiper sur les futures évolutions et de savoir quel trait propre à une espèce va donner un avantage pour le futur, favoriser l'existence d'un patrimoine génétique varié permet de multiplier les options et d'améliorer les chances de combinaisons de gènes. Le résultat visé est que certaines espèces survivront et pourraient aider le système à résister pendant une période stressante (DODD et RAFIL, 2001).

Les études restent encore embryonnaires pour évaluer avec certitude l'impact des AMP sur les effets des changements climatiques, mais il est clair que cette nouvelle pression vient s'ajouter aux raisons historiques et a favorisé l'émergence d'un consensus international pour l'augmentation des AMP.

Un consensus mondial

Les textes adoptés récemment par les organisations internationales compétentes en matière d'environnement ont en commun de relever l'importance des AMP. Ces textes demandent aux États de multiplier le nombre d'aires protégées et soulignent l'importance du rôle des AMP dans les domaines d'atténuation et d'adaptation au changement climatique.

Au-delà des déclarations politiques émanant des grands événements internationaux, tels que les congrès mondiaux des parcs ou les sommets de la terre, les institutions internationales se mobilisent sur cette thématique. Par exemple, une résolution de 2011 de l'Assemblée générale des Nations unies relative aux océans et droit de la mer² demande aux États de renforcer (...) leurs politiques nationales relatives aux aires marines protégées (point 175) et d'intensifier leurs efforts pour « la constitution de réseaux représentatifs de ces aires d'ici à 2012 » (point 176). L'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture a également donné des orientations pour le recensement des écosystèmes marins vulnérables dans ses directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer³. La conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique va plus loin en spécifiant le pourcentage de territoire que ces parties devraient classer en aires marines protégées. Le plan stratégique de la Convention sur la diversité biologique associé aux objectifs d'Aichi pose ainsi le principe que « d'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et des eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, s(er)ont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation effectives par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin⁴ ».

D'ici à 2020, 10 % des zones marines et côtières devraient donc soit être constituées en aires protégées, soit faire l'objet de mesures de conservation. La notion d'efficacité semble recherchée par le plan stratégique, puisque les mesures de conservation devront être effectives et les aires protégées gérées efficacement. Cependant, les dispositions du plan ne précisent ni les restrictions envisageables concernant les extractions, ni les interdictions qui pourraient y être associées.

Le secrétariat de la Convention sur la diversité biologique⁵ soulignait en 2012 que selon le fichier de la base de données mondiale sur les aires protégées⁶, 12,7 % de la surface terrestre et 7,2 % des eaux côtières (0-12 miles nautiques) sont protégés. Étant donnée la surface marine totale sous juridiction nationale (de la rive à 200 miles nautiques, la limite de la zone économique exclusive), le niveau total de protection de cette zone ne s'élève qu'à 4 %. Tandis que les aires terrestres sont en passe d'atteindre l'objectif de protection global de 17 % d'ici à 2020, les aires marines ont encore un long chemin à parcourir, notamment pour atteindre l'objectif de protection de 10 % des aires marines, et s'étendre aux 200 miles nautiques.

2. Résolution adoptée par l'Assemblée générale des Nations unies, A/RES/66/231 en décembre 2011.

3. Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, *Rapport de la consultation technique sur les directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer, Rome, 4-8 février et 25-29 août 2008*, FAO, Rapport sur les pêches et l'aquaculture n° 881 [FIEP/R881(Tri)], appendice F.

4. But stratégique C, Objectif 11 du plan stratégique 2011-2010 et objectifs d'Aichi relatifs à la diversité biologique adopté par la décision X.2.

5. Aires protégées : progrès dans la mise en œuvre du programme de travail et la réalisation de l'objectif d'Aichi 11, Note du secrétaire exécutif. CBD/COP 11/26.

6. UICN et Pnuu-WCMC (2011). Base de données mondiale sur les aires protégées : janvier 2011.

Pourtant le droit international appelle à la conservation des zones marines et côtières depuis les années 1970, la convention sur les zones humides de Ramsar⁷ faisant probablement partie des premières conventions à avoir soulevé l'importance des zones côtières et ayant été rapidement suivie par différents protocoles établis dans le cadre des conventions sur les mers régionales⁸. L'importance de ces zones humides côtières est mise en avant par différentes contributions dans cet ouvrage. Le Pape et Guiral dans des chapitres distincts relèvent ainsi l'apport des estuaires et des mangroves à la productivité et à la richesse des écosystèmes côtiers. Ils insistent également sur le rôle de ces habitats essentiels pour le développement de certaines écophases juvéniles et soulignent l'importance des zones côtières sur le fonctionnement global du milieu marin. Dans ce cas, il est particulièrement intéressant de signaler qu'au-delà de l'affirmation politique de la nécessité de protéger les habitats côtiers par la création d'AMP, les arguments scientifiques évoqués sont variés, parfois divergents et que cette diversité d'appréciation montre une fois encore la persistance d'une incertitude sur les effets attendus des AMP. La conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique avait, dès sa deuxième réunion à Jakarta en 1995, encouragé ses parties à œuvrer pour des arrangements institutionnels pour les zones marines et côtières.

L'ensemble de ces dispositions, certes purement indicatives, n'avait pourtant pas soulevé l'engouement des États pour de réelles politiques d'augmentation des AMP en dehors de quelques pays développés comme le Canada, la Nouvelle-Zélande ou les États-Unis (MARINESQUE *et al.*, 2012). Il semblerait que ce soit la prise de conscience tout du moins politique que les AMP ont une fonction au-delà de la seule conservation des espèces qui ait entraîné un réel mouvement d'augmentation de ces aires. Camara et Niang dans cet ouvrage montrent ainsi que le Sénégal fait partie de la grande majorité des pays qui n'ont adopté une politique spécifique aux AMP qu'au début des années 2000.

L'impact du changement climatique sur le consensus mondial

Cette prise de conscience est constatée dans les décisions adoptées par la conférence des parties à la CDB depuis le début des années 2000. Ainsi en 2004, lors de la VII^e conférence des parties, il était acté que les AMP aident à « préserver la diversité biologique, garantir l'utilisation durable des ressources et gérer les conflits et améliorer le bien-être économique, ainsi que la qualité de vie⁹ ». Toutefois, il est possible de se demander si ce n'est pas l'appréhension du changement climatique qui a favorisé le « boom » des AMP sur la scène politique internationale.

7. La convention sur les zones humides d'importance internationale a été signée à Ramsar en 1971. En adhérant à la convention, toutes les parties contractantes s'engagent à inscrire des zones humides sur la liste Ramsar et à veiller à leur gestion efficace, notamment dans les zones côtières.

8. Plusieurs conventions sur la protection de l'environnement dans les mers régionales ont élaboré un protocole spécifique relatif aux aires marines et côtières protégées, il en est ainsi notamment du protocole de Barcelone sur les zones protégées adopté dans le cadre de la convention de Barcelone.

9. Décision VII/5 adoptée lors de la VII^e conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique à Kuala Lumpur en février 2004.

La reconnaissance progressive des impacts du changement climatique a bien sûr été le fait de nombreux rapports de recherche d'autant plus que les évaluations du GIEC (2013) ont largement contribué à cette prise de conscience. Cette reconnaissance se remarque également dans les décisions de la conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique. En 2006, la conférence des parties note les impacts de plus en plus marqués du changement climatique¹⁰. En 2008, les parties décident d'intégrer les facteurs relatifs au changement climatique dans tous les programmes de travail de la Convention¹¹. Sont alors intégrées dans la réflexion non seulement les conséquences vraisemblables du changement climatique sur la diversité biologique, mais également les conséquences positives et négatives que peuvent avoir des activités d'atténuation et d'adaptation sur la diversité biologique et, dans ce cadre, il est demandé au Fonds pour l'environnement mondial (FEM) d'appuyer « les propositions qui démontrent le rôle que peuvent jouer les aires protégées sur le plan des changements climatiques¹² ».

La dixième conférence des parties (Nagoya, 2010) consacre d'ailleurs une décision à la question du lien entre diversité biologique et changement climatique (Décision X.33). Concernant la diversité biologique marine et côtière, la conférence a d'abord exprimé son « inquiétude des conséquences néfastes des changements climatiques sur la diversité biologique marine et côtière (p. ex., élévation du niveau de la mer, acidification des océans, blanchiment corallien) »¹³, elle a ensuite invité les parties à « intégrer davantage les aspects de la diversité biologique marine et côtière liés aux changements climatiques dans tous les stratégies, plans d'action et programmes nationaux pertinents » et notamment ceux relatifs à la conception et la gestion des aires marines et côtières protégées. L'objectif affiché dans cette décision est de « garantir une capacité adaptative maximale de la diversité biologique » et les AMP sont désormais identifiées comme un moyen d'y parvenir¹⁴. Pour autant, ces décisions n'argumentent pas sur plusieurs aspects, en l'occurrence les capacités des AMP à préserver les systèmes contre le changement climatique.

Les dérives potentielles liées à la multiplication du nombre d'AMP

Dans l'état actuel des connaissances, l'apport positif des AMP pour la pêche n'est pas clairement démontré et de nombreuses expérimentations et observations

10. Décision VIII.9 adoptée en 2006 lors de la VIII^e conférence des parties qui se tenait à Curitiba (Brésil).

11. Décision IX.16 point 1, adoptée à Bonn lors de la IX^e conférence des parties en mai 2008.

12. Cadre quadriennal pour les domaines prioritaires liés à l'utilisation des ressources du FEM affectées à la diversité biologique pour la période 2010-2014. Annexe à la décision IX.31 adoptée à Bonn en mai 2008.

13. Point 7 de la décision X.29 adoptée à Nagoya en 2010.

14. La même décision X.29 invite également les États à aborder les enjeux de l'atténuation des changements climatiques et de l'adaptation à ceux-ci, notamment en améliorant la gestion durable des aires marines et côtières.

sur la taille des AMP, leur mise en réseau, les environnements concernés, les effets à court, moyen et long terme doivent encore être menées avant de pouvoir conclure.

Les AMP sont globalement considérées comme un outil prometteur de la gestion des pêcheries, et nombre de scientifiques, politiques ou militants d'ONG plaident pour une protection de 20 à 30 % de la surface des océans. Cependant, en ce qui concerne l'exploitation des océans, l'efficacité des AMP doit être évaluée à la lumière des objectifs de départ et de l'état observé de la pêche. Il apparaît ainsi que les AMP peuvent être utiles (HILBORN *et al.*, 2004) en cas d'amélioration des rendements, mais que la mise en place d'une AMP réduit les zones exploitables et induit un certain nombre de risques comme, par exemple, la réallocation des efforts de pêche de l'intérieur vers l'extérieur des AMP conduisant à une forte surexploitation des stocks dans les secteurs où la pêche est autorisée.

Théoriquement, dans une AMP l'abondance et la taille des poissons augmentent et les rendements dans les zones autorisées à la pêche peuvent croître suite à la capture de gros individus provenant des zones protégées ou suite à l'émission par les géniteurs vivant dans les AMP d'un nombre plus important d'œufs et de larves qui se retrouvent ensuite dans les zones exploitées. Mais rien n'est simple en la matière car si la faune est sédentaire, elle ne migre pas vers les zones exploitées ; si elle est trop mobile les bénéfices escomptés de l'AMP ne sont pas visibles. Par ailleurs, les AMP ne sont réellement efficaces que dans le cas où de fortes mortalités par pêche ont réduit considérablement le recrutement. Cette complexité dans les rapports AMP/pêche est abordée plus loin dans cet ouvrage dans le chapitre de Laë *et al.*

S'il n'est pas question de remettre en cause l'intérêt réel des AMP, il importe de s'interroger sur les impacts d'une multiplication non contrôlée. En effet, face à la demande politique d'augmentation du nombre d'AMP, l'expression même d'AMP semble se diluer jusqu'à permettre à la fois des réserves marines intégrales et des aires multi-usages dans lesquelles seul un type d'activité extractive est interdit, ce qui induit des interrogations sur la définition exacte d'une AMP. Cet ouvrage, dans un esprit de critique constructive, vise à poser les jalons d'une réflexion sur les risques de dérive de la multiplication du nombre et des formes d'AMP. Par ailleurs, pour les espèces mobiles, les nouvelles réglementations spatiales de l'exploitation peuvent entraîner une aggravation des coûts, sans que les mesures de protection soient efficaces pour ces espèces. Enfin, suivant les cas, le déplacement des zones de pêche vers le large peut exclure certains pêcheurs et/ou représenter des risques supplémentaires d'exploitation.

Certains auteurs affirment également que dans un contexte de changement climatique, la conservation et le maintien de la productivité des écosystèmes marins et de la biodiversité passent par la création et la gestion d'aires protégées marines et côtières (ROBERTS *et al.*, 2003 ; SESABO *et al.*, 2006). Dans le monde, le nombre de ces aires protégées serait insuffisant pour être efficace et les critères de définition de nouvelles aires permettant de lutter contre le changement

climatique devraient prendre en compte l'espace disponible, l'efficacité de la gestion et la réplification des habitats (HANSEN, 2003). Ces récentes incitations au développement des AMP font émerger de nouveaux questionnements. Galletti et Chaboud dans cet ouvrage s'interrogent sur le lien existant entre AMP et changement climatique dans le contexte des politiques publiques : les AMP ne pourraient-elles pas être considérées comme un des moyens de la politique de lutte contre le changement climatique ? D'autres auteurs, comme Idllalène et Masski, considèrent que les AMP sont clairement un moyen de lutter contre le changement climatique, mais se demandent alors quelle peut être la place des outils juridiques traditionnels de conservation de la nature qui visent à mettre en place des aires protégées. Dans les deux cas, un certain nombre d'incertitudes subsistent sur toutes les questions relatives aux AMP, et cet ouvrage, en tentant de les mettre en évidence, veut aussi souligner l'importance de les reconnaître et de les prendre en compte dans les prises de décision à venir.

Multiplication des AMP et définition

La définition des AMP la plus couramment utilisée date des travaux de KELLEHER et KENCHINGTON (1992) réalisés dans le cadre de l'UICN. En 2004, le groupe spécial d'experts techniques de la Convention sur la diversité biologique a adopté cette définition¹⁵. Mais celle-ci ne permet pas de déterminer les restrictions et interdictions minimales pour classer une zone en tant qu'AMP. L'expression « degré de protection plus élevé que celui dont bénéficie le milieu environnant » ne permet ni de différencier la source des restrictions d'utilisation de l'espace ni leur amplitude. Celles-ci peuvent alors émaner du droit de la pêche, du droit de conservation de la nature, voire du droit relatif au transport maritime¹⁶.

Certains auteurs ont dès lors eu une approche critique de cette définition (CLAUDET, 2011) et un supplément aux lignes directrices pour l'application des catégories des aires protégées de 2008 a été réalisé (DAY *et al.*, 2012). Ce guide souligne que les AMP, pour être considérées comme telles, doivent également répondre à la définition plus générale des aires protégées, telle qu'élaborée par l'UICN. C'est-à-dire « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature, ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés ». L'objectif d'une AMP selon

15. Les autres définitions officielles sont rares, la convention d'Ospar fait partie des rares conventions régionales qui définissent les AMP en utilisant une définition indépendante. La recommandation 2003/03 définit les AMP comme « *area within the maritime area for which protective, conservation, restorative or precautionary measures, consistent with international law, have been instituted for the purpose of protecting and conserving species, habitats, ecosystems or ecological processes of the marine environment* ».

16. Allusion est faite ici aux zones maritimes particulièrement sensibles (*Particularly Sensitive Sea Area*) identifiées par l'Organisation maritime internationale (OMI) (Résolution A.720 (17) Assemblée de l'OMI, 6 novembre 1991) qui correspondent à des zones qui nécessitent une protection spéciale de l'OMI en raison de leurs caractéristiques écologiques, socio-économiques ou scientifiques et qui seraient particulièrement vulnérables à certaines activités maritimes.

l’UICN doit donc être en premier lieu la conservation de la nature, les autres objectifs ne pouvant être qu’accessoires.

Ces lignes directrices montrent bien que les espaces qui peuvent sembler correspondre aux critères de conservation de la nature, mais qui ne possèdent pas d’objectifs déclarés de conservation de la nature, ne doivent pas être classés comme AMP, conformément à la définition de l’UICN. Ces espaces comprennent : les aires de gestion des pêches qui ne déclarent pas d’objectifs de conservation plus larges ; les aires communautaires gérées essentiellement pour le prélèvement durable de produits marins (par exemple coraux, poissons, coquillages, etc.) ; les zones marines et côtières administrées essentiellement pour le tourisme, y compris les aires présentant un intérêt pour la conservation, les parcs éoliens et les plateformes pétrolières qui accessoirement favorisent le développement de la biodiversité autour des structures sous-marines en excluant de fait les navires de pêche et autres ; les aires marines et côtières mises en réserve pour d’autres motifs, mais qui profitent à la conservation (terrains d’entraînement militaire ou leurs zones tampons, par exemple les zones d’exclusion) ; les zones d’atténuation aux risques naturels (par exemple les systèmes de protection des côtes qui abritent également une biodiversité importante) ; les câbles de communication ou aires de protection de pipelines, les couloirs de navigation, etc. ; les aires de grande superficie (par exemple les régions, provinces, pays) où certaines espèces sont juridiquement protégées sur l’ensemble du territoire.

Cette clarification présente l’avantage de recentrer la définition des AMP, mais pourrait avoir un impact délicat dans les relations entre ces dernières et les politiques de gestion des pêches, lorsque les AMP émanent des autorités de gestion de la pêche, comme le démontrent Idlallène et Maski dans cet ouvrage. D’autant plus qu’elle diffère radicalement de la définition des AMP de la FAO pour laquelle une AMP est « *any marine geographical area that is afforded greater protection than the surrounding waters for biodiversity conservation or fisheries management purposes will be considered an MPA* » (FAO, 2011).

La conférence des parties à la CBD, si elle n’a pas entièrement entériné cette précision sur la définition des AMP, a fait un pas dans ce sens. En réaffirmant récemment la conciliation des objectifs de conservation de la nature et de gestion des pêcheries dans sa décision X. 31 (§24), elle a encouragé les parties « à mettre en place des aires marines protégées pour la conservation et la gestion de la biodiversité comme objectif principal et, quand cela est conforme aux objectifs de gestion des aires protégées, comme outils de gestion des pêches ». Ainsi, une AMP ayant comme objectif premier la conservation de la nature pourra jouer un rôle dans la gestion des pêcheries, mais l’inverse ne paraît pas être prévu, ou en tout cas, ne devrait pas permettre l’utilisation du terme « aires marines protégées », ce qui risque d’être un peu compliqué à justifier (RICE *et al.*, 2012).

Cette association de définition aires marines protégées/aires protégées n’oblige pas non plus à des règles de conservation stricte, et de nombreuses AMP peuvent

être classées en catégorie VI qui n'implique qu'une utilisation modérée des ressources naturelles, ce qui a donné lieu à des critiques par nombre d'auteurs (CLAUDET, 2011 ; MARINESQUE *et al.*, 2012), d'autant plus que les difficultés à gérer effectivement de grands espaces ont également été soulignées (AL-ABDULRAZZAK et TROMBULAK, 2012). Même si l'on associe les deux définitions d'aires marines protégées et d'aires protégées, aucun degré de normativité n'est fixé avec les risques que cela implique de voir des zones aussi vastes que des zones économiques exclusives (ZEE) requalifiées en AMP (FÉRAL, 2011).

Une option pourrait être de reprendre le cadre de gestion de la diversité biologique marine et côtière envisagé par la VII^e conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique (Curitiba, 2006) qui distinguait :

- a) des aires marines et côtières protégées, dans lesquelles les menaces sont gérées en vue de la conservation ou de l'utilisation durable de la diversité biologique et où les utilisations extractives peuvent être autorisées ;
- b) des aires marines et côtières représentatives, où les utilisations extractives sont interdites et où toute autre pression majeure d'origine anthropique est éliminée ou réduite au minimum, afin de permettre le maintien ou le rétablissement de l'intégrité, de la structure et du fonctionnement des écosystèmes.

La IX^e conférence des parties a fait évoluer cette distinction en proposant l'identification d'aires marines d'importance écologique ou biologique. L'annexe 1 de la décision IX.20 propose des critères scientifiques pour l'identification des aires marines d'importance écologique ou biologique nécessitant d'être protégées. Et la conférence suivante a été l'occasion de demander aux parties d'identifier et de prendre des mesures pour la conservation et l'utilisation durable de ces aires écologiquement ou biologiquement importantes (Décision X. 31).

Ces zones ou aires d'importance écologique ou biologique se démarquent des aires marines protégées puisqu'une fois identifiées, elles peuvent soit prendre la forme d'AMP, soit bénéficier de mesures de protection accrues dans le cadre de procédure d'études d'impact. Elles seraient plutôt à rapprocher du concept « d'écosystèmes marins vulnérables » développé par la FAO, ce qui permettrait d'aboutir à une clarification de la différence entre AMP *stricto sensu* et aires marines faisant l'objet de réglementations. Les premières bénéficieraient alors d'une structure institutionnelle stable, les autres pourraient alors relever de mécanismes plus flexibles, comme décrit par LOCKWOOD *et al.* (2012).

Cette approche permettrait de limiter les AMP à un seuil de normativité en imposant un minimum institutionnel et législatif pour leur encadrement juridique, mais ne lèverait pas les questionnements relatifs à la sectorialisation des AMP, qui pourtant impliquent de plus en plus d'acteurs.

Multiplication des AMP et différenciation des jeux d'acteurs

Au-delà des aspects biologiques et juridiques, les AMP impliquent un jeu d'acteurs complexe, tant pour leur identification et leur désignation, que pour

leur gestion ultérieure. À tel point que certains auteurs ont souligné que les AMP devraient être regardées tant comme un objet que comme un sujet de gouvernance (JENTOFT *et al.*, 2011).

Les AMP doivent par nature être appréhendées de manière pluridisciplinaire, comme le démontrent Galletti et Chaboud dans cet ouvrage. En effet, alors qu'elles peuvent être considérées comme un succès du point de vue des critères biologiques ou économiques, elles peuvent affecter négativement certains acteurs du territoire, car ils n'ont pas eu le pouvoir de défendre leurs intérêts selon les avis émis par Failler *et al.* et par Dahou *et al.* dans cet ouvrage. De plus, les objectifs officiels et affichés des AMP doivent être examinés de manière critique et devraient faire l'objet d'évaluation empirique, certains lobbys extrêmement forts pouvant se servir de la mise en réserve de certains espaces pour exclure des acteurs concurrents.

L'enjeu de sauvegarde de la biodiversité marine induit également une multiplication des intervenants étatiques ou non qui souhaitent participer à l'augmentation du nombre et de la superficie des AMP. Le consensus international soumet la compétence étatique de conservation des ressources naturelles à forte influence en incitant l'État à multiplier les AMP sur son territoire. Pendant longtemps, la création des AMP résultait d'initiatives locales, profitant d'un contexte particulier favorable : en France, ce fut le cas de la création de la première réserve naturelle intégralement marine, établie en 1974 sous l'impulsion d'un laboratoire de biologie marine situé à proximité immédiate du site (MABILE, 2007). Au Sénégal, comme le montre Cormier-Salem dans cet ouvrage, certaines AMP ont été mises en place par les communautés villageoises dans le delta du Saloum ou en Casamance bien avant d'être reconnues par l'État central. À ces dynamiques locales s'ajoute une pression internationale qui vise à encourager la multiplication rapide des AMP, ce qui a favorisé notamment une intervention de plus en plus importante des bailleurs de fonds dans les mécanismes de création des AMP. Camara, dans cet ouvrage, éclaire différemment le même objet et montre que plusieurs AMP au Sénégal ont été mises en place au niveau des communautés villageoises, mais avec le soutien d'ONG ou de grandes organisations internationales, et s'interroge sur la pérennisation des mesures suite au retrait des organisations concernées.

Que ce soit à l'échelle internationale ou nationale, l'importance de la mise en place des synergies entre les acteurs de la gestion des pêches et de la conservation de la nature, entre les acteurs publics et privés reste un défi à relever. L'approche écosystémique des pêches a joué un rôle dans l'ouverture des ministères en charge de la pêche aux fonctionnements des écosystèmes. Les nouvelles aires protégées ont également permis aux ministères en charge de la conservation de la nature d'avoir une approche moins unilatérale et coercitive. Tous ces éléments participent d'une évolution vers une approche transectorielle des AMP capable de transcender les activités vers un objectif durable commun. Néanmoins, à l'échelle nationale, les compétences des administrations sont rarement clairement définies pour la mise en place et la gestion des AMP.

Idllalène et Masski soulignent dans cet ouvrage la difficulté qu'il y a à organiser les compétences entre l'administration créatrice de la réserve et l'administration qui en assurera par la suite sa gestion.

Dans le même temps, le nombre d'acteurs augmentent, les ONG intervenant sur cette thématique sont de plus en plus nombreuses et importantes avec, dans certains cas, un risque de dépassement de l'État. Le droit international souligne régulièrement la compétence de l'État pour la création d'AMP. Les conférences des parties de la convention relative à la diversité biologique comme les autres grandes conventions internationales relatives à la protection de l'environnement rappellent dans leurs décisions le rôle et l'importance de l'État dans la mise en place des AMP. Cependant, comme le montrent dès 2004 Dahou et Weigel, la multiplicité des organes en charge de certaines AMP, comme en l'espèce dans la réserve de biosphère du delta du Saloum au Sénégal, complexifie à la fois la gestion de la réserve et la pérennité des mesures de conservation. Ce passage de la conservation à la concertation mis en valeur par Cormier-Salem dans cet ouvrage fait également partie des enjeux à prendre en considération dans le contexte de la multiplication des AMP.

Les changements globaux accroissent la multifonctionnalité des AMP au-delà des seuls rapports pêche/conservation de la nature, rapports publics/privé. Les chercheurs sont actuellement partagés entre le soutien au développement des AMP et l'importance de souligner les controverses dont elles font l'objet (1^{re} partie). Après cette première partie théorique basée sur le point de vue de différents chercheurs issus de disciplines différentes, l'écosystème nord-ouest africain a été choisi pour illustrer ces controverses. Cet écosystème subit une très forte anthropisation et se caractérise par une forte prise de conscience de l'importance des espaces marins avec la mise en place d'un certain nombre de structures comme le Rampao, par exemple. À l'instar de nombreux pays, plusieurs AMP ont récemment été mises en place dans cet écosystème, notamment en Guinée, ou au Sénégal et des réflexions sont engagées pour en augmenter le nombre de manière importante dans les années à venir. Les études de cas relatives à l'écosystème nord-ouest africain présentées dans cet ouvrage permettent à la fois de souligner que pour l'instant le succès des AMP reste mitigé, mais également d'expliquer que, malgré un enthousiasme certain, de nombreuses interrogations demeurent (2^e partie). La multiplication des AMP induit des défis scientifiques qui n'ont d'égal que les enjeux sociétaux. Espérons que cet ouvrage apporte une pierre à la construction de la connaissance pluridisciplinaire en la matière !

Bibliographie

- AL-ABDULRAZZAK D., TROMBULAK S. C., 2012**
Classifying levels of protection in marine protected areas. *Marine Policy*, 36 : 576-582.
- BARANGE M., HEIP C., MEYSMAN F., 2011**
« Biological changes ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 59-82.
- BLABER S. J. M., CYRUS D. P., ALBARET J. J., CHONG VING CHING, DAY J. W., ELLIOTT M., FONSECA M. S., HOSS D. E., ORENSANZ J., POTTER I. C., SILVERT W., 2000**
Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57 (3) : 590-602.
- BONNIN M., LE TIXERANT M., LY I., OULD ZEIN A., 2013**
Atlas cartographique du droit de l'environnement marin. CSRP-IUCN, rapport de recherche, 112 p.
- BOYD P., 2011**
« Stratification changes ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 39-41.
- BRODEUR R. D., SUGISAKI H., HUNT G. L., 2002**
Increases in jellyfish biomass in the Bering Sea: implications for the ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 233 : 89-103.
- CALDEIRA K., WICKETT M. E., 2003**
Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, 425 : 365-365.
- CHRISTENSEN V., GUÉNETTE S., HEYMANS J. J., WALTERS C. J., WATSON R., ZELLER D., PAULY D., 2003**
Hundred year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries*, 4 (1) : 1-24.
- CLAUDET J. (ed.), 2011**
Marine Protected Areas-A Multidisciplinary Approach. Cambridge University Press-Ecology, Biodiversity and Conservation Series, Cambridge, UK.
- CLAUDET J., PELLETIER D., 2004**
Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources*, 17 (2) : 129-138.
- COOPER A., 2011**
« Coastal erosion ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 23-27.
- CORMIER-SALEM M.-C., 2006**
Vers de nouveaux territoires de la conservation. Exemple des littoraux ouest-africains. *Annales de géographie*, 651 (5) : 597-617.
- DAY J., DUDLEY N., HOCKINGS M., HOLMES G., LAFFOLEY D., STOLTON S., WELLS S., 2012**
Application des catégories de gestion aux aires protégées : lignes directrices pour les aires marines. Gland, Suisse, UICN, 36 p.
- DODD R. S., RAFII Z. A., 2001**
Evolutionary genetics of mangroves: Continental drift to recent climate change. *Trees*, 16 (2-3) : 80-86.
- DUDLEY N. STOLTON S., BELOKUROV A., KRUEGER L., LOPOUKHINE N., MACKINNON K., SANDWITH T., SEKHRAN N. (eds), 2010**
Natural Solutions: Protected areas helping people cope with climate change. IUCN-WCPA, The Nature Conservancy, UNDP, Wildlife Conservation Society, The World Bank and WWF, Gland, Switzerland, Washington DC and New York.
- FAO, 2011**
Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. Rome, FAO Technical

Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl. 4. 198 p.

FÉRAL F., 2011

L'extension récente de la taille des aires marines protégées : une progression des surfaces inversement proportionnelle à leur normativité. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], hors-série 9, juillet 2011.

GIEC, 2013

Climate change 2013. The physical science basis. 2216 p.

HANSEN L., 2003

« Increasing the resistance and resilience of tropical marine ecosystems to climate change ». In Hansen L. I., Biringer J. L., Hoffman I. R. (eds) : *Buying Time: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems*, WWF, USA : 155-174.

HERR D., PIDGEON E., LAFFOLEY D. (eds), 2011

Blue Carbon Policy Framework. UICN et Arlington, 39 p.

HILBORN R., STOKES K., MAGUIRE J. J., SMITH T., BOTSFORD L. W., MANGEL M., ORENSANZ J., PARMA A., RICE J., BELL J., COCHRANE K. L., GARCIA S., HALL S. J., KIRKWOOD G. P., SAINSBURY K., STEFANSSON G., WALTERS C., 2004

When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, 47 (2004) : 197-205).

JENTOFT S., CHUENPAGDEE R., PASCUAL-FERNANDEZ J. J., 2011

What are MPAs for: on goal formation and displacement. *Ocean & Coastal Management*, 54 : 75-83.

JUN SHE, 2011

« What are the Main Observed and Expected Impacts of Climate Change on the Marine Environment? » In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 28-31.

KELLEHER G. G., KENCHINGTON R. A., 1992
Guidelines for Establishing Marine Protected

Areas. A Marine Conservation and Development Report. Gland, IUCN, 79 p.

KERR R., 2000

A North Atlantic climate pacemaker for the centuries. *Science*, 288 : 1984-1985.

LEVITUS S., ANTONOV J. I., BOYER T. P., LOCARNINI R. A., GARCIA H. E., MISHONOV A. V., 2009

Global ocean heat content 1955-2008 in light of recently revealed instrumentation problems. *Geophysical Research Letters*, 36 (L07608), 5 p.

LOCKWOOD M., DAVIDSON J., HOCKINGS M., HAWARD M., KRIWOKEN L., 2012

Marine biodiversity conservation governance and management: Regime requirements for global environmental change. *Ocean & Coastal Management*, 69 : 160-172.

MABILE S., 2007

La création du parc naturel marin d'Iroise : « chèque en blanc » à l'État ou nouvelle forme de gouvernance locale ? *Droit de l'environnement* : 301.

Marine Board Special Report, Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments, 2011

www.clamerImpact du changement climatique. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2 (9) : 239-248.

MARINESQUE S., KAPLAN D. M., RODWELL L. D., 2012

Global implementation of marine protected areas: is the developing world being left behind? *Marine Policy*, 36 : 727-737.

MEYSMAN F., JANSSEN F., 2011

« Ocean desoxygenation and coastal hypoxia ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 54-59.

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

Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279 : 860-863.

PEDERSEN L. T., 2011

« Ice melting ». In : *Climate Change and*

Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments, Clamer : 32-35.

PHILIPPART C., 2011

« Marine eutrophication ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 59-63.

RAMPAO (Réseau d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest), 2010

Évaluation de l'efficacité de la gestion des aires marines protégées du Rampao. Dakar.

RICE J., MOKNESS E., ATTWOOD C., BROWN S. K., DAHLE G., GJERDE K. M., GREFSRUD E. S., KENCHINGTON R., KLEIVEN A. R., MCCONNEY P., NGOILE M. A. K., NÆSJE T. F., OLSEN E., OLSEN E. M., SANDERS J., SHARMA C., VESTERGAARD O., WESTLUND L., 2012
The role of MPAs in reconciling fisheries management with conservation of biological diversity. *Ocean & Coastal Management*, 69 : 217-230.

ROBERTS C. M., BRANCH G., BUSTAMANTE R. H. et al., 2003

Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*, 13 : S215-28.

SALLEMA R. E., MTUI G. Y. S., 2008

Review, Adaptation technologies and legal instruments to address climate change impacts to coastal and marine resources in Tanzania. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2 (9) : 239-248.

SCAVIA D., FIELD J. C., BOESCH D. F., BUDEMMEIER R. W., BURKETT V., CAYAN D. R., FOGARTY M., HARWELL M. A., HOWARTH R. W., MASON C., REED D. J., ROYER T. C., SALLENGER A. H., TITUS J. G., 2002

Climate Change Impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. *Estuaries*, 25 : 149-164.

SESABO J. K., LANG H., TOL R. S. J., 2006
Perceived attitudes and Marine protected areas (MPAs) establishment: Why household

characteristics matters in coastal resources conservation initiatives in Tanzania. Working paper FNU-99 : 1-34.

SHANKS A. L., GRANTHAM B. A.,

CARR M. H., 2003

Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, 13 : 159-169. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0159:PDDA TS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0159:PDDA TS]2.0.CO;2)

TREGUER P., GEHLEN M., 2011

« Ocean acidification ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 49-53.

TSIMPLIS M., 2011

« What are the Main Observed and Expected Impacts of Climate Change on the Marine Environment? » In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 19-23.

UICN FRANCE, 2013

Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France-vol. 2.2 : les écosystèmes marins et côtiers. Paris.

ULBRICH U., LECKEBUSCH G. C.,

PINTO J. G., 2009

Extratropical cyclones in the present and future climate: a review. *Theo. Appl. Climatology*, 96 (1-2) : 117-131.

VAN BEUSEKOM J., LUDWIG W., 2011

« Riverine Discharge and Nutrient Loads ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 43-46.

VON STORCH H., 2011

« Storm frequency and intensity ». In : *Climate Change and Marine Ecosystem Research Synthesis of European Research on the Effects of Climate Change on Marine Environments*, Clamer : 35-39.

WEIGEL J.-Y., CAZALET B., MOHAMED SALECK A., 2007

Les aires marines protégées d'Afrique de

l'Ouest. Gouvernance et Politiques publiques.
Perpignan, PUP-IRD, 207 p.

**WELLS S. S., JUMA C.,
MUHANDO MAKOTA V., AGARDY T., 2003**
*Study on the ecological basis for establishing
a system of marine management areas in the
United Republic of Tanzania (Options for an
MPA/MMA Network).* World Bank Report,
Tanzania Office.

WEST J. M., SALM R. V., 2003
Resistance and resilience to coral bleaching:
Implication for coral reef conservation and
management. *Conservation Biology*,
17 (4) : 956-967.

**WEST E. J., PITT K. A., WELSH D. T.,
KOOP K., RISSIK D., 2009**
Top-down and bottom-up influences
of jellyfish on primary productivity
and planktonic assemblages. *Limnology
and Oceanography*, 54 : 2058-2071.

ZAHN M., VON STORCH H., 2010
Decreased frequency of North Atlantic polar
lows associated to future climate warming.
Nature, 467 : 309-312.

Partie I

Développement des AMP : soutiens et controverses



Intérêts des AMP dans les secteurs côtiers et estuariens

Olivier LE PAPE

La mise en place de nouvelles AMP doit prendre en compte un certain nombre de facteurs sociaux et économiques, mais elle doit aussi reposer sur une parfaite connaissance des cycles biologiques et écologiques des espèces marines. Il apparaît clairement que la vie des espèces peut être marquée par des vulnérabilités variables de leurs différentes écophases et qu'il convient alors de protéger celles qui sont les plus sensibles. Ainsi, le regroupement des géniteurs sur les zones de frayère rend les individus en phase de reproduction plus vulnérables aux activités de pêche. De même, la dégradation des habitats, notamment côtiers, prive les écophases juvéniles des conditions nécessaires à leur développement. Ce chapitre se veut une illustration de ce propos. À travers les nourriceries côtières, il met en exergue l'importance de la compréhension des cycles biologiques dans la protection des espèces. Celle-ci passe souvent par la protection des habitats et par la juste compréhension de leur apport au niveau local, mais également extérieur par une amélioration du recrutement des adultes ou plus simplement par exportation d'un nombre plus important de larves. Le propos est ici focalisé sur les zones de nourricerie en mer du Nord et dans le golfe de Gascogne, mais il peut être étendu dans sa démarche à d'autres systèmes côtiers ou hauturiers, qu'ils soient tempérés, tropicaux ou polaires.

Un cycle de vie avec des phases successives

Bien qu'il existe des disparités entre les espèces, la plupart des ressources halieutiques ont un cycle de vie marqué par des phases distinctes au cours desquelles elles fréquentent des habitats différents (HARDEN-JONES, 1968 ; fig. 1) : ces ressources naissent sur des frayères ; les œufs et les larves sont ensuite transportés au sein des masses d'eau sur les zones de nurseries où se déroule la phase juvénile de forte croissance. Puis, à maturité, les individus contribuent à la fraction adulte, souvent plus étendue dans l'espace, de la population. Ces adultes effectuent des migrations, le plus souvent saisonnières, vers leurs zones de frayères pour pondre. Même si ce schéma général n'est pas systématique, certaines espèces sédentaires (p. ex., beaucoup de poissons récifaux) se déplaçant peu à l'issue de leur phase larvaire, il concerne une forte proportion des ressources marines exploitées.

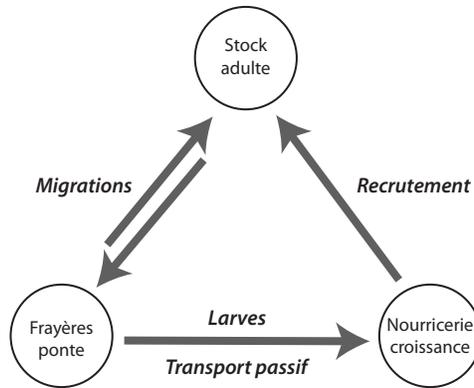


Figure 1
Cycle de vie des ressources vivantes marines.

Chacune de ces phases détermine en partie le renouvellement des ressources et requiert des conditions différentes. C'est pourquoi il est nécessaire d'adopter une approche écosystémique de la gestion des pêches, des ressources marines et des écosystèmes côtiers prenant en compte les différentes phases du cycle de vie des populations et la préservation des habitats halieutiques essentiels à leur renouvellement.

Des écosystèmes indispensables au renouvellement des ressources marines

Les écosystèmes côtiers et estuariens sont extrêmement riches d'un point de vue biologique et jouent un rôle essentiel de par leurs fonctions naturelles ;

COSTANZA *et al.* (1997) ont démontré que ces systèmes sont les plus importants de la planète, contribuant pour environ un tiers au volume des services rendus par la nature à l'homme. Parmi les fonctions écologiques qu'ils assument, il faut noter le rôle primordial joué par les habitats côtiers et estuariens pour le renouvellement des ressources halieutiques. Ainsi, par exemple, les trois quarts des captures de la pêche commerciale des États-Unis proviennent d'espèces dépendantes des estuaires (FODRIE et MENDOZA, 2006). Cette proportion serait encore plus importante, si l'on prenait en compte les secteurs côtiers non estuariens. De façon synthétique, l'OCDE (1993) a estimé que 87 % de la valeur des pêches dépendent d'espèces dont le cycle se fait en totalité ou en partie au sein d'habitats situés près des côtes.

De nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés passent, notamment au cours de leur vie juvénile, par des habitats situés dans ces secteurs (BECK *et al.*, 2001). Bien qu'il existe des disparités entre espèces et que cette dépendance ne soit pas systématique, ces écosystèmes sont, pour une grande partie des ressources exploitées, essentiels pour la croissance des juvéniles qui y restent concentrés durant leurs premières années de vie (fig. 2).

Les juvéniles séjournent sur les nourriceries côtières et estuariennes jusqu'à leur maturité sexuelle. Ils y trouvent des conditions favorables à leur croissance et à leur survie (GIBSON, 1994) : une température plus élevée, de fortes disponibilités alimentaires et une protection relative contre la prédation. Outre leur intérêt vis-à-vis des ressources vivantes qui y résident, les milieux côtiers exportent donc de la matière vivante vers l'ensemble du plateau continental. Ce constat est établi pour des écosystèmes estuariens et côtiers très variés, qu'il s'agisse de vasières intertidales, de marais salés, d'herbiers, de mangroves ou de milieux récifaux et lagonaires. Pour la forte proportion de ressources halieutiques présentant cette dépendance, tous les adultes sont passés au stade juvénile par ces secteurs de nourriceries. Il en va ainsi d'espèces sédentaires exploitées localement, dans les estuaires, les mangroves ou en milieu récifal par exemple, mais aussi d'autres espèces qui colonisent l'ensemble du plateau continental à l'âge adulte, où elles constituent une part importante des captures.

Du fait du caractère essentiel de cette écophase, la capacité d'acceptation des nourriceries peut contrôler le nombre de juvéniles parvenant à maturité. Un ensemble de constats scientifiques confirme cette hypothèse : l'existence d'une relation positive entre la taille d'une nourricerie et le nombre de juvéniles qu'elle produit (RIJNSDORP *et al.*, 1992), ainsi qu'entre les variations interannuelles de nourriture et l'abondance de juvéniles, et les relations entre la densité, la croissance et la survie de ces juvéniles, en lien avec les disponibilités alimentaires (NASH *et al.*, 2007). La variabilité engendrée aux stades larvaires par les fluctuations hydroclimatiques est donc régulée *a posteriori* par la capacité d'accueil des nourriceries. La survie jusqu'à la maturité dépend donc, pour un grand nombre d'espèces exploitées, des habitats côtiers et estuariens. Le renouvellement de ces ressources résulte non seulement de l'importance de la

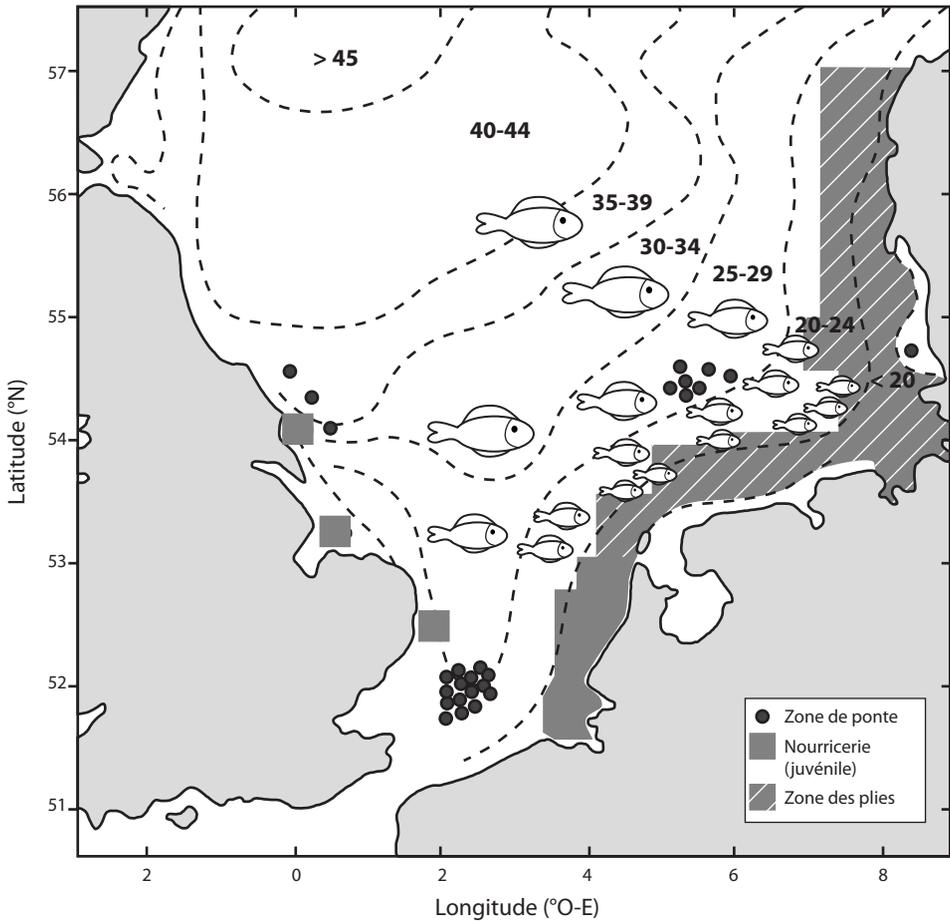


Figure 2

Les habitats essentiels. Illustration de la fonction des zones côtières et estuariennes comme nourriceries de poissons pour le cas de la plie (*Pleuronectes platessa*) de mer du Nord.

biomasse féconde du stock et de la survie des stades précoces (œufs et larves), mais aussi de la fonctionnalité des nourriceries côtières et estuariennes où se développent les juvéniles.

Des habitats essentiels, mais menacés

Le caractère déterminant de la phase de croissance de ces juvéniles sur les nourriceries côtières et estuariennes permet d'expliquer que l'altération de ces habitats est, avec la pêche, l'une des principales causes de diminution des

espèces marines des milieux côtiers et estuariens, mais aussi du plateau continental. La dégradation des zones côtières ou estuariennes peut affecter la croissance et la mortalité des juvéniles qui s’y concentrent et, par conséquent, la taille des populations marines et les activités halieutiques qui en dépendent (PETERSON *et al.*, 2000). Détruire ou altérer ces habitats engendre une diminution des ressources, non seulement localement, mais aussi sur l’ensemble du secteur côtier, et plus au large, là où vit la fraction adulte de certaines populations. La proportion d’espèces d’intérêt halieutique qui dépendent de ces habitats étant très importante (p. ex., trois quarts du volume des captures évaluées en Atlantique nord ; SEITZ *et al.*, 2014), leur préservation est indispensable.

Malgré l’importance des systèmes côtiers et estuariens, notamment pour les ressources halieutiques, la pression anthropique y est particulièrement élevée et le milieu subit en permanence des contraintes liées aux activités humaines (HALPERN *et al.*, 2008). La croissance, industrielle et démographique, a contribué à la dégradation de l’environnement, tout particulièrement dans ces secteurs. En effet, 30 % de la population mondiale est localisée à moins de 100 km des rivages (SWANEY *et al.*, 2014), cette population augmente et sa concentration en zone côtière s’accroît fortement (ROBERTS et HAWKINS, 1999). Au sein des écosystèmes marins, les zones côtières sont les sites où les questions environnementales se posent avec le plus d’acuité ; elles sont non seulement le réceptacle de pollutions chroniques ou accidentelles, d’origine continentale ou marine, mais aussi le lieu où s’exercent de très nombreuses activités humaines. En ce qui concerne les fonctions halieutiques de ces habitats, les altérations liées aux pressions anthropiques sont de deux ordres.

– D’une part, ces pressions peuvent conduire à une réduction de surface. Les activités aux conséquences destructrices sont multiples sur le domaine côtier et estuarien : dragage, extractions de granulats, urbanisation, extension portuaire, etc. Le cas de l’estuaire de Seine illustre ce phénomène puisque ce site a vu ses vasières, qui constituent des nurseries importantes, se réduire de façon drastique suite à divers aménagements : la zone intertidale de l’estuaire a ainsi perdu plus de 75 % depuis 1830. La France est loin d’être le seul pays concerné par ce phénomène et les estuaires hollandais ont notamment subi des aménagements pour limiter les risques de submersion qui ont conduit à des réductions encore plus importantes de leurs vasières. Ce phénomène est d’ailleurs généralisé à l’échelle planétaire (COLEMAN *et al.*, 2008). Par ailleurs, la destruction d’autres types d’habitats côtiers et estuariens a aussi occasionné une diminution de la surface des nurseries pour les ressources vivantes marines : les herbiers, les marais salés, mais aussi les mangroves et les récifs coralliens en milieu tropical, font l’objet de destructions du même ordre (Barbier *et al.*, 2011). Ainsi, si l’on souhaite donner un ordre de grandeur de ce processus, les niveaux de réduction de surface ont été de l’ordre de deux tiers à trois quarts depuis le début de l’ère industrielle et sont aujourd’hui de l’ordre de 10 % par décennie, pour l’ensemble des milieux côtiers et estuariens. La situation dans les pays du Sud n’est pas plus satisfaisante qu’au Nord, avec des proportions de surfaces résiduelles par rapport à l’état vierge plus importantes, mais des taux actuels de

disparition plus forts. Indépendamment de toute altération de la qualité des milieux résiduels, cette réduction de surface conduit à une diminution de la capacité de ces habitats à réaliser leurs fonctions halieutiques.

– D'autre part, la diminution de la capacité des nourriceries peut être liée à une altération de la qualité de la fraction résiduelle de ces systèmes. Ces altérations sont particulièrement fortes en milieu côtier (HALPERN *et al.*, 2008) et peuvent avoir des conséquences très importantes pour le renouvellement des ressources marines. Ainsi, à l'échelle planétaire, 50 % des rejets d'eaux usées parviennent à la mer depuis les bassins versants sans traitement (CLARK, 1992) avec deux conséquences principales : (i) l'eutrophisation, liée aux apports excessifs de sels nutritifs (DIAZ et ROSENBERG, 2008), peut causer des dégâts écologiques considérables aux ressources marines exploitées qui en dépendent, notamment du fait de phénomènes d'anoxie, (ii) la pollution *in situ* et les apports terrigènes de polluants diminuent la croissance et la survie des juvéniles de poissons marins au sein des nourriceries (COURRAT *et al.*, 2009) et réduisent leur potentiel futur de reproduction (ADAMS, 2002). La pêche, exercée sur des zones où les jeunes poissons sont concentrés, entraîne aussi de très fortes mortalités, préjudiciables à la durabilité des populations et à la rentabilité de leur exploitation. Les pêcheries crevettières occasionnent ainsi de fortes mortalités annexes (KELLEHER, 2005), notamment de juvéniles d'espèces d'intérêt halieutique dont les nourriceries sont estuariennes.

Par ailleurs, le changement climatique affecte ces milieux et leurs fonctions halieutiques. Une première conséquence du réchauffement est liée à l'augmentation du niveau de la mer, imputable à l'effet conjugué de la dilatation liée au réchauffement et de la fonte des calottes glaciaires. Conjuguée à des phénomènes croissants d'élévations exceptionnelles sur les côtes (SUNDERMANN *et al.*, 2001), ce processus aggrave les réductions de surface des habitats halieutiques essentiels. Par ailleurs, chaque espèce de poisson marin possède, malgré des adaptations locales des populations, un optimum thermique et une gamme de tolérance en deçà et au-delà. Cette tolérance varie au cours de la vie ; elle est particulièrement limitée lors de la reproduction, plus élevée au stade juvénile, et d'amplitude différente selon les espèces (GROS, 2011). En réponse au réchauffement, les populations de poissons voient leur répartition modifiée. Aux limites thermiques de répartition des espèces, ce processus explique les disparitions d'espèces boréales et les apparitions d'espèces méridionales (CHEUNG *et al.*, 2009). Ce processus se vérifie au niveau des estuaires et des milieux côtiers et affecte la reproduction, puis la croissance et la survie des juvéniles de poissons marins (HERMANT *et al.*, 2010). Par ailleurs, les poissons démersaux migrent en profondeur, en réponse à l'augmentation de la température. Ce phénomène est particulièrement marqué pour les juvéniles de plie en mer du Nord (ENGELHARD *et al.*, 2011), puisque les jeunes stades de cette espèce ont largement déserté leurs zones de nourriceries peu profondes pour coloniser des secteurs plus profonds. Ce processus a contribué à réduire l'efficacité de la « plaice box », zone de réserve mise en place dans les années 1990 pour protéger les juvéniles de plies (fig. 2) et favoriser le renouvellement de la population de mer du Nord (MESNILDREY *et al.*, 2013).

De manière générale, il existe deux causes majeures de régression des ressources marines (DULVY *et al.*, 2003) : la surexploitation et la dégradation des habitats essentiels à leur renouvellement. Il est établi qu'une réduction de la capacité de ces habitats conduit à un renouvellement plus faible des populations concernées (HODGSON *et al.*, 2011). VAN DE WOLFSHAAR *et al.* (2011) ont démontré que pour des populations particulièrement dépendantes de secteurs de nourriceries restreints, protéger ces habitats s'avérerait plus important encore que de gérer l'exploitation halieutique pour maintenir leur potentiel de renouvellement.

Il existe de par le monde un certain nombre de secteurs où l'altération des habitats estuariens, du fait des modifications morphologiques et/ou de la dégradation de la qualité des milieux résiduels, a eu des conséquences sur le renouvellement des ressources vivantes marines exploitées. L'estuaire de Seine peut être cité comme un écosystème où de fortes perturbations ont altéré les nourriceries d'espèces d'intérêt majeur pour la pêche, à la fois du fait de la réduction de surface des vasières intertidales et de l'altération de la qualité des milieux résiduels. Ces altérations y ont conduit à une réduction locale du nombre de juvéniles de sole de plus de 42 %, ce qui a entraîné une diminution de la population à l'échelle de la Manche Est de l'ordre de 1/6 (ROCHETTE *et al.*, 2010), avec des conséquences de même ordre sur l'exploitation. Cet exemple peut être généralisé et s'applique aussi aux espèces sédentaires (PETERSON, 2003). Les conséquences de l'altération des récifs coralliens sur les ressources halieutiques qui y résident et leur exploitation ont notamment été mises en évidence dans les Caraïbes (de 30 à 45 % de produit de la pêche en moins ; UNEP, 2006). De même, les liens entre la déforestation des mangroves et les ressources et pêcheries crevettières tropicales sont avérés (MANSON *et al.*, 2005). À l'échelle planétaire, le déclin de la fonction de nourricerie en lien avec la dégradation des habitats côtiers et estuariens est ainsi estimé à 69 % (WORM *et al.*, 2006 ; BARBIER *et al.*, 2011). Il est donc urgent de protéger ces secteurs menacés.

Des mesures de précaution dans un contexte incertain

Il est difficile de prévoir les conséquences de l'altération ou de la destruction d'un habitat côtier ou estuarien sur les ressources marines qui en dépendent. Ces ressources ne semblent pas répondre aux perturbations subies jusqu'à un certain seuil, à partir duquel on assiste à un effondrement brutal de leur renouvellement (MURADIAN, 2001). Comme il est très difficile de fixer ce seuil, il est nécessaire d'adopter une approche de précaution qui vise à éviter d'altérer ces écosystèmes, déjà très affectés.

Des expériences visant à recréer des habitats artificiels, afin de compenser la destruction de sites naturels et ses conséquences écologiques, ont été menées

avec des résultats contrastés. Chaque cas est particulier et seul un suivi spécifique permet de s'assurer de l'efficacité des mesures de restauration. La seule certitude sur cette question est qu'il est beaucoup plus difficile de restaurer des habitats essentiels au renouvellement des ressources, ce qui comporte une forte part d'aléas (BENAYAS *et al.*, 2009), que d'éviter leur dégradation (ELLIOTT *et al.*, 2007). Il est toutefois préférable de restaurer des milieux dégradés que de créer des structures artificielles dont les effets sont hypothétiques (BAINE et SIDE, 2003).

Un cadre juridique *a priori* contraignant

Il existe aujourd'hui un cadre juridique qui prend en compte les fonctions écologiques dans la gestion de la zone côtière.

– Au niveau international, la Convention sur la biodiversité et le développement durable (1992) souligne les risques encourus par les habitats marins côtiers et la nécessité de les protéger. La Convention des Nations unies sur le droit de la mer (1994) définit l'obligation pour les États de préserver l'environnement marin. À l'issue de la déclaration de Reykjavik (2001), renforcée lors du sommet sur le développement durable de Johannesburg (2002), les Nations unies ont recommandé, en 2004, d'adopter une approche écosystémique dans le cadre d'une gestion intégrée et de mettre en place d'ici 2012 un réseau d'aires marines protégées afin de protéger la biodiversité marine et côtière.

– Au niveau européen, la directive habitat (92/43/EEC), qui préconise la conservation des habitats naturels, prend en compte les zones estuariennes et côtières. Plus récemment, la directive-cadre sur l'eau (2000/EC/60) vise, notamment dans les domaines estuariens et côtiers, à prévenir à court terme la détérioration des habitats et à les restaurer dans un état écologique satisfaisant à l'horizon 2015. Pour ce faire, cette directive spécifie la prise en compte de la composition et de l'abondance des peuplements de poissons pour l'estimation de l'état écologique des estuaires et lagunes. L'Union européenne précise par ailleurs que la gestion intégrée des zones côtières doit s'appuyer sur des critères de biodiversité et de fonctionnalité des habitats pour le maintien des usages halieutiques dans l'optique d'un développement durable (2002/413 CE). La directive-cadre européenne « stratégie pour le milieu marin » (2008) a pour objectif de prendre toutes les mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin au plus tard en 2020. Parmi les descripteurs énoncés dans cette directive pour définir et atteindre le bon état écologique figurent des préconisations sur les ressources vivantes marines et les habitats, sur l'exploitation durable de ces ressources et sur la prise en compte des autres sources de perturbations anthropiques.

– Au niveau national français, en lien avec les directives européennes, la loi sur l'eau (92/3) se donne pour objectif de préserver les écosystèmes aquatiques. Un complément halieutique a été ajouté aux annexes relatives à la liste des types d'habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages qui peuvent justifier la désignation de zones de conservation au titre du réseau écologique européen Natura 2000. Par ailleurs, l'une des réponses françaises à Johannesburg (2002) a été la création de l'agence des aires marines protégées. La dynamique de mise en place d'aires marines protégées s'est amorcée depuis la création de cette agence en 2007, notamment avec les engagements du Grenelle de la mer (2009) de couvrir 20 % des eaux nationales en 2020.

Toutefois, malgré ce cadre juridique contraignant, la prise en compte des problèmes de préservation des habitats halieutiques essentiels est aujourd'hui très faible dans la gestion de la bande côtière (BECK *et al.*, 2001). Il est difficile de faire valoir la mise en évidence des dysfonctionnements d'origine anthropique dans la prise de décision des acteurs sociaux (SAREWITZ, 2004).

Conclusion : intérêt des aires marines protégées comme habitats halieutiques essentiels

Les écosystèmes côtiers et estuariens, extrêmement productifs d'un point de vue biologique, jouent un rôle essentiel pour le renouvellement des ressources vivantes marines. Il est indispensable de prendre en compte cette fonctionnalité dans le cadre de la préservation de la biodiversité, d'une approche écosystémique des pêches et d'une gestion intégrée des zones côtières. Avec l'exploitation halieutique excessive de ces ressources, les pressions anthropiques et climatiques multiples sur ces secteurs sensibles représentent de fortes menaces de deux ordres : réduction des surfaces naturelles (extractions de granulats, aménagements portuaires et fluviaux, urbanisation, élévation du niveau de la mer, etc.) et dégradation de la qualité de l'eau (eutrophisation, pollution, réchauffement, etc.) des milieux résiduels.

Si le cadre juridique contraignant à tenir compte de ces fonctionnalités halieutiques existe, les habitats côtiers et estuariens restent néanmoins l'objet de pressions très fortes, préjudiciables au renouvellement des ressources marines et aux activités d'exploitation qui en dépendent. La mise en place d'aires marines protégées peut avoir pour objectif de préserver les zones côtières et estuariennes et de maintenir le potentiel de renouvellement des ressources vivantes exploitées. Leur efficacité est reconnue ; elles permettent d'améliorer la qualité de l'habitat et la biodiversité (encadrés 2 et 3). Elles peuvent

également contribuer à augmenter la production halieutique dans les zones périphériques. Dans cette optique, leur efficacité est plus importante si la zone protégée couvre des habitats essentiels au renouvellement des populations. Protéger des secteurs de nurserie hébergeant de fortes densités de juvéniles peut notamment conduire à des effets positifs majeurs d'ensemencement des zones adjacentes, et par conséquent de maintien et de restauration des populations et de leur potentiel d'exploitation (VAN DE WOLFSHAAR *et al.*, 2011). Il est donc essentiel de maintenir la fonctionnalité des estuaires et des milieux côtiers qui hébergent tout ou partie du cycle de vie d'une proportion importante des ressources exploitées. La mise en place d'aires marines protégées constitue une opportunité unique d'adopter des mesures de gestion qui permettront de maintenir, voire de restaurer ces milieux et leur capacité à contribuer au renouvellement des ressources halieutiques (MESNILDREY *et al.*, 2013). L'établissement de mesures de protection des juvéniles sur les nurseries fait partie des mesures efficaces pour assurer la pérennité d'un stock. Ces mesures sont particulièrement efficaces pour des espèces présentant un fort niveau de dépendance à des habitats spécifiques au cours de leur vie juvénile (VAN DE WOLFSHAAR *et al.*, 2011). Par ailleurs, les frayères, du fait de fortes concentrations facilement capturables, sont des habitats où les individus sont particulièrement vulnérables et dont la protection peut avoir des conséquences positives (GRUSS, 2012). Dans tous les cas, la prise en compte du cycle de vie des ressources et de leur dépendance à des habitats spécifiques au cours de ce cycle de vie est une composante essentielle pour définir des zones de protection efficaces.

Si ce constat s'avère particulièrement pertinent pour les secteurs côtiers et estuariens, il n'en reste pas moins que certains habitats situés plus au large peuvent aussi jouer un rôle essentiel pour le renouvellement des ressources marines exploitées. Des zones particulières de frayères ou des voies de migration au cours du cycle de vie constituent des secteurs de concentration temporaire et de vulnérabilité de ces ressources auxquels il est indispensable d'étendre ce constat (GRUSS, 2012).

Encadré 2 Des AMP pour les requins ?

En conservant une partie de l'écosystème marin, les AMP incluent naturellement les prédateurs supérieurs, comme les requins, qui peuvent n'être que des visiteurs saisonniers de ces aires. Toutefois, le déclin de nombreuses populations de requins au cours des deux ou trois dernières décennies a conduit certains pays à définir des zones protégées spécifiques. Ainsi, le premier pays à créer une AMP pour les requins a été Palau qui, en septembre 2009, a délimité une surface de plus de 600 000 km² dans laquelle la pêche des requins est totalement interdite. Depuis, les revenus écotouristiques engendrés par cette zone sont évalués à près de 2 millions de dollars par an. D'autres pays ont suivi et créé des AMP pour les requins : les Maldives en 2010, puis les atolls de Tokelau (Nouvelle-Zélande), les îles Marshall, la Micronésie et le Honduras en 2011. Au total, c'est presque 5 millions de km² dans lesquels la pêche des requins est interdite, mais c'est encore très peu par rapport à la surface des océans (environ 1,3 %).

Des études récentes ont mis en évidence le rôle écologique des requins dans le maintien des équilibres des écosystèmes océaniques. Leur rôle régulateur est un gage de la bonne santé de ces écosystèmes. Leur destruction entraîne des effets en cascade dans les chaînes alimentaires qu'ils contrôlent. Dans ce contexte, des AMP-requins sont souhaitables, et en particulier en Afrique de l'Ouest où les populations de requins ont été fortement exploitées.

Les zones déjà protégées doivent être renforcées avec des mesures particulières pour les requins. Leur efficacité dépendra des contrôles qui devront être mis en place simultanément à leur création. Sans cela, ces AMP ne seraient que des « aires de papier » !

Si la priorité doit être accordée aux AMP côtières du fait d'une dégradation importante des populations et des habitats côtiers, il ne faut pas pour autant négliger les zones profondes comme certains monts sous-marins dans l'archipel du Cap-Vert et de la ride de la Sierra Leone, ou la fosse de Kayar au Sénégal. Ces zones profondes recèlent des ressources déjà exploitées ou exploitables, mais qui sont plus fragiles que les ressources côtières.

Dans le contexte général actuel de surexploitation de nombreuses populations de requins, avec la mise en péril de certaines espèces, des AMP pour les requins sont nécessaires. Selon les espèces à préserver, il s'agira de définir les zones côtières, lieux de reproduction (accouplement, mise bas) où les jeunes trouvent des abris et une nourriture abondante, et des zones plus océaniques pour préserver certaines espèces pélagiques d'une exploitation intensive. C'est le cas notamment du requin-taupe, qui forme des concentrations de reproduction, ou de repos comme le requin-marteau halicorne au-dessus des monts sous-marins ; les pêcheurs recherchent ces zones de concentration, très productives... pour eux !

Bernard SÉRET

Encadré 3

Renforcement des aires marines protégées pour la protection des requins en Afrique de l'Ouest

Les effets conjugués de la pêche ciblée, des prises accessoires et de la dégradation des habitats critiques pour les requins ont conduit à une dégradation continue du statut de conservation des requins dans le monde, en général et en Afrique de l'Ouest, en particulier. En effet, d'après la liste rouge mondiale des espèces menacées de 2010, 73 % des 45 espèces de requins présentes en Afrique de l'Ouest sont en danger ou vulnérables. La population d'un tiers des espèces identifiées est en décroissance, tandis que pour les deux tiers restants, il n'y a pas d'informations précises.

Bien gérées, les AMP sont considérées comme un outil supplémentaire efficace pouvant contribuer à renforcer l'éventail des diverses mesures mises en œuvre pour la gestion durable des requins. Le renforcement des AMP pour une meilleure protection des requins en Afrique de l'Ouest doit passer par une capacité accrue de ces sites à répondre au besoin de réglementer les activités de pêche et l'accès aux espaces critiques.

En effet, l'établissement de zonages associés à des règles correspondant aux différents niveaux de protection crée les bases pour la réglementation de l'accès aux ressources et de leur exploitation dans les AMP. Identifier clairement les espaces critiques pour les requins est une condition préalable à leur protection effective.

Les règles de gestion peuvent permettre d'une part l'application de restrictions/ou l'interdiction de la pêche ciblée des requins, mais également contribuer à réglementer les techniques et engins de pêche à l'intérieur du site et contribuer ainsi à réduire les risques d'impacts négatifs sur des espèces vulnérables. Les règles en vigueur dans les AMP peuvent également permettre de limiter ou interdire les activités de pêche dans les zones critiques connues pour les espèces menacées et elles contribuent en même temps à réduire la pression sur les espèces les plus vulnérables associées à ces espaces.

Les AMP offrent également la possibilité de mettre en place des systèmes de suivi de l'évolution des populations, permettant ainsi d'appliquer des mesures de gestion adaptées à l'évolution des besoins des espèces concernées.

Le caractère migrateur des requins et la vulnérabilité de la plupart des espèces présentes dans les pays de la sous-région présentent d'importants défis à toute initiative visant à améliorer la conservation de ces espèces. Le réseau régional d'AMP Rampao pourrait contribuer à renforcer la concertation et la coopération pour la conservation des requins au niveau de la sous-région. L'identification de sites importants pour les requins au niveau de la sous-région ouest-africaine et la mise en place au niveau des AMP du réseau de règles de gestion concertées pour la protection des espèces de requins permettraient de renforcer l'efficacité des mesures appliquées dans les AMP et au-delà.

Les besoins spécifiques des requins devront être pris en compte de manière effective dans la gestion des AMP existantes et dans le futur développement du réseau régional, notamment en matière de protection des habitats critiques et de réglementation harmonisée de leur exploitation.

Charlotte KARIBUHOYE et Paul TENDENG

Références bibliographiques

- Convention sur la diversité biologique, 2004 – CBD, COP 7, Décision VIII/5 (note 11).
- Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Cites), Annexes I, II et III, valables à compter du 27 avril 2011, 42 p.
- DIOP M., DOSSA J., 2011 – *Trente années d'exploitation des requins en Afrique de l'Ouest : trajectoires des pêcheries, évolution des captures et état de conservation des requins dans les pays membres de la Commission sous-régionale des pêches*. Corlet à Condé-sur-Noireau, Fiba, PRCM, CRSP, 94 p.
- DUDLEY N. (éd.), 2008 – *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées*. Gland, Suisse, UICN, 96 p.
- IUCN, 2010 – IUCN Red List of Threatened Species <www.iucnredlist.org>
- KARIBUHOYE C., 2008 – « Mise en place du réseau régional d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest – Rampao – Une stratégie régionale pour les AMP en Afrique de l'Ouest ». In : *Quelle stratégie pour quels objectifs ?*, actes du 1^{er} colloque national sur les aires marines protégées, Boulogne-sur-Mer, 20-22 novembre 2007, Comité français UICN, Union mondiale pour la nature-Paris.

Bibliographie

- ADAMS S., 2002**
Biological indicators of aquatic ecosystem stress. *Amer. Fisher. Society*, Bethesda, Maryland, USA.
- BAINÉ M., SIDE J., 2003**
Habitat modification and manipulation as a management tool. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13 : 187-199.
- BARBIER E., HACKER S., KENNEDY C., KOCH E., STIER A., SILLIMAN B., 2011**
The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81 (2) : 169-193.
- BECK M., HECK K., ABLE K., CHILDERS D., EGGLESTON D., GILLANDERS B. M., HALPERN B., HAYS C., HOSTINO K., MINELLO T. J., ORTH R., SHERIDAN P., WEINSTEIN M. P., 2001**
The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Bioscience*, 51 : 633-641.
- BENAYAS J., NEWTON A., DIAZ A., BULLOCK J., 2009**
Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 325 : 1121-1124.
- CHEUNG W., LAM V., SARMIENTO J., KEARNEY K., WATSON R., PAULY D., 2009**
Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10 : 235-251.
- CLARK J. R., 1992**
Integrated management of coastal zones. *FAO fisheries technical paper*, 327.
- COLEMAN J. M., HUH O. K., DEWITT B., 2008**
Wetland loss in world deltas. *Journal of Coastal Research*, 24 (sp 1) : 1-14.
- COSTANZA R., DARGE R., DEGROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., ONEILL R.,**

PARUELO J., RASKIN R., SUTTON P., VANDENBELT V., 1997

The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*; 387 : 253-260.

COURRAT A., LEPAGE M., GIRARDIN M., LAFFARGUE P., NICOLAS D., LOBRY J., LE PAPE O., 2009

Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81 (2) : 179-190.

DIAZ R. J., ROSENBERG R., 2008

Spreading deadzones and the consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 : 926-929.

DULVY N. K., SADOVY Y., REYNOLDS J. D., 2003

Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4 (1) : 25-64.

ELLIOTT M., WHITFIELD A. K., POTTER I. C., BLABER S. J. M., CYRUS D. P., NORDLIE F. G., HARRISON T. D., 2007

The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8 : 241-268.

ENGELHARD G., PINNEGAR J., KELL L., RIJNSDORP A., 2011

Nine decades of North Sea sole and plaice distribution. *Ices Journal of Marine Science*, 68 (6) : 1090-1104.

FODRIE F. J., MENDOZA G., 2006

Availability, Usage and Expected Contribution of Potential Nursery Habitats for the California Halibut. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68 : 149-164.

GIBSON R. N., 1994

Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research*, 32 (2) : 191-206.

GROS P., 2011

« Écosystèmes marins ». In : *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine*, GIP Ecofor, MEDDTL : 126-165.

GRUSS A., 2012

Evaluation of the effectiveness of marine

protected areas for mobile exploited fish populations and their fisheries: Modeling approaches. Thèse de doctorat, spécialité Biologie des populations et écologie, université Montpellier-2 : 226 p.

HALPERN B. S., WALBRIDGE S., SELKOE K. A. et al., 2008

A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319 : 948-952.

HARDEN JONES F. R., 1968

Fish migration. London, Edward Arnold, 325 p.

HERMANT M., LOBRY J., POULARD J. C., DÉSAUNAY Y., BONHOMMEAU S. LE PAPE O., 2010

Impact of warming on abundance and occurrence of flatfish populations in the Bay of Biscay (France). *Journal of Sea Research*, 64 : 45-53.

HODGSON J., MOILANEN A., WINTLE B., THOMAS C., 2011

Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *The Journal of Applied Ecology*, 48 : 148-152.

KELLEHER K., 2005

Discards in the world's marine fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers*, 470 : 154.

MANSON F. J., LONERAGAN N. R., SKILLETER G. A., PHINN S. R., 2005

An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: A synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 43 : 483-513.

MESNILDREY L., GASCUEL D., LE PAPE O., 2013

Integrating Marine Protected Areas in fisheries management systems: some criteria for ecological efficiency. *Aquatic Living Resources*, 26 : 159-170.

MURADIAN R., 2001

Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics*, 38 : 7-24.

NASH R. D. M., GEFFEN A. J., BURROWS M. T., GIBSON R. N., 2007

Dynamics of Shallow-Water Juvenile Flatfish

Nursery Grounds: Application of the Shelf-Thinning Rule. *Marine Ecology Progress Series*, 231-244.

PETERSON C. H., SUMMERSON H. C., THOMSON E., LENIHAN H. S., GRABOWSKI J., MANNING L., MICHELI F., JOHNSON G., 2000
Synthesis of linkages between benthic and fish communities as key to protecting essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 66 : 759-774.

PETERSON M., 2003
A conceptual view of environment-habitat-production linkages in tidal river estuaries. Reviews in *Fisheries Science*, 11 (4) : 291-313.

RIJNSDORP A. D., VAN BECK F. A., FLATMAN S., MILLNER R. M., RILEY J. D., GIRET M., DE CLERCK R., 1992
Recruitment of sole stocks, *Solea solea* (L.), in the northeast atlantic. *Netherlands Journal of Sea Research*, 29 : 173-192.

ROBERTS C. M., HAWKINS J. P., 1999
Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology & Evolution*, 14 (6) : 241-246.

ROCHETTE S., RIVOT E., MORIN J., MACKINSON S., RIOU P., LE PAPE O., 2010
Effect of nursery habitat destruction on flatfish population renewal. Application to common sole (*Solea solea*, L.) in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research*, 64 : 34-44.

SAREWITZ D., 2004
How science makes environmental controversies worse. *Environmental Science & Policy*, 7 : 385-403.

SEITZ R. D., WENNHAGE H., BERGSTROM U., LIPCIUS R. N., YSEBAERT T., 2014
Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *Ices Journal of Marine Science*, 71 (3) : 648-665.

SUNDERMANN J., LENZ W., BEDDIG S., HUTHNANCE J., MOOERS C. N. K., 2001
Impact of climate change on the coastal zone: discussion and conclusions. *Climate Research*, 18 : 1-3.

SWANEY D. W., HUMBORG C., EMEIS K., KANNEN A., SILVERT W., TETT P., PASTRES R., SOLIDORO C., YAMAMURO M., HÉNOCQUE Y., NICHOLLS R., 2014
Five critical questions of scale for the coastal zone. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 96 : 9-21.

UNEP, 2006
In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs.
Cambridge, UK, Unep-WCMC : 33.

VAN DE WOLFSHAAR K., HILLERISLAMBERS R., GARDMARK A., 2011
Effect of habitat productivity and exploitation on populations with complex life cycles. *Marine Ecology Progress Series*, 438 : 175-184.

WORM B., BARBIER E., BEAUMONT N., DUFFY J. E., FOLKE C., HALPERN B. S., JACKSON J. B. C., LOTZE H. K., MICHELI F., PALUMBI S. R., SALA E., SELKOE K. A., STACHOWICZ J. J., WATSON R., 2006
Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314 : 787-790.

Place des écosystèmes de mangrove au sein des AMP

Entre mythe, réalité et nécessité

Daniel GUIRAL

Le chapitre d'Olivier Le Pape montre clairement la nécessité de protéger un certain nombre d'habitats essentiels. Parmi ceux-ci bien sûr les zones estuariennes indispensables au développement des juvéniles. Très souvent associées à ces estuaires dans la zone intertropicale, les mangroves sont considérées comme des sources importantes d'enrichissement et des lieux de forte diversité et à ce titre doivent, en tant qu'habitats essentiels, constituer une des composantes des AMP. Bien que ce sentiment soit largement ancré dans les consciences collectives, les avis scientifiques semblent plus nuancés ou tout au moins source de débats. Nous rejoignons ici l'incertitude indispensable à prendre en compte et qui était évoquée dans le chapitre d'introduction de cet ouvrage. Quelle est la véritable contribution des mangroves face aux apports des estuaires ou des vasières ? Même s'il paraît évident que les mangroves et leurs vasières associées jouent un rôle écologique très important pour diverses écophases juvéniles de poissons et de crevettes, il n'en demeure pas moins que pour certaines d'entre elles de nombreuses incertitudes demeurent sur leur productivité réelle, leur mode de fonctionnement, la quantification des exportations qui leur sont imputables et le devenir trophique de ces exportations. Leur rôle écologique et écosystémique reste encore à préciser et c'est tout l'intérêt du débat soulevé par Daniel Guiral sur la place de la mangrove dans la définition des aires marines protégées.

Introduction

Dans un contexte de dégradation qualitative des écosystèmes littoraux due à une intensification et à une généralisation de pressions anthropiques multiformes, la création d'aires marines protégées (AMP) correspond à une stratégie porteuse de nombreux espoirs en tant qu'instrument pour la mise en œuvre d'une gestion intégrée, durable et participative des zones côtières. Les AMP sont en effet envisagées comme une solution globale pour assurer une protection des espèces et des habitats marins, une conservation de la biodiversité marine, la restauration des stocks halieutiques, la gestion des activités touristiques, et plus globalement, la limitation des conflits entre les divers usagers et utilisateurs des ressources et des espaces littoraux. En regard des attentes des exploitants et gestionnaires des ressources halieutiques, ces bénéfices seront logiquement d'autant plus significatifs que les espèces exploitées au stade adulte et mature sont sédentaires et territoriales au sein de l'AMP et que leurs écophases larvaires et juvéniles, par leur dispersion passive ou active, contribuent à une exportation de la biomasse produite au sein de l'AMP vers les écosystèmes adjacents. En contexte tropical, de nombreuses espèces constitutives des communautés de poissons et de crustacés littoraux colonisent et exploitent au stade juvénile divers écosystèmes intertidaux : estuaire, vasière, mangrove, récif corallien, herbier à phanérogames, lagune, marais littoraux sans nécessairement s'y reproduire. En outre, si certaines de ces espèces montrent une forte préférence au cours de leurs migrations ontogéniques pour un type spécifique de nourricerie et d'habitat, beaucoup d'autres sont plus généralistes et opportunistes et appartiennent successivement au cours de leur vie à divers écosystèmes contribuant ainsi à leur structuration trophique. Avec cette finalité de pérennisation des activités halieutiques, il semble logique que la création d'une AMP en zone tropicale intègre donc l'ensemble des divers écosystèmes qui contribue à terme au recrutement des individus dans les pêcheries. Parmi ces divers écosystèmes mis en relation par les migrations des espèces, les mangroves étaient classiquement perçues comme des habitats essentiels dont l'extension et la conservation de l'intégrité fonctionnelle étaient jugées comme déterminantes dans le contrôle du renouvellement des stocks exploités plus au large, et en particulier, de crevettes et de poissons. Cependant, depuis une vingtaine d'années de nouvelles approches reposant sur le recours à de nouveaux outils (en particulier les isotopes stables du C et du N et les acides gras) pour la construction des réseaux trophiques au sein des mangroves et entre les mangroves et les écosystèmes adjacents ont remis en cause ces considérations de dépendance directe entre la productivité des mangroves et l'abondance des ressources exploitées. Ce chapitre vise, au regard des connaissances actuelles, à préciser les rôles et l'importance fonctionnelle des mangroves, et donc plus globalement, des bénéfices possibles de leur prise en considération et de leur intégration au sein d'AMP littorales à finalité halieutique.

Les mangroves, des écosystèmes forestiers très productifs

Les mangroves, écosystèmes forestiers des côtes et des estuaires de la ceinture intertropicale, sont limitées au nord par l'isotherme de 16 °C en janvier (coïncidant avec la latitude 35° N) et au sud par les isothermes en juillet de 16 °C pour les océans Atlantique et Indien et de 21 °C à l'est de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (coïncidant avec la latitude 38° S). Elles colonisent principalement les littoraux à activité hydrodynamique où les vagues et les houles ont une faible énergie et/ou sont fortement amorties. Ces secteurs de calme relatif sont le siège d'importants dépôts sédimentaires issus de l'érosion des sols après un transit littoral plus ou moins long à partir de leurs points de rejet en mer (estuaires et deltas). Ces accumulations de vase, en situation intertidale, sont particulièrement propices à l'enracinement et la croissance des palétuviers (les arbres caractéristiques constitutifs des mangroves). Les biomasses de ces forêts amphibies, considérées comme étant l'un des écosystèmes tropicaux les plus productifs (DUARTE et CEBRIAN, 1996), sont à l'échelle mondiale estimées à 8,7 Pg de matière sèche (partie aérienne 4,98, partie souterraine 3,71) soit, sur la base de 0,45 gC par g de poids sec, environ 4,03 Pg de carbone (TWILLEY *et al.*, 1992). Elles constitueraient ainsi moins de 0,0015 % de la biomasse forestière mondiale estimée à 597 Eg en masse sèche (dont 472 et 125 respectivement pour les parties aérienne et racinaire) et à 298 EgC en carbone (dont 235 épigée et 63 hypogée). Ce pourcentage faible est à mettre en relation avec la superficie globale des mangroves 152 000 km² (SPALDING *et al.*, 2010) qui ne représente que 0,4 % de la superficie des forêts mondiales (39 794 530 km²) et 0,8 % des forêts tropicales (18 520 000 km²). Les biomasses carbonées les plus élevées pour les mangroves, de l'ordre de 200 tC par hectare (épigée 128 tC.ha⁻¹ ; hypogée 77 tC.ha⁻¹), sont observées à proximité de l'équateur (entre 0° et 10° de latitude). Ces valeurs sont comparables aux forêts tropicales denses et nettement supérieures à la moyenne des forêts mondiales non tropicales estimée à 142 tC.ha⁻¹). La plus forte biomasse aérienne, 460 t.ha⁻¹, a été estimée dans une mangrove dominée par *Rhizophora apiculata* en Malaisie (latitude 5° N) dont la productivité nette moyenne sur une période de 30 ans était de 17,7 t.ha⁻¹.an⁻¹. La plus forte productivité annuelle de biomasse aérienne, supérieure à 25 t.ha⁻¹ (26,7 t.ha⁻¹.an⁻¹ dont 20,0 t.ha⁻¹.an⁻¹ pour l'accroissement des diamètres du tronc et des branches et l'allongement des rameaux et 6,7 t.ha⁻¹.an⁻¹ de production de litière¹⁷) a été estimée en Thaïlande (latitude 8° N) pour une mangrove à *Rhizophora apiculata* de 15 ans dont la biomasse arienne était de 159 t.ha⁻¹. Cette productivité est équivalente à la plus forte des productivités estimées pour des forêts tropicales humides de terre ferme (la forêt d'Anguedou en Côte d'Ivoire : 28,6 t.ha⁻¹.an⁻¹ dont 7,6 pour

17. La litière correspond à l'ensemble de la biomasse forestière arrivant au sol ; elle est constituée essentiellement de feuilles mais aussi des fleurs, écorces et branches, racines et troncs morts et, dans le cas spécifique des mangroves, des racines échasses et des pneumatophores consécutivement à la mort des palétuviers.

la croissance et 18,6 de litière), mais reposant cependant sur une biomasse aérienne deux fois plus importante, 303 t.ha⁻¹. Au plan mondial, certaines mangroves présentent même des productions de litière supérieures à celle de la forêt tropicale ivoirienne, comme cela a été observé en Papouasie-Nouvelle-Guinée (25,5 t.ha⁻¹.an⁻¹), à Hawaï (25,2), en Australie (23,7) et au Venezuela (21,0).

En termes d'allocation du carbone photosynthétique, il est à noter deux différences majeures entre les forêts tropicales terrestres et les mangroves qui font que ces dernières sont considérées comme des écosystèmes particulièrement efficaces en termes d'immobilisation et de stockage du CO₂ :

– les rapports entre les biomasses épigée (T) et hypogée (R) sont significativement plus bas pour les mangroves (T/R compris entre 2,0 et 3,0) que pour les forêts tropicales (T/R compris entre 4,0 et 4,5) ;

– les respirations racinaires des mangroves, colonisant des sols où l'oxygène est peu abondant, voire absent, sont plus faibles (inférieures à 3 tC.ha⁻¹.an⁻¹) que pour les forêts tropicales humides (comprises entre 15,0 et 37,5 tC.ha⁻¹.an⁻¹).

Ainsi, ce stockage du carbone plus important dans les systèmes racinaires, combiné à une respiration plus faible, se traduit pour une productivité brute équivalente à une productivité nette supérieure et à une immobilisation plus durable du carbone pour les mangroves que pour les forêts tropicales de terre ferme.

Les mangroves, des mosaïques d'habitats

Cependant, la distinction la plus radicale – et paradoxale si l'on considère intuitivement que de fortes productivités durables ne peuvent reposer que sur une forte complexité structurelle liée à la coexistence de nombreuses espèces exploitant la diversité des niches écologiques existantes – est que la diversité des palétuviers est considérablement plus faible que celle des forêts tropicales humides tant dans l'absolu qu'au plan local. En effet, à l'échelle mondiale les espèces de palétuviers exclusives et strictement inféodées aux mangroves sont au nombre de 34 qui appartiennent à 9 genres et 5 familles et auxquelles il est possible d'y associer 20 autres espèces mineures (ne constituant pas un élément dominant de la végétation, car colonisant des habitats périphériques où elles ne forment que très rarement des communautés pures) qui appartiennent à 11 familles et genres différents (TOMLINSON, 1986). Pour les forêts tropicales humides, dont les biomasses et la productivité sont du même ordre de grandeur que pour les mangroves, voire plus basses, on dénombre plus de 200 espèces à l'hectare (maximum de 283, forêt de Yanamono au Pérou). De même dans le cadre de 500 arbres comptabilisés en forêt tropicale terrestre, le nombre

d'espèces différentes est généralement supérieur à 150, voire 267 au Pérou ! Cette hyper-diversification des forêts tropicales est aussi observable à un niveau hiérarchique supérieur à celui de l'espèce puisque l'on dénombre, par exemple pour la seule Guyane française, 68 familles d'arbres différentes pour la forêt sempervirente contre 3 pour la mangrove. La très forte productivité des mangroves ne repose donc que sur les performances de quelques espèces qui ont su s'adapter pour conquérir ces espaces contraignants et instables constituant une zone de gradient entre terre et océan. De plus, cette faible diversité globale observable à l'échelle des mangroves mondiales masque une opposition très importante entre les diverses côtes océaniques. En effet, si les littoraux des côtes des océans Indien et du Pacifique comptent dans leur aire de diversification maximale (entre les longitudes 90° et 150° E) de 28 à 32 espèces, on ne recense que 10 espèces (maximum de 7 pour les côtes comprises entre les longitudes 75 à 90° O) pour les côtes est et ouest de l'océan Atlantique. Il est intéressant de noter que pour ces habitats similaires et très sélectifs, colonisés par des formations présentant les mêmes physionomies et constituées d'arbres dont l'organisation architecturale est identique, il n'existe aucun recouvrement au sein des espèces constitutives de ces deux entités biogéographiques. En effet, seuls deux genres (*Avicennia* et *Rhizophora*) sont communs aux mangroves est et ouest, mais ces deux genres y sont représentés par des espèces différentes. Les mangroves littorales, et en particulier celles des côtes de l'océan Atlantique, sont marquées par une très grande diversité et hétérogénéité des caractéristiques édaphiques à l'échelle stationnelle, principalement de la salinité des eaux interstitielles et des niveaux d'oxydoréduction des sols résultant des variabilités temporelles et spatiales des apports d'eau continentale et océanique et des durées et fréquences des phases d'exondation et de submersion. Dans ces écosystèmes, les très fortes biomasses et productivités estimées pour les formations de mangrove ne reposent que sur les adaptations et les stratégies propres aux divers individus recrutés au sein d'un nombre d'espèces particulièrement restreint. Dans un contexte d'interface entre biomes terrestre et océanique, géomorphologiquement instables et donc contraignants, ce constat d'une très grande hétérogénéité de sols colonisés par des peuplements très peu diversifiés, et néanmoins producteurs d'une très abondante biomasse (équivalente, voire supérieure à celle des grandes forêts tropicales) est très certainement la caractéristique la plus remarquable des mangroves.

Les mangroves : une productivité élevée, mais localement contrainte

Cependant pour les faciès de mangroves localisées en limite de répartition (entre 30 et 40° de latitude N et S) et correspondant à des formations basses

et arbustives, les biomasses sont en moyenne plus de deux fois moins importantes ($90 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1}$). Comparativement aux mangroves proches de l'équateur, cette réduction de la biomasse en contexte tropical est proportionnellement plus importante pour la partie aérienne (tronc, branches, racines aériennes et feuilles) que racinaire (réduction d'un facteur de 2,7 et 1,8 respectivement pour les parties aérienne et racinaire). Les biomasses aériennes les plus faibles pour l'hémisphère nord ($7,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) ont été estimées en Floride (26° N) pour une mangrove à *Rhizophora mangle* d'une hauteur comprise entre 0,9 et 1,2 m. Dans ce contexte de forts stress environnementaux, cette biomasse est essentiellement ligneuse car constituée de racines échasses (69 %), de troncs et de branches (25 %). Les feuilles, une biomasse à cycle rapide, qui assurent la captation de l'énergie, y sont très peu représentées (6 %). Une biomasse aérienne équivalente ($6,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) a été estimée pour l'hémisphère sud en Nouvelle-Zélande (36° S) pour une mangrove à *Avicennia marina* d'une hauteur de 0,4 m. Ces basses valeurs pour les mangroves tropicales localisées en limite de leur aire de répartition sont l'une des conséquences des adaptations écophysiologicals et morphologiques que les palétuviers ont dû développer pour s'affranchir d'un ensemble de contraintes environnementales intervenant seules ou en combinaison : limitation des apports d'eau douce (POOL *et al.*, 1977), salinité élevée (LIN et STERNBERG, 1992), carence en éléments nutritifs (BOTO et WELLINGTON, 1983), sédiments réducteurs (PEZESHKI *et al.*, 1997), accumulation de sulfures (McKee, 1993).

Cette réduction importante des biomasses et des surfaces foliaires, dans l'objectif en particulier de limiter l'évapotranspiration, et donc les consommations d'eau, implique de fait aussi une limitation des activités photosynthétiques et donc à terme de la croissance des palétuviers et de leur production de litière. Cette stratégie d'ajustement des palétuviers aux contraintes, en particulier par modulation de leur surface foliaire, se traduit aussi globalement par des longévités moindres des feuilles pour les mangroves tropicales (vitesses de renouvellement de la biomasse aérienne respectivement pour les mangroves à *Avicennia* de Nouvelle-Zélande et à *Rhizophora* de Thaïlande de 2 ans et de plus de 20 ans). Cette dépendance entre les productions de litière et la latitude (seule ou pondérée par la hauteur moyenne de la mangrove) a été confirmée et modélisée par SAENGER et SNEDAKER (1993) pour 91 mangroves réparties entre les latitudes 3° N et 38° N et S .

Ainsi, si les mangroves sont considérées comme des systèmes très productifs, cette forte productivité n'est pas systématique et partout vérifiée. En outre, son exportation va considérablement varier en fonction de l'amplitude des marées (WOLANSKI et RIDD, 1986), de la durée et de l'intensité des crues, de la situation topographique (WOLANSKI et HAMMER, 1988) et de la densité de la végétation (troncs, pneumatophores et racines échasses). En fonction des contextes hydrographiques, climatiques et écologiques, l'exportation de carbone par les mangroves est, selon ALONGI *et al.* (1998),

comprise entre 2 et 420 g C.m⁻².an⁻¹ avec une moyenne de 210 g C.m⁻².an⁻¹ (soit moins de 0,5 t de matière sèche par hectare et par an). En raison de cette gamme de variation très étendue – liée à la diversité des situations physiographiques et édaphiques responsables de modifications de la structure, de l'architecture et de la productivité des palétuviers – et pour permettre la comparaison de mangroves présentant des fonctionnements internes et des degrés de connectivités avec les écosystèmes adjacents les plus similaires possibles, il est classique de distinguer cinq grands types de mangrove (LUGO et SNADEKER, 1974).

– Les mangroves de front de mer longeant le littoral ; l'hydrologie y est essentiellement dépendante des cycles de marée qui ne génèrent que des vitesses d'eau faibles dont la direction est déterminée par les phases de la marée. Dans ce contexte, la matière organique particulaire, issue de la minéralisation et de la fragmentation de litière, soumise à des déplacements oscillants (exportation au jusant à marée basse, mais réimportation partielle lors du flot à marée haute) se trouve en définitive majoritairement retenue au sein de la mangrove, piégée par les enchevêtrements de racines, de pneumatophores, de racines échasses et de bois mort produit par les palétuviers.

– Les mangroves de ripisylve, colonisant les berges estuariennes des fleuves et rivières soumises aux crues saisonnières : les exportations de la litière produite en continu au cours de l'année peuvent être importantes, mais concentrées sur une durée de temps relativement courte.

– Les mangroves d'inondation par submersion marine : protégées par des épis et des cordons sableux des variations journalières de la hauteur des eaux marines, ces mangroves ne sont soumises qu'à des submersions lors des plus hautes mers de vive-eau. Ces courants forts emportent alors la litière vers l'amont où elle se trouve définitivement piégée au sein de dépressions intérieures.

– Les mangroves internes, plus éloignées du trait de côte que les mangroves de front de mer, elles sont moins soumises aux courants de marée. Les exportations de litière sont ainsi très restreintes et s'opèrent autant par les courants de marée que saisonnièrement par le drainage des eaux de pluies. La fraction de litière retenue au sein de ces mangroves est importante et conduit à des accumulations de tourbe. En effet, la minéralisation de cette importante nécro-masse est à l'origine de conditions réductrices au sein des sols qui globalement se soldent plus par une fossilisation de la productivité carbonée de la mangrove que par sa minéralisation.

– Les faciès de mangroves naines ou arbustives s'observent en situation de stress nutritifs et/ou en contexte de sur-salure liée à la conjoncture de submersions marines exceptionnelles et d'une disponibilité d'eau douce en permanence limitée en raison de précipitations faibles et/ou d'une forte évapotranspiration. Dans ce contexte, les exportations de litière sont faibles à la fois par la baisse de productivité de la mangrove et par un drainage insuffisant pour permettre son transport et exportation vers les écosystèmes adjacents.

La nécessaire remise en cause d'un dogme

Outre ces facteurs essentiellement physiques – liés à la flottabilité de la litière et au contexte hydrologique local de circulation et d'échange d'eau entre la mangrove et le milieu marin – des communautés biologiques (en particulier les crabes fouisseurs et certains gastéropodes) par leur consommation directe de la biomasse foliaire et des premiers stades de régénération des palétuviers sont aussi susceptibles de contribuer à une rétention et au piégeage interne d'une fraction plus ou moins importante de la biomasse végétale produite par les palétuviers. Ainsi, si la mangrove fascine par sa luxuriance, sa contribution au fonctionnement des écosystèmes littoraux s'avère moins importante qu'initialement envisagée, la convergence de processus tant physiques que biologiques contribuant à la rétention de la production de la mangrove en son sein, et en particulier des éléments nutritifs initialement présents dans les sédiments puis temporairement immobilisés au sein de la biomasse végétale. En outre, cette végétation est caractérisée par des concentrations élevées en polyphénols (supérieures à celles présentes chez les plantes halophytes des zones tempérées), des métabolites secondaires à l'origine d'impacts délétères et sélectifs sur la méiofaune et les communautés benthiques s'accompagnant d'une inhibition des enzymes microbiennes et plus en amont, d'une activité anti-bactérienne. La faible palatabilité vis-à-vis des communautés phytophages de la biomasse végétale produite et le contrôle exercé vis-à-vis des processus impliqués dans la dégradation microbienne de la matière organique détritique contribuent à limiter les processus de minéralisation de la litière et son exploitation biologique ultérieure.

En termes de bilan global, la contribution de la matière organique produite par les palétuviers – une litière pouvant localement être abondante, mais toujours difficilement dégradable et peu appétente et dont les exportations sont limitées par des processus de rétention et de piégeage physique et biologique – s'avère être très marginale dans l'alimentation des communautés vivant au sein et à proximité immédiate des zones de mangrove. Un constat attesté par l'étude des réseaux trophiques *via* des approches isotopiques (RODELLI *et al.*, 1984 ; BOUILLON *et al.*, 2004) qui ont permis de radicalement reconsidérer la place que l'on attribuait initialement à la productivité de la mangrove forestière dans le fonctionnement des réseaux trophiques littoraux. Ce paradigme reposait à l'origine sur l'observation de contenus stomacaux d'espèces très diverses où des débris de litière de mangrove étaient très fréquemment observés (ODUM et HEALD, 1975) mais surtout, sur une transposition rapide aux mangroves, d'informations objectives acquises sur les modalités de fonctionnement des marais salants et donc sans prendre en considération que ces deux types d'écosystèmes diffèrent sur de nombreux aspects structurants majeurs.

En outre et renforçant l'adhésion à ce paradigme, il a été mis en évidence des relations statistiques hautement significatives reliant l'extension des zones de

mangrove à l'importance des captures de crevettes (PAULY et INGLES, 1999) et de poissons (MEYNECKE *et al.*, 2007) par les pêcheries artisanales et industrielles côtières. Une convergence qui a été très souvent retenue pour justifier de la conservation des mangroves considérées comme déterminantes pour permettre des niveaux de capture dont la valeur estimée en 1999 est comprise entre 750 et 16 750 US\$ par hectare (RÖNNBÄCK, 1999).

Pourtant, il a été démontré que l'ensemble des exportations de la mangrove sous la forme de matière organique particulaire et dissoute n'excède pas plus de 2 km (HEMMINGA *et al.*, 1994). Ces apports de matière et d'énergie ne peuvent ainsi au mieux avoir d'incidences fonctionnelles et trophiques qu'aux abords très immédiats de la mangrove (LEE, 1995). Ils ne peuvent donc pas directement et significativement contribuer à alimenter les réseaux trophiques supportant, comme initialement envisagé, la productivité terminale des eaux côtières (ODUM, 1968) et leur exploitation halieutique.

Faible biodiversité et forte diversité animale ?

La communauté scientifique est unanime pour reconnaître que les mangroves hébergent de très nombreuses formes de vie tant au sein de sa composante terrestre qu'aquatique (NAGELKERKEN *et al.*, 2008). En continuité directe avec les eaux littorales, la mangrove semble un habitat particulièrement attractif pour des populations aquatiques sessiles au stade adulte (bivalves filtreurs, éponges, ascidies, ...) qui y trouvent des supports de fixation en abondance et temporaire pour des poissons (WEINSTEIN et BROOKS, 1983 ; WRIGHT, 1986 ; LITTLE *et al.*, 1988) et des crevettes (PRIMAVERA, 1998 ; CHONG *et al.*, 1990), principalement aux stades juvénile et larvaire. Constituant une communauté originale ces jeunes poissons, dont certaines populations d'importance économique, se trouvent en effet exclusivement en mangrove, délaissent d'autres habitats comme les vasières et les herbiers à phanérogames (ROBERTSON et DUKE, 1987 ; LAEGDSGAARD et JOHNSON, 1995). L'estimation de la biomasse de poissons, comprise entre 4 et 25 g.m² (RÖNNBÄCK, 1999), est en effet beaucoup plus élevée dans les eaux proches des mangroves que dans les autres habitats littoraux (MORTON, 1990 ; ROBERTSON et DUKE, 1990). Peu de ces jeunes poissons et stades larvaires de crevettes sont des résidents permanents, ce qui a conduit à considérer les mangroves comme d'importantes zones de nurseries (ROBERTSON et DUKE, 1987 ; VANCE *et al.*, 1996). Les facteurs explicatifs de cette attractivité ont fait l'objet de très nombreux débats et en particulier pour faire la distinction entre la réelle spécificité des mangroves vis-à-vis des estuaires (VIDY, 2000) et des autres habitats intertidaux (CHITTARO *et al.*, 2005), comme les vasières (MANSON *et al.*, 2005), soumis eux aussi à des phases d'exondation temporaires en fonction des cycles de marée.

Trois principales hypothèses, très probablement plus complémentaires qu'exclusives, sont classiquement avancées pour justifier de cette forte attractivité des mangroves, et en particulier, pour les espèces aquatiques de petite taille et/ou juvéniles.

La première d'ordre structurel et comportemental envisage un processus d'attraction lié à la complexité de l'habitat selon des mécanismes similaires à ceux avancés pour expliquer les concentrations de poissons au sein de récifs artificiels (BRICKHILL *et al.*, 2005) ou sous des épaves et des objets flottants (CASTRO *et al.*, 2002) ou des radeaux de végétation dérivants (ROBERTSON et LENANTON, 1984). Dans le cas des mangroves cette complexité structurelle résulterait de l'enchevêtrement des systèmes racinaires dont les fonctions sont à la fois nutritive, respiratoire (pneumatophores verticaux des *Avicennia* et des *Sonneratia*, ou genouillés des *Bruguiera* et *Lumnitzera*) et d'ancrage (racines échasses des Rhizophoraceae), des accumulations de bois morts et de litière et de l'existence de multiples mares fragmentant l'espace aquatique colonisable en une mosaïque de micro-habitats.

La deuxième hypothèse repose sur un niveau de prédation qui serait plus faible au sein de la mangrove en raison de conditions plus défavorables pour les prédateurs de pouvoir détecter et capturer leurs proies au sein d'un environnement complexe et de plus très souvent turbide. La mangrove constituerait ainsi une zone de refuge pour les espèces à un stade jeune et vulnérable, comme cela est observé pour beaucoup d'autres écosystèmes et habitats aquatiques riches en végétation (KOCH, 2001). En outre, à marée basse, la multiplicité des mares dont les fonctionnements hydrologiques sont peu prévisibles, qui se modifient et se réorganisent en fonction des variations des niveaux d'eau avec des alternances de phases plus ou moins durables d'individualisation (voire d'assec) au sein d'un réseau hydrographique très anastomosé et non stabilisé, peut s'avérer constituer un habitat à haut risque pour des espèces prédatrices généralement de grande taille. Ainsi, l'efficacité réelle de cette zone de refuge dépendra à la fois du mode de chasse des poissons prédateurs (chasse à vue ou détection sensorielle chimique) et du comportement plus ou moins cryptique des diverses proies au sein de la mangrove (PRIMAVERA, 1997).

La dernière hypothèse de nature trophique se réfère à une forte diversité d'espèces au sein des mangroves couvrant un spectre de taille élargi, dont en particulier des proies planctoniques en adéquation avec les capacités prédatrices des jeunes poissons et des crevettes aux stades larvaire et juvénile. Cette diversité est le résultat de la coexistence d'un réseau trophique détritique et surtout d'un réseau trophique dérivé. Le premier est responsable des diverses étapes de minéralisation de la litière directement issue de la production de la biomasse forestière de la mangrove. Le second repose sur la productivité de communautés autotrophes épiphytiques¹⁸ et phytobenthiques¹⁹. Ces communautés bénéficient directement

18. Celles-ci associent des macrophytes, principalement dominées par des algues rouges et constituant un écosystème spécifique regroupé sous le terme de *Bostrychiatum* (LAURSEN et KING, 2000) et des diatomées (SIQUEIROS BELTRONES et LÓPEZ FUERTE, 2006).

19. Celles-ci comprennent principalement des diatomées et des cyanobactéries (MEZIANE *et al.*, 2002).

des apports nutritifs issus de la minéralisation *in situ* de la litière piégée au sein de la mangrove. En revanche, bien que présent au sein des eaux enrichies de la mangrove, le phytoplancton ne joue qu'un rôle fonctionnel limité en raison de l'ombrage exercé par les palétuviers et de la turbidité des eaux. Cette contrainte s'exerce moins vis-à-vis des communautés d'autotrophes colonisant des substrats comme les systèmes racinaires des palétuviers et l'interface eau-sédiment des vasières intertidales qui sont temporairement et périodiquement exondés au cours des phases de marée basse. Cependant, ces communautés ont dû développer des adaptations écophysiologicalues (DOR, 1984) et des stratégies pour résister à fois à la dessiccation et à des expositions fortes aux UV et à la chaleur au cours de leur émergence (DEBENAY *et al.*, 2007). Quantitativement limitées en regard de la biomasse forestière, mais très activement exploitées par le zooplancton (BOUILLON *et al.*, 2000), les crevettes et les invertébrés benthiques (NEWELL *et al.*, 1995 ; BOUILLON *et al.*, 2002), les bivalves et les crabes (BOUILLON *et al.*, 2004) et les poissons (BRENNER et KRUMME, 2007), ces productions de régénération occupent une place fonctionnellement très importante. Ce constat est démontré par les approches biochimiques (MEZIANE et TSUCHIYA, 2000) et isotopiques (BOUILLON *et al.*, 2002) qui révèlent la part importante du carbone photosynthétique algal (photosynthèse aquatique différenciable de celle des palétuviers résultant d'une photosynthèse à partir de CO₂ atmosphérique) au sein de la matière organique des communautés hétérotrophes. Ces observations de nature analytique ont en outre été confirmées lors d'expérimentations d'exclusion de la faune vagile qui ont permis de mettre en évidence qu'une absence de *grazing* entraînait des augmentations importantes des biomasses épiphytiques et phytobenthiques (BRANCH et BRANCH, 1980). La conséquence directe se manifeste par une régression de la méiofaune endogée privée de ses ressources (SCHRIJVERS et VINCX, 1997) et plus en aval par cascade trophique à travers une altération du fonctionnement global de l'écosystème benthique (KRISTENSEN et ALONGI, 2006).

Ainsi, une proportion importante de la faune séjournant en mangrove est étroitement dépendante d'une biomasse phytobenthique dérivée de la productivité végétale arborée dont la localisation, compte tenu de l'ombrage des palétuviers, est située principalement sur les vasières périodiquement exondées à marée basse qui prolongent les mangroves vers l'océan ou qui bordent les berges des estuaires. La contribution relative de cette production nouvelle s'accroît rapidement en fonction de l'éloignement de la mangrove avec, pour les eaux océaniques littorales proches, une origine essentiellement phytoplanctonique du carbone constitutif des organismes marins (NEWELL *et al.*, 1995) ; des communautés d'algues proliférant à distance de la mangrove au sein d'une eau moins turbide, non affectées par l'ombrage des palétuviers et tirant bénéfice de la complémentarité nutritive entre les nutriments issus du milieu marin et ceux initialement piégés au sein des sédiments et remis en circulation par la productivité des palétuviers.

Néanmoins, les études isotopiques ont aussi confirmé, et en particulier pour les faunes strictement inféodées aux mangroves, une persistance de la chaîne détriticienne (THIMDEE *et al.*, 2004), en particulier dans l'alimentation des jeunes

crevettes (CHONG *et al.*, 2001). Omnivores lors de leur écophase larvaire en mangrove, elles ont en effet la possibilité d'assimiler la lignocellulose des débris végétaux, mais avec une faible efficacité comparativement à leur capacité de digérer les micro-organismes et les proies animales (NEWELL *et al.*, 1995). Cette importance fonctionnelle de la voie détritique décroît cependant en fonction de l'âge, de la croissance et de la localisation des individus et des saisons (MACIA, 2004) et peut aussi significativement différer en fonction des espèces au sein d'une même localité (NEWELL *et al.*, 1995). Dans les zones de mangroves, ou situées à proximité des mangroves, les études isotopiques ont aussi permis de mettre en évidence une importante variabilité des rapports isotopiques au sein d'une même population locale et plus encore entre des individus d'une même population, mais colonisant des habitats distincts même géographiquement très proches (GEARING *et al.*, 1984). Ces observations démontrent ainsi une forte capacité des individus à changer leur position trophique. Une stratégie opportuniste où une même espèce peut exploiter au cours de sa vie, mais aussi à très court terme, différents niveaux et niches trophiques en fonction de sa propre localisation, de son âge et stade de développement ontogénique et de la disponibilité et accessibilité des ressources (PRIMAVERA, 1996 ; THIMDEE *et al.*, 2004).

L'importance des mangroves pour les jeunes poissons et les crevettes

Les trois hypothèses explicatives de l'attractivité et de l'importance fonctionnelle des mangroves pour les communautés littorales ont été testées individuellement *in situ* et *ex situ* en veillant à limiter les possibles recouvrements de leur propre modalité d'action (LAEGDSGAARD et JOHNSON, 1995). En effet, la complexité structurale de l'habitat n'est pas sans incidence par exemple sur les réponses adoptées par une proie en présence d'un prédateur ; et la colonisation par les épibiontes des supports responsables de la complexité structurale des habitats modifie qualitativement et quantitativement les ressources trophiques exploitables. En outre, les variations de la taille des individus au cours de leur croissance s'accompagnent souvent de modifications de leurs choix alimentaires, mais aussi de leur capacité de fuite et donc de leur vulnérabilité face à une même pression de prédation et pour un même habitat. Ces travaux ont permis de démontrer :

- 1) que l'hétérogénéité de l'habitat en tant que telle ne constitue pas un facteur d'attractivité pour les jeunes poissons tant de nuit que de jour ;
- 2) que l'introduction d'un prédateur rend attractif toute structure complexe qui constitue alors une zone de refuge ;
- 3) qu'à complexité d'habitat comparable, des supports artificiels colonisés par des épibiontes, minant des pneumatophores, attirent plus de jeunes poissons que ces mêmes structures non colonisées par les épibiontes.

L'attractivité des mangroves pour les jeunes poissons résulte ainsi d'un habitat complexe qui permet de disposer, tout en minimisant les risques de prédation,

d'une grande diversité de proies. Des proies soit constitutives d'un réseau trophique détritique, soit d'un réseau trophique classique reposant sur des communautés autotrophes bénéficiant à la fois d'une extension des surfaces colonisables et de l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs secondairement à leur immobilisation par les palétuviers. La mangrove apparaît ainsi comme un mécanisme assurant le transfert d'éléments nutritifs plus ou moins fossilisés au sein des sédiments à une biomasse nouvelle caractérisée par une grande diversité de taille et permettant l'alimentation d'une faune essentiellement mobile au cours de sa période de vie de plus grande vulnérabilité. Au cours de la croissance des individus, l'attractivité pour les zones refuges se réduit et s'accompagne d'une modification de leur régime alimentaire. Ainsi, les stratégies de recherche d'un équilibre optimal entre bénéfice trophique et risque de prédation se trouvent être profondément modifiées et se traduisent par une migration de ces espèces vers des eaux et des écosystèmes adjacents hydrochimiques moins contraignants, car plus stables. Ces migrations ontogéniques contribuent à l'enrichissement des communautés littorales et constituent une stratégie assurant ainsi une réduction de la compétition intraspécifique entre les diverses classes d'âge et de taille d'une même population.

Les mangroves, quel avenir ?

Les mangroves constituent des écosystèmes forestiers très productifs et importants au plan trophique pour les formes juvéniles de poissons et de crevettes en complémentarité et continuité avec les vasières intertidales dont elles contribuent à la fertilisation. Elles colonisent les zones littorales de la ceinture intertropicale dont les populations humaines vont s'accroître le plus et probablement le plus durablement dans les décennies à venir. Cette croissance démographique va induire une demande de plus en plus importantes de protéines avec, logiquement pour ces populations côtières, une sollicitation de plus en plus intense des ressources marines. Pour la majorité des écosystèmes marins et océaniques les effets de la surpêche sont déjà manifestes, voire pour les plus pessimistes irréversibles. Face à la baisse des captures et à une demande croissante de produits de la mer, l'aquaculture a été envisagée comme l'une des stratégies de nature à faire perdurer un système reposant fondamentalement sur la base d'une exploitation écologiquement non viable des ressources. Les mangroves *via* leur conversion en bassins de crevetticulture intensive et extensive ont payé un lourd tribut à cette stratégie avec une perte, selon les estimations les plus fiables actuelles, d'un tiers de leur superficie au cours des cinquante dernières années. Cependant, on observe depuis le milieu des années 1990 une perte de productivité de ces élevages par unité de surface consécutivement à l'émergence et la propagation de mortalité importante au sein des stocks en élevage et à une

incapacité de la mangrove à minéraliser l'ensemble des déchets produits par les élevages et dont l'accumulation se solde par une dégradation de la qualité des eaux. La première des actions pour compenser cette baisse de productivité a été d'accroître les surfaces de mangrove converties aux productions aquacoles. Une solution de facilité ne résolvant pas les problèmes de fond et qui s'est soldée par une accélération de la disparition des mangroves, alors que s'intensifiaient les autres exploitations plus traditionnelles de ces mêmes mangroves, mais tout aussi destructrices, pour leur bois et pour permettre l'extension des zones urbanisées et des infrastructures portuaires.

Cependant, le tsunami survenu dans l'océan Indien le 26 décembre 2004, suite à un tremblement de terre de magnitude 9 au large des côtes de Sumatra qui s'est propagé dans tout l'océan Indien causant la mort de plus de 220 000 personnes, a rappelé à tous le rôle de protection du trait de côte que peut jouer une mangrove en réduisant l'amplitude et l'énergie des vagues et plus globalement en constituant une zone tampon entre l'océan et la terre. Les destructions systématiques des mangroves sont alors apparues comme une hérésie fragilisant les côtes et très souvent pour des bénéfices économiques à très court terme non durables, comme l'avaient déjà mis en évidence les faux espoirs suscités par l'engouement et le brutal expansionnisme des élevages de crevettes en Asie du Sud-Est, en Amérique centrale et en Afrique de l'Est.

De nombreux pays se sont alors investis dans des politiques de réhabilitation basées sur le postulat que la réintroduction des palétuviers serait la condition nécessaire et suffisante pour que ces néo-mangroves, barrières naturelles de protection contre l'érosion des côtes, soient à nouveau recolonisées par les algues et la méiofaune et redeviennent alors des habitats qui, par leur complexité et la diversité de leurs ressources, soient attractifs pour les crabes, poissons et crevettes. Au sein de ces sites replantés émergeraient alors spontanément l'ensemble des liens écologiques qui lient toutes ces communautés biologiques, dont certaines au stade adulte font l'objet d'exploitation plus au large, et qui contribueraient ainsi à approvisionner durablement les pêches côtières en nouvelles recrues. Ce passage de la réhabilitation à la restauration est en fait plus complexe et aléatoire que cela, et ce, d'autant plus que de nouveaux paramètres risquent de négativement interférer avec ces louables objectifs.

L'accroissement de la population et de la consommation d'énergie à l'échelle mondiale se traduit en particulier par des augmentations des concentrations en CO₂, une élévation des niveaux moyens des océans, une probable intensification des événements climatiques paroxysmiques, une élévation globale du niveau des océans mondiaux et une augmentation des températures moyennes. Bien que les variations de température seront moins importantes pour les écosystèmes de la ceinture intertropicale que pour les zones de latitude plus élevées, cette élévation de température pourrait néanmoins conduire pour les mangroves à une limitation de leur production photosynthétique (et donc à terme, de leur croissance et de leur production de litière) en conséquence de leur stratégie de modulation de leur évapotranspiration en fonction de la salinité des sols et de leur réserve en eau

disponible. Concernant l'augmentation des concentrations en CO₂, il a été démontré expérimentalement qu'elle contribuait à une élévation de l'activité photosynthétique des palétuviers, mais uniquement en condition de faible salinité (BALL *et al.*, 1997). En effet à salinité élevée, cet effet stimulant disparaissait, car la productivité reste alors contrôlée par les fréquences d'ouverture et de fermeture des stomates en relation avec le contrôle de l'évapotranspiration qu'exercent les palétuviers. Il est ainsi probable que les modifications de température et des concentrations en CO₂ se traduisent par une progressive transformation de la répartition spatiale des diverses espèces constitutives des mangroves. Ces modifications de structure sont encore plus probables en liaison avec l'élévation des niveaux océaniques qui devraient globalement se traduire par une progression de la mangrove vers l'intérieur des terres. Une translation qui est cependant impossible, lorsque le relief est uniformément bas et crée une situation de submersion alors quasi permanente des sols, ou inversement, quand ce relief est très contrasté comme pour de nombreuses mangroves insulaires en contexte volcanique. En outre, pour ces îles souvent peuplées le recul de la mangrove n'est plus envisageable, compte tenu d'une forte urbanisation de cette étroite bande de terre localisée en arrière-mangrove et au pied des premiers reliefs qui présente la double attractivité d'un dénivelé modéré et d'une proximité immédiate des grands centres urbains et portuaires. Enfin, l'augmentation de la fréquence des ouragans et de leur intensité se traduira par des perturbations majeures de la mangrove, alors que ces événements climatiques extrêmes sont déjà considérés comme l'un des facteurs explicatifs du faible développement et de l'absence de maturité des mangroves dans des secteurs régulièrement affectés par les ouragans. Ces événements climatiques provoquent des actions immédiates de défoliation et de destructions mécaniques des houppiers susceptibles d'entraîner à terme la mort des individus. De plus, ils rompent plus fondamentalement et durablement l'équilibre dynamique qui stabilise la hauteur des sols opposant un processus d'élévation des sols par l'accumulation des litières et le développement des systèmes racinaires d'une part, et un processus de subsidence par la minéralisation progressive de la matière organique accumulée et la compaction des sédiments sous-jacents d'autre part (CAHOON *et al.*, 2003). Il en résulte un abaissement du niveau moyen des sols se soldant par des inondations et des stagnations par des eaux douces ou inversement favorisant de brutales intrusions d'eau marine. Dans ces deux cas de figure, les conséquences sont similaires pour la mangrove qui se trouve alors dans l'incapacité de recoloniser les zones impactées par les ouragans.

Conclusion

Les mangroves et leurs vasières associées jouent un rôle écologique très important pour diverses écophases juvéniles de poissons et de crevettes en tant

qu'habitat protecteur et pour les ressources trophiques qu'elles permettent de produire à partir d'éléments nutritifs qui initialement étaient piégés au sein des sédiments. Elles constituent aussi une barrière naturelle piégeant et stabilisant les sédiments et s'opposant aux actions érosives des houles en particulier lors d'événements paroxysmiques (ouragan et tsunami). À ces services écosystémiques se sont très souvent opposées des actions d'exploitation immédiate des mangroves qui se sont globalement soldées par leur disparition, souvent irréversible, et dans le cas de leur conservation, par leur fragilisation par fragmentation. Cette situation de fragilisation au plan local s'inscrit en outre, et au moins pour les cinquante ans à venir, dans un contexte bioclimatique et hydro-sédimentaire, qui sur l'ensemble de l'aire de répartition des mangroves, va se traduire par de profonds bouleversements de l'organisation actuelle de ces forêts littorales.

Dans ces sombres perspectives, toutes les mesures sont à rechercher en vue de conserver les valeurs intrinsèques de ces systèmes écologiques performants qui ont aussi une fonction de génie civil. Sur ces bases, l'intégration des mangroves et de leurs vasières associées au sein de réseaux d'AMP en zone intertropicale se justifie pleinement, car elles sont de nature à permettre de tirer un plus grand bénéfice de leur fonction d'habitat anti-prédation (mangrove) et de production de ressources exploitables (vasière) par une grande diversité de consommateurs. Ces consommateurs sont en général des formes juvéniles dont les stades adultes et matures moins vulnérables aux prédateurs colonisent des masses d'eau côtières moins riches, mais hydrochimiquement plus stables. Ainsi, pour que les mangroves et les vasières jouent pleinement leur fonction de zones privilégiées de production de matière et d'énergie, une gestion et une exploitation rationnelles de ces populations d'adultes reproducteurs s'avèrent aussi être essentielles. D'un point de vue opérationnel, il apparaît important que l'organisation structurelle d'une AMP soit pensée en prenant en compte les cycles migratoires et ontogéniques des espèces, sources de dépendances fonctionnelles entre divers écosystèmes interactifs et complémentaires. Parmi ceux-ci, les mangroves et leurs vasières attenantes occupent une place privilégiée qu'il importe de préserver et de défendre, mais en recourant à une argumentation objective et rationnelle.

Bibliographie

ALONGI D. M., TENSHI AYUKAI, BRUNSKILL G. J., CLOUGH B. F., WOLANSKI E., 1998

Sources, sinks, and export of organic carbon through a tropical, semi-enclosed delta (Hinchinbrook Channel, Australia). *Mangroves and Salt Marshes*, 2 : 237-242.

BALL M. C., COCHRANE M. J., RAWSON H. M., 1997

Growth and water use of the mangroves *Rhizophora apiculata* and *R. stylosa* in response to salinity and humidity under ambient and elevated concentrations of atmospheric CO₂. *Plant, Cell and Environment*, (20) : 1158-1166.

- BOTO K. G., WELLINGTON J. T., 1983**
Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 11 : 63-69.
- BOUILLON S., CHANDRA MOHAN P., SREENIVAS N., DEHAIRS F., 2000**
Sources of suspended organic matter and selective feeding by zooplankton in an estuarine mangrove ecosystem as traced by stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 208 : 79-92.
- BOUILLON S., KOEDAM N., RAMAN A. V., DEHAIRS F., 2002**
Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia*, 130 : 441-448.
- BOUILLON S., MOENS T., OVERMEER I., KOEDAM N., DEHAIRS F., 2004**
Resource utilization patterns of epifauna from mangrove forests with contrasting inputs of local versus imported organic matter. *Marine Ecology Progress Series*, 278 : 77-88.
- BRANCH G. M., BRANCH M. L., 1980**
Competition in *Bembicium auratum* (Gastropoda) and its effect on microalgal standing stocks in mangrove muds. *Oecologia*, 46 : 106-114.
- BRENNER M. B., KRUMME U., 2007**
Tidal migration and patterns in feeding of the four-eyed fish *Anableps anableps* L. in a north Brazilian mangrove. *Journal of Fish Biology*, 70 : 406-427.
- BRICKHILL M. J., LEE S. Y., CONNOLLY R. M., 2005**
Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67 (sB) : 53-71.
- CAHOON D. R., HENSEL P., RYBCZYK J., MCKEE K. L., PROFFITT C. E., BRIAN C., PEREZ B. C., 2003**
Mass tree mortality leads to mangrove peat collapse at Bay Islands, Honduras after Hurricane Mitch. *Journal of Ecology*, 91 : 1093-1105.
- CASTRO J. J., SANTIAGO J. A., SANTANA-ORTEGA A. T., 2002**
A general theory on fish aggregation to floating objects: an alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11 (3) : 255-277.
- CHITTARO P. M., USSEGLIO P., SALE P. F., 2005**
Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 72 (2) : 175-187.
- CHONG V. C., SASEKUMAR A., LEH M. U. C., D'CRUZ R. D., 1990**
The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mudflats and inshore water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31 : 703-722.
- CHONG V. C., LOW C. B., ICHIKAWA T., 2001**
Contribution of mangrove detritus to juvenile prawn nutrition: a dual stable isotope study in a Malaysian mangrove forest. *Marine Biology*, 138 : 77-86.
- DEBENAY J.-P., JOUANNEAU J.-M., SYLVESTRE F., WEBER O., GUIRAL D., 2007**
Biological origin of rhythmites in muddy sediments of French Guiana. *Journal of Coastal Research*, 23 (6) : 1431-144.
- DOR I., 1984**
« Epiphytic blue-green (Cyanobacteria) of the Sinai mangal: Considerations on vertical zonation and morphological adaptations ». In Dor I. (ed.) : *Hydrobiology of the mangal. The ecosystem of the mangrove forests*, Developments in Hydrobiology, 20, Dr W. Junk publishers : 35-54.
- DUARTE C. M., CEBRIAN J., 1996**
The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41 : 1758-1766.
- GEARING J., GEARING P., RODELLI M., MARSHALL N., SASEKUMAR A., 1984**
Initial findings from stable carbon isotope ratio in West coast mangrove areas of Peninsular Malaysia. *Proc. As. Symp. Mangr. Env. Res. & Manag.* : 488-495.

HEMMINGA M. A., SLIM F. J., KAZUNGU J., GANSSSEN G. M., NIEUWENHUIZE J., KRUYT N. M., 1994

Carbon outwelling from a mangrove forest with adjacent seagrass beds and coral reefs (Gazi Bay, Kenya). *Marine Ecology Progress Series*, 106 : 291-301.

KOCH E. W., 2001

Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24 (1) : 1-17.

KRISTENSEN E., ALONGI D. M., 2006

Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediments. *Limnology and Oceanography*, 51 : 1557-1571.

LAEGDSGAARD P., JOHNSON C. R., 1995

Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 126 : 67-81.

LAURSEN W. J., KING R. J., 2000

The distribution and abundance of mangrove macroalgae in Woolooware Bay, New South Wales, Australia. *Bot. Mar.*, 43 : 377-384.

LEE S. Y. 1995

Mangrove outwelling: a review. *Hydrobiologia*, 295 : 203-212.

LIN G. H., STERNBERG L. D. S. L., 1992

Effect of growth form, salinity, nutrient and sulfide on photosynthesis, carbon isotope discrimination and growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Australian Journal of Plant Physiology*, 19 (5) : 509-517.

LITTLE M. C., REAY P. J., GROVE S. J., 1988

The fish community of an east African mangrove creek. *J. Fish Biol.*, 32 : 729-747.

LUGO A. E., SNADEKER S. C., 1974

The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5 : 39-64.

MACIA A., 2004

Primary carbon sources for juvenile Penaeid shrimps in a mangrove-fringed bay of Inhaca Island, Mozambique: A dual carbon

and nitrogen isotope analysis. *Western Indian Ocean J. Mar. Sci.*, 3 (2) : 151-161.

MCKEE K. L., 1993

Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects? *Journal of Ecology*, 81 : 477-487.

MANSON F. J., LONERAGAN N. R., SKILLETER G. A., PHINN S. R., 2005

An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 43 : 483-513.

MEYNECKE J.-O., LEE S. Y., DUKE N. C., WARNKEN J., 2007

Relationships between estuarine habitats and coastal fisheries in Queensland, Australia. *Bull. Mar. Sci.*, 80 : 773-793.

MEZIANE T., TSUCHIYA M., 2000

Fatty acids as tracers of organic matter in the sediment and food web of a mangrove/intertidal flat ecosystem, Okinawa, Japan. *Marine Ecology Progress Series*, 200 : 49-57.

MEZIANE T., SANABE M. C., TSUCHIYA M., 2002

Role of fiddler crabs of a subtropical intertidal flat on the fate of sedimentary fatty acids. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 270 : 191-201.

MORTON R. M., 1990

Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area. *Marine Biology*, 105 : 385-394.

NAGELKERKEN I., BLABER S. J. M., BOUILLON S., GREEN P., HAYWOOD M., KIRTON L. G., MEYNECKE J.-O., PAWLIK J., PENROSE H. M.,

SASEKUMAR A., SOMERFIELD P. J., 2008
The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89 : 155-185.

NEWELL R. I. E., MARSHALL N., SASEKUMAR A., CHONG V. C., 1995

Relative importance of benthic microalgae, phytoplankton, and mangroves as sources of nutrition for penaeid prawns and other coastal invertebrates from Malaysia. *Marine Biology*, 123 (3) : 595-606.

ODUM E. P., 1968

« A research challenge: evaluating the productivity of coastal and estuarine water ». In : *Proceedings of the Second Sea Grant Conference*, University of Rhode Island : 63-64.

ODUM W. E., HEALD E. J., 1975

« The detritus-based food web of an estuarine mangrove community ». In Cronin L. E. (ed.) : *Estuarine Research*, New York, Academic Press : 265-286.

PAULY D., INGLES J., 1999

« The relationship between shrimp yields and intertidal vegetation (mangrove) areas: a reassessment ». In Yanez-Arancibia A., Lara-Dominguez A. L. (eds) : *Ecosistemas de manglar en America tropical* : 311-318.

PEZESHKI S. R., DE LAUNE R. D.,

MEEDER J. F., 1977

Carbon assimilation and biomass partitioning in *Avicennia germinans* and *Rhizophora* mangle seedlings in response to soil redox conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 37 : 161-171.

POOL D. J., SNEDAKER S. C.,

LUGO A. E., 1977

Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica*, 9 (3) : 195-212.

PRIMAVERA J. H., 1996

Stable carbon and nitrogen isotope ratios of Penaeid juveniles and primary producers in a riverine mangrove in Guimaras, Philippines. *Bulletin of Marine Science*, 58 (3) : 675-683.

PRIMAVERA J. H., 1997

Fish predation on mangrove-associated penaeids. The role of structures and substrate. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 215 : 205-216.

PRIMAVERA J. H., 1998

Mangroves as nurseries: shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46 (3) : 457-464.

ROBERTSON A. I., DUKE N. C., 1987

Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves

and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, 96 : 193-205.

ROBERTSON A. I., DUKE N. C., 1990

Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Marine Biology*, 104 : 369-379.

ROBERTSON A. I., LENANTON R. C. J., 1984

Fish community structure and food chain dynamics in the surf-zone of sandy beaches: the role of detached macrophyte detritus. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 84 : 265-283.

RODELLI M. R., GEARING J. N., GEARING

P. J., MARSHALL N., SASEKUMAR A., 1984

Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia*, 61 (3) : 326-333.

RÖNNBÄCK P., 1999

The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological Economics*, 29 : 235-252.

SAENGER P., SNEDAKER S. C., 1993

Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. *Oecologia*, 96 (3) : 293-299.

SCHRIJVERS J., VINCX M., 1997

Cage experiments in an East African mangrove forest: a synthesis. *Journal of Sea Research*, 38 : 123-133.

STQUEIROS BELTRONES D. A.,

LÓPEZ FUERTE F. O., 2006

Epiphytic diatoms associated with red mangrove (*Rhizophora mangle*) prop roots in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)*, 54 (2) : 287-297.

SPALDING M., KAINUMA M.,

COLLINS L., 2010

World atlas of mangrove. London, Earthscan, 336 p.

THIMDEE W., DEEN G.,

SANGRUNGRUANG C., MATSUNAGA K., 2004

Analysis of primary food sources and trophic relationships of aquatic animals in a mangrove-fringed estuary, Khung Krabaen Bay (Thailand) using dual

isotopes techniques. *Wetlands Ecology and Management*, 12 : 135-144.

TOMLINSON P. B., 1986

The Botany of Mangroves. Cambridge, Cambridge University Press, 413 p.

TWILLEY R. R., CHEN R. H., HARGIS T., 1992

Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64 : 265-288.

VANCE D. J., HAYWOOD M. D. E., HEALES D. S., KENYON R. A.,

LONERAGAN N. R., PENDREY R. C., 1996
How far do prawns and fish move into mangroves? Distribution of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and fish in a tropical mangrove forest in northern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 131 : 115-124.

VIDY G., 2000

Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which?

The case of the Sine Saloum system (Senegal). *Wetlands Ecology and Management* : 37-51.

WEINSTEIN M. P., BROOKS V., 1983

Comparative ecology of nekton residing in a tidal creek and adjacent seagrass meadow: community composition and structure. *Marine Ecology Progress Series*, 12 : 15-27.

WOLANSKI E., RIDD P., 1986

Tidal mixing and trapping in mangrove swamp. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23 : 759-771.

WOLANSKI E., HAMMER W. H., 1988

Topographically controlled fronts in the ocean and their biological influence. *Science*, 241 : 177-181.

WRIGHT J. M., 1986

The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a Nigerian mangrove swamp. *J. Fish Biol.*, 29 : 431-441.

Les aires marines protégées face au changement climatique

De la résilience écosystémique à la résilience des territoires

Gilbert DAVID

Pascale CHABANET

Erwann LAGABRIELLE

Gwennaëlle PENNOBER

Jean Pascal QUOD

Les deux chapitres précédents ont montré que la définition des AMP devait reposer sur une bonne connaissance de la biologie et de l'écologie des espèces, mais également sur l'identification d'habitats sensibles dont le maintien dans un bon état écologique devait assurer la productivité des écosystèmes et la diversité spécifique qui leur sont associées. Pour autant, ces connaissances sont-elles suffisantes pour sélectionner et gérer les habitats les plus sensibles et les plus utiles ?

De nouveau, la notion de résilience doit être évoquée et par là même les processus de sélection qui permettent de la prendre en compte. De quelle résilience parle-t-on ? De la résilience vue par les sciences écologiques ou de celle des sciences humaines et sociales ? David *et al.* tentent à partir de l'exemple des AMP coralliennes de passer en revue les modèles théoriques associés aux AMP et à la résilience des récifs. Comme les perturbations auxquelles sont soumis les écosystèmes sont à la fois d'origine naturelle (changement climatique) et anthropique (exploitation, aménagement, pollution), ils introduisent la notion de résilience sociale qui en dehors de la résilience écologique, nécessite de prendre en compte l'acceptation des acteurs locaux. Mais la résilience des coraux doit elle être envisagée à l'échelle de l'écosystème et/ou à celle du socio-système ? L'échelle à prendre en compte ne doit-elle pas être plus large pour rejoindre la notion de territoire ?

Introduction

Abritant un quart des espèces connues de poissons marins, les récifs coralliens sont un des écosystèmes les plus complexes et les plus riches en termes de biodiversité qui soit au monde (MOBERG et RÖNNBACK, 2003). Jusqu'à ce que la thématique du changement climatique émerge sur la scène internationale, l'homme était considéré comme la principale menace pouvant les affecter (SALVAT, 1987). Conscients de l'urgence d'agir pour préserver ce milieu, huit pays²⁰, auxquels le Programme des Nations unies pour l'environnement (Pnué) et la Banque mondiale se sont associés, ont décidé en 1994 de fonder l'International Coral Reef Initiative (Icri). L'objectif était triple : améliorer les méthodes de gestion des récifs, favoriser la mise en commun des informations sur l'état de santé des écosystèmes récifaux et sensibiliser le milieu politique. En 1995, l'Icri s'est doté d'une structure technique chargée de suivre cet état de santé sur l'ensemble de la planète : le *Global Coral Reef Monitoring Network*²¹.

Très vite, il est apparu que les AMP constituaient un des principaux outils pour préserver la biodiversité récifale des principales agressions anthropiques dont elle faisait l'objet. Dès les années 1970, un réseau de réserves de biosphère et de sites classés Patrimoine mondial s'est progressivement mis en place (SALVAT *et al.*, 2002). En 1995, à Djakarta, la seconde conférence des parties de la Convention sur la biodiversité biologique a fixé des objectifs chiffrés pour cette conservation. Au total, 10 % de l'environnement marin devait être mis en AMP à l'échéance 2012 et pour les milieux les plus remarquables, comme les récifs, l'effort devait être porté à 20-30 % des superficies (BOHNSACK *et al.*, 2000). Lors du V^e congrès mondial des parcs, tenu à Durban en 2003, cet objectif de 20 % mis en protection a même été étendu à l'ensemble des espaces marins et côtiers. L'émergence du changement climatique sur la scène internationale et la généralisation de la notion de résilience appliquée aux écosystèmes n'ont guère modifié cette perception, bien au contraire²². Les AMP sont donc aujourd'hui considérées comme un outil dont la finalité est de réduire la vulnérabilité des récifs coralliens et accroître leur résilience vis-à-vis des aléas imputables à l'homme et au changement climatique.

C'est de l'efficacité de cet outil à assurer la résilience des récifs dont il va être question dans le présent article. En premier lieu, nous poserons l'hypothèse

20. L'Australie, la France, le Japon, la Jamaïque, les Philippines, la Suède, le Royaume-Uni et les USA. Depuis, 22 autres pays ont rejoint l'Icri (<http://www.icriforum.org/about-icri/icri-members>).

21. Établi sous l'égide de la Commission océanographique internationale de l'Unesco, du Pnué et de l'UICN (Union internationale pour la nature), ce réseau intègre trois autres partenaires de l'Icri : l'Organisation météorologique internationale, l'Institut australien des sciences marines Aïmas et l'Iclarm (*International Center for Living Resource Management*), devenu depuis le *World Fish Center*.

22. Ainsi, face à un risque de dégradation généralisée des habitats coralliens (BELLWOOD *et al.*, 2004), l'ONG internationale *Nature Conservancy* propose que 30 % des habitats littoraux et marins de la zone pacifique soient classés en AMP afin d'accroître leur résilience face au changement climatique (SALM et MCLEOD, 2008), la résilience d'un écosystème étant sa capacité à résister aux aléas puis, lorsque ceux-ci dépassent sa capacité de résistance, de récupérer ses fonctions principales après des dégradations sévères.

selon laquelle toutes les AMP se ramènent à trois modèles théoriques d'AMP²³. En deuxième lieu, nous discuterons de l'aptitude de ces modèles à intégrer de nouvelles contraintes imputables au changement climatique. En troisième lieu, nous proposerons un changement de paradigme pour envisager la résilience des AMP dans une perspective territoriale plutôt qu'écosystémique.

Les modèles théoriques associés aux AMP et à la résilience des récifs

La typologie des aires protégées proposée par l'IUCN reconnaît sept catégories, fondées sur le statut de la protection. Pour notre part, sur la base du simple rapport à l'espace et de la place de l'homme, nous posons l'hypothèse que toutes les AMP se ramènent à trois modèles de base, respectivement qualifiés d'insulaire écosystémique, d'insulaire socio-centré et d'écosystémique réticulé, qui structurent les représentations que les acteurs (usagers et gestionnaires, principalement) se font des AMP.

Le modèle écosystémique insulaire

En 1972, la conférence de Stockholm et la création du Programme des Nations unies pour l'environnement constituent une étape essentielle dans l'histoire des aires protégées. Celles-ci sont envisagées comme un moyen de soustraire à l'emprise humaine quelques îles de nature, chacune d'elles étant une entité unique qui enferme une portion de la biosphère encore peu affectée par les pressions anthropiques. L'homme est absent de ce modèle insulaire et les premières AMP ont été mises en place dans des zones inhabitées (DAHL, 1986 ; DAVID, 2010). Lorsque la plupart des AMP qui pouvaient être créées sur ces littoraux reculés l'ont été, la conservation de la biodiversité s'est déplacée vers des espaces plus anthropisés, mais la perspective est restée la même : les populations humaines sont considérées comme l'ennemi de la nature qui doit donc être préservée de leurs méfaits. Dans ce modèle écosystémique insulaire, l'AMP est donc un espace de ségrégation. Ce n'est qu'en 1992, à l'occasion du sommet de la Terre de Rio de Janeiro, que ce modèle a connu un infléchissement significatif. Désormais, l'homme est considéré comme un acteur à part entière de l'AMP²⁴ : d'écosystémique, le modèle devient socio-centré.

23. Ces modèles ont été inférés à partir de l'examen de la littérature et d'observations participantes réalisées par G. David au sein du réseau d'AMP de la commission de l'océan Indien.

24. Cette représentation consacre le rôle pionnier joué par le programme MAB (*Man and Biosphere*) de l'Unesco, dont les premières réserves de biosphère ont été mises en place en 1976.

Le modèle insulaire socio-centré

Les AMP occupent une place particulière dans le socio-écosystème littoral, car elles constituent un lieu privilégié où les liens entre le socio-système et l'écosystème se révèlent plus facilement qu'ailleurs (POLLNAC *et al.*, 2010). Se référant aux travaux d'OSTROM (2005), cette approche privilégie le niveau local pour gérer l'environnement plutôt que le niveau national, partant du principe que les acteurs locaux ont une capacité réelle à s'organiser et à créer des institutions pouvant assurer de manière durable cette gestion. Chaque AMP, gérée localement²⁵, constitue alors un site remarquable où la coévolution du socio-système et de l'écosystème se fait de manière beaucoup plus harmonieuse qu'ailleurs sur la planète, hormis les autres aires protégées. D'une part, le socio-système ne cherche pas à surexploiter l'écosystème ; d'autre part, les boucles de rétroaction qui les unissent leur permettent ensemble de mieux faire face aux menaces pouvant les affecter²⁶. Dans ce modèle théorique, l'AMP est supposée accroître la résilience du socio-écosystème corallien, appréhendée comme le produit d'un binôme relationnel entre le couple résistance/adaptation du socio-système et le couple résistance/adaptation de l'écosystème. La résilience de l'un accroîtrait ainsi la résilience de l'autre (fig. 1).

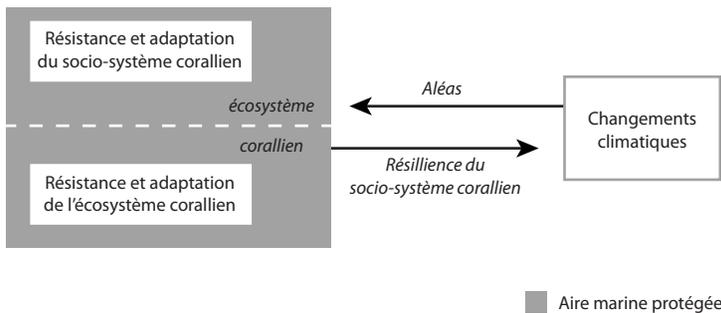


Figure 1
L'AMP comme dynamiseur de la résilience du socio-écosystème corallien face au changement climatique (modèle théorique).

Cette conception de l'AMP est dans la droite ligne du modèle insulaire dans le sens où elle considère que toute AMP est unique et totalement indépendante des autres aires protégées. La protection de la biodiversité passe alors par la simple multiplication de ces « îles de la conservation » sans qu'aucun lien ne soit recherché entre elles. Le choix de la localisation de l'AMP ne se fait plus sur des critères scientifiques valorisant la richesse de la biodiversité et la restauration d'habitats dégradés, mais sur l'aptitude des communautés humaines à gérer la biodiversité marine, quelle que soit sa richesse, pour en

25. La littérature anglo-saxonne parle de *Locally Managed Marine Areas* ou LMMA, terme qui a été forgé dans le Pacifique et qui tend à gagner l'océan Indien.

26. Ainsi, la vulnérabilité globale du socio-écosystème AMP est inférieure aux vulnérabilités cumulées du socio-système et de l'écosystème et à la vulnérabilité propre de l'un ou de l'autre système.

faire perdurer les usages. À l'évidence, ce n'est plus l'écosystème qui est mis en avant, mais la viabilité du socio-écosystème et donc la coviabilité (ou viabilité conjointe, BOURGINE, 1996) du socio-système et de l'écosystème qui le composent.

Le modèle écosystémique réticulé

Au modèle écosystémique insulaire, centré sur le niveau local, a succédé depuis une dizaine d'années un modèle qualifié de réticulé qui envisage l'écosystème récifal dans une perspective régionale et l'AMP comme partie constitutive d'un réseau d'AMP à l'échelle internationale (PRESSEY *et al.*, 2007)²⁷. Ce modèle considère qu'à superficie égale, un réseau d'AMP échantillonne de manière bien plus efficace la biodiversité qu'une AMP unique, dont l'extension spatiale est limitée. Le développement d'outils de planification tels que Marxan a considérablement facilité l'identification de ces réseaux régionaux d'AMP²⁸, dont les meilleurs opèrent un échantillonnage quasi exhaustif de la biodiversité récifale (LESLIE, 2005). Chacun de ces réseaux d'AMP constitue un portefeuille de territoires (similaire à un portefeuille d'assurances) contenant des « échantillons » représentatifs de la biodiversité marine régionale. Chaque AMP abrite ainsi un ou plusieurs échantillons de cette biodiversité, chacun d'eux correspondant à un habitat fonctionnel et aux populations associées. Suivant le principe de réplication, plus le nombre de ces échantillons est grand, plus grande sera la résilience du réseau d'AMP. Suivant le principe d'optimisation économique, on cherchera à placer ces AMP dans des sites soumis à des pressions faibles et renfermant un nombre maximal d'échantillons de biodiversité. Suivant la logique du réseau, la connectivité écologique entre ces AMP est devenue un enjeu essentiel pour la gestion de ces AMP réticulées et la sélection des futures AMP (ROBERTS, 1997). Les transports de larves entre les aires protégées en amont des courants généraux et celles en aval permettent en effet de renouveler les effectifs d'espèces durement affectés par les aléas naturels ou anthropiques ; ils favorisent également l'arrivée de nouvelles espèces qui peuvent s'implanter si elles trouvent un biotope favorable.

Ce souci de l'exhaustivité, représentativité, réplication et optimisation économique dans l'échantillonnage de la biodiversité et la nécessaire prise en compte de la connectivité conduisent aujourd'hui à faire du modèle écosystémique réticulé, le modèle le plus performant pour préserver la biodiversité, sous réserve que les pressions anthropiques sur les AMP ne soient pas trop importantes et que l'acceptabilité sociale de ces dernières ne soit pas trop réduite (DAVID, 2011).

27. Ce modèle n'est pas socio-centré, car l'homme n'y est qu'une composante secondaire, intégrée à l'écosystème corallien en tant que prédateur supérieur.

28. Jusqu'à présent, ces réseaux régionaux d'AMP étaient uniquement identifiés à dire d'experts lors de réunions du type *Analyse écorégionale* ou *Analyse de Hotspots* que les grandes ONG internationales de la conservation comme le WWF ou CI organisent dans chaque écorégion du monde (MITTERMEIER *et al.*, 1999).

Les modèles d'AMP à l'épreuve du changement climatique

La prise en compte grandissante du changement climatique dans la problématique de la conservation est une tendance de fond qui s'inscrit dans le temps long. Elle conduit à renouveler la manière dont les réseaux d'AMP sont envisagés, ce qui pose la question de la capacité des modèles actuels d'AMP à répondre aux défis que pose le changement climatique, parmi lesquels figure en priorité le blanchissement des coraux, et à assurer la résilience du milieu récifal.

Du blanchissement des coraux à leur résilience

Le blanchissement des coraux étant aujourd'hui la principale manifestation du changement climatique en milieu récifal, toute AMP ayant pour objectif principal la résilience de l'écosystème corallien s'attachera donc en priorité à préserver la résilience des coraux vis-à-vis de ce phénomène. La première difficulté tient au fait que cette résilience ne se fait pas au niveau global des habitats et des peuplements, mais au niveau de l'espèce, considérée dans son environnement physique et hydrologique. Dans une AMP donnée, toutes les espèces ne présenteront donc pas la même résilience et, pour une espèce connue comme étant plus résiliente que d'autres, des variations importantes de résistance au blanchissement seront observées selon les AMP. Aujourd'hui, tous les réseaux d'AMP en zone corallienne sont encore fondés sur un critère exclusif de diversité spécifique : il s'agit de maximiser l'échantillonnage de la biodiversité récifale en sélectionnant les habitats et les peuplements les plus diversifiés. Pourtant, les observations des dix dernières années montrent que ce ne sont pas toujours les biotopes les plus riches en biodiversité qui sont les plus résilients (WEST et SALM, 2003). De fait, l'unique avantage que procure une AMP est de réduire l'exposition des coraux aux pressions anthropiques qui accroissent leur vulnérabilité au blanchissement et diminuent leur capacité de résilience. Comme la fréquence des épisodes de blanchissement des coraux va s'intensifier avec le changement climatique et que leur durée s'allongera, il est impératif d'intégrer ces contraintes dans la planification écologique. Les nouvelles AMP devront donc abriter un nombre maximal de coraux résilients au changement climatique pour espérer remplir l'objectif qui leur est assigné d'accroître la résilience générale de l'écosystème récifal. Ceci impose que la présence de ces coraux devienne le principal critère de localisation des futures AMP.

Ces éléments étant posés, il convient maintenant de tester la capacité des trois modèles d'AMP à assurer la résilience de l'écosystème corallien dans le contexte du changement climatique, sachant qu'aucun d'entre eux ne place la recherche de cette résilience au centre de ses objectifs, puisque tous ont été conçus avant que l'adaptation au changement climatique ne devienne un thème prioritaire pour la conservation de la biodiversité.

Les modèles d'AMP face à l'impératif de résilience des récifs coralliens

Le modèle écosystémique insulaire

La résilience du milieu corallien peut s'envisager à l'échelle de l'AMP, à condition que les espèces les plus résilientes soient présentes en abondance. Dans le cas contraire, ce type d'AMP n'a guère d'avenir face à l'augmentation de la fréquence des épisodes de blanchissement et à l'allongement de la durée de ces phénomènes, à moins d'étendre la superficie mise en protection afin d'augmenter la biodiversité corallienne et espérer ainsi augmenter la probabilité d'abriter des espèces résilientes. Une telle extension est soumise à des contraintes biologiques évidentes, des espaces coralliens peu ou pas dégradés doivent être attenants à l'AMP en place, mais aussi à de puissantes contraintes anthropiques. Hormis dans les rares zones reculées vides d'hommes, une telle augmentation de taille va vite se heurter à l'acceptation sociale réduite des populations riveraines dans un contexte de densification et de mises en usage accrues des littoraux. L'avenir de ces AMP conçues comme des îles de la conservation ne s'envisage qu'à travers leur intégration à un réseau d'AMP, quelle que soit sa nature. L'apport de connaissances nouvelles concernant ces AMP, à savoir leur position (source ou puits²⁹) vis-à-vis des courants marins, et le degré de résilience des coraux qu'elles abritent devraient permettre cette évolution pour la plupart d'entre elles. Le modèle écosystémique réticulé constituerait donc le futur du modèle insulaire écosystémique pour les AMP situées dans des zones faiblement peuplées et abritant des coraux résilients au changement climatique. Pour les AMP dont les alentours se sont rapidement anthropisés depuis leur création et dont les coraux sont peu résilients, l'avenir est beaucoup plus sombre.

Le modèle écosystémique réticulé

Si ce modèle est le plus performant pour préserver la biodiversité (voir plus haut), il en va de même en ce qui concerne la résilience face au changement climatique. Il s'agit de s'appuyer sur la connectivité entre les récifs en intégrant dans les réseaux existants de nouvelles AMP richement dotées en coraux suffisamment résilients. Celles-ci seraient positionnées de manière régulière en amont des courants dominants, de manière à jouer un rôle de source et alimenter ainsi en larves d'espèces résilientes les AMP originelles du réseau, situées en position de puits. Pour pallier des perturbations éventuelles de la connectivité (MUNDEY *et al.*, 2009), les réseaux devront être denses³⁰, ce qui signifie qu'à superficie égale pour l'ensemble d'un réseau, l'accent sera mis sur le nombre d'AMP de petites surfaces, suffisamment rapprochées les unes des autres pour

29. Le terme « source » s'applique aux récifs émetteurs de larves et de gamètes situés en amont des courants généraux. Le terme « puits » fait référence aux récifs en aval de ces courants qui sont récepteurs de ces larves à l'issue de leurs déplacements en phase pélagique.

30. La densité d'un réseau s'évalue au nombre d'AMP qui y sont intégrées. Plus ce nombre augmente, plus le réseau est dense.

maximiser la connectivité entre elles, sachant que le modèle actuel privilégie plutôt les AMP de grande surface, quitte à ce que la densité du réseau soit faible. Ce nouveau modèle écosystémique réticulé est construit pour valoriser la résilience des espèces récifales ; il consacre également la disparition du modèle insulaire pour valoriser la biodiversité et le rôle exclusif désormais joué par la connectivité en ce domaine.

Toutefois, comme le modèle écosystémique insulaire, ce modèle réticulé est vulnérable au ressenti de la population riveraine vis-à-vis des AMP. Multiplier le nombre de celles-ci conduit à accroître la probabilité d'une faible acceptation sociale et le risque de non-respect des réglementations mises en place pour assurer la conservation de la biodiversité. Or ce modèle est incapable d'intégrer l'acceptation sociale dans les paramètres présidant à la sélection des sites à classer en AMP (fig. 2), à la différence du modèle insulaire socio-centré.

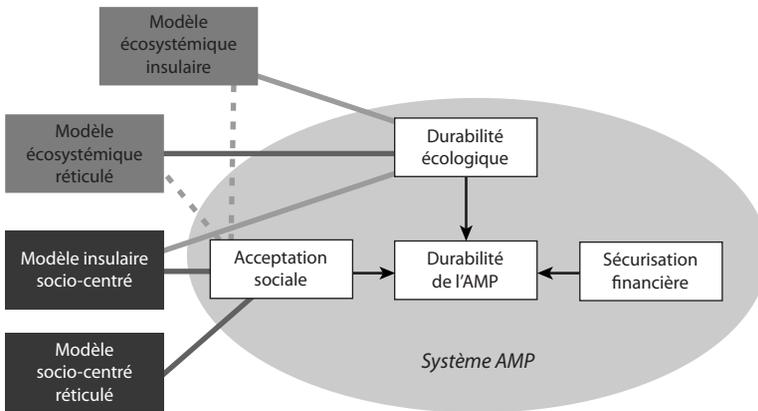


Figure 2

Efficacité des modèles d'AMP à remplir deux des trois conditions assurant la durabilité des AMP.

Le modèle insulaire socio-centré et le modèle socio-centré réticulé

S'il est performant en matière d'acceptation sociale, le modèle insulaire socio-centré s'avère peu efficace pour assurer la viabilité écologique des AMP dans le contexte du changement climatique, car il n'intègre pas la connectivité des récifs, l'aptitude de la population riveraine à gérer et protéger les écosystèmes mis en conservation étant le principal facteur présidant au choix de la localisation des AMP de type LMMA. Qu'il soit socio-centré ou écosystémique, le modèle insulaire ne répond guère aux enjeux posés par l'évolution du climat ; il est donc tentant d'étendre le modèle socio-centré et de structurer les AMP existantes en un réseau (GRILLO, 2011). La perspective est intéressante et représente un défi certain en matière de coordination car, par définition, les AMP ayant pour but la protection des socio-écosystèmes sont centrées sur les préoccupations locales. Comme le soulignent GOVAN *et al.* (2008), les réseaux de LMMA actuellement en cours de constitution ont pour principal intérêt de fédérer les gestionnaires de manière à ce qu'ils partagent leurs expériences et

accroissent ainsi leurs compétences de gestion sans que soit envisagée une gestion coordonnée du réseau. En définitive, le modèle socio-centré réticulé n'est guère plus performant que le modèle insulaire socio-centré pour accroître la résilience des AMP au changement climatique (fig. 2).

De la résilience de l'écosystème à la résilience du territoire

Face au changement climatique, l'attitude visant à mettre en avant la résilience de l'écosystème corallien comme facteur premier de choix pour la localisation des nouvelles AMP constitue une avancée majeure vis-à-vis des logiques qui avaient cours jusqu'à présent et qui considéraient l'homme comme le principal responsable de la dégradation des coraux. Toutefois, l'émergence de la menace climatique n'a pas pour autant écarté ou réduit les pressions anthropiques qui s'exercent sur les récifs. La croissance démographique et les problèmes de sécurité alimentaire que celle-ci pose sont des « tendances lourdes » qui vont marquer tout le XXI^e siècle. Comme le changement climatique devrait accentuer l'aridité des zones sèches, majoritairement situées à l'intérieur des terres, il est hautement probable que l'haliotropisme s'amplifie (CORLAY, 1998) avec pour résultat un accroissement important des pressions anthropiques sur le littoral. Dans ce contexte, la création de nouvelles AMP devrait s'avérer de plus en plus problématique avec une diminution de leur acceptation sociale, là où la conservation de la biodiversité sera perçue comme concurrente d'activités économiques, sources d'emploi ou de richesse.

Ce n'est donc pas uniquement le changement climatique qui devrait décider du futur des AMP récifales, mais la combinaison de trois facteurs principaux qui relèvent à la fois de leur résilience sociale et de leur résilience écosystémique (fig. 3). Il s'agit d'abord de leur capacité de résilience sociale, en réponse à la densité de la population riveraine et aux pressions qu'elle génère sur l'écosystème corallien. Cette capacité de résilience est matérialisée par l'aptitude de la structure de gestion de l'AMP à mettre en œuvre une gouvernance à la hauteur des enjeux, qui permettra de piloter l'AMP en évitant les dysfonctionnements (internes) et en anticipant au maximum les crises d'origine extérieure (DAVID, 2011). Il s'agit aussi de leur capacité de résilience écosystémique effective. Celle-ci dépend de deux facteurs. Le premier est attaché à la composition spécifique des peuplements coralliens et correspond à la proportion d'espèces qui présentent une résistance et une résilience au blanchissement supérieures à la moyenne des espèces coralliennes. Le second facteur est attaché au lieu et correspond à l'aptitude des espèces coralliennes les plus résilientes à présenter localement une résistance et une résilience au blanchissement supérieures à la moyenne observée au niveau régional pour ces mêmes espèces. Il s'agit enfin

de leur capacité de résilience écosystémique potentielle qui dépend de leur distance à un récif « source » situé en amont des courants généraux dont les émissions de flux larvaires permettront de reconstruire les populations coralliennes après un épisode majeur de blanchissement (fig. 3).

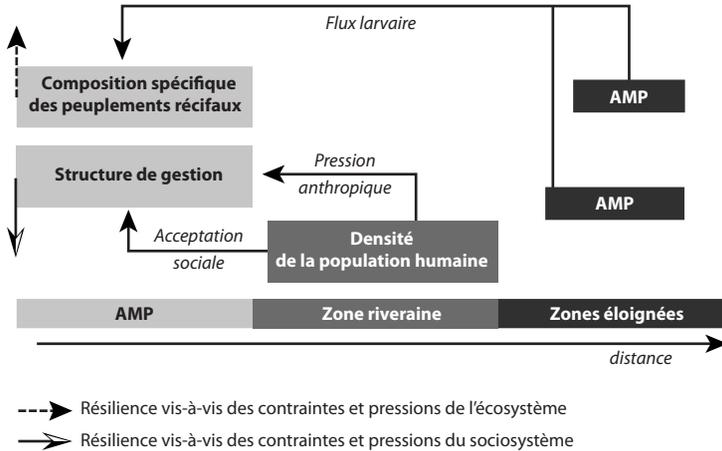


Figure 3
Paramètres affectant la résilience des récifs coralliens des AMP.

Or, aucun des trois modèles d'AMP que nous venons d'évoquer n'est satisfaisant pour accroître la résilience des AMP aux changements globaux. Les modèles socio-centrés manquent de résilience face au changement climatique ; quant au modèle écosystémique réticulé, sa résilience est minimale face à l'haliotropisme et à l'augmentation des densités humaines qui en découlent sur les littoraux. Cette absence d'efficacité des modèles proposés résulte de leur côté bidimensionnel, alors que la résilience aux changements globaux exige au minimum la prise en compte de trois dimensions : le socio-système local, l'écosystème local et l'écosystème régional, envisagé sous la forme de la connectivité entre les récifs. L'efficacité maximale des modèles d'AMP est atteinte dans un cadre quadridimensionnel avec la prise en compte du socio-système régional.

Cette nécessité de prendre au minimum trois dimensions pour assurer la résilience des coraux, et donc de placer l'espace au centre de la réflexion, conduit à remettre en cause la pertinence des notions d'écocosystème et de coviabilité de l'écocosystème pour mettre en place des AMP favorisant la résilience des coraux, bien que ces notions soient encore considérées comme fort novatrices et aient conduit à structurer les modèles socio-centrés d'AMP. En effet, tout écocosystème est par définition bidimensionnel, puisqu'il associe un écosystème et un socio-système. La coévolution de ces deux systèmes dans le contexte du changement climatique suppose au minimum (dans le cas de la réunion d'un socio-système et d'un écosystème) une résilience sociale et une résilience écosystémique d'intensités analogues et qui évoluent selon des trajectoires similaires et, au maximum, des interactions suffisamment

fortes entre le socio-système et l'écosystème pour que la coévolution conduise à une résilience conjointe. Un tel schéma est fort élégant d'un point de vue intellectuel, mais fort complexe à mettre en évidence sur le terrain où les observations que nous avons pu réaliser de manière empirique conduisent plutôt à envisager des résiliences différenciées entre écosystème et socio-système.

De fait, la résilience des coraux ne doit être envisagée ni à l'échelle de l'écosystème, ni à celle du socio-système, mais à celle du territoire qui porte (et inclut) l'écosystème et le socio-système récifal composant l'AMP et qui, de par sa dimension territoriale, est en réseau avec d'autres territoires qui peuvent favoriser sa résilience. C'est la raison pour laquelle nous proposons un nouveau modèle d'AMP : le modèle territorial réticulé qui seul nous semble à même d'assurer la pérennité des AMP récifales sous contrainte du changement climatique et de l'haliotropisme (fig. 4).

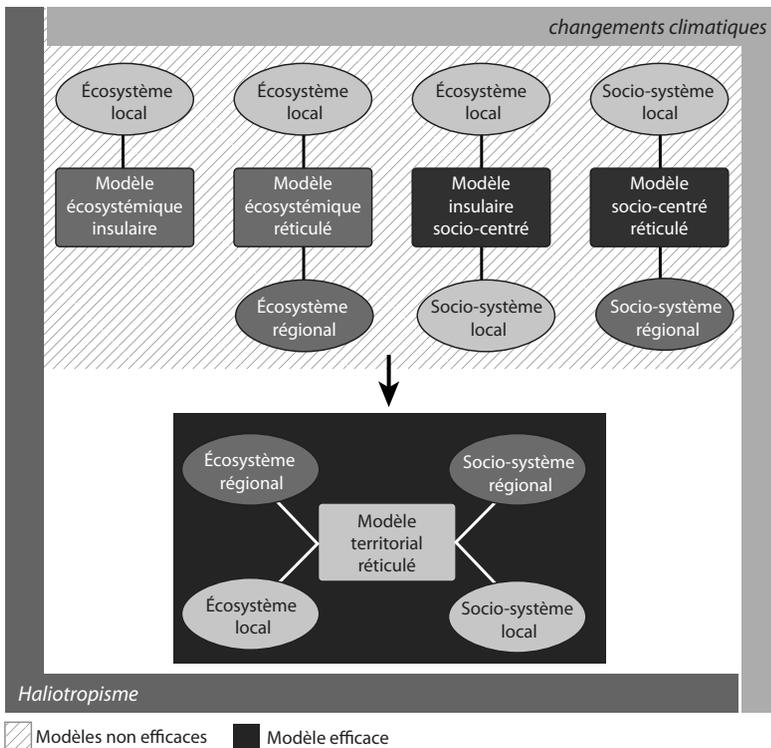


Figure 4
 Les échelles d'action au cœur de l'efficacité des modèles d'AMP
 confrontées aux changements globaux.

Selon ce modèle, l'AMP est un territoire de nature administrative qui se surimpose à trois territoires préexistants : le biotope récifal (nature écosystémique), le territoire des usages faits de l'écosystème récifal et de l'espace qui le porte (nature économique et sociale), le territoire des représentations que les usagers

se font de l'écosystème récifal et des usages qu'ils en tirent (nature culturelle). Par ailleurs, toute AMP s'inscrit dans les territoires terrestres et maritimes adjacents avec lesquels elle échange des flux de matière, d'énergie et d'information. La résilience du territoire récifal AMP serait alors à la fois une question de nature – la problématique de l'abondance de coraux résilients dans l'AMP et de la connectivité avec des récifs présentant une bonne diversité de coraux résilients demeure –, mais aussi une question de décisions prises par les gestionnaires de l'AMP à l'égard a) des populations humaines riveraines, pour renforcer leur acceptation sociale de l'AMP et réguler la pression anthropique sur le milieu récifal, b) des populations récifales pour optimiser leur bon état de santé, c) des socio-systèmes environnant l'AMP pour réduire les émissions de flux (terrigènes ou de polluants, par exemple) pouvant impacter de manière négative le milieu récifal et réduire ainsi sa résistance et sa résilience au changement climatique.

Ces décisions émanant du gestionnaire de l'AMP concourent à remplir un service rendu par le socio-système à l'écosystème récifal, que nous qualifierons de service sociosystémique en référence à la notion de service écosystémique (DAVID *et al.*, 2012). Dans ce contexte, la résilience des récifs coralliens mis en protection dans le cadre d'une AMP est subordonnée à la connectivité de cette AMP à d'autres récifs résilients et à la fourniture de services sociosystémiques visant à réduire les pressions anthropiques et à optimiser la résistance et la résilience des récifs. La résilience du territoire AMP peut alors être appréhendée comme le maintien des capacités de ce territoire à pérenniser a) la connectivité entre l'AMP et des récifs résilients (tout en contribuant au maintien de cette résilience dans le cadre d'un réseau d'aires protégées), b) la fourniture de services écosystémiques rendus par l'écosystème récifal aux populations humaines avoisinantes, c) la fourniture de services sociosystémiques rendus par les gestionnaires de l'AMP et les décideurs publics locaux au milieu récifal mis en protection.

Conclusion

La notion de résilience territoriale vis-à-vis du changement climatique est totalement nouvelle. Nous espérons que dans un proche avenir, elle devienne le critère principal pour la sélection des AMP récifales (fig. 5), car il s'agit d'une notion intégratrice qui englobe la résilience de l'écosystème récifal, l'associe à la résilience du socio-système AMP et prend en compte les perturbations provenant des écosociosystèmes environnants.

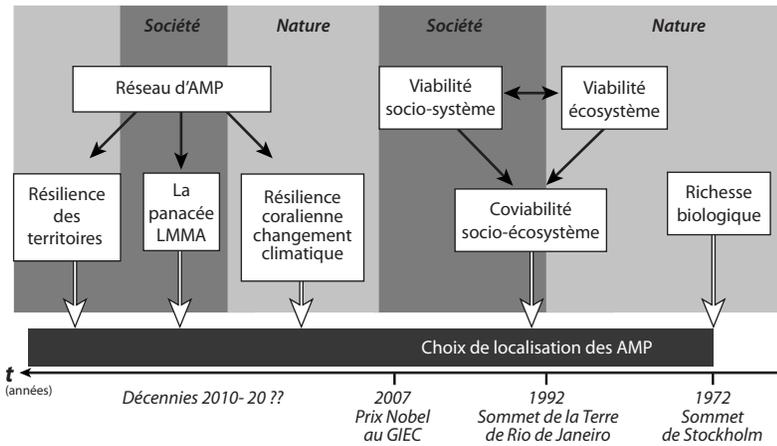


Figure 5
Évolution des critères présidant à la désignation des AMP.

Bibliographie

BELLWOOD D. R., HUGHES T. P., FOLKE C., NYSTROM M., 2004
Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429 : 827-833.

BOHNSACK J. A., CAUSEY B., CROSBY M. P., MARAGOS J., 2000
« A rationale for minimum 20-30% no-take protection ». 9th International Coral Reef Symposium, Bali, 23-27 Oct. 2000 : 615-619.

BOURGINE P., 1996
« Modèles d'agents autonomes et leurs interactions coévolutionnistes ». In Rialle V., Fisette D. (éd.) : *Penser l'Esprit*, Presses universitaires de Grenoble.

CINNER J., McCLANAHAN T., DAW T., GRAHAM N., MAINA J., WILSON S., HUGHES T., 2009
Linking social and ecological systems to sustain coral reef fisheries. *Current Biology*, 19 (3) : 206-212.

CORLAY J. P., 1998
« Facteurs et cycles d'occupation des littoraux ». In Miossec A. (dir.) :

Géographie humaine des littoraux maritimes, Paris, Cned-Sedes, chap. 2 : 97-170.

DAHL A. L., 1986
Review of the protected areas systems in Oceania. Gland, IUCN.

DAVID G., 2010
« Des îles dans les îles : les aires protégées ou comment la gestion environnementale génère des dynamiques fermeture/ouverture des espaces insulaires ? » In : *Comme un parfum d'île : hommage à C. Huetz de Lempis*, Paris, Presses universitaires de la Sorbonne : 367-377.

DAVID G., 2011
Petit voyage autour de la notion de gouvernance des AMP. Brest, Pampa, WP4, rapport final n° 1, 56 p.

DAVID G., MIRALTO E., PENNOBER G RÉVILLION C., 2012
Unités paysagères et services écosystémiques, l'exemple des récifs coralliens. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne],

hors-série 14 sept. 2012, mis en ligne
le 15 sept. 2012, 15 p.

**GOVAN H., AALBERSBERG W.,
TAWAKE A., PARKS J., 2008**
*Locally-Managed Marine Areas: A guide
for practitioners.* Suva, Fiji, The Locally-
Managed Marine Area Network, 64 p.

GRILLO C., 2011
Institutional Interplay in Networks of Marine
Protected Areas with Community-Based
Management. *Coastal Management*,
39 :4 : 440-458.

**GUNDERSON L. H.,
HOLLING C. S. (eds), 2002**
*Panarchy: understanding transformations
in systems of humans and nature.*
Washington DC, Island Press, 554 p.

LESLIE H. M., 2005
Marine conservation planning
approaches. *Conservation Biology*,
19 (6) : 1701-1713.

**LÉVÊQUE C., MUXART T., ABBADIE L.,
WEILL A., VEN DER LEEUW S., 2003**
« L'anthroposystème : entité structurelle
et fonctionnelle des interactions société-
milieux ». In : *Quelles natures voulons-nous ?
Pour une approche socio-écologique
du champ de l'environnement*,
Paris, Elsevier : 110-129.

MIRAULT E., 2006
*Les fonctions et enjeux socio-économiques
des écosystèmes récifaux : une approche
géographique des valeurs de l'environnement
appliquée à l'île de la Réunion.*
Thèse de doctorat en géographie, Paris,
IRD, université Paris-X Nanterre.

**MITTERMEIER R. A., MYERS N., ROBLES P.,
GOETTSCH MITTERMEIER C. (eds), 1999**
*Hotspots: Earth's biologically richest
and most endangered terrestrial ecoregions.*
Mexico, Cemex, 430 p.

MOBERG F, RÖNNBÄCK R., 2003
Ecosystem services of the tropical seascape:
interactions, substitutions and restoration.
Ocean & Coastal Management, 46 : 27-46.

**MUNDAY P. L., LEIS J. M., LOUGH J. M.,
BERUMEN M. L., LAMBRECHTS J., 2009**

Climate change and coral reef connectivity.
Coral Reefs, 28 : 379-395.

OSTROM E., 2005
Understanding institutional diversity.
Princeton University Press, 357 p.

**POLLNAC R., CHRISTIE P., CINNER J.,
DAW T., DALTON T., FORRESTER G.,
GRAHAM N. A. J., MCCLANAHAN T. R., 2010**
« Marine reserves as linked social-ecological
systems ». In : *Proceedings of the National
Academy of Science* doi:10.1073/
pnas.09082661, 4 p.

**PRESSEY R. L., CABEZA M., WATTS M. E.,
COWLING R. M., WILSON K. A., 2007**
Conservation planning in a changing world.
Trends in Ecology & Evolution, 22 : 583-592.

ROBERTS C. M., 1997
Connectivity and management of Caribbean
coral reefs. *Science*, 278 : 1454-1457.

ROWAN R., 2004
Thermal adaptation in reef coral symbionts.
Nature, 430 : 742.

SALM R., MCLEOD E., 2008
*Climate Change Impacts on Ecosystem
Resilience and MPA Management in
Melanesia.* Hawaii, Bishop Museum
Technical Report, 42 (7), 17 p.

SALVAT B. (ed.), 1987
*Human impacts on coral reefs: facts
and recommendations.* Morréa, Ephe, 253 p.

SALVAT B., HAAPKYLÄ J., SCHRIMM M., 2002
*Les zones protégées des récifs coralliens
dans les instruments internationaux.*
Moorea, Criobe-Ephe, 196 p.

**SPENCER T., TELEKI K. A.,
BRADSHAW C., SPALDING M. D., 2000**
Coral bleaching in the southern
Seychelles during the 1997-1998 Indian
Ocean warm event. *Marine Pollution
Bulletin*, 40 : 569-586.

WEST J. M., SALM R. V., 2003
Resistance and Resilience to Coral Bleaching:
Implications for Coral Reef Conservation and
Management. *Conservation Biology*, 17 (4) :
956-967.

Aires marines protégées et résistance aux risques

Une fonction rénovée
pour de nouvelles politiques publiques ?

Florence GALLETTI

Christian CHABOUD

Les chapitres précédents ont traité en toile de fond les problèmes de résistance aux perturbations et de résilience des écosystèmes avec l'évocation des échelles d'application depuis la définition des habitats à protéger jusqu'à la mise en place d'une politique territoriale d'aménagement. Il apparaît alors nettement que les AMP, par les effets positifs qui leur sont attribués, constituent un outil nouveau à la disposition des politiques et des gestionnaires pour lutter contre les pressions naturelles et anthropiques qui menacent l'équilibre de nombreux écosystèmes. Ces nouveaux outils doivent donc bénéficier d'une reconnaissance économique et juridique pour trouver leur place dans les schémas de planification à venir. C'est le propos choisi par Galletti et Chaboud de situer la place des AMP dans les nouvelles politiques publiques.

Les aires marines protégées ne peuvent plus être traitées à travers les seules dimensions biologique et environnementale. Des sciences sociales analysent leurs processus de création et de fonctionnement, en tant qu'institutions insérées dans des formes d'administration et de gouvernance nationale, locale, plus rarement internationale (WEIGEL *et al.*, 2007 ; CHABOUD *et al.*, 2008). Leurs dimensions juridiques et économiques déterminent leur pérennité, ou au contraire les menaces de disparition pesant sur elles, car elles sont soumises à

Encadré 4 Les services écosystémiques

Depuis la publication des travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) en 2005, l'attention internationale s'est focalisée sur la thématique des services écosystémiques. Bien que secondaire dans une vaste littérature centrée essentiellement sur les écosystèmes terrestres, notamment forestiers, l'approche par les services écosystémiques se développe depuis peu pour les écosystèmes marins. Tout comme pour les autres écosystèmes, elle suit trois chemins distincts : l'identification et la mesure des services, notamment ceux dits de régulation (protection côtière, nurserie...) ; l'évaluation monétaire de la valeur économique de tels services et l'élaboration de nouveaux instruments dits de marché pour la gestion de ces écosystèmes.

Sur ce dernier point, la dynamique de recherche semble se focaliser sur les écosystèmes coralliens et les mangroves ; très peu sur les écosystèmes océaniques. Plus précisément, on peut distinguer les instruments classiques déjà utilisés par le passé, de ceux plus innovants. Dans la première catégorie, sont rangés les instruments financiers pour les gestionnaires d'aires marines protégées (redevances touristiques, concessions...). Dans la seconde, on recense les nouveaux outils, spécifiques aux services écosystémiques. Une attention toute particulière porte actuellement sur le *blue carbon* ; c'est-à-dire « carbon stored, sequestered or released from vegetated coastal ecosystems such as tidal salt marshes, mangroves and seagrass meadows » (HERR *et al.*, 2012). Fruit d'une réflexion menée entre autres par l'UICN et le Pnue, l'idée est de promouvoir le même système de financement que celui issu du processus Redd+ dans le domaine terrestre. La principale difficulté tient aux méthodologies de mesures des services rendus, en l'occurrence la quantité de carbone séquestrée dans ces écosystèmes.

D'autres outils plus simples d'application sont également en cours d'expérimentation comme les PES (*payment for environmental services*). Ici ce sont les bénéficiaires des services écosystémiques qui payent pour leur fourniture (ou qui paient les acteurs économiques en charge de leur maintien). Ainsi se profilent de nouvelles justifications pour le financement des écosystèmes menacés, notamment le financement des AMP. Peu d'exemples sont disponibles pour le moment mais de nombreux acteurs, notamment les ONG internationales de conservation de la biodiversité, s'intéressent de près à ces instruments.

Philippe MÉRAL (IRD)

Référence bibliographique

HERR D., PIDGEON E., LAFFOLEY D. (eds), 2012 – *Blue Carbon Policy Framework: Based on the discussion of the International Blue Carbon Policy Working Group*. Gland, Switzerland, International Union for Conservation of Nature and Arlington, Virginia, Conservation International

des difficultés institutionnelles, des crises, des relations ambivalentes avec de multiples usagers. L'AMP est un espace particulier recouvrant différents espaces marins, côtiers et littoraux, protégés, mis en réserve pour remplir différentes fonctions. La caractérisation de ces fonctions permet de les classer et de comprendre leur développement (CHABOUD et GALLETI, 2007). La fonction de conservation de la biodiversité marine, l'une des premières que devaient remplir

les AMP, a justifié les obligations et contraintes induites supportées par les acteurs vivant des ressources naturelles. Parallèlement à la multiplication des AMP, on constate l'élargissement de leurs fonctions : valorisation de la diversité biologique, gestion des pêcheries, des zones côtières, délibération multi-usagers, contribution au développement durable (encadré 4). L'élargissement pourrait aller jusqu'à une contribution à la réduction des risques liés aux chocs socio-économiques découlant des conséquences écologiques du changement climatique. Ceci s'appuierait sur la conservation de la capacité de la diversité biologique, et plus généralement des ressources naturelles, d'être exploitées en situation de crise. L'AMP, forme d'assurance face à l'incertitude liée aux changements environnementaux engagés, tentante pour les États, ne va pas de soi, c'est un postulat à approfondir dans ses formes, ses moyens et ses inconnues.

Le postulat de l'AMP : la résistance aux risques

Les risques réalisés ou la probabilité de leur survenance transforment les objectifs et la forme des interventions publiques, donc celles relatives aux AMP. Ceci suppose de clarifier comment elles sont capables d'accompagner les risques liés au changement climatique et de réduire la vulnérabilité des écosociosystèmes, puis de résumer les garanties escomptées de l'AMP justifiant sa fonction de résistance face aux changements attendus.

Caractérisation des risques encourus par les AMP

Les risques locaux ou globaux liés au changement climatique sont de deux types : ceux purement écologiques, puis leurs conséquences économiques et sociales.

Les risques écologiques concernent, entre autres, les modifications de répartition spatiale des peuplements marins et des ressources halieutiques (CHEUNG *et al.*, 2009 ; BARANGE *et al.*, 2010), l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements extrêmes (El Niño, cyclone, inondation, sécheresse), la dégradation des habitats (coralligène, herbiers de posidonies), la hausse du niveau de la mer, le recul de la côte, l'acidification des océans, l'extension des zones anoxiques, les bioinvasions, la disparition d'espèces. Les recherches sur les risques et leur localisation montrent que les zones marines ne seront pas affectées à l'identique (PROWSE *et al.*, 2009 ; MUNANG *et al.*, 2013 ; OBUWA, 2005) : Afrique et Méditerranée semblent particulièrement vulnérables (PEARCE, 2009 ; ALLISON *et al.*, 2009). Les mégapoles côtières sont très menacées. Les zones côtières surpeuplées des pays émergents ou en développement seront très exposées (Potsdam Institute, 2012). Les ressources halieutiques seront d'autant

plus affectées qu'elles sont déjà fragilisées par la surexploitation due à l'inefficacité des politiques publiques et à l'absence ou la faiblesse de droits privés ou collectifs (SUMAILA *et al.*, 2011). Le changement climatique, n'affectant pas de façon similaire la variété des espaces et ressources, induira des reports de pression démographique. Les zones côtières tropicales serviront de zones refuges pour des populations rurales intérieures, avec une pression croissante sur les ressources marines. Cette dynamique est prévisible en Afrique de l'Ouest et dans l'ouest de l'océan Indien dont les systèmes de production agricoles vont être très fortement affectés (Potsdam Institute, 2012). Il est probable que l'extraction de ressources côtières s'intensifie pour satisfaire l'augmentation de la demande alimentaire locale et du nombre d'exploitants en l'absence d'un renforcement des règles d'accès aux ressources. La perception de ces risques par les pouvoirs publics et les réajustements considérés nécessaires apporteront aux AMP une utilité et une fonction nouvelles : la conservation de la capacité de la diversité biologique d'être exploitée en situation de crise³¹, et de là, une réduction de la vulnérabilité aux conséquences économiques et sociales du changement climatique.

Ces dernières sont diverses sur les institutions, populations et filières : l'augmentation de l'insécurité alimentaire, des pressions démographiques, l'apparition de réfugiés écologiques, l'effondrement de filières, les transformations du marché, etc. Le cas des pêcheries est exemplaire. Plusieurs approches de sa vulnérabilité sont envisageables, sous un angle élargi (ADGER, 2006), ou sectoriel (ALLISON *et al.*, 2009) dans une étude sur 132 États. Cette dernière présente une cartographie de la vulnérabilité des pays en fonction de l'exposition au changement climatique, de la sensibilité de leur économie aux réponses du secteur maritime, de la capacité d'adaptation des structures de gouvernance face à ces enjeux. La conséquence probable est la fragilisation des filières de produits halieutiques et une variabilité accrue de la production pour l'alimentation locale (dégradation de la sécurité alimentaire) ou pour l'exportation. Pour les pêches industrielles, c'est un risque accru de concurrence pour l'accès aux ressources entre flottes nationales et flottes étrangères du fait de la redistribution spatiale de ces ressources. Cette dernière aura des effets juridiques et économiques. Dans l'océan Indien (ROBINSON *et al.*, 2010), la redistribution attendue des thonidés entre zones d'exclusivité économique (ZEE) des États et haute mer peut conduire à un nouveau partage de la rente halieutique et à une remise en cause des arrangements juridiques et économiques entre États côtiers ou insulaires et les flottes étrangères. 50 % des captures de thons tropicaux sont réalisés hors ZEE ; or il est probable que les changements climatiques rendent la haute mer équatoriale moins favorable et que la ressource se redistribue plus loin, modifiant les capacités d'exploitation et de contrôle des États et obligeant le modèle conventionnel des accords de pêche à se transformer. D'où des risques de conflits dans une

31. A *minima* composée d'un constat d'urgence écologique, de pressions augmentées, de raréfaction de mannes naturelles convoitées à redistribuer entre bénéficiaires, le cas d'un conflit interétatique pour la ressource pouvant se surajouter.

géopolitique des ressources plus tendue et à laquelle le droit de la mer tente d'apporter des solutions, préventives pour éviter qu'un conflit n'éclate, et curatives s'il s'ouvre, afin de le résoudre provisoirement ou définitivement. Juridicisant les oppositions, ce droit a permis à nombre de pays en développement de mieux faire valoir leurs intérêts et de trouver des solutions alternatives aux rapports de force et au conflit armé (GALLETTI, 2011a). Les AMP – soutien au secteur pêche – sont présentées comme d'autres solutions (GARCIA *et al.*, 2013). Or l'AMP en eaux sous juridiction, outil de conservation/restauration, fait encore l'objet d'interrogations naturalistes, d'évaluations (COLL *et al.*, 2011), voire emporte des oppositions (JONES, 2008) ou devrait évoluer pour certains (élargissement du périmètre, AMP mobiles). Leur valorisation économique n'est pas toujours concluante. Aussi, proposer l'AMP comme outil de gestion du risque implique que des garanties essentielles leur soient attachées dans l'esprit des décideurs pour les convaincre dans cette voie (McCREA-STRUB *et al.*, 2011).

Les garanties escomptées de l'instauration d'AMP

Au-delà d'apports très écologiques, d'autres éléments contribuant à une fonction d'assurance sont envisagés comme des garanties (GALLETTI, 2011b) d'abord nationales :

- la sécurisation administrative, militaire, et écologique de territoires où seront développées des politiques, législations et réglementations environnementales ;
- la création de frontières et de zones maritimes d'exception demandées par des États auprès d'organisations internationales³² ;
- la prévention de conflits visant l'espace fréquenté ou l'espèce pêchée ;
- la sécurisation de réserves alimentaires ; l'État pouvant ici assurer des réserves alimentaires conservées *en quantité* (réservation) et *diversifiées* pour la population ou pour des communautés particulières vulnérables (cas des AMP villageoises dans le Pacifique) ;
- le maintien de la diversité génétique pour permettre aux populations marines de mieux résister aux stress induits par le changement climatique, ou pour des utilisations humaines futures (mesures juridiques de conservation *in situ* ou *ex situ* d'éléments de la diversité génétique) ;
- la réponse au développement de la prospection sous-marine pour l'exploitation énergétique ou minérale, la présence d'AMP impliquant soit une exclusion des activités de prospection/exploitation, du moins une contrainte juridique pour elles, soit une alternative à l'extraction quitte à associer les AMP avec d'autres activités industrielles tel l'éolien marin ;

32. En Méditerranée, la demande de création de Zone maritime particulièrement vulnérable (ZMPV) auprès de l'Organisation maritime internationale (OMI), appuyée sur l'existence de plusieurs AMP dans une zone déjà bien protégée, mais très fragile et très exposée aux risques, a été obtenue en 2012.

- la protection d'établissements humains contre les conséquences du changement climatique ; dans l'Indopacifique, la protection des côtes par la barrière corallienne est le service environnemental préservé à plus forte valeur économique estimée (COSTANZA *et al.*, 1997) ; les petits États insulaires sont très concernés ;
- le développement d'activités de valorisation (écotourisme, autres activités récréatives), alternatives aux pratiques extractives, enfin ; outre des questions éthiques, ceci n'est pérenne que tant que les conséquences du changement climatique ne remettront pas en cause ou ne ralentiront pas ce tourisme international de nature.

Les moyens de l'AMP

La recherche d'une gouvernance appropriée pour s'adapter au changement climatique en réduisant ses effets, en en profitant s'ils sont positifs (HULME, 2005 ; PERRY *et al.*, 2011), donne un rôle aux AMP. Beaucoup d'institutions publiques trouvent dans l'AMP un nouveau moyen de gouverner les territoires marins et côtiers (CHABOUD *et al.*, 2008 ; JENTOFT *et al.*, 2007 ; CHAKOUR et DAHOU, 2009), ce qui va au-delà du rapprochement entre gouvernance des AMP et secteur halieutique. Le traitement du risque, trop ambitieux à vaste échelle, générant des oppositions, fait appel à la solution plus restreinte de l'AMP. Ceci explique que désormais soient traités l'extension des AMP sur des façades maritimes, l'adaptation des AMP pour les espèces migrantes, les profondeurs, les monts sous-marins, les AMP de haute mer, de grande taille, en réseau, quels que soient la distance de la côte et le statut légal de l'espace à protéger ; questions relevant plus de la décision publique en contexte de risques que d'expériences classiques d'AMP. Une transition s'amorce probablement dans certains pays : ériger les expériences éparses d'AMP en politiques publiques d'AMP.

Le recours à l'AMP dans la décision publique visant les risques

S'il y a impuissance face au risque écologique du changement climatique, la réponse à une partie de ses conséquences est possible, ainsi que le choix entre options d'action publique évacuant ou réduisant la vulnérabilité à ces risques. Pour la prise de décision publique en situation d'incertitudes, il y a au moins deux perspectives : l'approche de précaution et la prévention. Leurs traductions juridiques se font à travers le principe de précaution, mis en œuvre par des États en fonction de leur perception des risques et de leurs besoins économiques et le principe juridique de prévention ou de correction des atteintes à la source. Dans les deux cas, les AMP sont une forme de réponse, une opportunité, pour

les gouvernements d'États côtiers et insulaires, obligés d'être réactifs pour limiter les conséquences de l'exposition au changement climatique. Cependant, les domaines dans lesquels le principe de précaution a été utilisé ne mentionnent pas clairement l'AMP. Cette absence d'un lien AMP-principe de précaution peut surprendre, mais les pouvoirs publics ne recourent à la précaution (légale) que face à des situations de grande incertitude, dans lesquelles on ne dispose pas d'évaluations de risques certaines, pour des événements dont l'ampleur ou la probabilité de réalisation ne peuvent être bien estimées avec les connaissances actuelles. Une décision publique basée sur ce principe traite d'événements non probabilisables avec certitude. La création d'AMP sur ce fondement sera donc difficile à faire accepter et à justifier, sur la base d'évaluations scientifiques. Le lien AMP-principe de prévention est plus aisé à utiliser. La décision publique s'appliquera ici à des risques avérés dont l'existence a pu être démontrée par des connaissances scientifiques, même si des éléments, telle la fréquence d'occurrences, peuvent ne pas être connus. Par ses objectifs de conservation et de restauration, l'AMP intègre parfaitement l'interventionnisme public dédié à la prévention. Elle aide à faire progresser l'évaluation et la mesure des risques écologiques et sociétaux, sur son espace, et à l'extérieur de celui-ci, et à les comparer entre sites. L'AMP, comme périmètre spécifique, comme circonscription administrative spéciale, et comme instrument d'action, fait le lien entre les connaissances et actions de recherche *scientifiques* relatives au site et *l'action législative et réglementaire* appliquée aux AMP (MEEDDEM, 2010).

L'AMP dans les stratégies de planification des espaces marins

Le développement de stratégies publiques sur la mer visant la planification spatiale des espaces marins est une nouvelle donne dans laquelle les AMP ont une place (MICHELI *et al.*, 2013, pour une cartographie sur la Méditerranée). Des illustrations d'institution dédiée et de stratégie politique et administrative régionale et nationale, existent, par exemple en Méditerranée, avec le Centre d'action régional sur les aires spécialement protégées, compétent dans le cadre du plan d'action sur la Méditerranée sous l'égide du Pnue (UNEP, 2007), en France avec l'Agence des aires marines protégées créée en 2006 ; en Tunisie, avec l'Agence de protection et d'aménagement du littoral Adal, doublée de directions ministérielles « Pêche » et « Eaux et Forêts » compétentes pour les AMP. Pour l'Union européenne, ce sont l'Analyse stratégique régionale (ASR) ou la mise en discussion et en application de stratégies régionales maritimes entre institutions publiques de 28 États. L'application, dans chacun, des directives européennes Natura 2000 en mer de 1992, ou Stratégie pour le milieu marin de 2008, joue un rôle considérable. Aux AMP de première génération, définies sur un périmètre limité, se substituent des stratégies de conservation spatiales plus ambitieuses, par façades ou morceaux de territoire, étendant les territoires maritimes sous surveillance. Ainsi, spatialement et juridiquement un design rhizomique positionnant de nouvelles AMP s'impose depuis 2006 sur

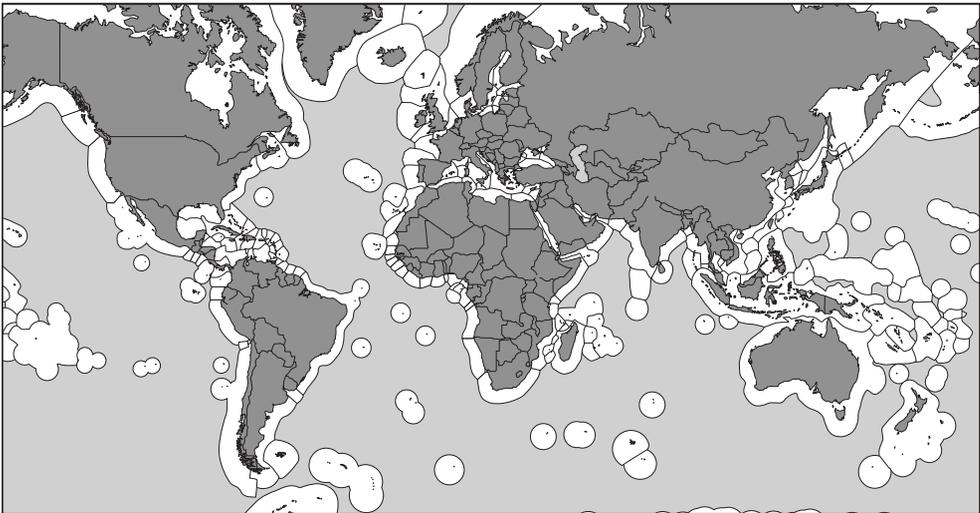
les eaux métropolitaines et ultramarines françaises. En Méditerranée, 677 AMP sont recensées en 2012. Certaines ont dépassé leur cadre national initial pour évoluer vers des projets transfrontaliers. Ceci suppose le respect de procédures légales s'appliquant au rapprochement d'eaux nationales frontalières, pouvant enserrer des zones à statut spécial, tel un détroit international (Bouches de Bonifacio, Gibraltar). La convention Parc marin international des Bouches de Bonifacio (PMIBB) relative au parc marin international entre Corse et Sardaigne, formé de deux AMP nationales, la réserve des Bouches de Bonifacio et le parc de la Maddalena, a été signée fin 2012. D'autres rapprochements possibles entre AMP frontalières ne font l'objet d'aucune formalisation juridique de ce type, comme le parc national d'El Kala (est-Algérie) (CHAKOUR et DAHOU, 2009) et les AMP proches de l'île de la Galite (ouest-Tunisie). Des initiatives de conservation interétatiques (Triangle de corail, MesoAmericanReef, Micronesia Challenge, Aires spécialement protégées d'importance méditerranéenne, Aspim) anticipent ce que pourrait être un design international de réseaux d'AMP. C'est un point nouveau, par les surfaces concernées et l'intérêt porté au changement climatique dont les conséquences ne préoccupaient pas ou peu les gestionnaires il y a quinze ans (MCLEOD *et al.*, 2009). Ce changement d'échelle, de l'AMP *individuelle* aux *réseaux*, pose des difficultés liées au droit de la mer actuel et aux contraintes du financement de l'action publique environnementale.

À un strict niveau national, ne glisse-t-on pas de l'AMP instrument isolé de protection d'une zone exceptionnelle, fragile, ou critique, à une systématisation territoriale des expériences d'AMP, jusqu'à peut-être de réelles politiques publiques d'AMP ? La prudence est de mise, car l'identification de politiques publiques répond à des conditions : a) un « programme d'action gouvernemental dans un secteur de la société ou un espace géographique », b) « rapporté à un cadre général d'action », c) décliné en « un ensemble de mesures concrètes », d) complété par « des décisions et formes d'allocations de ressources », et par des « identifications de publics cibles », e) « des buts définis à atteindre » (MENY et THOENIG, 1989). La référence à des politiques publiques d'AMP ne semble pas irréaliste, étant donnés les moyens, projets, mesures et réglementations que leur consacrent les décideurs. Avec les réseaux de gestionnaires, les expériences s'échangent, les projets de création sont facilités. Le phénomène serait prégnant en Méditerranée (réseau medPAN) et émergent dans d'autres régions (Réseau régional d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest).

Si c'est le cas, deux options s'ouvrent pour les décideurs.

– Financer et orienter l'intervention publique vers l'option de politiques publiques autonomes d'AMP consacrées à la double fonction de conservation/restauration des milieux et des ressources, désormais plus tournée vers une fonction de résistance axée sur l'augmentation de la résilience écologique des zones traitées. Certains pays ont de grandes surfaces disponibles. Le droit pour l'État d'instituer une ZEE ou de demander des extensions de celle-ci et du plateau continental n'a pas été exploité au maximum de ses possibilités. La

carte des zones sous juridiction des États (dont ZEE) pouvant abriter des AMP élargies, ou loin de la côte, montre de fortes possibilités d'extensions (carte 1). Mais la volonté des États d'instituer des AMP en nombre dans leur ZEE, ou encore d'utiliser la ZEE à des fins écologiques, n'est pas certaine. Comment interpréter le sens de la transformation par la France le 12 octobre 2012 de sa zone de protection écologique (ZPE) méditerranéenne originellement destinée à réprimer les pollutions, en ZEE, ou le sens de la proclamation par l'Espagne début 2013 d'une ZEE méditerranéenne espagnole ? En Méditerranée semi-fermée, exigüe, objet de particularisme juridique, la majorité des États s'était jusqu'alors contenue pour ne pas déclarer de ZEE (GALLETTI et CAZALET, 2012). Le découpage des eaux va donc sans doute évoluer. Reste que, point rare à souligner (ROS, 2012), l'environnement de haute mer dans cette mer régionale peut être légalement protégé, du fait du protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en vigueur depuis fin 1999. L'étude des risques et des solutions, comme l'expérimente déjà la gestion partagée des ressources marines « grands migrateurs et stocks chevauchants », impose une coordination interétatique pour bâtir le cadre institutionnel et légal de réseaux écologiques marins. Coopération et gestion conjointe peuvent être compliquées, notamment en cas de mers imbriquées (Asie du Sud-Est, Méditerranée) pour instaurer des corridors écologiques protégés. Des expériences de rapprochement des eaux existent néanmoins dans le Pacifique au nord-est de l'Australie, ou avec les États du triangle de corail, dédiés aux écosystèmes coralliens (SALM et McLEOD, 2008 ; GILLESPIE et BURNS, 2000 ; BOHENSKY *et al.*, 2011).



Carte 1

Projection des eaux sous juridiction des États.

En blanc, le scénario des eaux sous juridiction de l'État disponibles pour instituer des AMP côtières élargies ou des AMP hauturières.

Source : www.vliz.be, adapté des réalisations faites sous le logiciel Thema Map, 2011 <https://themamap.greyc.fr>
Document ne préjugant d'aucun soutien à des revendications d'États.

– Choisir l’option de l’AMP, contribution à des politiques publiques marines et côtières plus larges (Gestion intégrée des zones côtières (GIZC), politiques de lutte contre les pollutions marines et telluriques, de sécurisation de la navigation...). C’est une dilution des AMP dans des mesures multiformes de résistance aux risques à une échelle spatiale moins spécifique. On semble loin d’une application générale de politiques de GIZC, avec des niveaux différents selon les régions. En Méditerranée, les États signataires du protocole GIZC de 2011 (à la suite de la convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée en vigueur depuis juillet 2004) se distinguent des autres, mais sont confrontés à la difficulté de l’application de ce texte en raison de l’insuffisance d’analyses face aux notions novatrices utilisées, telle la « capacité de charge » qu’il faut rendre opérationnelle. Dans les eaux européennes, la politique européenne maritime s’impose ; ailleurs, les eaux nationales restent soumises aux volontés politiques de les exploiter dans des directions particulières, telle la conception d’AMP à des fins touristiques (REES *et al.*, 2010). Être rattachées au management général des mers et océans (BELFIORE *et al.*, 2004) sort les AMP d’un isolement, les rapproche de supports financier, académique, logistique, mais entretient une confusion.

Conclusion

Les AMP peuvent devenir un mode de gouvernance de portions du territoire, les justifications méritent être discutées. Le choix d’AMP à fonctions différenciées peut être encouragé par des scénarios scientifiques sur les risques pesant sur les ressources et leurs conséquences. La connaissance de scénarios n’est cependant pas un déterminant unique de l’action publique. L’argument du risque, même peu documenté, peut être saisi par un État pour agir. Il en a de plus en plus l’obligation légale. Prévention et précaution permettent aux États de justifier de nouvelles emprises en mer, mais jusqu’à quel point ? Ces dernières, si elles prennent la forme d’AMP, et qu’elles constituent des parts significatives dans les ZEE au plan des surfaces couvertes, et en étant plus contraignantes ou plus exclusives en termes d’interdictions, seront-elles acceptables ? Cette projection, bien qu’envisageable juridiquement, a peu d’illustrations concrètes. Jusqu’à présent, ce sont plutôt des arguments de gestion à des fins d’exploitation qui ont appuyé, par exemple en Méditerranée, les zones nationales dites de protection écologique (ZPE française 2003, ZPE croate, etc.) ou dites zones de pêche à vocation de pérennisation de la ressource halieutique intéressant un ou plusieurs États (décret espagnol de 1997 créant une zone dédiée à la protection de la pêche espagnole et européenne, zones issues de coopérations interétatiques, telles les zones de pêche restreinte décidées par la CGPM). L’entrée en vigueur d’obligations de conservation de la biodiversité

depuis juillet 2004 pour 20 États méditerranéens, et celle du protocole ASPIM fin 1999 pour 17 États, pour ne citer que ces instruments, implique le recours récurrent à des AMP.

Pour des usagers d'AMP côtières, le respect des règles liées à l'AMP et son acceptation sont des questions réouvertes avec la fonction de résistance aux risques proposée aux AMP. Un aspect distributif oublié concerne l'inégale capacité des divers acteurs à se projeter dans le long terme. Dans des pays du Sud, les populations pauvres sont dans des situations d'urgence (possiblement aggravées par les conséquences du changement climatique) favorisant une forte préférence pour le présent. Ceci ne les incite pas à adhérer spontanément aux idéaux de la conservation renforcés par ceux de la gestion des risques, qui leur imposeraient d'accepter les coûts immédiats et certains de la conservation (coûts de renoncement à une extraction immédiate de ressource), contre, au mieux, des bénéfices lointains (parfois hors de leur horizon temporel) et incertains, ou contre, seulement, l'espérance d'une situation écologique maintenue ou moins dégradée. L'utilisation future des AMP dépasse ici le cadre naturaliste scientifique initial et déborde sur de nouveaux terrains académiques, comme la légitimité de l'action publique ou la démocratie environnementale, fortement débattus (JONES, 2009).

Bibliographie

ADGER N. W., 2006

Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16 : 268-281.

ALLISON E. H., PERRY A. L. et al., 2009

Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and Fisheries*, 10 : 173-196.

BARANGE M., CHEUNG W. W. L. et al., 2010

Modelling the potential impacts of climate change and human activities on the sustainability of marine resources. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 2 (5-6) : 326-333.

BELFIORE S., CICIN-SAIN B. et al., 2004

Incorporating Marine Protected Areas into Integrated Coastal and Ocean Management: Principles and Guidelines. IUCN World Commission on Protected Areas, NOAA, Gland, viii.

BOHENSKY E., BUTLER J. R. A. et al., 2011

Future makers or future takers? A scenario analysis of climate change and the Great Barrier Reef. *Global Environmental Change*, 21 : 876-893.

CHABOUD C., GALLETI F., 2007

Aires marines protégées, catégorie particulière pour le droit et l'économie ? *Mondes en développement*, 35 (138) : 27-42.

CHABOUD C., GALLETI F. et al., 2008

« Aires marines protégées et gouvernance : contribution des disciplines et évolution pluridisciplinaire ». In Aubertin C., Rodary E. (éd.) : *Aires protégées : espaces durables ?*, IRD Éditions, coll. Objectif Suds : 55-81.

CHAKOUR S.-C., DAHOU T., 2009

Gouverner une AMP, une affaire publique ?

Exemples sud-méditerranéens.
VertigO, hors-série 6 : 1-10.

**CHEUNG W. W. L.,
LAM V. W. Y. et al., 2009**

Projecting global marine biodiversity
impacts under climate change scenarios.
Fish and Fisheries, 10 (3) : 235-251.

COLL M., PIRODDI C. et al., 2011

The Mediterranean Sea under siege:
spatial overlap between marine biodiversity,
cumulative threats and marine reserves.
Global Ecol. Biogeogr., 21 (4) : 465-480.

COSTANZA R. et al., 1997

The value of the world's ecosystem services
and natural capital. *Nature*, 387 : 253-260.

DAHOU T., 2009

« La politique des espaces maritimes
en Afrique : louvoyer entre local et global ».
In Cormier Salem M.-C., Dahou T. (éd.) :
Gouverner la mer : États, pirates, sociétés,
Politique africaine, 116 : 5-22.

GALLETTI F., CAZALET B., 2012

« Matières et instruments impliqués
dans la gouvernance d'une mer semi-fermée :
du droit de la mer et de la situation
d'indétermination des «eaux sous juridiction»
en Méditerranée à l'invention des nouveaux
zonages écologiques ». *In Ríos Rodríguez J.,*
Oanta G. A. (éd.) : Le droit public à l'épreuve
de la gouvernance, Perpignan, PUP, coll.
Études : 257-296.

GALLETTI F., 2011A

Le droit de la mer, régulateur des crises
pour le contrôle des espaces et des ressources :
quel poids pour des États en développement ?
Mondes en développement, 39 (154) : 121-136.

GALLETTI F., 2011B

Impact of climate change on marine resources
and national economies: a new role of Marine
Protected Areas in State's governance?
WCCAFAFS, Pakistan, Newsletter, 2 p.,
sept. 2011.

**GARCIA S. M., CAZALET B.,
FÉRAL F., BESLIER S., 2013**

« Gouvernance de la pêche et des AMP ».
In Garcia S. M., Boncoeur J.,
Gascuel D. (éd.) : Les AMP et la pêche :

bioécologie, socioéconomie et gouvernance,
Perpignan, PUP : 215-378.

GILLESPIE A., BURNS W., 2000

Climate Change in the South Pacific: Impacts
and Responses in Australia, New Zealand,
and Small Islands States. Dordrecht, Kluwer
Academic Publishers.

HULME P. E., 2005

Adapting to climate change: is there scope
for ecological management in the face of
global threat? *Journal of Applied Ecology*,
42 : 784-794.

JENTOFT S. et al., 2007

Marine protected areas : a governance system
analysis. *Human Ecology*, 35 : 611-622.
DOI : 10.1007/s10745-007-9125-6

JONES P. J. S., 2008

Fishing industry and related perspectives on
the issues raised by no-take marine protected
area proposals. *Marine Policy*, 32 : 749-758.

JONES P. J. S., 2009

Equity, justice and power issues raised
by no-take marine protected area proposals.
Marine Policy, 33 : 759-765.

MCCREA-STRUB A., ZELLER D. et al., 2011

Understanding the cost of establishing marine
protected areas. *Marine Policy*, 35 (1) : 1-9.

MCLEOD E., SALM RODNEY V. et al., 2009

Designing Marine protected area networks
to adress the impacts of climate change.
Frontiers in Ecology and the Environment,
7 : 362-370.

MEEDEDEM, 2010

La décision publique face à l'incertitude,
clarifier les règles, améliorer les outils. Paris,
Comité de la prévention et de la précaution.

MENY Y., THOENIG J.-C., 1989

Politiques publiques. Paris, PUF,
coll. Themis, 391 p.

**MICHELI F., LEVIN N., GIAKOUMI S.,
KATSANEVAKIS S., ABDULLA A. et al., 2013**

Setting priorities for regional conservation
planning in the Mediterranean Sea. *PLoS*
ONE, 8 (4) : e59038. doi: 10.1371/journal.
pone.0059038, 17 p.

MILLER K. A., 2007

Climate variability and tropical tuna management, challenges for highly migratory stocks. *Marine Policy*, 31 : 56-70.

MUNANG R. et al., 2013

Climate change and Ecosystem-based Adaptation: a new pragmatic approach to buffering climate change impacts. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 5 : 1-5.

OBURA D. O., 2005

Resilience and climate change: lessons from coral reefs and bleaching in the Western Indian Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63 : 353-372.

PEARCE F., 2009

African fisheries to be hit hardest by climate change. *The New Scientist*, 201 (2695) : 14-14.

PERRY R. I., OMMER R. E. et al., 2011

Marine social-ecological responses to environmental change and the impacts of globalization. *Fish and Fisheries*, 12 : 427-450.

Potsdam Institute for Climate Impact Research and Climate Analytics, 2012

Turn Down the heat Why a 4 degree centigrade warmer world must be avoided. Washington, World Bank, 84 p.

PROWSE T. D., FURGAL C. et al., 2009

Implications of Climate Change for Northern Canada: Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Ambio*, 38 : 282-289.

REES S. E., RODWELL L. D. et al., 2010

The value of marine biodiversity to the leisure and recreation industry and its application

to marine spatial planning. *Marine Policy*, 34 (5) : 868-875.

ROBINSON J.,

GUILLOTREAU P. et al., 2010

Impacts of climate variability on the tuna economy of Seychelles. *Clim. Res.*, 43 : 149-162.

ROS N., 2012

La mer Méditerranée : cas particulier et modèle avancé de gestion de la haute mer. *Annuaire international du droit de la mer A. D. Mer*, 2011, T. XVI : 33-62.

SALM RODNEY V., MCLEOD E., 2008

Climate Change Impacts on Ecosystem Resilience and MPA Management in Melanesia. The Nature Conservancy, CCBM Paper 7, Bishop Museum Technical Report, 42 (7).

SUMAILA R., CHEUNG W. W. L. et al., 2011

Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1 : 449-456.

UNEP, 2007

Mediterranean Countries' needs for legal, policy and institutional reforms to strengthen the management of existing marine protected areas, second meeting of the Advisory Committee of the Strategic Action Program for the Conservation of Biological Diversity (SAP BIO) in the Mediterranean Region, March 2007. Tunis, RAC/SPA, Unep (DEPI)/MED WG.309/inf.5.

WEIGEL J. Y., FÉRAL F. et al., 2007

Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest. Gouvernance et politiques publiques. Perpignan, PUP, 208 p.

Partie 2

Le succès mitigé des AMP en Afrique de l'Ouest



De la conservation à la concertation

Quelles AMP pour quelle gouvernance territoriale au Sénégal ?

Marie-Christine CORMIER-SALEM

La première partie de cet ouvrage tente de faire le point sur les apports supposés ou attendus des AMP. Elle dresse également un certain nombre de prérequis pour que l'efficacité biologique et écologique soit au rendez-vous, condition encore insuffisante si la rentabilité économique, l'acceptation des acteurs et la pratique d'une bonne gouvernance, seules garantes de la pérennité de l'AMP, ne sont pas assurées.

Cette deuxième partie se veut plus concrète et par la présentation d'un certain nombre de travaux de terrain, tente de faire le bilan à partir de l'écosystème nord-ouest africain des expériences menées dans différents pays de ce continent avec parfois des résultats moins spectaculaires ou moins tranchés que ce qui est couramment évoqué dans la première partie. Il reste en effet une certaine incertitude sur bien des résultats et cette incertitude doit être évoquée et analysée. Parfois, il peut s'agir d'expériences insuffisamment encadrées, ou trop courtes pour aller à leurs termes, parfois le contexte est trop particulier pour pouvoir être généralisé. Il n'en reste pas moins que les difficultés rencontrées ont une réalité et un sens et qu'elles peuvent constituer un frein à l'extension rapide et « imposée » des surfaces à protéger.

Les AMP ont des objectifs variables allant de la conservation de la biodiversité à la gouvernance de territoires en passant par le soutien des activités halieutiques ou le maintien de services écosystémiques. Pour importants qu'ils soient, ces objectifs sont secondaires par rapport aux problèmes de gouvernance locale et de régulation des rapports sociaux. Rien de durable ne peut se faire en dehors de ce contexte et la réussite escomptée repose en grande partie sur la mise en place d'une bonne gouvernance. La définition et les modalités de cette bonne gouvernance peuvent être variées suivant le contexte. Ces aspects fondamentaux sont traités par M.-C. Cormier-Salem à partir d'exemples tirés du Sénégal.

Introduction : la gouvernance participative des AMP

En dépit du consensus international pour multiplier les AMP et étendre leur superficie (cf. introduction de cet ouvrage), leur efficacité et légitimité font débat, surtout dans le contexte des pays du Sud et particulièrement de l’Afrique, continent marqué par des conflits à diverses échelles, la crise écologique, la paupérisation et le désengagement de l’État. Au sujet de leur efficacité écologique, sont récurrentes les questions de leur taille minimale et de leur délimitation et configuration (AGARDY *et al.*, 2011 ; David *et al.*, cet ouvrage). Au sujet de leur légitimité économique et sociale, d’après CHARLES et WILSON (2009), peuvent être identifiées 10 conditions de leur succès : un attachement au lieu, une participation significative, une gouvernance effective, la co-construction des savoirs (scientifiques *vs* vernaculaires ou locaux), le rôle des droits et usages, les conséquences de déplacement de communautés, les coûts et bénéfices, l’inscription de l’AMP dans le territoire plus global.

Partant de l’hypothèse que la capacité de résilience des socio-écosystèmes est moins le fait de la gestion des ressources (*stricto sensu*) que de la gouvernance des territoires, nous nous centrerons dans cette contribution sur deux des points soulignés par Charles et Wilson et qui sont étroitement liés, la gouvernance effective et la participation. Qu’est-ce que la « bonne » gouvernance ? La participation des locaux est-elle effective ? En quoi les locaux ou autochtones sont-ils les acteurs clés de la gouvernance des AMP ? Nous nous appuyerons sur les politiques conduites au Sénégal en matière d’AMP. Après avoir rappelé l’évolution des conceptions et gestions du littoral et de ses ressources – de la sanctuarisation d’espèces phares à la cogestion des AMP – nous montrerons en quoi le Sénégal nous apparaît un pays précurseur dans l’adoption de ces nouveaux paradigmes, puis nous analyserons les difficultés et limites de l’opérationnalisation de ces modèles à travers trois études de cas, l’AMP de Saint-Louis, l’aire marine communautaire de Bamboung dans le delta du Saloum et enfin l’Apac de Mangagoulack en Casamance.

Notre méthodologie, essentiellement empirique, s’appuie sur un corpus d’enquêtes menées sur le littoral ouest-africain, et en particulier le Sénégal depuis 2005 : entretiens individuels et de groupes (dans le cadre notamment du programme de recherche Biodivalloc, ANRBDIV05), puis suivis et contacts réguliers avec les agents des parcs et des aires protégées et avec les populations locales depuis 2009 (dans le cadre de divers programmes dont Sirena, PPDA, ABS soutenus par l’IRD puis Pateo). Ces enquêtes visent à identifier et caractériser les acteurs impliqués dans la gouvernance du littoral et leurs interrelations (décideurs, gestionnaires, usagers, opérateurs privés et publics, ONG, scientifiques, etc.) et appréhender les savoirs, pratiques et institutions mobilisés dans cette gouvernance (valeurs attribuées à la biodiversité, systèmes d’accès et d’usage anciens et nouveaux, accords informels et formels, normes et

dispositifs), ainsi que les conflits et les modalités de leur résolution, en mettant en évidence les revendications (patrimoniales, territoriale, identitaire), mais aussi les réseaux anciens et nouveaux d'entraide et d'alliance. L'analyse de ce corpus empirique est enrichie par une réflexion théorique sur les concepts à travers une analyse bibliographique de diverses sources écrites (des rapports des administrations aux articles scientifiques), dont cette contribution est loin de faire la synthèse, tant le sujet est vaste et a donné lieu à des productions scientifiques (CORMIER-SALEM, 2006 pour une première synthèse bibliographique ; WEIGEL *et al.*, 2007 ; BORRINI-FEYERABEND *et al.*, 2009 ; DAHOU, 2010 ; TOURÉ, 2011 ; LAVIGNE DELVILLE, 2011).

Pour une gouvernance durable et partagée des AMP

De nouveaux paradigmes

Depuis la création des premiers sanctuaires marins destinés à la protection intégrale d'espèces emblématiques, le contexte a changé, les enjeux se sont renouvelés en référence notamment à la notion de développement durable médiatisée par le rapport Brundtland, institutionnalisée lors du sommet de la Terre à Rio en 1992. Ainsi dans la Convention sur la diversité biologique, en ce qui concerne le problème de la conservation *in situ*, l'article 8, alinéa J préconise la prise en compte des « connaissances, innovations et pratiques des communautés autochtones et locales ». À partir de 1996, cet article se retrouve à l'ordre du jour de toutes les conférences des parties. La référence aux savoirs traditionnels (les célèbres TEK anglais *Traditional Ecological Knowledge*) devient un élément inévitable des discours écologiquement corrects. Il faut dire que les enjeux sont majeurs : les « communautés autochtones et locales » sont désormais considérées comme les premières bénéficiaires du partage des avantages. Les relations entre pratiques locales, conservation de la biodiversité et gestion durable sont officiellement établies, rejoignant les nombreux travaux en sciences sociales qui critiquaient la théorie de Hardin et soulignaient la pertinence des modes de gestion communautaire. Non seulement leur légitimité à gérer, c'est-à-dire contrôler les ressources de leur territoire, est clairement reconnue, ce qui va bien dans le sens de la gouvernance, qui se substitue aux approches de cogestion (BERKES, 1989 ; OSTROM, 1990 ; AGRAWAL, 2005). Mais, en outre, la diversité culturelle est reconnue comme une dimension essentielle de la biodiversité. De par le monde, les endroits de mégabiodiversité sont souvent les lieux de vie de communautés pauvres et marginalisées. La survie de ces peuples et le maintien de leurs pratiques paraissent indispensables à la conservation de la diversité (POSEY, 1996). Dès lors, les revendications

identitaires et territoriales de ces minorités comprennent la reconnaissance non seulement de leur spécificité culturelle et politique, mais aussi de leurs liens privilégiés avec leur environnement et la biodiversité qu'elle renferme (CORMIER-SALEM et ROUSSEL, 2002).

Cette évolution des enjeux est manifeste dans les arènes de négociations internationales. Le sommet mondial du Développement durable de Johannesburg en août 2002, dix ans après le sommet de la Terre de Rio, n'avait-il pas aussi pour leitmotiv la lutte contre la pauvreté ? Les préoccupations d'équité et de respect des différences culturelles sont réaffirmées haut et fort. Reste à en assurer leur mise en œuvre.

La voie désormais ouverte à la construction de patrimoines locaux pose un certain nombre de problèmes, pratiques mais aussi politiques et éthiques. Comment en effet préserver les espèces migratrices, qui ne connaissent pas nos frontières, tels les oiseaux migrateurs ou les bancs de poissons ? La reconnaissance de la multitude des patrimoines locaux s'impose, ou encore la mise en réseau d'aires et couloirs de protection à une échelle régionale. Reconnaisant que les AMP ne sont pas des îles (JANZEN, 1983), toutes les politiques, peu ou prou, s'attachent à prendre en compte les interdépendances écologiques et sociales qui fondent ces projets de territoire ou encore les solidarités territoriales (BONNIN et RODARY, 2008 ; MATHEVET *et al.*, 2010).

Si ces notions de solidarités (écologiques/sociales/territoriales), justice environnementale, gouvernance partagée, etc. connaissent un succès croissant, on peut s'interroger sur la modification des normes de l'action publique, et notamment sur l'adhésion des collectivités riveraines des AMP, la reconnaissance des règles et conventions locales et le partage effectif des avantages issus de la conservation de la biodiversité (cf. protocole de Nagoya ; cf. cadre MEA avec liens réaffirmés entre la préservation des services écosystémiques et bien-être des populations ; cf. initiatives en faveur de l'écotourisme, promotion des produits locaux).

À cet égard, en Afrique de l'Ouest, depuis les années 1960, en matière de ressources naturelles, on assiste à un mouvement de balancier entre la gestion centralisée et décentralisée, étatique et communautaire, privée, publique et participative. Les États nouvellement indépendants héritent des administrations coloniales et réaffirment la domanialité sur les terres dites vacantes ou communes. Or, à partir des années 1980, le manque de moyens des services publics d'une part, l'insécurité foncière d'autre part, se soldent par de nombreux échecs et conflits, conduisant à mettre en œuvre de nouvelles modalités d'action collective (BLUNDO, 2002 ; DAHOU, 2010 ; LAVIGNE-DELVILLE, 2011). Ainsi, les politiques de décentralisation et de déconcentration visent à transférer la gestion des ressources aux collectivités locales, considérées comme les plus directement intéressées par leur préservation, puisqu'elles en dépendent pour leur subsistance et donc les plus à même de veiller au respect des règles. La cogestion des aires protégées répond à un souci d'efficacité, économique (principe de subsidiarité) et politique (primauté du contrôle social sur le contrôle

administratif), mais aussi de justice sociale, pour rétablir les communautés dans leurs droits et leur assurer un égal partage des bénéfices tirés de la nature. Au-delà de la prise en compte des revendications territoriales et identitaires des collectivités locales, la gouvernance, régime qui accompagne le développement durable à partir des années 1990, est un dispositif d'arrangements institutionnels, de négociation et résolution des conflits (CORMIER-SALEM, 2007). La participation à la gouvernance recouvre diverses notions, souvent confondues et pourtant très différentes en termes de processus de décision collective, de la simple consultation à la concertation et à la négociation (THOUZARD, 2006). Ces modalités se situent à des échelles spatio-temporelles différentes, mobilisent des acteurs variés, se déroulent en diverses phases. Bien souvent ces termes s'emboîtent ou se succèdent au fur et à mesure du processus. Selon MERMET (2012), la négociation est « un système de décision où des acteurs qui sont à la fois en situation d'interdépendance et de divergences d'intérêts ou de vues dialoguent pour chercher une solution acceptée d'un commun accord ». Nous examinerons l'opérationnalité de cette définition et de ces nouveaux modèles à travers les politiques de conservation de la biodiversité littorale au Sénégal.

Un pays précurseur en matière de gouvernance des AMP : le Sénégal

Au Sénégal, comme dans le reste du monde, les premières AMP répondent au souci premier de protéger les espèces animales dites patrimoniales, inscrites sur les listes rouges de l'UICN, ou encore dans plusieurs conventions internationales, comme celles de Bonn datant de 1979, sur la protection des espèces migratrices (avifaune, ichtyofaune et mammifères marins) et des habitats qui leur servent de refuge, au premier rang desquels on trouve la mangrove. Les premières aires littorales sénégalaises (il n'y a pas à proprement parler d'aires marines) à faire l'objet de classement, dès 1971, sont les zones d'accueil des oiseaux migrateurs, reconnues comme site Ramsar, puis comme réserve de biosphère de l'Unesco (delta du Saloum avec l'île aux Oiseaux au Sénégal) ou parc national (langue de Barbarie et Djoudj dans le delta du fleuve Sénégal et île de la Madeleine au large de Dakar) (CORMIER-SALEM, 2006).

À cette approche sanctuariste, centrée sur un élément de la biodiversité, succèdent à partir des années 1990 des approches, qui se veulent désormais écosystémiques, régionales et « ancrées dans le local » (CORMIER-SALEM et ROUSSEL, 2002) : conformément à la convention de la Biodiversité, ratifiée par le Sénégal et, notamment, à l'article 8J portant sur la reconnaissance des savoirs et traditions des communautés autochtones, compte tenu également du contexte particulier ouest-africain, où 60 % de la population vit à proximité du littoral et où les activités halieutiques et le tourisme balnéaire occupent une place majeure, il est reconnu que la biodiversité littorale doit être conservée avec et pour les usagers locaux. L'approche écorégionale, qui se développe dans les années 1990, apparaît comme la plus pertinente pour gérer les espèces migratrices – mullets, requins et tortues marines –, mais également les marins-pêcheurs, qui effectuent des

migrations à cette échelle. Par ailleurs, les pêcheurs ne doivent plus être considérés unilatéralement comme des prédateurs ou des pilleurs, mais comme des producteurs responsables, associés à la gouvernance de leur territoire.

Les services de l'État, au premier rang desquels la Direction des parcs nationaux, organisent plusieurs ateliers de concertation entre tous les acteurs de la filière, tel l'atelier de Saint-Louis du Sénégal en mai 2000 sur la gestion et la conservation des populations de requins. À Nouakchott, en février 2002, un atelier sur les AMP comme outils de régulation de la pêche réunit les représentants des diverses catégories d'acteurs concernés par les AMP (décideurs, gestionnaires des AMP, ONG, professionnels, experts et chercheurs scientifiques, etc.) des pays de la Commission sous-régionale des pêches. La CSRP, instituée en 1985, comprend six pays : Cap-Vert, Mauritanie, Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau et république de Guinée (auxquels s'est rajoutée depuis la Sierre Leone). Un Programme régional de conservation des zones marines et côtières (PRCM) est alors lancé dans le cadre de la CSRP et avec le soutien de l'UICN, WI, WWF, et Fiba et élabore notamment des plans d'action sur les tortues marines et les requins (CORMIER-SALEM, 2003 ; 2006b). Cet atelier vise à élaborer une stratégie concertée de la sous-région, soumise au Conseil des ministres de la CSRP en mars 2003 à Dakar, puis présentée en septembre 2003, à Durban (Afrique

Tableau 1
Synoptique du réseau des aires marines communautaires protégées (AMCP)

Aires protégées	Superficie	Intérêts du point de vue de la biodiversité
Réserve naturelle d'intérêt communautaire de la Somone (RNICS), créée en 1999	700 ha	Avifaune très diversifiée dont : spatule, pélican, cormoran, aigrette, courlis, chevalier...
Réserve naturelle communautaire de Palmarin (RCP), créée en 2003	10 430 ha	Site de reproduction des tortues de mer, hyènes rayées, chacals, singes, avifaune très importante
Aire marine protégée de Bamboung, créée en 2004	7 000 ha	Zone de frayères et d'alimentation pour l'ichtyofaune, lamantin, dauphin et des tortues marines
Aire marine protégée de Saint-Louis, créée en 2004	49 600 ha	Protection et conservation durable des pêcheries
Aire marine protégée de Cayar, créée en 2004	17 100 ha	Protection de certains espaces d'intérêt particulier devant permettre le maintien et le renouvellement des stocks halieutiques des pêcheries dans et autour de l'aire de conservation
Aire marine protégée de Joal Fadiouth, créée en 2004	17 400 ha	Zone de frayères et site de reproduction des tortues marines
Aire marine protégée d'Abéné, créée en 2004	11 900 ha	Protection et conservation durable des pêcheries

Source : site du ministère de l'Écologie et de la Protection de la nature, 2013.

du Sud) au V^e congrès mondial des Aires protégées de l'UICN. Conformément aux orientations stratégiques du volet Environnement du Nepad et des engagements pris lors de ce congrès, le gouvernement sénégalais crée par décret présidentiel, daté du 4 novembre 2004, cinq nouvelles AMP (tabl. 1) et met en place un Réseau régional des AMP (Rampao) qui capitalise l'expérience du PRCM et d'autres actions concertées, tels le projet Biodiversité Sénégal-Mauritanie et le Réseau Afrimab de l'Unesco (CORMIER-SALEM, 2006a).

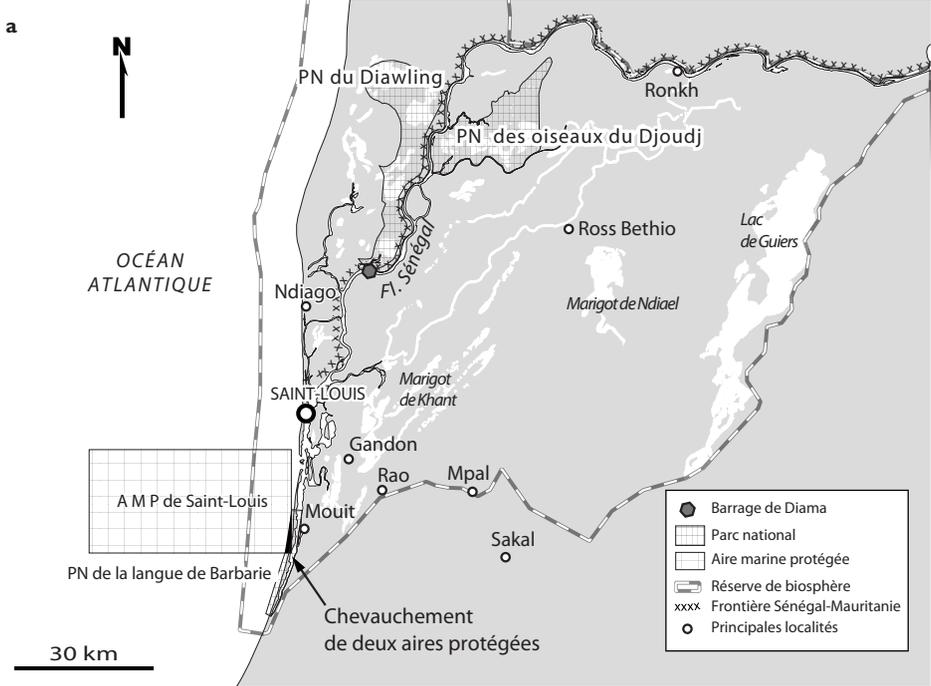
Outre son positionnement stratégique résolument sous-régional, très tôt le Sénégal promeut une approche participative. Les réserves et AP communautaires se multiplient aux statuts fort divers, qu'elles soient cogérées avec l'État (à travers la DPN, la DEFCCS ou PGCRN) ou portées par des associations locales comme celle de Popenguine, sur la Petite Côte, en partenariat avec l'UICN, puis l'association sénégalaise NCD (Nature Communauté Développement). À cet égard, il est significatif, que le gouvernement de Macky Sall (mars 2012), ait créé un ministère de l'Environnement et de la Protection de la nature avec une Direction des aires marines protégées communautaires, ce qui traduit bien cette évolution des politiques publiques.

Aires « communautaires » ? De la rhétorique à la réalité de terrain

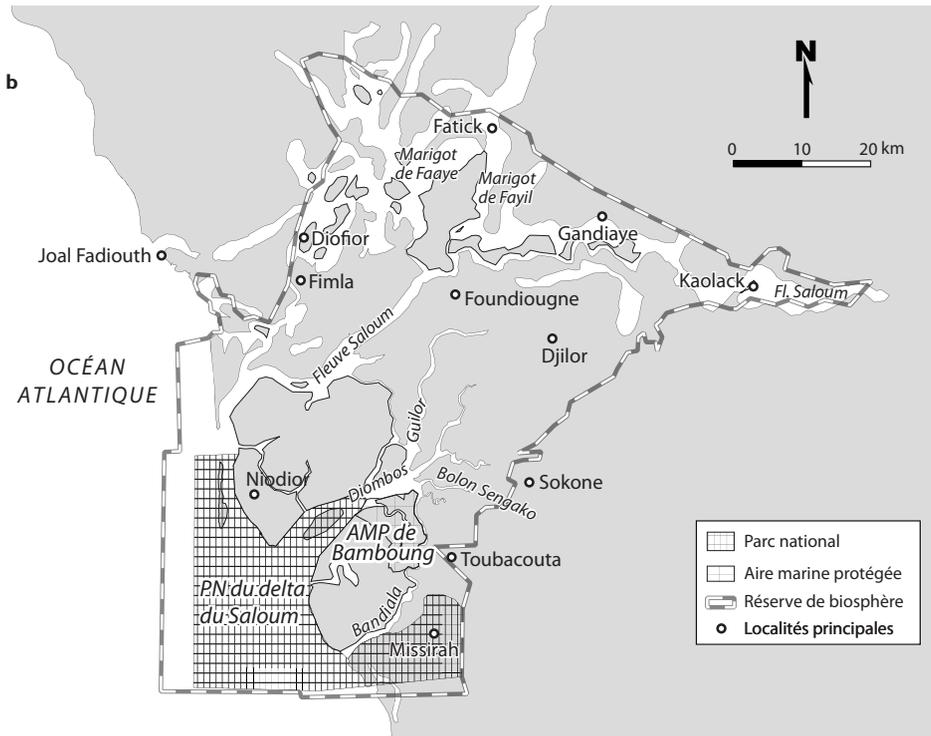
Si le nombre de réserves dites communautaires ne cesse d'augmenter, quel est le rôle de la société civile dans leur gouvernance ? Quelle est l'effectivité du partage du pouvoir ? Nous analyserons les difficultés et limites des modalités de la participation à travers l'exemple de trois AMP du Sénégal dites « communautaires », choisies selon un transect nord-sud, du delta du Sénégal (AMP de Saint-Louis), au delta du Saloum (AMP de Bamboung) puis à la Casamance (aire du patrimoine communautaire [Apac] de Mangagoulack) (carte 1a, b, c). Dans ce chapitre, l'accent est mis sur les contradictions internes de ces démarches. Néanmoins, il faut souligner d'une part, la volonté affichée de promouvoir des instruments innovants d'action collective, d'autre part, les jeux entre acteurs qui constituent le ressort de toute société et dépassent le seul cadre des AMP et qui révèlent tout autant des connivences que des conflits.

L'AMP de Saint-Louis : une AMP de papier ?

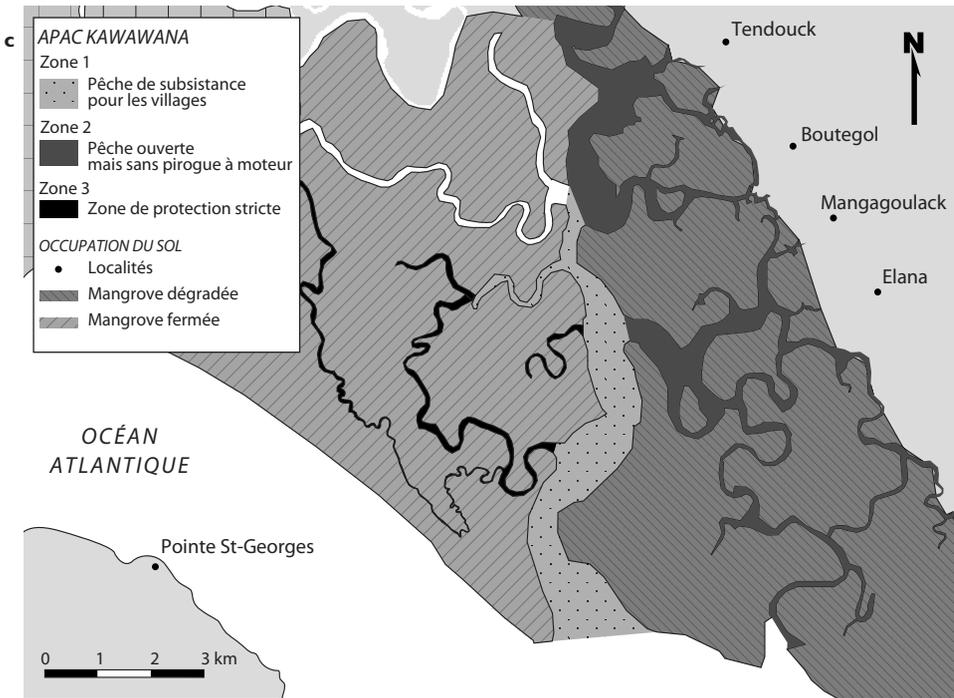
Créée par le décret présidentiel de novembre 2004, l'AMP de Saint-Louis, avec une superficie totale de 496 km², est la plus grande du Sénégal, répondant au souci de repeupler les fonds marins qui jouxtent une des principales zones de pêche du pays et de tenir éloignés les chalutiers étrangers. Les populations



Sources : projet Sirena, DPN, Lansat5. Conception et réalisation : M. Fabre, UMR Paloc, IRD, juin 2013.



Sources : DTGC, CSE, projet Sirena, Landsat 13-01-11. Conception et réalisation : M. Fabre, UMR Paloc, IRD, juin 2013.



Carte 1.

Localisation et situation des AMCP de Saint-Louis (a), Bamboung (b) et Kawawana (c) au Sénégal.

directement concernées par cette AMP constituent un groupe homogène, en dépit de systèmes de pêche diversifiés : ce sont tous des Wolof, qui résident sur l'île de Guet-Ndar, quartier de Saint-Louis composé uniquement de familles de pêcheurs, appelés Guet-Ndariens, profondément attachés à leur localité et liés par de forts liens de parenté. Il faut saluer la volonté affichée par l'État et ses services d'associer les Guet-Ndariens aux diverses étapes du processus depuis le choix du site de l'AMP jusqu'à la définition des plans de gestion. Néanmoins, l'application des mesures se heurte à des difficultés spécifiques à ce territoire complexe et à forts enjeux. La première contrainte, soulignée par tous les acteurs, est le manque flagrant d'espace : le quartier de Guet-Ndar est situé sur une étroite langue sableuse, la langue de Barbarie, menacée par l'érosion marine, et compte parmi les localités les plus densément peuplées du Sénégal (25 000 hab. sur 90 ha). L'augmentation continue des effectifs de pêcheurs contribue à une densification du bâti (traditionnellement, il n'y a pas de maisons à étage dans ce quartier), à une pression accrue sur les ressources halieutiques dans un contexte généralisé de raréfaction des poissons et à une compétition pour l'accès tant aux zones de pêche, notamment entre pêcheurs artisans, chalutiers et crevettiers, qu'aux débarcadères entre pêcheurs, mareyeurs et transformatrices de poisson (AZIZ, 2007 ; enquêtes de M.-C. Cormier-Salem, 2009-2013).

Le choix du site de l'AMP, en face du quartier de Guet-Ndar, au droit de la nouvelle embouchure du fleuve, est contesté à la fois pour des raisons physiques et humaines : il s'agit d'un site riche en crevettes et espèces démersales, mais dangereux et devenu le passage obligé des pirogues pour sortir en mer. De fait, le percement du « canal de délestage » sur la langue de Barbarie en 2003 a, dans un premier temps, permis aux pêcheurs de débarquer leur capture non plus sur la plage le long de l'océan Atlantique, mais le long de la rive du fleuve Sénégal, à l'abri des houles, en aval du pont qui relie l'île de Saint-Louis à Guet-Ndar. Dans un second temps, la forte dynamique littorale, marquée par l'érosion marine notamment au sud de l'embouchure (comme en témoignent les deux nouvelles brèches de septembre 2012) et le remaniement incessant des bancs de sable, a rendu les conditions de navigabilité très dangereuses, se traduisant par de fréquents accidents de pirogue. Les espaces littoraux et marins ne cessent de se restreindre, alors que les pêcheurs sénégalais se voient interdire l'accès aux eaux mauritaniennes plus au nord.

Une deuxième forte contrainte tient au chevauchement entre les territoires de l'AMP et du parc national de la langue de Barbarie (PNLB) d'une part, de la réserve de biosphère transfrontière du delta du fleuve Sénégal (RBTDS) d'autre part, dont les statuts et les compétences ne sont pas les mêmes. Le parc national de la langue de Barbarie (PNLB), créé en 1976, d'une superficie initiale de 800 ha, portée à 2 000 ha en 1977, s'étend sur la rive sud du fleuve Sénégal (carte 1a). 1/5 de sa superficie (350 ha) se superpose avec celle de l'AMP. Dans le PNLB, la protection est intégrale alors que dans l'AMP, les droits d'usage et d'accès sont différenciés selon les zones, les saisons, les engins de pêche. En principe, l'AMP constitue la zone tampon du parc. Il n'y a pas d'instance de coordination entre les deux AP et le conservateur du PNLB n'intervient pas dans le comité de gestion de l'AMP.

Le delta du fleuve Sénégal, partagé entre le Sénégal et la Mauritanie, est inscrit depuis le 27 juin 2005 sur la liste de l'Unesco-MAB. Or, seul un tiers de l'AMP de Saint-Louis fait partie de la RBTDS, car le reste fait partie des eaux internationales. En outre, l'AMP est strictement sénégalaise (cf. ci-dessous). La clarification, voire la révision du statut de cette AMP, apparaît nécessaire pour gérer de façon cohérente cette continuité littorale qui pourrait constituer une des trois unités de gestion de la RBTDS (BORRINI-FEYERABEND et HAMERLYNCK, 2010). Ce chevauchement entre territoire des AP est aggravé par le cloisonnement entre les structures de gestion et les conflits de prérogatives entre services de l'État, notamment DPN et service des Pêches.

Une troisième difficulté tient à la délimitation hasardeuse de l'AMP. Le rectangle défini sur les cartes officielles de localisation traduit l'absence de fondement bio-écologique ou social ; le linéaire au nord correspond à la frontière terrestre sénégal-mauritanienne prolongée de façon rectiligne dans les eaux territoriales. Face à l'impossibilité de matérialiser les limites de l'AMP, une seule (très petite) zone a été balisée et ce, depuis seulement octobre 2010, à l'embouchure du fleuve, sur la rive sud, et donc dans les eaux

riveraines du PNLB. Quatre balises ont ainsi été positionnées pour matérialiser les limites de la zone considérée comme la plus riche, à savoir les fonds rocheux ou *kher*. Le choix de ce site a été fait d'après les savoirs des vieux pêcheurs. La prise en compte de ces savoirs « traditionnels » est mise en avant par le personnel de l'AMP pour asseoir leur démarche de gouvernance participative. Il n'en demeure pas moins que, du fait des fortes marées, très vite une balise a disparu. Là encore les discours des pêcheurs sont très critiques : les balises ont été mises trop près de la côte (10-14 miles) et dans une zone du PNLB où la pêche est autorisée, juste au sud de la nouvelle embouchure du fleuve Sénégal, zone obligée de passage des pêcheurs. En plus, cette zone est particulièrement agitée.

La dernière difficulté tient à un défaut de compréhension entre acteurs. Malgré la volonté affichée de démarche participative, manifeste à travers les grandes rencontres de sensibilisation et d'information organisées par le Bureau d'information des parcs nationaux du Nord (BIPNN), instance publique déconcentrée de la Direction des parcs nationaux³³, et les moyens investis dans l'optique d'une pérennisation des actions (fonds WWF, Fonds français pour l'environnement, Fonds d'appui à l'environnement et au développement, FAED, etc.), l'AMP semble avoir été mise en place dans la précipitation, avec une demande d'adhésion des acteurs locaux, sans réelle négociation. Outre la confusion sur le statut des diverses AP de la zone (entre AMP et PN notamment), les principaux concernés, à savoir les capitaines des pirogues et les pêcheurs qui vont en mer, sont les grands oubliés du processus de concertation. Ce manque de participation des professionnels de la mer, souvent les cadets, ou les populations socialement défavorisées, se retrouve aussi bien au niveau des réunions de concertation préalables à la création de l'AMP, qu'au niveau des instances de gestion, à savoir l'assemblée générale qui se réunit une fois par an, ou le comité de gestion. Ce dernier, mis en place en 2007 avec pour président un vieux pêcheur très reconnu, a eu bien du mal à se renouveler en décembre 2010, révélant les nombreux conflits de légitimité et représentativité de ses membres. En outre, l'absence de représentant de l'État, du service des Pêches ou des scientifiques, interroge sur la capacité de ce comité à suivre et accompagner les plans de gestion. Il en est ainsi, par exemple, des récifs artificiels, dont la conception était innovante, fabriqués par des artisans locaux en sable et ciment pour attirer les poulpes et les crevettes, fondés sur les savoirs traditionnels, mais au final qui sont apparus comme une opération de communication médiatisée, fort coûteuse et sans réelle retombée locale.

33. Le Bureau d'information des parcs du Nord (BIPNN), instance publique déconcentrée de la DPN (Direction des parcs nationaux) à Saint-Louis, appuyé par le WWF, a organisé des grandes rencontres préalables à la création de l'AMP de Saint-Louis, censées rassembler toutes les parties prenantes, à savoir : le Mouvement des jeunes pêcheurs de Saint-Louis (MJP/SL), l'Union des pêcheurs artisanaux de Guet-Ndar (Upag), la section locale du Syndicat national des pêcheurs maritimes du Sénégal (SNPMS) et de la Fenagie pêche, le GIE des quais de pêche de Saint-Louis, l'association des femmes transformatrices de Saint-Louis, l'administration des pêches, la DPN, les autorités coutumières et administratives, les ONG, la Recherche, et les collectivités locales (conseil régional et municipal de Saint-Louis, conseil rural de Gandon) (AZIZ, 2007 ; Entretiens M.-C. Cormier-Salem, 2009-2011).

Au final, sans parler des difficultés d'application des mesures du fait du manque d'infrastructures et de moyens du poste de surveillance des pêches³⁴, l'AMP suscite des tensions fortes avec la communauté des Guet-Ndariens. D'après nos enquêtes (2011 et 2012), la majorité des pêcheurs sont opposés à l'AMP, dans un contexte très tendu avec une restriction imposée des sorties en mer, un long arrêt des distributions de licence aux pêcheurs sénégalais pour aller exploiter les eaux mauritaniennes et une alternance des sorties (1 jour sur 2) pour limiter la pression sur les eaux sénégalaises. Le point de vue des pêcheurs apparaît néanmoins nuancé selon leur système de pêche. D'après AZIZ (2007), les pêcheurs au filet dormant et les ligneurs sont les plus opposés à l'AMP du fait de leur absence d'alternatives : ils ne savent que pêcher et ne peuvent pêcher que dans l'AMP. Pour les marins pêcheurs à la senne tournante, l'AMP est inadéquate pour gérer des pêcheries mobiles (pélagiques) et partagées avec la Mauritanie. Ils souhaitent avoir accès aux eaux mauritaniennes et soulignent le rôle positif de l'AMP pour interdire notamment l'accès de la zone aux chalutiers. Pour les pêcheurs qui effectuent de longues marées grâce à leurs pirogues glacières ou qui travaillent avec les bateaux ramasseurs (ils sont remorqués par les armateurs, ce qui leur permet d'aller sur des fonds rocheux inaccessibles aux chalutiers et éloignés des côtes), leur positionnement est plus ambigu : peu concernés par l'AMP qu'ils ne font que traverser, ils ne sont pas défavorables à une protection totale des habitats côtiers qui permettrait de repeupler les fonds marins.

L'AMPC de Bamboung : une chasse bien gardée

Le delta du Saloum, où se situe l'AMPC de Bamboung, est constitué de trois bras de mer, le Saloum au nord, le Diombos au centre (dont le bolon de Bamboung est un affluent) et le Bandiala au sud. Pour saisir la particularité de cette AMPC, il importe de présenter son environnement au sens de CHARLES et WILSON (2009), c'est-à-dire son inscription socio-spatiale, tant ce territoire est contesté, et son (ou ses) patrimoine(s) objet(s) de revendications contradictoires (CORMIER-SALEM, 2000 ; 2006 ; DAHOU et ABDEL WEDDOUD, 2007 ; DAHOU, 2008).

Un premier élément à prendre en compte est l'hétérogénéité des communautés rurales et la diversité des stratégies et pratiques de gestion des ressources. Schématiquement, les îles comprises entre le Saloum et le Diombos, qui constituent le Gandoul, sont peuplées par des Serer-Niominka, qui se sont très précocement spécialisés dans la navigation et la pêche maritime. Ce sont des marins-pêcheurs professionnels (à temps plein) qui effectuent des marées sur de longues distances et s'installent plusieurs mois, voire plusieurs années, dans des campements de pêche, au sein du delta ou à l'extérieur du delta (en Casamance, Guinée-Bissau, etc.). Ces îles sont marquées par le départ massif

34. Lors de notre visite, aucun des équipements du poste de surveillance n'était fonctionnel, ni les radars et radios, ni la vedette.

des jeunes, qui sont, parmi les premiers, à avoir tenté l'aventure de la traversée en pirogue vers l'Europe. Ces migrations ont des répercussions complexes en termes de solidarités lignagères et recompositions sociales et économiques (dont l'analyse dépasse le cadre de ce chapitre, cf. DAHOU, 2008 ; CORMIER-SALEM et DAHOU, 2009). Les îles comprises entre le Diombos et le Bandiala, île Bétanti ou Niombato, sont peuplées en majorité de Soce, originaires du Gabou (proches par conséquent des Manding) et encore restés largement des agriculteurs (CORMIER-SALEM *et al.*, 2010). La communauté rurale de Toubacouta, où se situe l'AMPC de Bamboung, est caractérisée par la présence de nombreux étrangers, installés de plus ou moins longue date : récolteurs de vin de palme diola, fumeurs de poisson d'origine malienne ou burkinabé, pêcheurs lebou, commerçants wolof, opérateurs touristiques français, etc. Contrairement à Guet-Ndar, on relève ainsi une pluralité d'acteurs « locaux », aux origines, activités et statuts divers.

Le deuxième élément à prendre en compte est la superposition des espaces protégés aux statuts divers : le Parc national du delta du Saloum (PNDS) comprend la forêt de Fathala et des îles et îlots partiellement colonisés par la mangrove. Lors de sa création en 1976, il couvre 76 km². En 1981, la superficie protégée est étendue pour atteindre 180 km² et est érigée en réserve de biosphère selon le modèle de l'Unesco, comprenant trois zones (centrales, périphériques et tampons). Le PNDS constitue la zone centrale de la RBDS. En 1984, la réserve de biosphère du delta du Saloum (RBDS) est inscrite sur la liste des sites Ramsar. Sa superficie est comprise entre 240 et 260 km², les limites des espaces continentaux protégées étant floues (CORMIER-SALEM, 2006). Enfin, en 2011, le delta du Saloum est inscrit sur la liste du Patrimoine mondial de l'humanité de l'Unesco. Cette marche forcée à la patrimonialisation s'accompagne d'un chevauchement de compétences entre services de l'État, qui, comme dans le cas de Saint-Louis, conduisent à des conflits de légitimité, accentués du fait du caractère amphibie du milieu, la loi sur le Domaine national de 1962 conférant par exemple à la DPN la propriété du domaine maritime et le contrôle sur les activités halieutiques (CORMIER-SALEM, 2000). Elle s'accompagne également d'un détournement et accaparement des biens publics à des fins privées, comme en témoignent par exemple l'explosion des campements touristiques, la multiplication des associations, ONG, comités de gestion, comités de plage, etc. et autres opérateurs en quête de la manne verte. Que l'on dénonce l'ingouvernementalité ou la sous-administration de ces AMP (NGUINGUIRI, 2003), ou leur « sur-gouvernement » (DIALLO, 2012), la pluralité et l'incompatibilité des références juridiques et réglementaires dans la RBDS (DAHOU ET WEIGEL, 2005) ou l'hybridation des règles d'accès et d'usage (DIALLO, 2012), il est certain que la coordination entre acteurs est rendue particulièrement difficile par la multiplicité des institutions impliquées et que la création d'une réserve intégrale communautaire, telle que l'AMPC de Bamboung, apparaît comme une gageure.

Créée par le même décret présidentiel de novembre 2004 que l'AMP de Saint-Louis, l'AMPC, d'une superficie de 70 km², vise à la fermeture du bolon de Bamboung, qui constitue la zone centrale de protection intégrale de cette aire.

L'AMP est délimitée au nord par le bras de mer de Diombos, au sud par la forêt de Kolé et le village de Sipo, à l'est par le bolon de Bandiala et à l'ouest par les forêts de Diogaye et Kabaye. Elle a été initiée et pilotée par une association sénégalaise de protection des milieux marins, l'Océanium de Dakar, dans le cadre du projet Narou Heuleuk et financée par le FFEM. Le site, connu pour être une zone de frayères et d'alimentation de nombreuses espèces estuariennes (ichtyofaune, lamantin, dauphin, tortues marines), a été choisi par une équipe de biologistes qui en assurent aussi le suivi. La création de l'AMPC est issue d'un processus de consultation des 14 villages de la communauté rurale de Toubacouta et, dès l'origine, vise également à promouvoir des activités génératrices de revenus pour les villages concernés, à travers l'installation d'un campement écotouristique, le Keur Bamboung, ou encore le recrutement et la formation d'écogardes et d'écoguides issus de chacun de ces villages.

Si l'adhésion des élus locaux de ces villages est incontestable, il n'en est pas de même pour l'ensemble de la population, notamment de la part des femmes qui exploitent les coquillages et qui considèrent que les fruits de la mangrove (huîtres, arches, *yeet* ou *cymbium*), faute d'être ramassés, pourrissent ; il n'en est surtout pas de même de la part des pêcheurs niominka, issus des îles du Gandoul (des villages de Bassul, Diogan, etc.), qui « traditionnellement » venaient camper dans cette zone et pour qui ce bolon était un lieu privilégié d'exploitation. Donc, contrairement à l'AMP de Saint-Louis, dans l'AMPC de Bamboung, on relève une gouvernance participative mais exclusive, c'est-à-dire au bénéfice exclusif des villages riverains du bolon de Bamboung, alors que ces villageois ne sont pas tous autochtones et ne constituent pas un groupe homogène (ainsi, le village de Sippo compte des Soce, Diola, Bambara, Wolof, nombreux non-autochtones, mais assimilés ou vivant entre eux en paix). L'« enclosure³⁵ » du bolon de Bamboung est très mal vécue par les pêcheurs professionnels niominka, qui se considèrent comme les seuls vrais autochtones. À la surenchère de l'autochtonie, se surimpose une surenchère juridique (DAHOU et ABDEL WEDOUD, 2007) : le droit de hache (ou des premiers exploitants) des Niominka s'oppose au droit des premiers occupants soce. Par ailleurs, la fermeture permanente ou temporaire du bolon de Bamboung prête à conflit : il semble bien qu'initialement, certains villageois aient adhéré à cette fermeture, car ils pensaient qu'il ne s'agissait que d'une mesure temporaire. D'autres ont délibérément choisi le bolon de Bamboung pour protéger leurs ressources et les préserver contre ceux qui venaient d'ailleurs, voisins ou étrangers. Compte tenu de l'attractivité halieutique du site, ancienne et renouvelée suite au repos biologique, il est désormais exclu de le réouvrir. Seule est envisageable une ouverture du bolon pour la collecte des coquillages.

Une autre interrogation, plus éthique, porte sur le campement écotouristique de Keur Bamboung, qui relève moins du tourisme solidaire que du tourisme « en » nature. Le campement n'est pas autogéré par les villageois. Les retombées

35. Ce terme très fort, employé par la présidente de l'association des femmes qui ramassent les coquillages dans un des villages du Gandoul, fustige la privatisation des espaces promue par l'AMP de Bamboung.

locales économiques sont limitées, n’offrant que peu d’emplois et le plus souvent subalternes (cuisiniers, femmes de ménages, piroguiers, sans compter les écoguides et écogardes bénévoles et rémunérés à la sortie), au total une vingtaine d’emplois, alors que la population des 14 villages périphériques qui ont adhéré à l’AMPC est estimée à 30 000 habitants. Parmi les activités en plein air proposées, outre les excursions en pirogue ou kayak dans la mangrove et les sentiers de découverte à travers la brousse, on peut s’étonner que la pêche récréative soit autorisée. Les touristes se voient accordés des droits que les locaux n’ont pas, même pour assurer leur propre consommation de poisson (SARR *et al.*, 2009).

L’Apac Kawawana en Casamance : « Nimby » !

La mise en place et la gouvernance de l’aire du patrimoine communautaire (Apac) de la communauté rurale de Mangagoulack (APCRM), appelée Kawawana³⁶, sont très différentes des autres AMPC. Kawawana a été créée à l’initiative d’une association de pêcheurs de cette communauté rurale, appuyée par l’ONG américaine Cenesta (financement du Fonds mondial pour l’environnement) et la Fondation internationale du banc d’Arguin qui ont financé l’étude « Kawawana en marche ! » réalisée par des scientifiques et Océanium, tous militants de la conservation participative de la biodiversité (BORRINNI-FEYERABEND *et al.*, 2009). Kawawana est une innovation institutionnelle qui permet de reconnaître officiellement des droits anciens d’usages et d’accès aux bolons et espaces des terroirs amphibies (CORMIER-SALEM, 1992).

Créée en 2004 par un arrêté du gouverneur de la province de Ziguinchor après un long processus de demande de reconnaissance officielle (le dossier a été soumis quatre fois), le gouverneur a assisté à la plénière, ainsi que les différents services techniques régionaux (qui ont pu donner leur avis). C’est après la ratification par le service des Pêches que l’arrêté est devenu effectif. L’arrêté du conseil régional portant création de l’APCRM assure le transfert de compétences. En revanche, l’APCRM n’est pas cogérée avec l’État et ses services : il s’agit d’une structure autonome qui assure la surveillance et veille au respect des interdits, mais ne peut appliquer les sanctions. Certains pêcheurs ont reçu une formation du service des Pêches, mais ils ne sont pas assermentés. En cas de prise sur le fait de contrevenants, ils doivent passer par les agents du service des Pêches.

L’association de pêcheurs de Kawawana comptait 135 membres en 2004 ; elle en compte 200 en 2011. Elle est composée uniquement de pêcheurs diola originaires du CR de Mangagoulack. La communauté rurale de Mangagoulack compte 8 villages (Boutène, Affiniam, Diattok, Tendouck, Boutegol, Mangagoulack, Elana, Bode) et un hameau (Djilapao). Elle est portée par Salatou Sambou, président de l’association communautaire du CR de Mangagoulack, originaire du village de Mangagoulack.

36. Kawawana est l’acronyme de *Kapoye Wafwolale Wata Nanang*, expression diola qui signifie « notre patrimoine naturel pour nous tous à protéger ».

L'espace de l'AMP communautaire de Mangagoulack n'est pas une aire délimitée, plus ou moins fermée et continue comme celle de Bamboung, mais il a fait l'objet d'un zonage qui suit le dessin des bolons (carte 1c). Trois zones ont été définies avec des droits d'usage plus ou moins restrictifs et des sanctions *ad hoc* (de l'avertissement à la saisie du matériel et des produits et aux amendes) : au centre (zone 1), le bolon de Tendouck, voie de communication essentielle entre Ziguinchor et les villages du Boulouf, est le moins restrictif. Sont interdites la pêche avec moteur, la pêche avec les engins non sélectifs ou illégaux comme les filets monofilaments, et la collecte du bois vert. Sont autorisés le transport des personnes et des marchandises (bois, poisson, etc.) et la collecte des huîtres et du bois mort. À l'est (zone 2), les bolons des villages, très ramifiés, constituent une zone d'exploitation essentielle pour les résidents de la communauté rurale (bois, huîtres, sel, poisson). Outre les pratiques interdites en zone 1, est interdite la vente des produits de la pêche en dehors des villages de la CR. La collecte des huîtres et du bois mort n'est autorisée que pour les seuls ressortissants de la CR, lesquels sont libres de vendre ces produits ; la pratique de la pêche par les étrangers à la CR est également autorisée sous réserve d'en obtenir l'autorisation par un tuteur qui en informe le chef du village dans lequel le pêcheur compte établir son campement. À l'ouest (zone 3), le bolon de Mitij correspond à un bolon sacré et est strictement interdit à tout usage.

En termes de gouvernance, Kawawana compte cinq organes : le bureau de l'APCRM, l'assemblée générale de l'APCRM (où sont représentées toutes les catégories du CR de Mangagoulack ; à la dernière assemblée en juin 2011 plus de 150 personnes), le conseil de la communauté rurale de Mangagoulack, un conseil des sages, un conseil scientifique. Les décisions sont prises par l'assemblée et non par le président.

Il ressort de nos entretiens avec l'association de pêcheurs et des enquêtes effectuées en dehors de la zone que l'APCRM constitue pour l'heure un modèle à dupliquer : outre la conservation de la mangrove et de ces ressources, elle s'est traduite par un « mieux-être » social, dans la mesure où les conflits entre pêcheurs ont été réduits. De fait, les règles définies et suivies par Kawawana sont respectées, même par les pêcheurs de l'extérieur comme ceux du quartier Batine de Thionk-Essyl qui peuvent venir pêcher dans le bolon de Tendouck à condition de vendre leur capture au CR de Mangagoulack. Surtout, comme la priorité est donnée à la consommation locale, le poisson est plus abondant et moins cher pour approvisionner la population du CR et ainsi l'alimentation meilleure pour tous.

Néanmoins, certaines limites du modèle de Kawawana sont mises en avant : en premier lieu, l'approche est encore trop sectorielle ; les plans de gestion ne considèrent que la pêche et l'exploitation des bolons, et non le terroir dans son ensemble, même si tous les acteurs sont censés être impliqués (commerçants, éleveurs, cueilleuses d'huîtres, riziculteurs). En deuxième lieu, tous les acteurs parties prenantes de la gouvernance du CR de Mangagoulack ne sont pas

impliqués dans le comité, tels ceux des villages non riverains des bolons, ou encore les agents du service des Pêches, ce qui conduit à des conflits de légitimité entre Kawawana et les services de l'État. En troisième lieu, la personnalisation de l'APCRM avec son président interroge sur sa pérennité. Enfin, l'objectif ultime étant de freiner l'exode massif des jeunes, phénomène très ancien et aggravé par l'insécurité et plusieurs années de guerre civile, il faudrait davantage diversifier les activités. Les attentes, clairement exprimées, portent sur des unités de transformation (fumage, séchage) et de commercialisation sur place pour promouvoir des filières locales, un ou des campements écotouristiques, et enfin des salines solaires.

D'autres CR (Thionk-Essil, Tiobon, Bandial, Petit Kassa, Tobor, etc.) sont intéressés à adopter un tel dispositif ; mais l'on est en droit de s'interroger sur la pertinence du transfert de ce modèle, notamment en termes de solidarité territoriale. La multiplication de la reconnaissance locale des territoires et patrimoines peut ainsi conduire à un cloisonnement de l'espace, une enclosure des terroirs et un repli communautariste. Les « allochtones », expulsés des terroirs communautaires, ne peuvent que reporter leurs efforts de pêche sur des espaces ou des espèces « non patrimoniales », comme l'exprime l'expression anglophone « Nimby » (*Not In My Back Yard*).

Conclusion

Considérés comme des outils de gestion des pêches pour certains, de maintien des services écosystémiques pour d'autres, ou encore de gouvernance d'un territoire, les AMP ne laissent pas d'interroger scientifiques, gestionnaires et décideurs sur leur pertinence, ce terme recouvrant les notions d'effectivité et légitimité (écologiques, économiques et sociales), et conduisant à promouvoir des AMP « communautaires » afin de s'assurer également de leur acceptabilité. De fait, la gestion durable des ressources ou l'usage raisonnable de la diversité naturelle de l'environnement compte moins que la gouvernance locale et la régulation des rapports sociaux (WEBER, 1996). Comme l'illustrent les trois AMPC du Sénégal (Saint-Louis, Bamboung et Kawawana), la définition de la « bonne » gouvernance est discutable. Les approches mises en œuvre sur les terrains sénégalais témoignent de la diversité des modalités de la participation des acteurs « locaux » (de la concertation à la négociation, l'adhésion et la prise de décision) et des trajectoires de la gouvernance. Outre les limites déjà soulignées et spécifiques à chaque cas étudié, on constate que la prise de décision demeure *in fine* l'apanage de certains individus, leaders ou notables qui fondent leur légitimité sur leur savoir et surtout leur pouvoir, qu'il soit religieux, économique, ou sociopolitique. L'exacerbation des tensions (entre groupes et catégories d'acteurs) et la stimulation des jeux de pouvoirs avec l'émergence

de nouveaux acteurs (médiateurs patrimoniaux) et de nouveaux réseaux (*via* les ONG) montrent les difficultés de la transition de la gestion étatique à la gouvernance locale et justifient la tendance actuelle à un retour à la gestion centralisée et à la privatisation des ressources ou enclosure des terroirs. Dans le contexte des PED (désengagement de l'État, paupérisation et accroissement des inégalités, difficile articulation entre les normes globales et locales, etc.), on est en droit de s'interroger sur la place de la démocratie participative dans les politiques publiques en matière d'aménagement du territoire. Pour conclure, tout en portant un regard critique sur les nouvelles modalités d'action collective, il faut néanmoins saluer les innovations (techniques, institutionnelles, économiques, juridiques, etc.) dont elles sont porteuses et la mobilisation des acteurs dans de nouvelles arènes, qui certes révèlent, voire exacerbent des conflits, mais permettent également de partager des connaissances, de redéfinir des règles, de réactiver des liens et réseaux sociaux (BEURET et CADORET, 2010 ; OSTROM, 2011).

Bibliographie

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

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

AGRAWAL A., 2005

Environmentality. Technologies of Government and the Making of Subjects. London, Duke University Press, coll. New Ecologies of the Twenty-First centuries, 326 p.

AZIZ SY NDIAYE S. A., 2007

Contribution à la mise en place d'un dispositif de gestion concertée de l'aire marine protégée de Saint-Louis au Sénégal. Montpellier/Dakar, mémoire de diplôme d'ingénieur IRC-Montpellier Supagro/WWF Wame, 160 p.

BERKES F. (ED.), 1989

Common property resources. Ecology and community-based sustainable development. Londres, Belhaven Press, 302 p.

BEURET J. E., CADORET A., 2010

Gérer ensemble les territoires. Vers une démocratie coopérative. Paris, Ch. L. Mayer.

BLUNDO G., 2002

La gouvernance, entre technique de gouvernement et outil d'exploration empirique. *Bulletin de l'Apad*, 23-24.

BONNIN M., RODARY E., 2008

« Gouvernance et connectivité écologique. Vers une responsabilité partagée de la conservation de la nature ». In Eberhard Ch. (dir.) : *Traduire nos responsabilités planétaires. Recomposer nos paysages juridiques*, Bruxelles, Bruylant, coll. Bibliothèque de l'Académie européenne du droit : 567-581.

BORRINI-FEYERABEND G.,

CHATELAIN C., TOUS P., 2009

Kawawana en marche ! Rapport pour l'association des pêcheurs de la communauté rurale de Mangagoulack, Cenesta, Pnud/FEM/SGP et la Fiba. Geff, Cenesta et the Icca Consortium, 79 p.

BORRINI-FEYERABEND G.,

PIMBERT M., FARVAR M. T.,

KOTHARI A., RENARD Y., 2009

Partager le pouvoir : cogestion des ressources naturelles et gouvernance partagée de par

le monde. Téhéran, IIUED et UICN/Ceesp/TGER, Cenesta, 499 p.

BORRINI-FEYERABEND G.,

HAMERLYNCK O. (COORD.), 2010

Réserve de biosphère transfrontière du delta du Sénégal. Proposition de gouvernance partagée. Nouakchott/Dakar, PRCM/UICN/Ceesp, Projet GP Sirenes, phase 2 du PRCM, 77 p.

CHARLES A., WILSON L., 2009

Human dimensions of marine protected areas. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (1) : 6-15.

CORMIER-SALEM M.-C., 1992

Gestion et évolution des espaces aquatiques : la Casamance. Paris, Orstom, coll. Études et thèses, 584 p.

CORMIER-SALEM M.-C., 2000

« Appropriation des ressources, enjeu foncier et espace halieutique sur le littoral ouest-africain ». In Chauveau J. P., Jul-Larsen E., Chaboud C. (éd.) : *Les pêches piroguières en Afrique de l'Ouest. Pouvoirs, mobilités, marchés*, Paris, Karthala-CMI-IRD : 205-229.

CORMIER-SALEM M.-C., 2003

« Le littoral : un patrimoine controversé ». In Gascuel D., Fontenelle G. (éd.) : *Activités halieutiques, aménagement et gestion en zone côtière*, Rennes, Ensar-Ifremer, coll. Actes de Colloques, 35 : 25-47.

CORMIER-SALEM M.-C., 2006a

Vers de nouveaux territoires de la conservation. Exemple des littoraux ouest-africains. *Annales de géographie*, 651 (5) : 597-617.

CORMIER-SALEM M.-C., 2006b

« Requins, raies et autres chimères en marche vers le patrimoine ». In Chaussade J., Guillaume J. (coord.) : *Pêche et aquaculture. Pour une exploitation durable des ressources vivantes de la mer et du littoral*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espace et territoires : 141-160.

CORMIER-SALEM M.-C., 2007

« Enjeux du développement durable dans les pays du Sud : du discours à la pratique ». In Veyret Y. (dir.) : *Le développement durable*, Paris, Sedes, Capes-Agrégation géographie : 367-385.

CORMIER-SALEM M.-C., ROUSSEL B., 2002

« Patrimoines et savoirs naturalistes locaux ». In Martin J. Y. (éd.) : *Développement durable ? Doctrines, pratiques, évaluations*, Paris, IRD Éditions, coll. Objectifs Suds : 125-142.

CORMIER-SALEM M.-C.,

DAHOU T. (éd.), 2009

Gouverner la mer. États, pirates, sociétés. *Politique africaine*, 116, 197 p.

CORMIER-SALEM M.-C.,

BERNATETS C., SARR O., 2010

« Mangrove system sustainability. Public incentives and local strategies in West Africa ». In Hoanh C. T. et al. (eds) : *Tropical Deltas and Coastal Zones: Food Production, Communities and Environment at the Land-Water Interface*, Cabi series, 9 (30) : 409-421.

DAHOU T., 2008

« L'itinérance » des Sereer Niominka. De l'international au local ? ». In Diop M. C. (dir.) : *Le Sénégal des migrations*, Paris, Karthala-Onu habitat et Crepos : 321-342.

DAHOU T., 2010

Gérer les ressources sans gouverner les hommes, le dilemme des aires marines protégées (Saloum Sénégal). *Anthropologie et sociétés*, 34 (1).

DAHOU T., 2011

Les modes passent, la communauté reste. *Cahiers d'études africaines*, 2 (202-203) : 395-414.

DAHOU T., WEIGEL J. Y., 2005

La gouvernance environnementale au miroir de politiques publiques. Le cas des aires marines protégées ouest-africaines. *Afrique contemporaine*, 1 (213) : 217-231.

DAHOU T., ABDEL WEDDOU O. C., 2007

L'autochtonie dans les aires marines protégées. Terrain de conflits en Mauritanie et au Sénégal. *Politique africaine*, 108 :173-190.

DIALLO M., 2012

Gouverner un patrimoine naturel dans le delta du Saloum : entre logiques de conservation, conflits d'intérêts

et stratégies d'acteurs. Mémoire de master II, EHESS, Marseille.

JANZEN D. H., 1983

No park is an island, increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41 (1983) : 402-410.

LAVIGNE DELVILLE PH., 2011

« Du nouveau dans la "participation" au développement ? Impératif délibératif, populisme bureaucratique et participation cachée ». In Jul-Larsen E., Laurent P.-J., Le Meur P.-Y., Léonard E. (éd.) : *Une anthropologie entre pouvoirs et histoire. Conversations autour de l'œuvre de Jean-Pierre Chauveau*, Paris/Marseille/Uppsala, Karthala-IRD-Apad : 160-187.

MATHEVET R., THOMPSON J. D.,

DELANOÉ O., CHEYLAN M.,

GIL-FOURRIER C., BONNIN M., 2010

La solidarité écologique : un nouveau concept pour la gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18 : 424-433.

MERMET L., 2012

Un tramway pour Cancun : quelles perspectives pour la recherche en négociation sur les dossiers environnementaux complexes ? *Négociations*, 1 (17) : 63-75.

NGUINGURI J. C., 2003

Gouvernance des aires protégées : l'importance des « normes pratiques de régulation de la gestion locale pour la faisabilité des réformes dans le bassin du Congo. *Bulletin de l'Apad*, 26.

OSTROM E., 1990

Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action. Cambridge, Cambridge University Press.

OSTROM E., 2011

Background on the institutional analysis and development framework. *Policy Studies Journal*, 39 (1) : 7-27.

POSEY D., 1996

« Provisions and Mechanisms of the Convention on Biological Diversity for Access to Traditional Technologies and Benefit Sharing for Indigenous and Local Communities Embodying Traditional Lifestyles ». *Ocees Research Paper*, Oxford Center for the Environment, Ethics and Society.

SARR O., CORMIER-SALEM M.-C., BERNATETS C., BOULAY S., 2009

« Is ecotourism in marine protected areas a relevant way for sharing benefits from biodiversity conservation? A case study in West Africa ». In Krause A., Weir E. (eds) : *Ecotourism: Management, Development and Impact*, Tourism and Hospitality Development and Management series, Nova Science Publishers, 70 p.

THOUZARD H., 2006

Consultation, concertation, négociation. Une courte note théorique *Négociations*, 1 (5) : 67-74.

TOURÉ E.-H., 2011

Les conventions locales pour la gestion des ressources naturelles au Sénégal : entre autonomisation et problèmes d'appropriation. *VertigO*, 11.

WEBER J., 1996

Conservation, développement et coordination : peut-on gérer biologiquement le social ? Colloque panafricain Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable, Harare, 24-27 juin 1996, 20 p.

WEIGEL J.-Y., CAZALET B., MOHAMED SALECK A., 2007

Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest. Gouvernance et politiques publiques. Perpignan, PUP-IRD, 207 p.

WEIGEL J.-Y., DAHOU T., 2007

« La gouvernance locale et ses impasses ». In Weigel J.-Y., Féral F., Cazalet B. (éd.) : *Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest. Gouvernance et politiques publiques*, Perpignan, PUP-IRD : 141-166.

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.

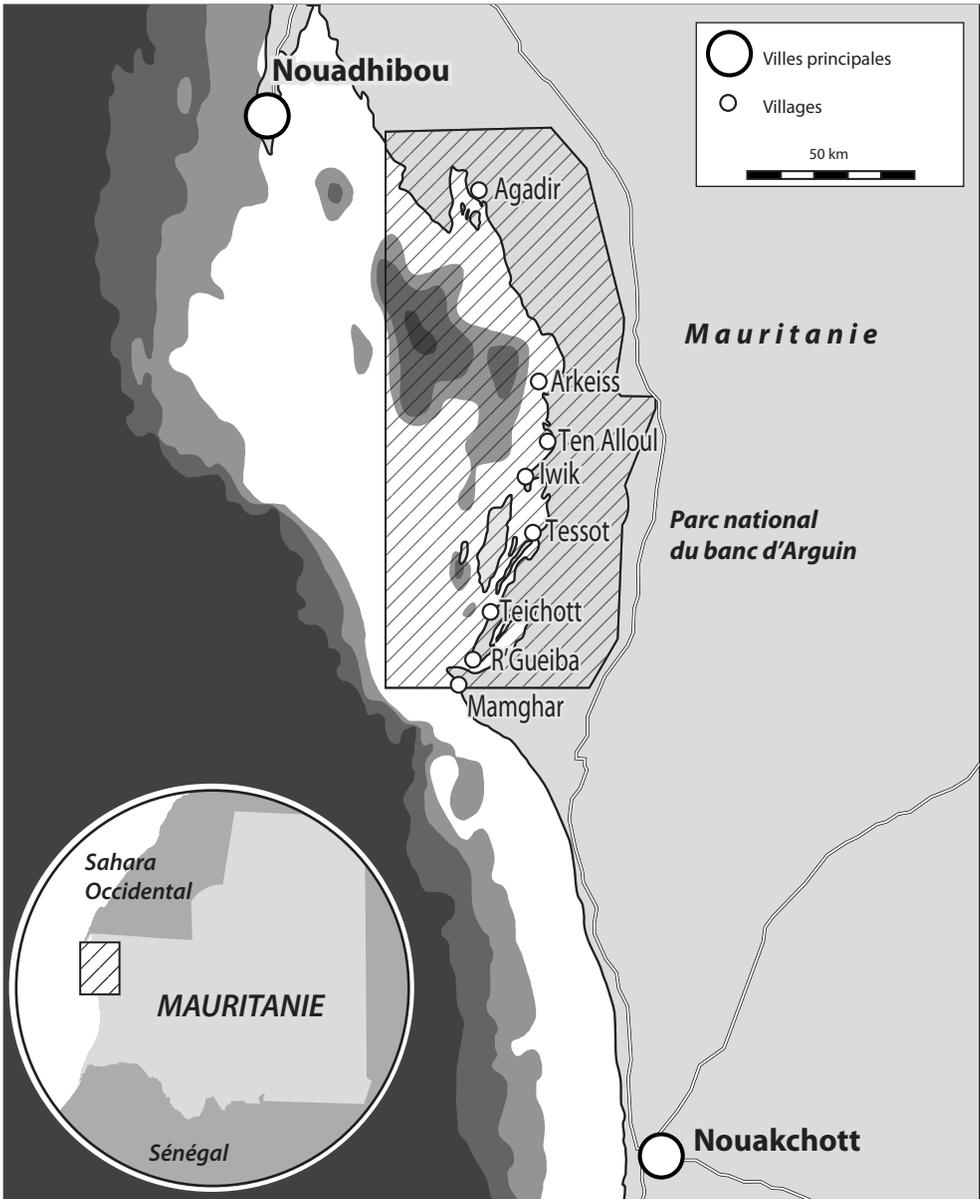


Figure 1a
Localisation et représentation des aires marines protégées
du parc national du banc d'Arguin en Mauritanie.

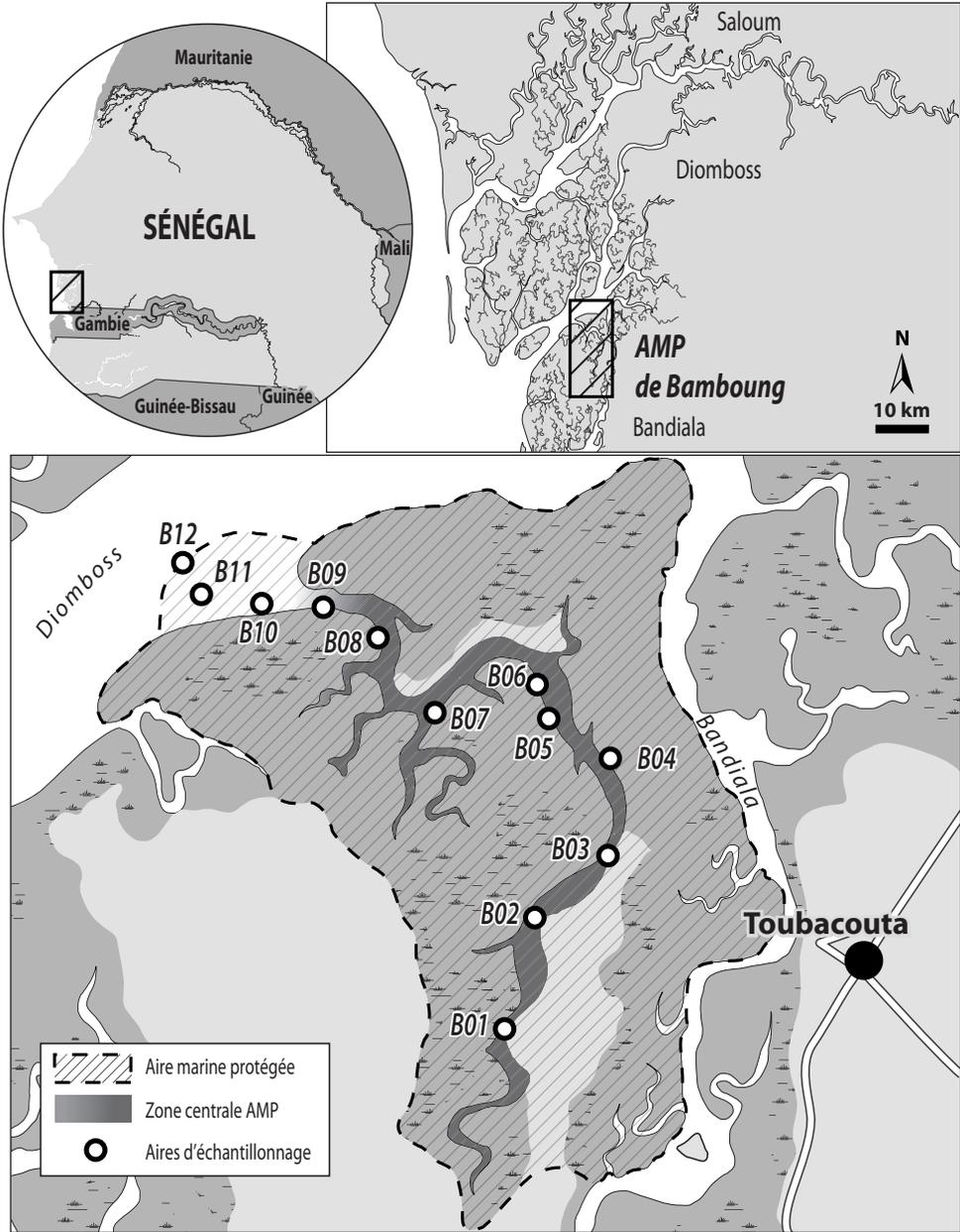


Figure 1b
Localisation et représentation des aires marines protégées
du bolon de Bamboung au Sénégal.

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 éloignent 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

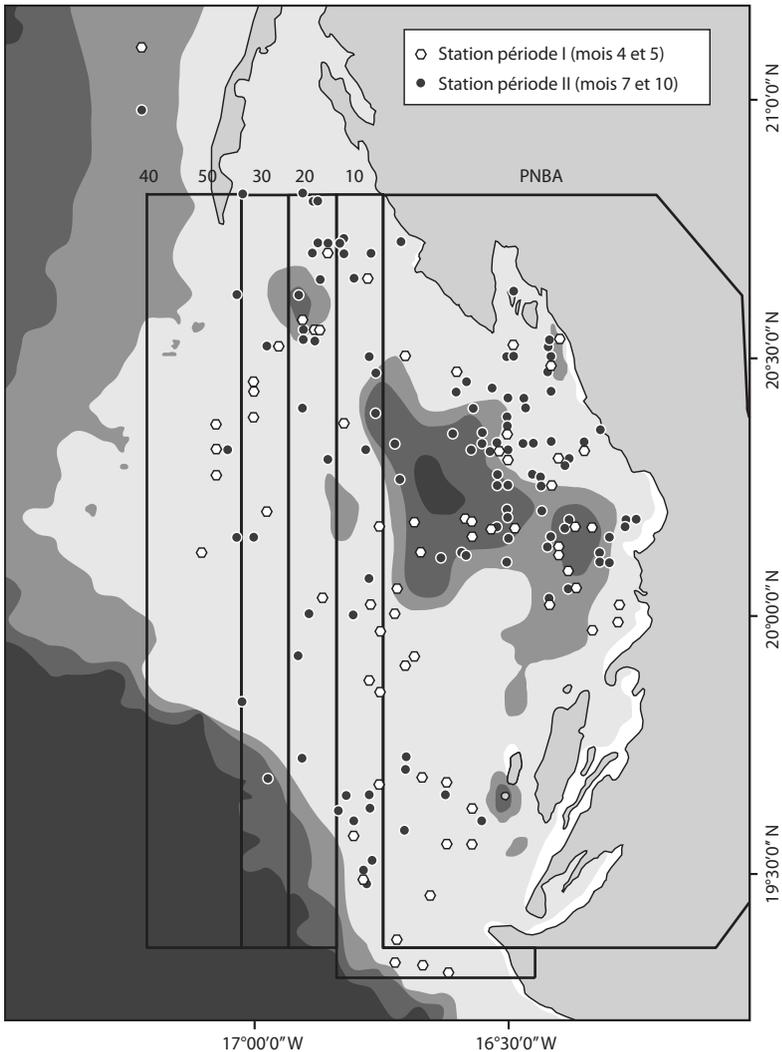


Figure 2

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 ($\ln(N_i)$), 2) la longueur moyenne de chaque population i (L_{bar_i}), 3) le logarithme de l'abondance de l'ensemble des populations ($\ln(N)$), 4) la longueur moyenne des individus dans la communauté (L_{bar}), 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.

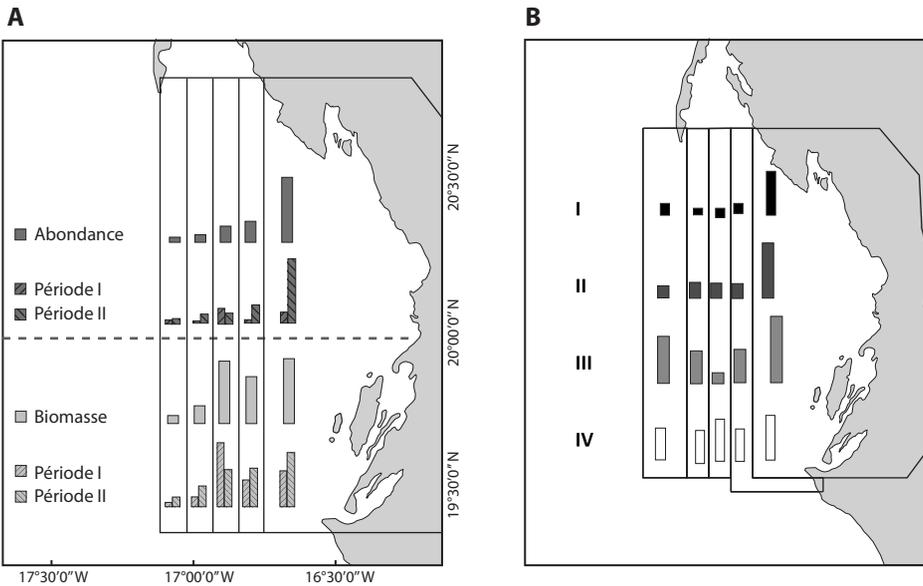


Figure 3

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

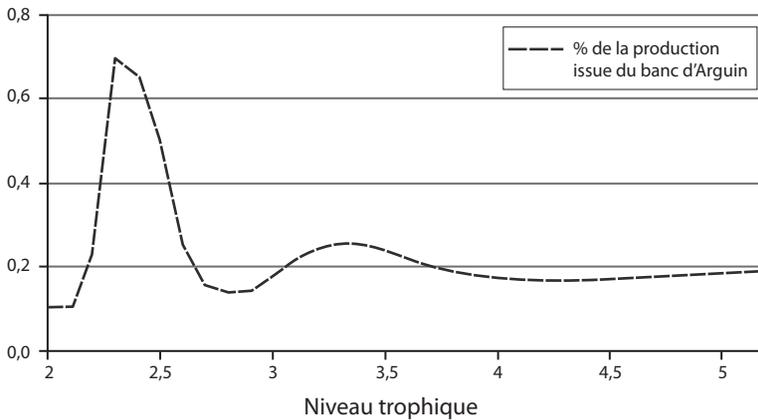


Figure 4

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.

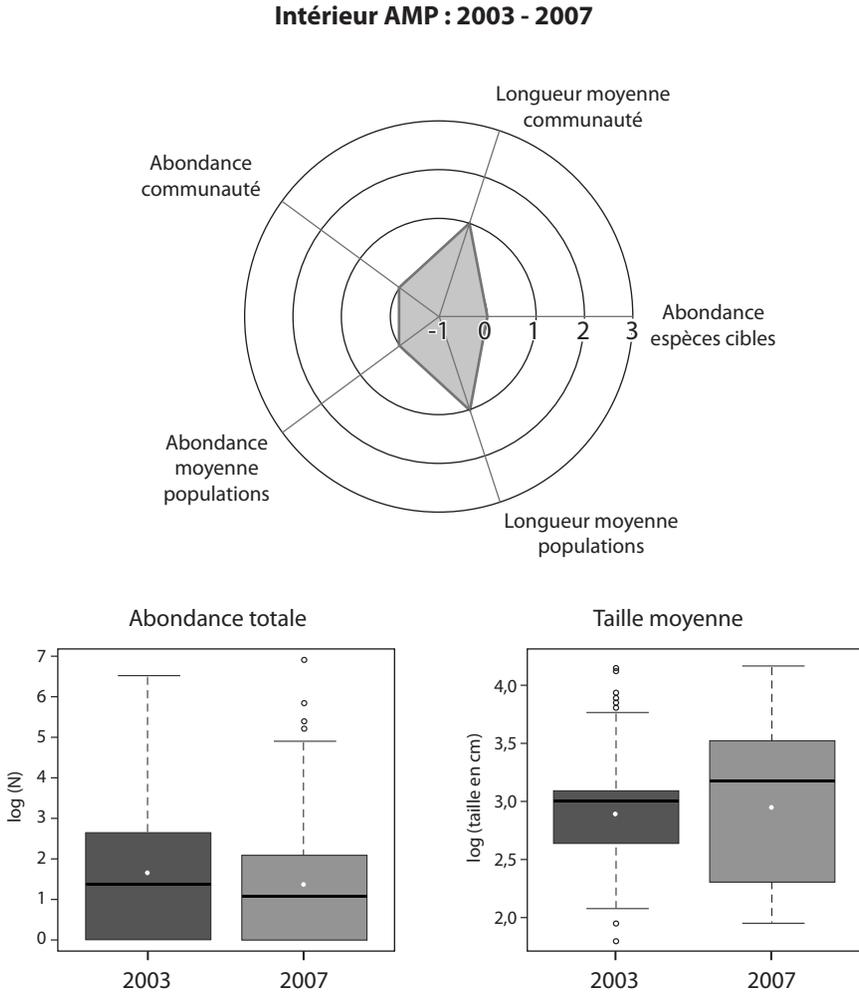


Figure 5

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).

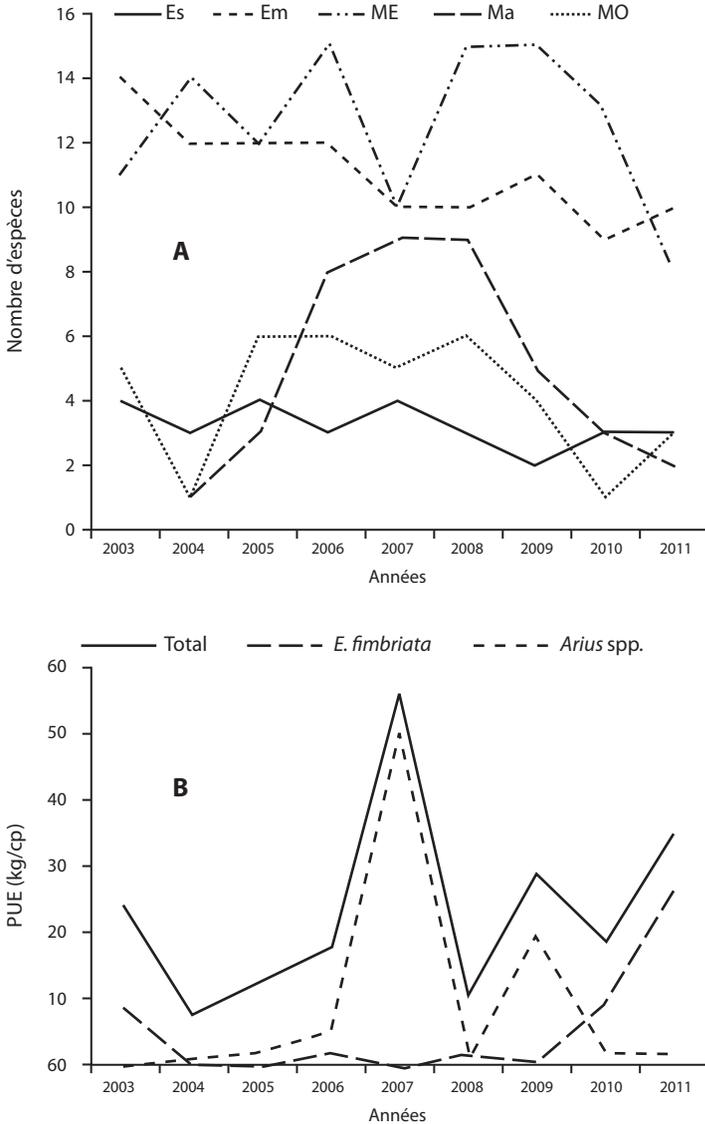


Figure 6

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.

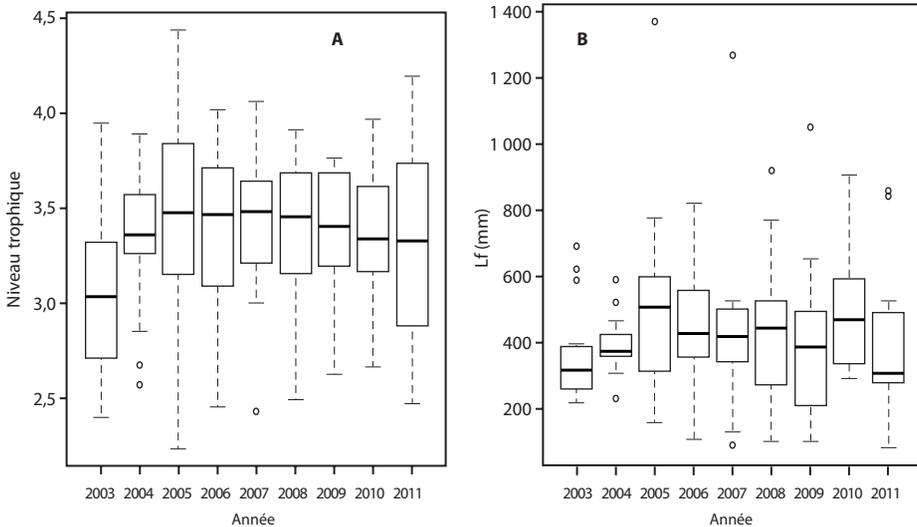


Figure 7

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*.

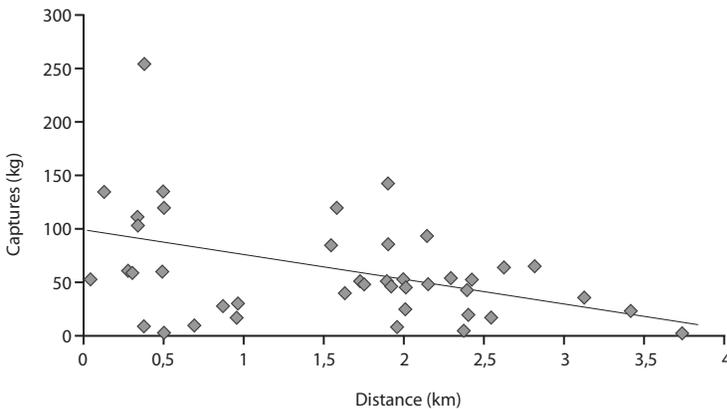


Figure 8

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

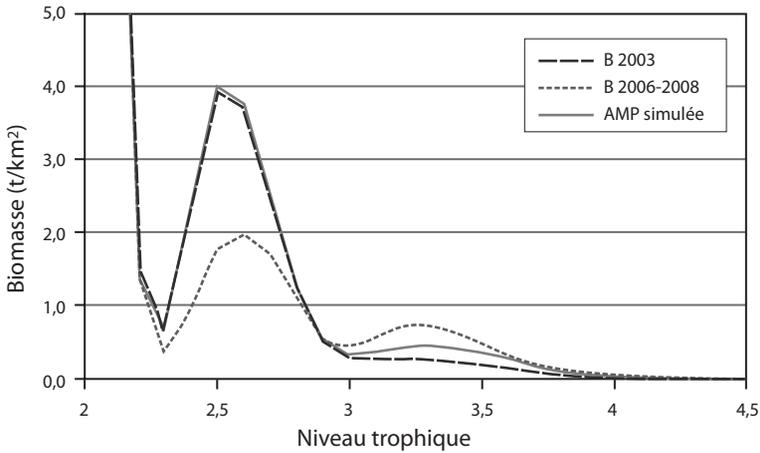


Figure 9

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

Assesment 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.

Pêche migrante et aires marines protégées en Afrique de l'Ouest

Pierre FAILLER

Thomas BINET

Mame AGOSSAH

Sami BENSASSI

Vincent TURMINE

La mise en place et le succès des AMP reposent sur un lourd travail de communication entre acteurs et l'acceptation de contraintes par chacun d'entre eux. Tout le processus repose sur des valeurs de stabilité qu'il est parfois difficile de retrouver dans le contexte particulier à l'Afrique de l'Ouest. En effet, au cours des dernières décennies, cette région a été marquée par un certain nombre de conflits armés ayant jeté les populations dans le désarroi et sur les routes. Par ailleurs, l'augmentation importante de la population largement dépendante pour son alimentation des ressources halieutiques a certainement aggravé le phénomène de surexploitation attribué jusque-là aux pêches industrielles et aux exportations de poisson noble vers les pays du Nord. Tout ceci, auquel s'ajoute maintenant le risque plus récent du changement climatique, a entraîné un certain nombre de mouvements migratoires et de comportements déviants face auxquels les administrations nationales trop faibles se sont trouvées impuissantes à faire respecter les réglementations en cours. Tous ces événements ne font qu'accroître le phénomène de pêche migrante avec un certain nombre de conséquences analysées dans ce chapitre par Pierre Failler *et al.* sur la viabilité des AMP.

Introduction

La création d'un nombre de plus en plus important d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest constitue une menace pour les migrations des pêcheurs, tout comme la mise en place, à la fin des années 1970, des zones économiques exclusives (ZEE), a pu entraver leur liberté de mouvement. Les frontières des AMP semblent être aujourd'hui aussi poreuses que celles des ZEE face à la démultiplication des migrations de pêcheurs due à la chute dramatique des ressources halieutiques dans les pays de tradition de pêche comme le Sénégal.

L'objectif de ce chapitre³⁷ est de montrer comment la migration de pêcheurs, en tant qu'entreprise économique en marge du processus de développement orthodoxe des pêches ouest-africaines, est aujourd'hui l'un des principaux éléments perturbateurs des AMP. Son intérêt est double : il renseigne tout d'abord un aspect méconnu des pêches ouest-africaines et introduit ensuite les migrations dans la problématique de gestion des pêcheries ouest-africaines et de conservation des ressources marines dans le cadre des AMP. La première partie présente l'élément déclencheur de l'occupation des AMP par des pêcheurs, réfugiés politiques, qui établissent des campements de pêche (itinérants puis permanents au fil du temps). La deuxième partie montre à quel point la raréfaction des bancs de poissons en Guinée et au Sénégal, plus qu'ailleurs, forçant les pêcheurs à augmenter l'intensité des migrations, les conduit à pêcher de plus en plus dans les AMP, seuls lieux où les ressources présentent encore une certaine abondance. La troisième partie, sous forme de discussion, suggère que la pêche migrante soulève des contradictions, de plus en plus évidentes sur le plan environnemental, dans un contexte politique sous-informé et un cadre institutionnel inadapté. La conclusion synthétise les éléments présentés et discutés et envisage quelques pistes d'investigation en matière de politique de développement et de mise en place de politiques régionales, notamment en matière de gouvernance des AMP.

Les conflits politiques des années 1990 et l'occupation des AMP

Les événements politiques entre la Mauritanie et le Sénégal³⁸ en 1989 constituent le premier acte d'une pièce tragique où les guerres civiles au Liberia

37. Ce chapitre présente certains résultats d'un travail relatif aux migrations de pêcheurs artisans en Afrique de l'Ouest réalisé dans le cadre du projet de « Renforcement des capacités régionales de gestion de la pêche en Afrique de l'Ouest » (Recargao) de l'UICN et de la CSRP (Commission sous-régionale des pêches) ; ce projet fait lui-même partie du Programme régional de conservation de zone côtière et marine en Afrique de l'Ouest (PRCM). Les auteurs ont également bénéficié du soutien financier du programme européen de recherche internationale en coopération Ecost (*Ecosystems, Societies, Consilience, Precautionary principle: development of an assessment method of the societal cost for best fishing practices and efficient public policies*) pour l'approfondissement de certains éléments d'analyse. Le présent article ne reflète toutefois pas les positions de l'UICN et de la Commission européenne et n'anticipent pas sur leurs politiques futures dans ce domaine.

38. « Il s'agit de rixes mineures qui éclatent le 30 et le 31 mars 1989 entre des pasteurs nomades mauritaniens de l'ethnie peul et des agriculteurs sénégalais de l'ethnie soninké. Le 9 avril de la même année, le phénomène se reproduit et dégénère en de graves et tragiques incidents » (DIA, 2001).

de 1989 à 1997, en Sierra Leone de 1991 à 2002, en Guinée-Bissau entre 1998 et 2000 forment les trois autres temps forts politiques de la décennie. Le conflit casamançais³⁹, qui s'éternise depuis 1982⁴⁰, s'inscrit en toile de fond du paysage politique mouvementé de cette fin de siècle.

Pour ce premier acte donc, tous les Sénégalais traversent, au plus pressé, le fleuve Sénégal. Les pêcheurs mauritaniens, enrôlés sur les pirogues saint-louisiennes, sont obligés de fuir le Sénégal. Face à une telle débâcle⁴¹, les pêcheurs originaires du sud de la Mauritanie remplacent au pied levé les Sénégalais desquels ils ont appris les rudiments de la pêche. Ils migrent même progressivement vers le nord du pays. C'est « à cette époque qu'émerge (...) le savoir-faire des pêcheurs de N'diogo », village à l'extrême sud du pays (DIA, 2001). Le schéma migratoire entre Sénégal et Mauritanie s'en trouve altéré, puisque ce n'est qu'après 1993 que reprennent les migrations sénégalaises à destination des eaux poissonneuses de la Mauritanie. Les va-et-vient habituels des pêcheurs sénégalais sont alors accompagnés d'une nouvelle forme de migration, faite de séjours de longue durée de pêcheurs guet n'dariens qui s'installent dans des campements près de Nouakchott et au sud de Mamghar qui marque la frontière du parc national du banc d'Arguin (PNBA) et donc la limite de la zone de pêche autorisée, limite que les pêcheurs s'empressent de franchir à la nuit venue (FAILLER, 2002). Les usines de conditionnement et d'exportation de la capitale mauritanienne sont ainsi approvisionnées tous les jours en thiofs et dorades pêchés principalement dans les eaux du PNBA. Il faudra attendre la mise en place du programme de surveillance effectif en 2007 pour que les incursions des pêcheurs migrants soient réduites.

En mars 1991, les premiers accrochages de la guerre civile en Sierra Leone exemplifient, à l'échelle de la région, le conflit libérien commencé deux ans plus tôt. Si les pêcheurs libériens ont fui vers le sud en direction de la Côte d'Ivoire pour la majorité d'entre eux⁴², les pêcheurs migrants ghanéens et sénégalais, présents dans la péninsule de Freetown et la région du Sherbro principalement, plient bagages (carte 1, cahier couleurs). La plupart des Ghanéens s'en retournent chez eux, remontent jusqu'en Gambie et en Casamance (F1) où une communauté ghanéenne est implantée, d'autres gagnent la Guinée et plus précisément le nord du pays (F4) et notamment l'île de Tristao, en passe de devenir une AMP, où se retrouvent plusieurs milliers de personnes. Les Sénégalais de Guet N'dar et de Gandiole, quant à eux, se repositionnent en

39. Le réveil de l'irrédundantisme en Casamance fait des centaines de victimes en plein jour dans la ville de Ziguinchor. Elle a pris progressivement la forme d'un conflit armé entre le Mouvement des forces démocratiques de Casamance (MFDC) et le pouvoir hérité des accords d'indépendance de 1960. 2003 : décès de Sidhi Badji, secrétaire général du MFDC. Des négociations réelles pour la paix continuent. 30 décembre 2004 : signature d'un accord de paix entre le président Abdoulaye Wade et le secrétaire général du MFDC Augustin Diamacoune Senghor.

40. Malgré la signature d'un accord de paix entre le président sénégalais Abdoulaye Wade et le secrétaire général du Mouvement des forces démocratiques de Casamance (MFDC) Augustin Diamacoune Senghor le 30 décembre 2004.

41. Plus de 70 000 Sénégalais et 160 000 Mauritaniens retournent dans leur pays respectif.

42. N'étant pas pourvu d'embarcations destinées à la haute mer, ils n'ont pu que longer la côte sur de petites distances. Quelques-uns se sont joints aux pêcheurs de la Sierra Leone entre 1989 et 1991, puis ont migré ensemble vers la Guinée dès les premiers affrontements en mars 1991.

Guinée dans les ports des régions maritimes de Kamsar et Boffa, les îles du Loos et Conakry (GD4/G2), tandis que les pêcheurs sédentaires de Sierra Leone fuient, pour bon nombre d'entre eux, en Guinée voisine à Conakry, Kamsar et Boffa principalement (T2, T3). Plus tard en 1998, certains rejoignent la Guinée-Bissau : archipel des Bijagos (surtout sur l'île d'Urok où plus de 3 000 personnes seront recensées en 2005 au moment où l'AMP d'Urok est créée) et Rio Cacine au sud. L'intensification des affrontements au cours de la décennie augmente le flux en partance vers la Guinée et progressivement vers le Rio Cacine au sud de la Guinée-Bissau ou encore les îles Bijagos, notamment vers celles de Urok, de Ourango (qui fait partie du parc national du même nom depuis 2000) et de João Vieira Poilão (intégrée au parc national marin de João Vieira Poilão depuis 2000 également).

En Guinée-Bissau, le soulèvement militaire intervenu en 1998 plonge le pays dans une guerre civile qui débouchera sur le renversement du président par la junte en mai 1999 et l'élection en février 2000 de Kumba Lalá, leader de l'opposition, à la tête du pays. Cette guerre civile de deux ans pousse les migrants sénégalais et guinéens installés sur la côte le long de Rio Cacheu au nord et Cacine au sud à quitter leurs campements (carte 2, cahier couleurs). Les Sénégalais rejoignent alors la Casamance ou la Petite Côte au sud de Dakar. Les Guinéens retournent dans le nord de la Guinée où ils s'installent. Certains Sénégalais migrent vers la Guinée (GD4/G3), mais les conflits avec les pêcheurs locaux sont nombreux et beaucoup de Sénégalais ne restent pas en Guinée. Les Ghanéens gagnent la Guinée, Kamsar au nord et Conakry (F4). Beaucoup de migrants ne fuient pas le pays : ils gagnent l'archipel des Bijagos, peu affecté par le conflit et viennent ainsi côtoyer les réfugiés léonais.

Le réveil de l'irrédentisme⁴³ en Casamance en 1982 débouche sur un conflit armé entre le Mouvement des forces démocratiques de Casamance (MFDC) et le pouvoir hérité des accords d'indépendance de 1960. Les Saint-Lousiens (de Guet N'dar et de Gandiole), les Nyominkas et les Lébous sont contraints d'abandonner leurs campements, notamment ceux de la Pointe Saint-George, de Kafountine, Boucotte ou Cap-Skiring (carte 1, cahier couleurs). Les premiers et les troisièmes redéployent leur effort de pêche vers d'autres pays comme la Gambie, la Guinée-Bissau (GD3, GD4, G1, G2, Lé2), tandis que les deuxièmes opèrent un retour au pays natal ou s'établissent sur la Petite Côte (Ny2). Malgré le mauvais état des stocks halieutiques, la pêche nyominka s'organise dans le delta du Siné-Saloum à partir de Djifère et tire avantage de la proximité des centres urbains comme Kaolack et Fatick, voire de pirogues mareyeuses qui acheminent les poissons vers Dakar. Les difficultés économiques poussent toutefois certains équipages à migrer à nouveau vers la Gambie (Ny3). L'insécurité en Casamance diminuant considérablement vers la fin des années 1990, les migrations reprennent progressivement. Les pêcheurs

43. Doctrine politique des nationalistes italiens qui, après la formation de l'unité, ont réclamé l'annexion des territoires de langue italienne non encore libérés de la domination étrangère (« *Italia irredenta* »). Par analogie, tout mouvement national s'inspirant des mêmes principes.

saint-louisiens (GD3/G1) et lébous (Lé1, Lé2) reviennent exploiter le requin, fuyant cette fois l'instabilité politique croissante de la Guinée-Bissau (carte 2, cahier couleurs). Les Nyominkas n'y retournent qu'à compte-gouttes (Ny1) préférant leur nouvelle implantation plus au nord (Ny2, Ny3).

Les migrants ayant fui les guerres civiles développent une nouvelle forme de migration qui se poursuit bien après la fin des conflits. Ils organisent la vie économique et sociale de campements sis dans des zones relativement isolées, notamment sur les îles qui feront, pour la majorité d'entre elles, l'objet d'un projet d'AMP. La fourniture de carburant et de glace se structure non plus, comme auparavant, à partir des foyers de migration du pays d'origine, mais depuis les débarcadères des pays hôtes. Certains postes d'approvisionnement sont même construits avec l'aide des coopérations internationales à des endroits proches des lieux de pêche comme à Canhabaque dans l'archipel des îles Bijagos. Dans la majorité des cas, le pêcheur migrant s'avitaillie et écoule son poisson au campement même. Disposant d'unités de transformation du poisson (fumage, séchage) pour les espèces de faible valeur commerciale (petits pélagiques, pour l'essentiel), les campements deviennent très vite de véritables zones économiques reliées au pays d'origine par les va-et-vient continus des pirogues de transport acheminant à chaque trajet jusqu'à 30 tonnes de marchandises : poissons transformés dans un sens et essence, vivres et accastillage dans l'autre.

Dès la fin des conflits, les pirogues accueillent un flot de passagers à l'aller comme au retour, conférant une certaine normalité aux campements⁴⁴. À tel point que cette forme de migration continuera de prendre de l'importance au cours des années 2000 malgré la création des AMP dans lesquelles sont situés les campements. La volonté des pêcheurs exilés de rester dans les campements est certainement le facteur explicatif le plus convaincant. Très jeunes pour la plupart, ils sont remplis d'un désir d'autoréalisation et d'accumulation de richesse, suffisamment motivant pour les tenir éloignés de leur village de façon quasi permanente. La migration leur permet aussi de ne plus se plier à la coutume qui consiste à reverser leurs revenus à leur famille proche et élargie. De nombreux campements se trouvent ainsi disséminés le long du littoral ouest-africain et plus précisément en Guinée-Bissau dans l'archipel des Bijagos, au nord de la Guinée, en Casamance, Gambie et en Sierra Leone.

Au total, les guerres civiles ont pour effet de faire fuir à la fois les pêcheurs migrants installés dans des campements et les pêcheurs sédentaires qui deviennent pêcheurs migrants par obligation. Toutefois, certains événements politiques, socialement déstabilisants, provoquent l'effet inverse. Après la mort du président guinéen Sékou Touré en 1984, Lansana Conté renverse le gouvernement intérimaire et entreprend de faire entrer la Guinée dans l'économie de marché. Les pêcheurs sénégalais se réinstallent graduellement dans le pays

44. En cela que les campements cessent d'être des lieux de rassemblement de réfugiés politiques où le flux migratoire est unilatéral (du pays en guerre vers les campements) pour devenir des lieux de confluence humaine et économique.

qu'ils avaient fui au fur et à mesure que le régime de Touré installait le communisme. Les migrants saisonniers léonais reviennent aussi. Ils rejoignent les armateurs guinéens et embarquent sur des navires de pêche guinéens. BOUJU (1992) mentionne à cet égard que les mouvements migratoires mènent à une recomposition à la fois pluriethnique et plurinationale des équipages de pêche en Guinée. En Guinée-Bissau également, pendant la guerre civile entre 1998 et 2000, l'archipel des Bijagos devient le refuge des migrants ayant quitté la côte et les rios Cacheu au nord et Cacine au sud. L'archipel est peu affecté par la guerre et les migrants s'y concentrent à la fin des années 1990 et début des années 2000, occupant les rivages des îles isolées.

Les pêcheurs migrants, réfugiés écologiques des années 1990 et 2000

La croissance des pêches ouest-africaines est, dès la fin des années 1980, contrainte par la diminution de la taille et du nombre de bancs de poissons. Les captures d'espèces d'intérêt commercial majeur subissent des réductions allant de 20 à près de 40 % entre 1996 et 2007 (tabl. 1). Les chiffres sont encore plus alarmants dans les eaux du Sénégal, puisque les captures des espèces phares comme le thiof (mérrou) accusent une chute de l'ordre de 80 % entre 1990 et 2000 laissant penser que le seuil de rupture écologique a été atteint (DAHOU et DÈME, 2002).

Tableau 1
Évolution des captures et niveaux d'exploitation des principaux groupes d'espèces.

Espèces	Flottes*	Évolution des captures entre 1997 et 2006	Niveau d'exploitation
Espèces démersales (mérrou, courbine, sole, etc.)	CV, Gui, Ma, Mo, Sen, Sp	- 26 %	Modéré à surexploitation intense
Céphalopodes (poulpe, octopus, calamar)	Ma, Mo, Sen, Sp	- 31 %	Modéré à surexploitation intense
Espèces pélagiques (sardines, sardinelles, ethmalose, etc.)	CV, Mo, PB, Sen, Sp, Ukr	- 20 %	Pleinement exploité à surexploitation modérée
Crustacés (langouste, crabe, crevette)	Fr, It, Mo, Sen, Sp	- 38 %	Pleinement exploité

* CV = Cap-Vert, Fr = France, Gui = Guinée, It = Italie, Ma = Mauritanie, Mo = Maroc, PB = Pays-Bas, Sen = Sénégal, Sp = Espagne, Ukr = Ukraine.

Source : Failler et Gascuel, 2008.

Devant la raréfaction des ressources et afin de soutenir la production, les pêcheurs artisans n'ont d'autres choix que d'aller plus loin afin d'exploiter de nouveaux stocks halieutiques. Cela est rendu possible par :

- des prix de vente très élevés pratiqués par les marchés d'exportation qui poussent les pêcheurs à investir davantage et à poursuivre le développement de leur activité de pêche (DAHOU et DÈME, 2002) ;
- des zones de pêches encore peu exploitées, c'est le cas de l'archipel des Bijagos en Guinée-Bissau, des îles Tristao et Alcatraz en Guinée où la pêche pratiquée par les populations autochtones n'en est encore qu'au stade de pêche de subsistance (KACZYNSKI et FLUHARTY, 2002) ;
- le caractère informel et souvent illégal des activités de pêche migrante, qui leur permet de contourner les conditionnalités d'accès inhérentes à la création des ZEE à la fin des années 1970 et des accords de pêche entre pays de la sous-région pour la pêche artisanale : la faible capacité de contrôle maritime fait que le nombre d'embarcations en pêche dépasse celui autorisé par les protocoles des accords (HOSCH *et al.*, 2010).

Ainsi se développe une nouvelle forme de migration avec les pêcheurs sénégalais comme principaux acteurs. Campée sur les zones de pêche sans jamais mettre pied à terre, elle n'en constitue pas moins la plus importante au plan économique. Elle concourt aujourd'hui à hauteur de 60 % du volume de poisson exporté⁴⁵ par le Sénégal à destination des pays de l'Union européenne (poisson de forte valeur commerciale, pour l'essentiel). Organisée en marées d'une durée de 10 jours (qui correspond au temps de conservation du poisson sous glace sans détérioration), elle met à contribution deux pirogues armées de manière similaire : mêmes capacité de stockage, vitesse de déplacement et nombre de matelots de manière à s'assurer d'une certaine uniformité des capacités de pêche. Pour la pêche organisée depuis les ports de la Petite Côte (Mbour et Joal) vers l'archipel des Bijagos, le temps de la marée est partagé entre les deux jours nécessaires à se rendre du port au lieu de pêche, les six jours à caler et haler les filets et les deux jours restants à revenir au port de débarquement avec plus de 6 tonnes de thiofs, carpes rouges, dorades grises ou roses dans les cales. Les deux pirogues qui opèrent ensemble se retrouvent donc tous les dix jours sur le lieu de pêche. Le passage de témoin entre la pirogue qui arrive et celle qui part se fait au-dessus du filet calé, qui ne quitte de la sorte jamais la zone de pêche ! Si chaque pirogue est complètement autonome, la remontée de la pirogue pleine de poissons est conditionnée par l'arrivée de la seconde sur le lieu de pêche : une bonne coordination est ici un impératif de réussite. Les visites régulières aux ports sénégalais laissent penser que cette forme de pêche migrante prolonge quelque peu les formes organisationnelles des années 1970. En réalité, il n'en est rien, car la plupart des pêcheurs sont déconnectés de leur village natal et ne font escale que dans les grands sites de débarquement : les ports de Ziguinchor, Joal, Mbour, Hann, Saint-Louis, etc.

45. Environ 80 000 t en fonction des années (BINET et FAILLER, 2010).

Tout comme dans les années 1970, l'ouverture de nouveaux marchés permet de soutenir les migrations. Par exemple, la pêche du requin, déjà pratiquée de manière traditionnelle, s'intensifie dans les années 1990 sous l'effet de l'attraction exercée par le marché asiatique avec des prix atteignant 350 € le kilo. Localement, ces filières sont intégrées verticalement⁴⁶ : les mareyeurs (intermédiaires entre les pêcheurs et les exportateurs en gros) financent les campagnes de pêche et encouragent une reconversion des pêcheurs vers cette pêcherie. L'explosion de la pêcherie de requin au Sénégal, en Gambie et en Mauritanie se heurte très vite aux limites physiologiques des sélaciens dont les cycles de reproduction sont très lents et limitent d'autant le renouvellement des stocks exploitables. Aussi, la stratégie des pêcheurs sénégalais et ghanéens a-t-elle été à nouveau de se tourner vers les ZEE des pays voisins : bissau-guinéenne, guinéenne et sierra-léonaise. La production d'ailerons pouvant être séchée et conservée à bord ne nécessite pas de débarquement régulier et encourage l'extrême mobilité des pêcheurs migrants.

Sur le plan spatial, les nouvelles formes de migration des pêcheurs qui ont émergé à la fin des années 1980 et sont organisées selon le principe de l'autonomie à bord s'épanouissent au cours de la décennie suivante pour être aujourd'hui omniprésentes dans toute la sous-région (carte 2). Sur le plan économique, les estimations⁴⁷ les plus récentes de captures par les pêcheurs migrants ouest-africains dans les ZEE des pays voisins font état de captures comprises entre 200 000 et 250 000 tonnes de poisson (pour environ 1,6 million de tonnes débarquées chaque année), soit entre 15 % et 20 % du total des captures de la sous-région (BINET et FAILLER, 2010).

Les migrations dans une impasse écologique et sociale

Pendant longtemps, les pêcheurs ont migré afin de suivre les déplacements d'espèces migratrices (petits pélagiques, pour l'essentiel) ou de capturer des espèces qui se retrouvaient en abondance à un moment et un lieu donnés (lors de la période de frai, par exemple). L'adaptation des pêcheurs à la disponibilité en temps et lieu des ressources a montré la forte capacité d'initiative de la pêche artisanale. Les migrations ont opéré un redéploiement de l'effort de pêche des flottilles d'une espèce à une autre en l'orientant à chaque fois vers les stocks

46. L'intégration verticale est une stratégie économique par laquelle un même acteur contrôle plusieurs niveaux de la filière pour s'assurer de son approvisionnement ou réduire ses coûts de production. Dans les pêcheries artisanales, des financeurs peuvent ainsi subventionner l'achat d'embarcations et en même temps offrir des débouchés aux pêcheurs ; c'est le cas de la filière des ailerons de requins pour le marché asiatique.

47. L'inventaire des captures (par pays et par type de migration, ainsi que les lieux de débarquements associés) est réalisé pour la première fois en 2010 dans le cadre du programme de l'IUCN-CSRP.

momentanément en plus forte abondance. En cela, elles favorisaient une bonne distribution spatiale et temporelle de l'effort de pêche et confirmaient le principe de la migration comme moyen de gestion flexible des pêcheries. Ce principe est toutefois remis en cause depuis une décennie, puisque les pêcheurs ont recouru à la migration afin de pallier les insuffisances de poissons dans leurs zones de pêche traditionnelles. Migrer ne signifie plus alors mieux diriger l'effort de pêche d'une espèce à une autre au moment opportun, mais se déplacer faute de mieux. Dans le contexte actuel de raréfaction des ressources halieutiques et de déclin substantiel des principaux stocks de poisson tout au long de la côte ouest-africaine, la migration apparaît ainsi davantage comme un pis-aller qu'un arbitrage optimal entre différents choix de pêche.

La volonté politique actuelle de gérer les pêches artisanales tant à l'échelle des pays qu'à celle de la sous-région doit encore être confortée. Dans son ensemble, elle pourra amener à porter une considération nouvelle aux phénomènes migratoires. La majorité des captures réalisées par les pêcheurs artisanaux étrangers ne sont pas connues et donc pas comptabilisées dans les statistiques nationales. Lorsque les débarquements se font dans le pays d'origine ou que les débarcadères sont trop éloignés pour être couverts par les enquêtes statistiques, aucune donnée quantitative n'est disponible dans le pays de capture. Lorsqu'ils sont comptabilisés, leur provenance n'est pas mentionnée : tout poisson débarqué est alors assimilé à un poisson capturé dans les eaux nationales. Les statistiques nationales sont dès lors faussées en attribuant à la ZEE nationale le poisson provenant de la ZEE voisine. Le pays qui bénéficie des débarquements de la pêche migratrice aura conséquemment l'impression que ses stocks de poissons sont en meilleur état qu'ils ne le sont réellement ; impression partagée par le pays où sont capturés les poissons du fait de l'absence de déclaration de captures. Difficile dans une telle situation d'émettre des avis scientifiques et de formuler des plans de gestion.

Depuis la mise en place des ZEE nationales à la fin des années 1970 et au début des années 1980, l'accès des pêcheurs migrants aux eaux des pays tiers est régi par des accords de pêche entre pays. Ils portent pour l'essentiel sur un nombre d'embarcations autorisées à pêcher, mais nullement sur des espèces et des quantités permises. La faible capacité de contrôle maritime et la corruption font que le nombre d'embarcations en pêche dépasse celui autorisé par les protocoles d'accords. À ce phénomène se juxtapose un autre, sensiblement plus dommageable : celui de la pêche illégale dans les aires marines protégées. Que ce soit dans les réserves de biosphère comme l'archipel des îles Bijagos, le parc du banc d'Arguin (à un degré moindre) ou encore dans les aires marines protégées en cours de création, comme celle de Tristao et Alcatraz, les activités de pêche des migrants sont en total désaccord avec l'esprit de protection de l'environnement marin⁴⁸. Elles causent des dégâts écologiques, économiques et sociaux importants. L'absence totale de considération écologique de la part des

48. Tout comme le fumage de poisson à partir de la coupe de tonnes et de tonnes de bois de mangrove concourt à la fragilisation de la frange littorale.

pêcheurs migrants porte atteinte à la survie des stocks ciblés et de ceux dont les espèces sont capturées accidentellement. La problématique des migrations s'inscrit donc aujourd'hui dans le double jeu de la régulation de l'accès aux ressources halieutiques et celui de la conservation des écosystèmes marins au sein des AMP.

Les activités des pêcheurs migrants se situent par ailleurs chaque année davantage dans les zones traditionnellement fréquentées par les pêcheurs autochtones, ce qui entraîne une baisse de leurs captures, voire un retrait pur et simple de ces derniers de ces aires de pêche (FAILLER *et al.*, 2009). Ainsi, et en dépit de la contribution de la pêche migrante au développement économique des communautés avec lesquelles les pêcheurs migrants cohabitent en participant notamment à la création d'emplois, les échanges entre populations locales et pêcheurs étrangers laissent peu à peu la place à un rejet accru des allochtones, tant la fréquence et l'intensité des conflits entre pêcheurs autochtones et étrangers deviennent fortes. Lorsque les instances locales ou les agences de contrôle des pêches sont mobilisées pour arbitrer les conflits, c'est souvent au détriment des pêcheurs migrants, dépourvus de droits, victimes de sanctions abusives et dans l'obligation de verser des dessous-de-table. Même pour les migrants établis depuis plusieurs décennies dans les campements ou dans les villages, au moindre conflit, leur situation d'étranger est tout de suite pointée du doigt. Selon DIA (2001), le comportement foncièrement non conforme aux normes sociales des communautés autochtones malgré les efforts d'intégration (mariages avec partenaires locaux, adoptions de coutumes, etc.) constitue le principal facteur d'explication. Il convient donc à la pêche migrante de légitimer sa présence dans les eaux des pays ouest-africains afin de pouvoir bénéficier de droits conséquents, notamment celui de pouvoir pêcher dans les AMP.

Conclusion

Les migrations de pêcheurs renvoient aujourd'hui l'image d'un système qui court à la faillite et dont les déplacements ne sont qu'une fuite en avant. Les quelques tentatives récentes d'intervention publique, notamment la limitation du nombre de licences accordées aux pêcheurs étrangers, sont battues en brèche par les comportements clandestins des pêcheurs migrants, aidés en cela par les trop faibles moyens de surveillance, à l'échelle des ZEE et des AMP.

La sécheresse des années 1970 a provoqué un exode rural massif, venant gonfler les effectifs de la pêche ouest-africaine et de la pêche migrante sénégalaise, en particulier. Les pêcheurs migrants des régions de la Mauritanie, du Sénégal et de la Gambie, réfugiés climatiques pour bon nombre d'entre eux, ont profité de l'abondance des poissons dans les eaux des régions voisines ou des pays frontaliers, aidés en cela par les programmes de développement initiés par les

pouvoirs publics et les organisations internationales, ainsi que de l'ouverture de marchés à l'exportation. Au cours des deux dernières décennies, les phénomènes migratoires se sont amplifiés, tant spatialement, temporellement que numériquement. Les zones de pêche se sont progressivement éloignées des lieux de résidence des pêcheurs. Au caractère saisonnier et épisodique des migrations s'est substituée une présence continue sur les zones de pêche. À grand renfort de réfugiés, les conflits armés ont transformé les campements temporaires en véritables lieux de vie. Face à l'effondrement des stocks de poissons, le nombre de pêcheurs affectés par les phénomènes migratoires est en progression constante et leurs captures occupent une place chaque jour plus importante dans les débarquements de poissons. Les pêcheurs migrants sont ainsi peu à peu devenus des réfugiés écologiques.

On peut s'interroger dès lors sur ce qu'il adviendra, si rien n'est fait dans les prochaines années pour cadrer et limiter ce phénomène : des migrations plus lointaines encore ? Des pratiques plus intenses sur les zones de pêche ? De nouvelles espèces ciblées ? Davantage de pêche illégale dans les AMP ? Et pour les migrants, une vie à bord des pirogues ? Une apatridie définitive ? Les pouvoirs publics commencent à prendre la mesure de l'ampleur du phénomène migratoire, longtemps ignoré car il n'était pas pris en compte dans les statistiques. La coopération régionale, seule issue possible, tant la distribution spatiale du phénomène dépasse les frontières d'un seul pays, passe par des initiatives coordonnées, notamment au sein de la Commission sous-régionale des pêches (CSRP). À l'échelle des AMP, cette coopération semble s'organiser à partir du réseau des aires marines protégées de l'Afrique de l'Ouest (le Rampao) ; seule entité disposant aujourd'hui de fonds suffisants à même de juguler les intrusions permanentes des pêcheurs migrants dans ces zones de protection.

Bibliographie

ALMEIDA-TOPOR (d') H., LAKROUM M., 1994
L'Europe et l'Afrique. Un siècle d'échanges économiques. Paris, A. Colin (réédition), 235 p.

BINET T., FAILLER P., BAILLEUX R., 2009
État des lieux et évolution récente des migrations de pêcheurs artisans en Afrique de l'Ouest. Rapport final, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources, University of Portsmouth, rapport commandé par l'UICN.

BINET T., et FAILLER P., 2010
Rapport préliminaire, Quantification des phénomènes migratoires des pêcheurs artisans en Afrique de l'Ouest. Dakar, rapport UICN.

BOUJU S., 1992
Pêcheurs migrants sur les côtes de Guinée du XVIII^e siècle à nos jours. Conakry, CRHB, document scientifique-CRHB 16, 73 p.

BOUTRAIS J., 2007

Crises écologiques et mobilités pastorales au Sahel : les Peuls du Dallol Bosso. *Sécheresse*, 18 (1) : 5-12.

CAMBREZY L., JANIN P., 2003

« Le risque alimentaire en Afrique ». In Veyret Y. (éd.) : *Les risques*, Paris, coll. Dossiers des images économiques du monde (Diem), Sedes : 88-103.

CHABOUD C., CHARLES-DOMINIQUE E., 1991

« Les pêches artisanales en Afrique de l'Ouest : état des connaissances et évolution de la recherche ». In Durand J.-R., Lemoalle J., Weber J. (éd.) : *La recherche face à la pêche artisanale*, Paris, Orstom, t. 1 : 99-141.

CHABOUD C., CORMIER-SALEM M.-C., MONTOROI J.-P., SOW M., 1999

« Les facteurs démographiques, socio-économiques et institutionnels ». In Cormier-Salem M.-C. : *Rivières du Sud*, Paris, IRD Éditions, t. 1 : 285-318.

CHALÉARD J.-L., 2003

« Cultures vivrières et cultures commerciales en Afrique occidentale : la fin d'un dualisme ? ». In Lesourd M. : *L'Afrique. Vulnérabilité et défis*, Nantes, Éditions du Temps : 267-292.

CHARLES-DOMINIQUE E. A., 2000

« Les usages de l'espace dans la pêche artisanale sénégalaise ». In Gascuel D., Chavance P., Bez N., Biseau A. (éd.) : *Les espaces de l'halieutique*, Paris, IRD Éditions, coll. Colloques et séminaires : 371-385.

CHAUVEAU J.-P., 1984

La pêche pirogrière sénégalaise : les leçons de l'histoire. *Les ambitions maritimes du Sénégal*, Revue Mer, n° spécial : 10-15.

CHAUVEAU J.-P., 1986

Histoire de la pêche industrielle au Sénégal et politique d'industrialisation. *Cah. Orstom, sér. Sci. hum.*, 25 : 237-287.

CHAUVEAU J.-P., 1989

Histoire de la pêche industrielle au Sénégal et politiques d'industrialisation : 1^{re} partie : cinq siècles de pêche européenne (du xv^e siècle au milieu des années 1950).

Cah. Orstom, sér. Sci. hum., 25 (1-2) : 237-258.

CHAUVEAU J.-P., 1991

« Géographie historique des migrations de pêche dans la zone du Copace (fin XIX^e siècle–années 1980) ». In Haakonsen J. M., Diaw M. C. : *Migrations des pêcheurs en Afrique de l'Ouest*, Danida, FAO : 169-181.

CHAVANCE P., 2005

« Typologie et distribution des grandes pêcheries en Afrique de l'Ouest depuis 1950 ». In Chavance P., Bâ M., Vakily M., Pauly D. (éd.) : *Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement*, Paris, IRD-Commission européenne : 153-164.

CHEIKH A. W. O., 2003

Modes d'accès et de régulation de l'accès aux ressources naturelles renouvelables du parc national du banc d'Arguin. Nouakchott, Consdev/Working Document/WP3/01.

CONTI A., 2002

Géants des mers chaudes. Paris, Éditions Payot, 244 p.

COQUERY-VIDROVITCH C. (dir.), 1992

L'Afrique occidentale au temps des Français, colonisateurs et colonisés (1860-1960). Paris, La Découverte/Agence de coopération culturelle et technique.

COQUERY-VIDROVITCH C., MONIOT H., 1992

L'Afrique Noire de 1800 à nos jours. Paris, PUF.

CORMIER-SALEM M.-C., 1995

Paysans-pêcheurs du terroir et marins-pêcheurs du parcours. Les géographes et l'espace aquatique. *L'Espace géographique*, 1 : 46-59.

CORMIER-SALEM M.-C., 1999

« L'identité humaine des Rivières du Sud : unité historique et situation d'interface ». In Cormier-Salem M.-C. : *Rivières du Sud*, Paris, IRD Éditions, t. 1 : 149-204.

CORMIER-SALEM M. C., 2000

« Appropriation des ressources, enjeu foncier et espace halieutique sur le littoral ouest-africain ». In Chauveau J.-P., Jul-Larsen E.,

Chaboud C. : *Les Pêches piroguières en Afrique de l'Ouest : pouvoirs, mobilités, marchés*, Paris, CMI-IRD-Karthala : 205-230.

COUTY PH., MARCHAL J.-Y., PÉLISSIER P., POUSSI M., SAVONNET G., SCHWARTZ A., 1979

« Maîtrise de l'espace agraire et développement en Afrique tropicale : logique paysanne et rationalité technique ». Actes du colloque de Ouagadougou, 4-8 déc. 1978, Paris, Orstom.

DAHOU K., DÈME M., 2000

Impacts socio-économiques et environnementaux de la libéralisation du commerce sur la gestion durable des ressources naturelles : étude de cas sur le secteur de la pêche sénégalaise. Genève, Unep, 96 p.

DAHOU K., DÈME M., 2002

Accords de pêche UE-Sénégal et commerce international : respect des réglementations internationales, gestion durable des ressources et sécurité alimentaire. Dakar, Enda.

DIA A. D., 2001

Réseaux et groupes d'appartenance chez les pêcheurs migrants : le cas des wolofs de N'Diogo (Mauritanie). *Bull. sci. du CNROP*, 28 : 55-68.

DIOUF P. S., 1991

Bio-écologie et structure des peuplements de poisson de l'estuaire du Sine Saloum, rapport scientifique. Dakar, Orstom, 17 p.

FAILLER P., 2002

« Synthèse du programme de recherche européen en coopération (Inco) relatif à l'aménagement des pêcheries de céphalopodes en Afrique de l'Ouest ». In Caverière A., Domain F., Jouffre D. (éd.) : *Le poulpe Octopus Vulgaris ; Sénégal et côtes nord-ouest africaines*, Paris, IRD Éditions, coll. Colloques et séminaires : 189-212.

FAILLER P., GASCUEL D., 2008

Over-exploitation in West Africa's richest zones. African report, no. 12, Aug-Sept. issue, 28 p.

FAILLER P., VAN DE WALLE G., DÈME M., DIOP A., BALBÉ D., DIA A. D., BAKALAKIBA A., 2009

Les aires protégées estuariennes, côtières et marines (APECM) en Afrique de l'Ouest : des réservoirs de ressources aquatiques en sursis. *Revue Africaine des Affaires maritimes et des Transports*, juillet 2009, 1 : 43-50.

FARGUES P., 1989

Déficit vivrier et structures familiales en Afrique au Sud du Sahara. *Population*, 44 (3) : 631-648.

FONDIVELLA W., 2009

Climatologie ; les canicules et sécheresses au Sahel. <http://la.climatologie.free.fr/secheresse/secheresse2.htm>

HOSCH G., FERRARO G., FAILLER P., 2010

The 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries: Adopting, implementing or scoring results? *Marine Policy*, 35 (2) : 189-200.

KACZYNSKI V. M., FLUHARTY D. L., 2002

European policies in West Africa: who benefits from fisheries agreements? *Marine Policy*, 26 (2) : 75-93.

LALOË F., BERGERARD P., SAMBA A., 1981

Contribution à l'étude de la pêche de Kayar : étude d'une partie des résultats du suréchantillonnage de 1978 concernant les pirogues motorisées pêchant à la ligne. Dakar, CRODT, 45 p.

LAUTIER B., 1994

L'économie informelle dans le Tiers-Monde. Paris, La Découverte, coll. Repères.

L'HÔTE Y., MAHÉ G., SOMÉ B., 2003

The 1990's rainfall in the Sahel: the third driest decade since the beginning of the Century. *Hydrological Sciences Journal*, 48 (3) : 34-45.

MAGRIN G., SECK S. M., 2009

La pêche continentale en sursis ?, *Géocarrefour*, 84/1-2 : 55-64.

MANCHUELLE F., 2004

Les diasporas des travailleurs soninké (1848-1960) : migrants volontaires. Paris, Karthala.

MARCHESIN P., 2010

Tribus, ethnies et pouvoir en Mauritanie.
Paris, Karthala.

ODOTEI I., 1991

« Migration des pêcheurs Fanti ».
In Haakonsen J. M., Diaw M. C. :
*Migrations des pêcheurs en Afrique
de l'Ouest*, Danida, FAO.

OVERA R., 2000

*Institutions, mobility and resilience
in the Fante migratory fisheries of West
Africa. Population, Consumption
and Environment Initiative (PCE) Programme
on Global Security and Sustainability.*
The MacArthur Foundation. Bergen,
Chr Michelsen Institute, 38.

SALL A., MORAND P., 2008

Pêche artisanale et émigration
des jeunes Africains par voie piroguière.
Politique africaine, 109 : 32-41.

SCHMITZ J., 2008

Migrants ouest-africains vers l'Europe :
historicité et espaces moraux. *Politique
africaine*, 109 : 5-15.

SNRECH S., 1997

« Croissance démographique
et développement urbain : impact
sur l'offre et la demande alimentaires.
Bilan et perspectives à long terme
en Afrique de l'Ouest ».

*In : Approvisionnement
et distribution alimentaires
des villes de l'Afrique francophone,*
Objectives du séminaire FAO-Isra,
série : Aliments dans les villes,
AB781, FAO, Rome.

VAN CHI BONNARDEL R., 1977

Exemple de migrations multiformes
intégrées : les migrations de Nyominka
(îles du Bas-Saloum sénégalais).
Bulletin de l'Ifan. B 39 (4) : 837-889.

Pour une conservation des écosystèmes et une bonne gestion de la pêche

L'exemple du Sénégal

Mame Marie Bernard CAMARA-MONTEIRO

Ndeye Astou NIANG

La prise de conscience de la dégradation des écosystèmes et leurs conséquences sur l'état des ressources naturelles ont fait ressortir la nécessité de protéger nos environnements. Les nombreuses réunions internationales, qui se sont tenues ces dernières décennies, ont voulu promouvoir la mise en place d'aires protégées allant jusqu'à l'engagement des États à mettre en réserve une partie de leur territoire. Mais il ne suffit pas de créer dans le milieu marin des AMP pour régler le problème. Le risque, si l'opération n'est pas préparée, accompagnée et acceptée, est de n'obtenir que des AMP de papier sans efficacité aucune. Ces aspects sont abordés par Camara et Niang à partir de l'exemple du Sénégal où l'implication de l'administration et des populations a été très différente suivant les AMP mises en place.

Introduction

La pêche joue un rôle socio-économique considérable au Sénégal, à l'image de la plupart des pays à vocation maritime. Malgré son importance socio-économique, le secteur de la pêche est aujourd'hui marqué par une situation de crise. Les stocks de poissons s'épuisent de plus en plus. Les prises dans le monde sont passées de 20 à 86 millions de tonnes de 1959 à 1999 avant de décliner brutalement. Deux aspects majeurs peuvent justifier cette dégradation accentuée des ressources halieutiques. Il s'agit de la surexploitation des produits de la mer due à un accès libre à la mer, des pratiques de pêche non réglementaires et des changements climatiques qui influencent fortement les paramètres de la dynamique marine responsables de l'abondance ou de la rareté des ressources (rapport IPCC, 2001 : *Impacts, adaptation and vulnerability*).

Au Sénégal, de nouvelles politiques de gestion ont été mises en place pour limiter la dégradation des ressources halieutiques, parmi lesquelles l'instauration d'aires marines protégées (AMP) le long du littoral par un décret de 2004. Ces AMP sont utilisées pour conserver la biodiversité, gérer les ressources naturelles, et protéger les espèces menacées.

L'objectif de cet article est de montrer en quoi la mise en place d'AMP peut être une alternative de gestion des pêcheries sénégalaises, face à la dégradation environnementale et aux effets néfastes du changement climatique. Dans un premier temps, il s'agira de définir le concept d'AMP et d'expliquer sa genèse. Dans un deuxième temps, nous allons montrer en quoi les AMP sont une réponse à la crise environnementale halieutique. Enfin nous analyserons les contraintes de gestion et les perspectives pour une bonne gestion des AMP qui prenne en compte les besoins socio-économiques et environnementaux.

Une dégradation avancée des ressources halieutiques au Sénégal

Le Sénégal dispose d'écosystèmes très productifs, mais cette productivité est soumise à des variations importantes liées au phénomène d'upwelling, c'est-à-dire les remontées d'eaux froides profondes riches en matières minérales, provoquées par le courant froid des Canaries lié à l'alizé maritime pendant la saison sèche (de novembre à juin).

La non-maîtrise de l'effort de pêche artisanale et industrielle associée à la faiblesse des moyens de contrôle et de surveillance des pêches est à l'origine d'une exploitation non responsable des ressources, ce qui se traduit par :

- une surexploitation des stocks d'intérêt commercial (démersaux côtiers) ;
- un développement de la pêche illégale, non déclarée et non autorisée (destruction des habitats marins suite au chalutage dans la zone réservée à la pêche artisanale, au dragage des fonds rocheux et à l'utilisation d'explosifs).

Le Sénégal subit de plus en plus de pressions nationales comme internationales à propos de la préservation de ses ressources halieutiques, car la surexploitation des ressources a un impact considérable sur leur biodiversité. D'ailleurs, il a été récemment constaté que certaines espèces de poissons sénégalais comme le « thiof » s'éteignent. De plus, la pollution, l'urbanisation, la destruction de la végétation et l'exploitation minière accroissent le phénomène. Or jusqu'à présent, les tentatives de l'administration des pêches n'ont pas permis d'inverser la tendance à la diminution des ressources. Face à cette situation, le gouvernement sénégalais a souhaité réagir en mettant l'accent sur les aires marines protégées.

Pourquoi des aires marines protégées ?

Le concept d'AMP s'est développé à partir des années 1970 à la faveur d'une prise de conscience par la communauté internationale des destructions engendrées par les activités humaines et de leurs conséquences parfois irrésistibles sur l'environnement. À ce titre, les AMP apparaissent dans la littérature comme des « outils de gestion pour protéger, maintenir et restaurer les ressources naturelles et culturelles des eaux côtières et marines » (WEIGEL *et al.*, 2007). Elles sont utilisées au niveau national et international pour conserver la biodiversité, gérer les ressources naturelles, protéger les espèces menacées, réduire les conflits d'usage, fournir des opportunités pour la recherche et l'éducation, et développer les activités commerciales et récréationnelles. La conservation du patrimoine historique et culturel marin côtier des communautés est également un des objectifs des AMP. Que recouvre la notion d'aire marine protégée ? Selon l'IUCN, la création des AMP doit s'accompagner de l'élaboration et de l'application d'un système de gestion, condition indispensable pour atteindre les objectifs fixés. Par souci d'efficacité, il est recommandé que plusieurs informations telles que les données des pêches commerciales soient incorporées dans le processus de création d'une AMP (WEIGEL et SARR, 2002).

La création des AMP a connu deux phases. La première période qui va de 1970 à 1980 correspond à la création d'AMP sur la base de critères écologiques et d'une gestion centralisée. La seconde phase qui va de 1980 à 2000 est basée sur la création d'AMP prenant en compte plusieurs facteurs (socio-culturels, économiques) et prônant une gestion participative. Au cours de cette période, les communautés locales et les usagers ont été mis au cœur de la démarche de création des AMP et de leur gestion. La prise en compte des aspects socio-économiques nécessite la sensibilisation, la conscientisation, l'éducation et l'information des populations qui apparaissent de plus en plus comme des facteurs déterminants dans la création et la gestion des AMP (WEIGEL et SARR, 2002). En Afrique de l'Ouest, trois aires marines protégées ont fait l'objet d'études

approfondies (RAMPAO, 2010) : le parc national du banc d'Arguin (PNBA) en Mauritanie, la réserve de biosphère de l'archipel Bolama-Bijagos en Guinée-Bissau (RBABB) et la réserve de biosphère du delta du Saloum (RBDS) au Sénégal.

Face aux effets néfastes du changement climatique, le concept d'AMP prend également une autre dimension, et fait que jusqu'à maintenant, les gestionnaires de la pêche pensent que la seule alternative pour gérer les ressources marines est la multiplication des AMP. Selon une étude de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN, 2010), les aires protégées offrent une solution rentable pour lutter contre les effets des changements climatiques. « Les aires protégées constituent un mécanisme déjà existant et répandu pour l'atténuation et l'adaptation aux effets des changements climatiques » explique Nikita Lopoukhine, président de la Commission mondiale des aires protégées de l'UICN. « Renforcer la capacité de résistance des écosystèmes est l'une des alternatives les moins coûteuses pour réduire les émissions de carbone, et elle présente l'avantage certain de produire des bénéfices additionnels pour les communautés vivant dans ces aires et aux alentours. »

Les AMP du Sénégal : une réponse à la crise environnementale halieutique

C'est suite au cinquième congrès mondial des Parcs de Durban en septembre 2003, que l'État du Sénégal a décidé de la création d'AMP pour mieux gérer ses ressources halieutiques. Selon le WWF (2008), « la création des aires marines protégées participe de la volonté du gouvernement du Sénégal de faire passer le taux de couverture national de son réseau des aires protégées de 8,2 % à 12 % ». Ainsi en 2004, cinq aires marines protégées ont été créées par décret présidentiel n° 2004-1408 du 4 novembre 2004. Ces AMP portent sur une superficie de 82 500 hectares destinée à l'aménagement des pêcheries et à la protection des zones de reproduction des ressources halieutiques⁴⁹. Les sites concernés sont Saint-Louis, Kayar (sur la Grande Côte), Joal-Fadhiout (sur la Petite Côte), Bamboung (dans les îles du Saloum), Abéné (en Casamance). Le décret stipule que « les objectifs de chaque AMP, les principes d'accès, d'exploitation et de gestion qui découlent des conventions internationales, des législations et des politiques nationales d'environnement et de pêche en vigueur, seront définis sous forme d'arrêtés conjoints des ministres chargés de l'Environnement et de la Pêche⁵⁰ ». La délimitation et l'aménagement de ces AMP

49. Le Sénégal célèbre la création de cinq nouvelles aires marines protégées, WWF, juillet 2005.

50. DIISO, Bulletin d'information Programme Girmac, décembre 2005 : 18.

étaient en cours au moment où nous avons effectué nos recherches de terrain (2008-2009), donc notre analyse sera partiellement basée sur la perception et l'implication des différents acteurs concernés pendant nos enquêtes de terrain. Une révision des données a été effectuée en 2011-2012 auprès des acteurs, et le constat reste le même. Cette situation est due à un retard important dans la mise en œuvre des AMP sur le littoral sénégalais. L'État a également élaboré le programme de Gestion intégrée des ressources marines côtières (Girmac) pour assurer la mise en place et la gestion des AMP. Comment fonctionnent ces AMP créées au Sénégal, qu'en est-il de leur gestion et comment les pêcheurs perçoivent-ils ces aménagements ?

Les AMP sur la grande côte

Sur la Grande Côte, on distingue deux AMP, celles de Saint-Louis et de Kayar. Ces AMP ont été créées pour protéger des zones de reproduction et de nourricerie des ressources halieutiques.

L'AMP de Saint-Louis

L'AMP de Saint-Louis est située dans la partie marine de la commune, qui a un rôle clef dans la gestion de l'espace maritime en collaboration avec la direction des Pêches. Cette AMP est en cours de réalisation. La mairie de Saint-Louis, la direction des Parcs nationaux, le Girmac, et les pêcheurs, ainsi que les ONG concernées se sont mis d'accord sur sa délimitation. Elle concernerait la partie sud de la langue de Barbarie entre l'embouchure du fleuve Sénégal et Gandiole. Cependant comme c'est le cas des autres AMP, elle n'a pas encore été balisée et les actions tardent à venir. Néanmoins, un bureau pour la gestion de l'aire marine protégée a déjà été installé sur le port de pêche de Saint-Louis. La principale contrainte est liée à la réticence des pêcheurs qui s'inquiètent sur la réduction des zones de pêche que cette AMP entraînera. En effet, les pêcheurs saint-louisiens sont déjà confrontés à une surfréquentation de leurs zones de pêche. Cette situation a entraîné chez eux une migration vers d'autres centres de pêche sénégalais et ouest-africains. L'État devra tenir compte de cette insuffisance d'espace dans ses projets d'aménagement de l'aire marine protégée de Saint-Louis.

L'AMP de Kayar

La zone de Kayar, du fait de la présence d'une fosse océanique, est très poissonneuse. C'est un habitat sous-marin propice au développement de ressources variées. L'État a donc prévu d'y mettre en place une aire marine protégée en

collaboration avec le comité local de pêche et le WWF, pour mieux préserver les ressources. La fosse de Kayar est un refuge contre la houle du Nord pour les poissons qui migrent de la Mauritanie vers le Sénégal en saison froide, ce qui explique l'importance des ressources démersales durant cette saison. Les juvéniles, qui sont dans la fosse marine, pourront se reproduire dans l'AMP et des mesures draconiennes seront mises en place par le comité de pêche pour la surveillance et la protection. Les acteurs, en collaboration avec l'administration des pêches et les ONG concernées, ont déjà délimité une zone pour abriter l'AMP entre la fosse et la zone sud de Kayar vers Dakar. La préoccupation majeure est liée au fait que la zone choisie est située au milieu des zones de pêche. Une démarcation stricte avec des mesures de restriction serait difficile à appliquer. Un consensus doit être trouvé entre les pêcheurs et l'État pour la mise en œuvre de l'AMP. À cet effet, le ministère de l'Environnement, par le biais de la direction des parcs nationaux, a organisé des recherches-actions avec le comité de pêche de Kayar et la mairie, en vue de l'élaboration d'un plan d'aménagement et de gestion de l'AMP de Kayar (2007 : 3).

Les AMP sur la petite côte

L'AMP de Joal-Fadhiout

L'aire marine protégée de la Petite Côte est aussi en cours de création avec la municipalité, les ONG comme le WWF, les professionnels et les populations. Dans les premières réunions qui se sont tenues à Joal, les autorités locales et le WWF ont essayé, avec l'appui des pêcheurs, d'identifier un certain nombre de zones de reproduction comme la zone de Moussé Djokhé en amont de l'embouchure du bras de mer de Mamaguédji, également au niveau de Ngazobil et aussi au large du quai de pêche de Joal. Dans cette zone, une fosse sépare le littoral du large. Les pêcheurs ont constaté qu'il s'agissait d'une zone de reproduction. C'est à partir de ces éléments que les populations locales ont décidé que l'AMP devrait être aménagée parmi ces trois zones de reproduction identifiées qui méritent d'être préservées.

Dans la zone de Joal-Fadhiout, l'AMP de la Petite Côte est délimitée de Ngazobil jusqu'à une profondeur de 10 m en mer et ensuite vers Les Palmarins jusqu'à la zone « des sept baobabs ». Dans la zone de Mbour, l'aire marine protégée se situe entre Mballing et Ngazobil et concerne donc les centres de pêche secondaires de Nianing, Tropicale, Pointe Sarène, Mbodiène. Mais jusqu'à présent, elle n'a pas encore été balisée, juste un panneau de signalisation a été installé sur le quai de pêche. Les populations locales se posent même des questions, car la zone choisie est très fréquentée par les filets dormants et les sennes de plage. Il conviendra de penser à la reconversion de ces pêcheurs

vers d'autres techniques de pêche ou d'activités connexes comme la commercialisation ou la transformation des produits halieutiques. Les autorités locales avec l'appui du service de Pêche et du WWF semblent avoir trouvé une formule de dédommagement. En retour, les pêcheurs auraient accepté de mouiller ailleurs leurs sennes de plage.

L'AMP de Bamboung dans les îles du Saloum et sa gestion

L'AMP de Bamboung se situe dans la communauté rurale de Toubacouta dans les îles du Saloum. Elle englobe une superficie de 7 000 ha. Elle est délimitée au nord par le bras de mer de Diombos, au sud par la forêt de Kolé et le village de Sipo, à l'est par le bolong de Bandialaet à l'ouest par les forêts de Diogaye et Kabaye⁵¹. Cette AMP est financée conjointement par le Fonds français pour l'environnement mondial et l'Océanium dans le cadre de son projet « Narou Heuleuk ». L'AMP de Bamboung est actuellement la seule AMP du littoral à fonctionner depuis sa mise en œuvre en avril 2003 (sur ce thème voir également Cormier-Salem dans cet ouvrage). La participation des populations locales a été un atout majeur pour sa mise en place. En effet, sa gestion est partagée entre les populations des 14 villages périphériques qui en assurent la surveillance et la protection et les autorités de l'Océanium.

Cette AMP présente une importance capitale pour la reproduction des espèces dans le delta du Saloum. Selon la Girmac, les chercheurs du Centre de recherches océanographiques de Dakar Thiaroye (CRODT) et de l'Institut de recherche pour le développement (IRD) ont dénombré dans la zone 51 espèces différentes de poissons dont 30 qui s'y reproduisent et 35 qui fréquentent la zone pendant leur phase de croissance. Par rapport au reste du delta du Saloum, l'AMP de Bamboung a des spécificités écologiques qui seraient liées à une eau plus transparente. Les scientifiques ont mesuré jusqu'à 3,7 m de visibilité dans l'AMP, alors que la visibilité est d'environ 1,8 m pour le reste du delta. La salinité y est modérée et moins importante que les moyennes connues dans le reste du delta, et l'eau bénéficie d'une bonne oxygénation (DIAMÉ et GOEPP, 2005).

Du point de vue socio-économique, le campement écotouristique de Keur Bamboung a été construit avec l'appui des populations qui en assurent la gestion. La création de ce campement a pour but de permettre aux populations autour de l'AMP de bénéficier de revenus par le biais de l'écotourisme, tout en préservant les ressources halieutiques. En effet, les recettes tirées de l'AMP sont reversées au comité de gestion de l'AMP et à la communauté rurale. Ainsi, il s'agit d'une sorte de reconversion temporaire des pêcheurs vers l'écotourisme villageois ou d'associer les deux activités.

Le comité de gestion assure dans ses attributions la préservation des ressources naturelles de l'AMP, en particulier la surveillance, la gestion du campement

51. DIISO, Bulletin d'information Programme Girmac, n° 3, novembre 2004 : 18.

écotouristique et la sensibilisation des populations sur la nécessité de conserver les ressources naturelles et leur utilisation durable. Une quinzaine d'écogardes des villages environnants se relayent pour préserver leur richesse naturelle. Le comité de gestion comporte aussi un comité de sages. L'objectif de ce comité, selon le représentant du village de Soucoutha, est également d'assurer une bonne gestion des ressources marines en mettant en place des réglementations, et de veiller à ce que les différents acteurs participent à l'établissement et au respect de ces règles. À cet effet, les créateurs de ces AMP affirment que les populations soutiennent parfaitement cette idée. Les comités de gestion, la création d'AMP sont une bonne initiative selon les responsables locaux. Cependant, ces comités font-ils l'objet d'une adhésion massive de la part des pêcheurs, et sont-ils des modèles de gouvernance ?

Les entretiens, réalisés en 2008 avec les pêcheurs des îles périphériques comme à Diamniadio, Rofanguer et Foudiougne, ont montré une certaine réticence des populations au sujet des objectifs de l'AMP de Bamboung. En effet, certains pêcheurs pensent que cette AMP est plus bénéfique pour les touristes en quête d'environnement marin que pour les populations. Ils ont déploré le fait que seuls les touristes avaient le droit d'y pratiquer une pêche sportive, alors que l'accès leur est totalement interdit. Ainsi, dans le village de Diamniadio, certains pêcheurs avaient été arrêtés pour s'être introduits illégalement dans l'AMP. Ils ont le sentiment d'être exclus de la gestion de l'AMP, qui ne présente pas d'intérêt réel pour eux, mais qui leur apparaît plutôt comme une promotion de l'écotourisme dans la communauté rurale de Bamboung (NIANG, 2009).

Ainsi, la participation des pêcheurs à ces comités locaux de gestion est encore faible. Malgré l'existence de comités au niveau local, des problèmes se posent car ces organisations ne représentent pas vraiment l'ensemble des pêcheurs. En ce qui concerne la détermination des périodes de repos biologique, il faut souligner que tous les pêcheurs n'adhèrent pas à cette proposition. Étant peu informés et non impliqués dans les projets, ils voient souvent les périodes de repos d'un mauvais œil. Il y a même certains pêcheurs qui continuent à pêcher dans les périodes de repos biologique.

Dans l'AMP du Bamboung par exemple, qui se trouve dans les îles du Saloum, les pêcheurs interrogés se sont plaints de l'instauration d'un repos biologique pour une durée de six mois. Ils se sont expliqués en ces termes : « En faisant le repos biologique, les autorités avaient promis que la durée de cette mesure de gestion, était pour six mois, mais cela fait dix mois et aucun arrêté n'évoque l'ouverture de la pêche dans le Bamboung. L'État nous ruine, nous avons nos familles à nourrir ». Ces raisons poussent les pêcheurs à ne pas vouloir respecter certaines règles de gestion. Et pourtant, l'État tend à impliquer davantage les acteurs dans la prise de décision publique, dont il n'a plus le monopole absolu. En effet, selon les responsables des comités locaux, la connaissance des vieux pêcheurs est beaucoup sollicitée lors de la mise en place de certaines mesures de gestion, comme le repos biologique. L'AMP du Saloum a donc du mal à mettre en place une gestion participative des ressources face au refus des

populations locales concernant l'application de certaines mesures comme le repos biologique. DAHOU *et al.* (2004) parlent d'une difficile articulation de l'autorité et de la confiance mutuelle. Les organes chargés de la régulation de l'accès aux ressources naturelles dans le Saloum sont nombreux : il s'agit de la direction des Parcs nationaux, de la direction des Pêches maritimes et des comités de plage. Cette multiplicité des organes constitue un frein à une bonne gestion, car elle conduit rapidement à une confusion des rôles de production de normes et de police. Une telle confusion peut aboutir à des conflits récurrents et à la non-application de la réglementation. Il existe donc d'énormes difficultés au sein de la réserve de biosphère du delta du Saloum pour mettre en place un système de régulation avec les acteurs, ce qui rend délicate l'application des principes de gouvernance.

Pour la viabilité de l'AMP, il est nécessaire que l'Océanium, avec l'appui du ministère de l'Économie maritime, conduise encore des réunions de sensibilisation pour mieux impliquer les populations périphériques dans la réalisation des objectifs de l'AMP. Ceci permettra de désamorcer les éventuels conflits qui pourraient naître entre pêcheurs et écotouristes dans la zone. Il permettra de pouvoir vulgariser l'exemple de Keur Bamboug dans les autres îles du delta du Saloum afin de mieux préserver les ressources halieutiques, tout en permettant aux populations d'améliorer leurs revenus.

Les contraintes de gestion des AMP

Les politiques de gestion des aires de pêche et des ressources marines sont encore très limitées au Sénégal. Elles restent souvent longtemps au stade de projet avant d'être appliquées sur le terrain. C'est le cas de plusieurs politiques initiées par l'État, en particulier les AMP qui sont toujours au stade de projet depuis leur création, à l'exception de celle de Bamboug dont la création est antérieure aux autres. C'est une situation déplorable pour la mise en œuvre et le suivi-évaluation des politiques de gestion de la ressource et des aires marines. Selon le WWF (2008), les comités de gestion des AMP ont constaté unanimement au cours d'un atelier organisé à Joal du 27 octobre au 1^{er} novembre 2008, plusieurs difficultés dans le fonctionnement des AMP :

- l'absence de plan de gestion et d'aménagement pour les AMP de Saint-Louis et Abéné ;
- la surveillance qui est loin d'être effective ;
- un budget de fonctionnement annuel des AMP modique qui ne couvre pour l'essentiel que le fonctionnement administratif des bureaux des AMP ;
- les fréquents changements d'affectations des agents des parcs en poste au niveau des AMP ;

– l’ambiguïté de la tutelle des AMP qui crée des problèmes entre les différents ministères concernés (ministère de l’Environnement et ministère de l’Économie maritime).

Des cinq aires marines protégées, qu’il compte actuellement, le Sénégal envisage d’en atteindre une dizaine en 2020. L’idée est que le gouvernement sénégalais veuille respecter ses engagements internationaux, notamment en ce qui concerne la Convention sur la diversité biologique qui fait obligation aux États parties d’ériger au moins 10 % de leur espace maritime en aires protégées d’ici 2020. Il ne suffit pas de créer des aires marines protégées, encore faut-il qu’elles soient gérées afin de répondre aux attentes initiales qui est la protection de l’environnement marin dans un contexte actuel de changement climatique.

Avant d’en arriver là, le Sénégal devrait s’atteler à réorganiser les AMP afin de les rendre opérationnelles en limitant les difficultés de fonctionnement susmentionnées.

Conclusion : quelles perspectives de gestion des AMP ?

Tout comme la biodiversité, les ressources halieutiques font partie du patrimoine commun de l’humanité. La protection de ces ressources halieutiques, leur mise en valeur et leur développement, dans le respect des équilibres naturels, sont d’intérêt général. Comme il a été déjà mentionné, les ressources halieutiques sont dans une situation de surexploitation totale. Tous ces problèmes rendent nécessaires une meilleure gestion des pêches qui implique les usagers de la ressource halieutique, que sont les ayants droit traditionnels dans leur diversité.

Il serait donc essentiel de porter une plus grande attention à ces AMP, qui constituent l’enjeu de la gestion des pêches, dans un contexte de changement climatique. Une telle gestion doit être placée sous la pleine responsabilité des pêcheurs et nécessite une grande compréhension des préoccupations locales de la part des décideurs.

L’État doit s’impliquer davantage pour la concrétisation et le fonctionnement des AMP. La gestion des AMP ne peut être efficace qu’avec une implication participative des communautés de pêcheurs. Il est nécessaire que les acteurs concernés s’approprient les règles d’exploitation et de protection des ressources. Les institutions doivent être très flexibles et compétentes pour la mise en œuvre et le suivi/évaluation des AMP sur le littoral. Toutefois, il semble que les leçons de l’histoire ont permis à l’administration de la pêche sénégalaise d’apprendre à être plus flexible et éviter la centralisation des pouvoirs en

impliquant davantage les acteurs concernés (pêcheurs, mareyeurs, transformateurs, etc.) et les ONG de développement (WWF, Océanium, Fénagie Pêche, etc.) dans la mise en œuvre des AMP sur le littoral. Les objectifs de ces AMP ne devraient pas seulement se limiter à la protection des ressources halieutiques débarquées par la pêche artisanale. Il est aussi nécessaire de prendre en compte les autres espèces marines qui peuvent avoir « un rôle écologique important dans le maintien des équilibres naturels qui déterminent la vitalité et la productivité des habitats (Ministère de l'Environnement et de la Protection de la nature, 2007 : 4) ». Mais la finalité est avant tout d'assurer une bonne reproduction des espèces et l'amélioration des débarquements. Ainsi, les acteurs concernés pourront assurer la pérennité de leurs revenus et améliorer leurs conditions de vie.

Bibliographie

CAMARA M. M. B., 2008

Quelle gestion des pêches artisanales en Afrique de l'Ouest ? Étude de la complexité de l'espace halieutique en zone littorale sénégalaise. Thèse de doctorat de géographie, université Cheikh Anta Diop de Dakar, 383 p.

DAHOU T., WEIGEL J. Y.,

OULD SALECK A. M., DA SILVA A. S.,

MBAYE M., NOEL J. F., 2004

La gouvernance des aires marines protégées : leçons ouest-africaines. *Vertigo*-la revue électronique en sciences de l'environnement (en ligne), 5 Numéro <http://vertigo.revues.org/3327> ; DOI : 10.4000/vertigo.3327.

DIAMÉ I., GOEPP J., 2005

Bambou première AMP du Sénégal ? *DIISO*, *Bulletin d'information Programme Girmac*.

IPPC, 2001

Troisième rapport d'évaluation du Giec-Bilan 2001 des changements climatiques, 120 p.

LÉVÊQUE C., 1998

« Biodiversité et gestion des systèmes aquatiques continentaux ». In : *Les sciences de l'eau, bilan et perspectives*, Revue des sciences de l'eau, France : 211-221.

Ministère de l'Environnement

et de la Protection de la nature, 2007

Terme de référence pour l'élaboration d'un

plan d'aménagement et de gestion au profit de l'aire marine protégée de Kayar : 3-4.

NIANG N. A., 2003

L'environnement physique côtier et marin au Sénégal et ses implications pour la pêche artisanale. Approche bibliographique et par enquête auprès des pêcheurs (cas de la Petite Côte). Mémoire de DEA, chaire Unesco-Ucad, 69 p.

NIANG N. A., 2009

Dynamique socio-environnementale et développement local des régions côtières du Sénégal : l'exemple de la pêche artisanale. Université de Rouen, UFR de Lettres et Sciences humaines. Département de Géographie. École doctorale 350, 301 p.

PLANTE S., ANDRÉ P., 2002

La gestion communautaire des ressources naturelles : cadre de référence pour une réflexion sur les communautés locales. *Revue canadienne des Sciences régionales* : 117-132.

PONCET Y., KINTZ D., QUENSIÈRE J., 1997

« Systèmes transformables, ruralité durable dans le delta central du Niger (Mali) ». In Gastellu J.-M., Marchal J.-Y. (éd.) : *La ruralité dans les pays du Sud à la fin du xx^e siècle*, Paris, Orstom, coll. Colloques et séminaires : 417-436.

PRCM, 2003

Un programme régional de conservation, de la zone côtière et marine en Afrique de l'Ouest. Nouakchott, 15 p.

RAMPAO (Réseau d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest), 2010

Évaluation de l'efficacité de la gestion des aires marines protégées du Rampao. Dakar.

UICN, 2010

Solutions naturelles – Les aires protégées nous aident à faire face aux changements climatiques. 126 p.

WEIGEL J. Y., 1996

Grandes manœuvres autour des ressources naturelles. Cah. Orstom, sér. Sc. hum., 32 (1) : 3-16.

WEIGEL J. Y., SARR O., 2002

Analyse bibliographique des aires marines protégées : références générales et régionales ouest-africaines. Dakar, IRD, Consdev Synthèse/WP1/02, 21 p.

WEIGEL J. Y., FERAL F., CAZALET B., 2007

Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest. Gouvernance et politique publique. Perpignan, PUP-IRD, 207 p.



© IRD/D. Guiral

Mangrove estuarienne à Rhizophora racemosa en Guyane française à mi-marée et dont le sol est profondément « travaillé » par des crabes fousseurs de l'espèce Ucides cordatus.



© IRD/C. Geoffroy

Les récifs coralliens abritent une biodiversité exceptionnelle. 2008, année des récifs coralliens, aura vu l'inscription de plusieurs sites récifaux de Nouvelle-Calédonie sur la liste du patrimoine mondial de l'Humanité.



© IRD/M. Dukhan

Village de pêcheurs dans le Sine, Sénégal. Dans ce secteur, l'érosion des côtes est importante. La barrière d'arbres ne sera pas un frein à l'avancée de la mer.



© IRD/M.-C. Cormier-Salem

Pratique de pêche artisanale dans les AMP. Un exemple de pêche illégale et partout répandue : l'utilisation de monofilaments dans la réserve de biosphère du delta du Saloum (Sénégal).



© IRD/M.-C. Cormier-Salem

Guet N'dar à Saint-Louis (Sénégal) : un manque aigu d'espace.



© IRD/M.-C. Cormier-Salem

Contrôle de la pêche dans les AMP. Immatriculation des pirogues pour le contrôle de la pêche : même les busana (petites pirogues monoxyles) de Casamance sont désormais immatriculées.



© IRD/A. Pariselle

Pêche expérimentale dans le Sine Saloum au Sénégal. Ce type de bateau peut embarquer une dizaine de pêcheurs rompus à la pratique de la pêche à la senne tournante. Ici le filet a été mis à l'eau sur un des bras de mer du Saloum bordé de mangrove.



© IRD/Gildas Roudaut

Équipe de pêche sénégalaise tirant une senne de plage au sud de Dakar.



© IRD/Gildas Roudaut

Lanche mauritanienne. Pêcheurs artisans utilisant des bateaux à voiles, seules embarcations autorisées sur le banc d'Arguin.



© IRD/C. Luro

Réparation des filets de pêche à bord des pirogues au village de Joal au Sénégal. À Joal-Fadiouth, la population vit de pêche, de transformation des produits halieutiques, de commerce, de tourisme et de transport routier.



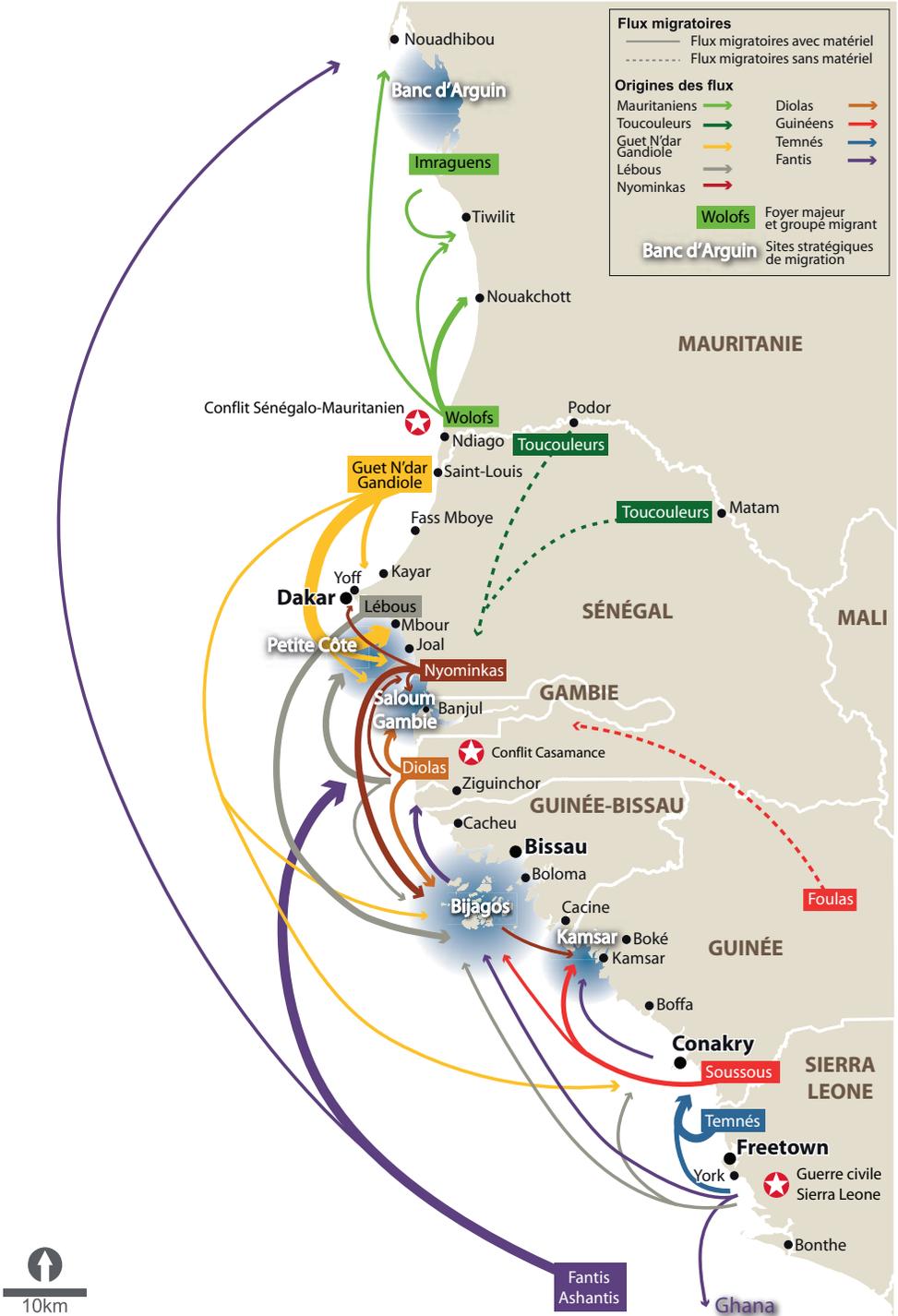
© IRD/T. Dahou

Parc national d'El Kala, un site emblématique situé au nord-est de l'Algérie : la partie marine est, selon les estimations, représentative des deux tiers de la biodiversité méditerranéenne. Ici, l'embouchure de la lagune Mellah.

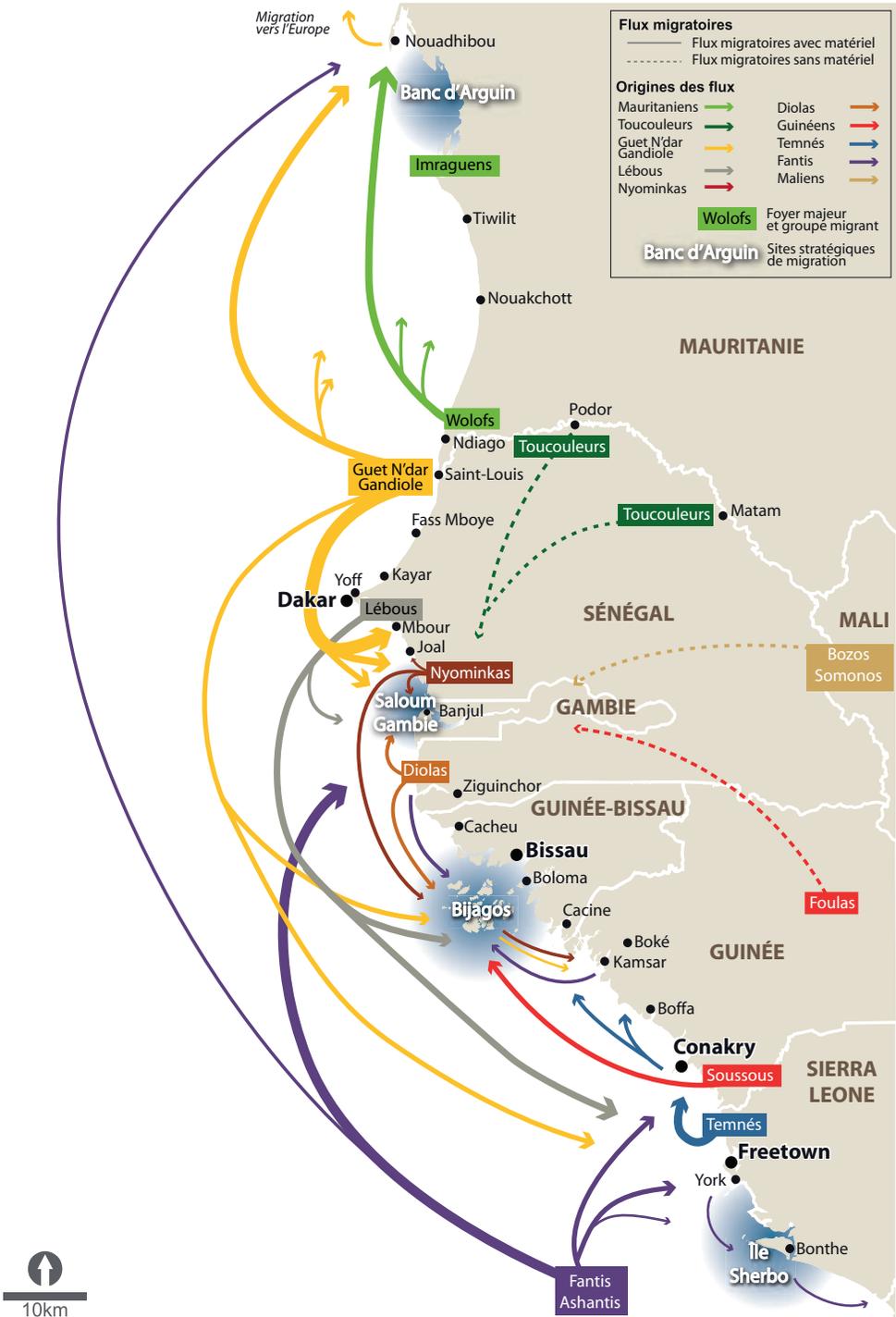


© IRD/V. Simonneaux

Port d'Essaouira (Maroc). Barques et médina.



Carte 1
 Carte des flux migratoires en 1993.
 Source : BINET et al., 2009 ; réalisation : V. Turmine.



Carte 2
 Carte des flux migratoires en 2008.
 Source : BINET et al., 2009 ; réalisation : V. Turmine.

Conserver la ressource halieutique ou les privilèges ?

L'exemple du parc national
d'El Kala (Algérie)⁵²

Tarik DAHOU

Saïd-Chaouki CHAKOUR

Boualem CHEBIRA

Le passage de l'application de conventions internationales à l'engagement des États et à la création d'AMP n'est évidemment pas un processus linéaire. Partout, les projets de création d'AMP viennent se heurter aux intérêts locaux des acteurs et la phase préparatoire doit évidemment bien prendre en compte tous ces aspects. Cette difficulté n'est pas à négliger car faute d'une bonne concertation, des phénomènes d'exclusion peuvent voir le jour sous la pression de lobbies puissants et bien organisés. Ces difficultés sont illustrées par Dahou *et al.* à partir de l'exemple du parc national d'El Kala en Algérie.

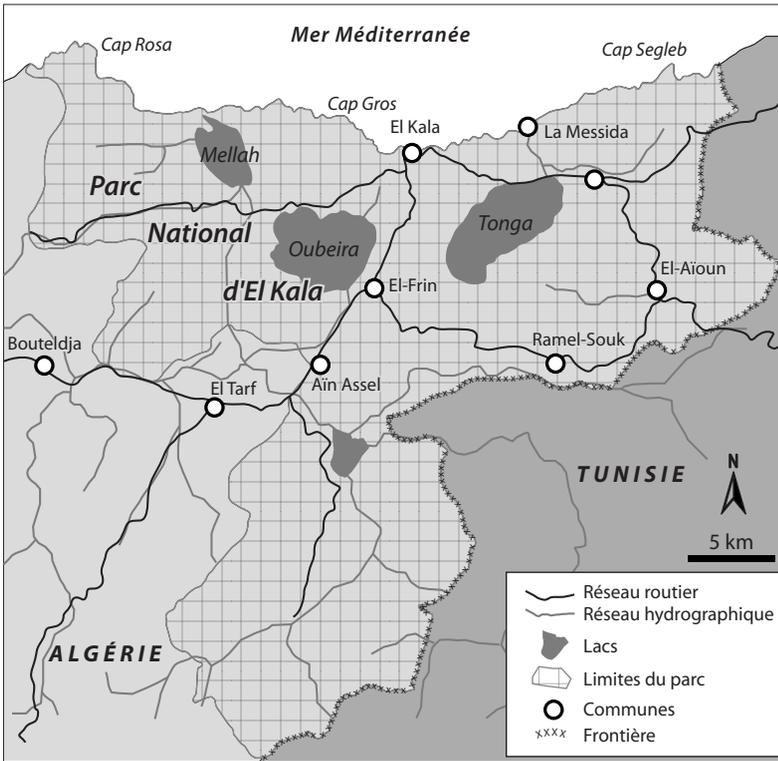
52. Ces travaux sont issus du programme GouvAMP (IRD, université d'Annaba et université de Jijel).

Introduction

En Méditerranée, les pressions anthropiques sur le milieu marin sont très prononcées avec une dynamique de littoralisation parmi les plus rapides au monde (COUDERT et LARID, 2006), qui en a fait un *hot spot* de biodiversité, parmi les 35 existants. La Convention sur la diversité biologique, comme la convention de Barcelone sur la Protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée, plaident pour une multiplication des aires marines protégées sur les deux rives. Cependant, leur création ne suscite que rarement des inventaires de biodiversité conséquents et encore moins des études de sciences sociales susceptibles d'adapter des plans de gestion aux contextes locaux. Les agendas internationaux s'imposent sans prendre le temps d'une adaptation préalable de ces outils globaux de la conservation (CHAKOUR et DAHOU, 2009). Nous examinons ici les enjeux de gouvernance soulevés par un projet d'AMP au niveau du parc national d'El Kala (PNEK), situé à l'extrême Est algérien. Sa façade maritime a été désignée comme future AMP du fait de son caractère exceptionnel en termes de biodiversité et de la dimension amphibie de cette zone humide littorale. Le parc, créé en 1983, s'étend sur une superficie de 76 438 ha, dans la wilaya d'El Tarf et a été reconnu comme réserve de biosphère de l'Unesco en 1990. Sa lagune et ses lacs sont classés au titre de la convention de Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale. Le domaine marin comprend une très forte diversité d'espèces et d'habitats : selon les estimations, les deux tiers des espèces représentatives de la biodiversité méditerranéenne y figureraient (GRIMES, 2005).

Comme beaucoup d'espaces littoraux méditerranéens, la wilaya d'El Tarf, où se situe le PNEK, est caractérisée par une forte croissance démographique, de près de 3 % en moyenne par an (Agence nationale d'intermédiation et de régulation foncière, 2011). Le taux d'urbanisation avoisine les 50 %, et la dynamique d'urbanisation est prononcée dans la partie littorale du PNEK (carte 1), sous l'effet de la métropolisation d'Annaba notamment (capitale régionale). Cette forte littoralisation et concentration autour des zones urbaines de la wilaya n'entrave pas la multiplicité d'usages de la nature. Le niveau d'emploi est très faible, et une grande partie de la population subsiste d'activités informelles saisonnières. L'économie locale est très peu diversifiée avec quelque 60 % des emplois concentrés dans les secteurs administratifs, de la construction et du commerce, tandis qu'environ 30 % des personnes occupées travaillent dans le secteur primaire.

La prédominance des activités primaires est encore plus marquée dans les zones rurales littorales du parc, où la moitié des revenus des ménages provient de l'exploitation des ressources naturelles. La plupart des ménages ruraux de cette partie littorale pratiquent une agriculture peu intensive sur de petites superficies (DAHOU, 2010 ; ARFAOUI, 2010). Les exploitations sont essentiellement situées sur des terrains autour des lacs, et étant donné l'inondation des terres basses pendant l'hiver, l'agriculture ne se pratique qu'une seule saison. On relève une



Carte 1
Le parc national d'El Kala.

faible utilisation des produits chimiques dans ces cultures, ce qui limite leur impact négatif sur les espaces aquatiques, mais pèse sur les rendements. Les populations du PNEK pratiquent également un élevage extensif qui ne perturbe pas les espaces aquatiques, dans la mesure où les bêtes se nourrissent surtout des pâturages situés dans les zones forestières. Le nombre de têtes par ménage est assez peu élevé et cette activité est principalement un motif d'épargne.

Dans un contexte, où les ménages ruraux pratiquent une diversité d'activités (agriculture, pêche, commerce) faiblement rémunérées, limiter la pêche maritime se révèle problématique si les bénéfices de la conservation ne sont pas équitablement répartis. Aussi, la conservation se justifie-t-elle au regard de revenus limités et de la faible pression exercée par les usages sur les écosystèmes ? Nous tenterons de sérier les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre d'une exploitation halieutique durable pour éclairer les objectifs de conservation de l'AMP. Puis nous restituerons les formes de tourisme au niveau local pour analyser leur caractère durable dans la perspective de création de l'AMP, ce qui nous conduira à une critique du zonage envisagé afin d'évaluer la légitimité et le caractère équitable de cet aménagement répartissant les ressources entre secteurs et entre acteurs.

Pêche et conservation de la biodiversité

Le PNEK est un parc côtier adossé à une ville intimement liée à la pêche. El Kala est un site d'exploitation du corail depuis des siècles et a vu se développer une petite activité industrielle liée à la capture des pélagiques pendant la colonisation. La lagune Mellah est également exploitée pour ses ressources halieutiques depuis cette période. La pêche a donc été au cœur du développement de cette petite agglomération.

Aujourd'hui encore, malgré l'arrêt des activités industrielles et la concession de l'exploitation de la lagune Mellah et du lac Oubeira à un entrepreneur privé, une partie de la population est toujours engagée dans la pêche. Au niveau du port d'El Kala, la pêche a connu la même dynamique d'expansion que dans les autres zones du pays : la population du secteur, d'un millier de marins en moyenne dans les années 1990, a doublé dans les années 2000, tandis que la production sur la période a connu la même évolution, passant de 1 500 à un peu plus de 3 000 tonnes⁵³. La pêche a profité de la forte expansion démographique des zones côtières, suite à l'exode rural massif de la dernière décennie du siècle passé. Pourtant, dans le plan de gestion de la future AMP (GRIMES, 2005), la pêche est présentée comme une activité peu développée par rapport au potentiel halieutique de la zone. La flotte en activité est composée d'une centaine d'unités de pêche artisanale et d'une dizaine de chalutiers. Les services des Pêches tentent actuellement de développer l'activité à hauteur du stock exploitable, estimé à 8 000 tonnes.

Alors que l'administration affirme que les pêcheurs n'exploitent qu'une faible partie de la ressource exploitable, la communauté des pêcheurs met l'accent sur la raréfaction de la ressource. Ce paradoxe amène à émettre deux hypothèses : soit les stocks sont surestimés, soit les captures des pêcheries potentielles sont mal réparties. Les pêcheurs soulignent que seuls certains sites sont convoités, par méconnaissance des pêcheries et/ou de la cartographie des habitats. Ce comportement pourrait être justifié par la vétusté des équipements et des techniques de pêche. Néanmoins, la répartition spatiale des activités révèle une diversité de sites pour les captures, à l'exception de la pêche chalutière, qui se concentre sur certains fonds du golfe d'El Kala. Les pêcheurs artisanaux (aussi bien les sardiniers que les pratiquants de petits métiers) soulignent une croissance continue de l'effort de pêche, pour une production globale estimée à 4 000 tonnes (tabl. 1).

Quant au stock de 8 000 tonnes exploitables évalué par les services des Pêches, son estimation est peut-être datée compte tenu des dégradations causées par les méthodes de pêche. L'aménagement des pêches est censé reposer sur l'identification et la caractérisation de la nature des relations entre différents métiers afin de faciliter l'intervention publique en termes de réglementation de l'activité

53. Direction de la Pêche de la wilaya d'El Tarf.

Tableau 1
Estimation de l'effort de pêche

	Estimation de la production moyenne annuelle par an par unité de pêche ¹	Nombre d'unités de pêche actives dans la zone	Production moyenne annuelle en kg
Petit métier	9 757	136	1 326 952
Sardinier	12 550	46	577 300
Chalutier	96 675	14	1 353 450
Autres	3 500	225	787 500
Total			4 045 202

Source : CHAKOUR, 2011.

1. Il s'agit d'une estimation émanant de l'enquête pêche dans le cadre du projet GouvAMP (CHAKOUR, 2011) ayant pris en considération toutes les unités de pêches actives dans la région d'El Kala, y compris celles dont le port d'attache n'est pas El Kala. Une estimation de pêche « informelle » (pas totalement récréative, car vendant sa production), pratiquée par les bateaux de plaisance, a été prise en compte.

sur les zones protégées. L'enjeu du diagnostic de l'état de la ressource est stratégique pour adapter les mesures de conservation aux dynamiques des écosystèmes. Il est dès lors incontournable de s'interroger sur les chiffres de la production dans un contexte marqué par un déficit de contrôle des débarquements⁵⁴. Les estimations globales de la direction des Pêches minorent la pression sur certains stocks, notamment les impacts du chalutage. Au-delà des moyens de contrôle, ce problème illustre les velléités de poursuite d'objectifs productivistes⁵⁵ intégrant peu l'approche écosystémique des pêches, principe figurant pourtant dans le code des pêches⁵⁶.

La pression de la pêche sur les ressources est réelle sur certaines zones du territoire maritime du PNEK, mais le projet d'extension du parc sur sa partie marine se justifie sans doute davantage par la conservation de la biodiversité qui la caractérise. Malgré la croissance des unités depuis les années 1990, la plupart demeurent artisanales et la vétusté de la flotte cantonne l'activité au niveau de la frange la plus côtière déjà intensément exploitée, notamment pour les espèces démersales. Même si le niveau de production semble encore en dessous du potentiel de capture, les témoignages des professionnels laissent craindre l'apparition d'une surexploitation des fonds traditionnels de pêche, situés dans les zones de frai. La majorité des professionnels du secteur indiquent un fléchissement progressif de la production, toutes espèces confondues.

Malgré une hausse des prix du poisson, en partie obérée par l'augmentation de l'effort de pêche, le problème de formation des prix locaux (les mareyeurs

54. L'absence d'un système statistique fiable va à l'encontre d'une gestion durable de la pêche. Si la réglementation existe, elle reste inappliquée : selon l'article 57 de la loi n° 01-11 du 3 juillet 2001, les produits de la pêche doivent être débarqués dans des ports de pêche algériens en présence d'un agent représentant l'autorité de la pêche et chargé d'inscrire le poids.

55. Entretiens menés avec les responsables de la direction de la Pêche maritime d'El Tarf en 2010 et 2011.

56. Le contrôle des règlements du code des pêches n'est pas réalisé par les agents du service des Pêches et seule une sensibilisation des professionnels est réalisée par l'intermédiaire de la chambre des pêches d'El Kala.

profitent de leur position oligopolistique) limite les gains. Les pêcheurs insistent donc sur la baisse de la production lors des dernières années, surtout pour le poisson blanc, pour expliquer la contraction de leurs revenus. Les revenus des simples marins-pêcheurs s'élèvent aux alentours de 400 € par mois en moyenne pour la pêche chalutière et pour les petits métiers, tandis que la rémunération des pêcheurs dans les sardiniers est un peu inférieure à 300 € (fig. 1). En l'absence de filières de transformation des produits de la mer, les revenus de la pêche demeurent faibles et sont tributaires des seuls niveaux de capture.

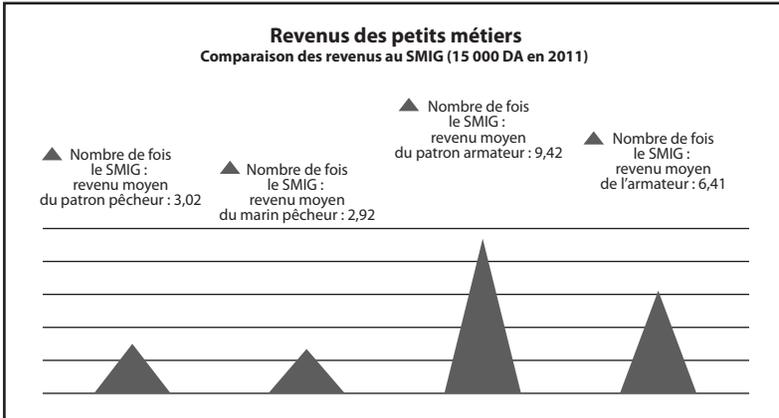


Figure 1
 Revenus de la pêche : comparaison avec le SMIG.

Source : CHAKOUR, 2011.

Dans le petit métier, avec l'augmentation de l'effort de pêche⁵⁷, les revenus de la pêche restent relativement faibles, notamment pour les marins pêcheurs. Pour le secteur pélagique, si l'effort de pêche a aussi augmenté, le problème est davantage lié à la formation du prix. La rentabilité halieutique est perçue comme faible par les pêcheurs, comparativement aux activités de services. Les revenus de la location saisonnière atteignent au moins le tiers de ces revenus annuels, et les pêcheurs sont souvent engagés dans la restauration⁵⁸ en été où les prix de la sardine s'effondrent.

L'ensemble de la flotte ayant doublé depuis 2000, le recul économique de l'activité par unité ne peut être imputé qu'à deux causes : l'atteinte de la limite des stocks disponibles (l'augmentation des unités de pêches n'a donc pas été suivie d'une augmentation proportionnelle de la production totale) ; l'augmentation de l'effectif des pêcheurs n'a pas été accompagnée d'une augmentation conséquente des revenus totaux. L'évolution des prix à la hausse au cours de cette période n'a pas eu les effets escomptés sur les revenus des marins

57. L'augmentation de l'effort de pêche par unité laisse présager à terme d'une situation qui se rapproche de la surexploitation du golfe, zone maritime la plus fréquentée.

58. La moitié de notre échantillon tire des revenus à la fois des activités de restauration et de pêche.

pêcheurs, à cause, d'une part, d'une hausse des charges d'exploitation et d'autre part, de l'érosion des stocks ciblés.

Pour ce dernier point, on peut incriminer les impacts des méthodes de pêche sur les habitats et sur la disponibilité des ressources halieutiques démersales. Le chalutage dans le golfe d'El Kala soulève des conflits d'usage. La pêche au chalut se pratique sur des fonds d'à peine 30 m, alors que l'art traînant à cette profondeur est proscrit par la réglementation⁵⁹. Elle ne respecte pas non plus la période de fermeture du golfe, dédiée au repos biologique. Si les conflits sur l'accès aux espaces apparaissent mineurs, il existe des conflits sur les ressources plus aigus, entre les petits métiers et les chalutiers. Les deux métiers ciblent le poisson blanc, à valeur marchande élevée. Aussi la mauvaise productivité du petit métier, qui en moyenne s'avère assez faible, est-elle imputée aux impacts négatifs du chalutage sur les habitats (tabl. 2).

Tableau 2
Indicateurs de productivité dans l'activité « petit métier »

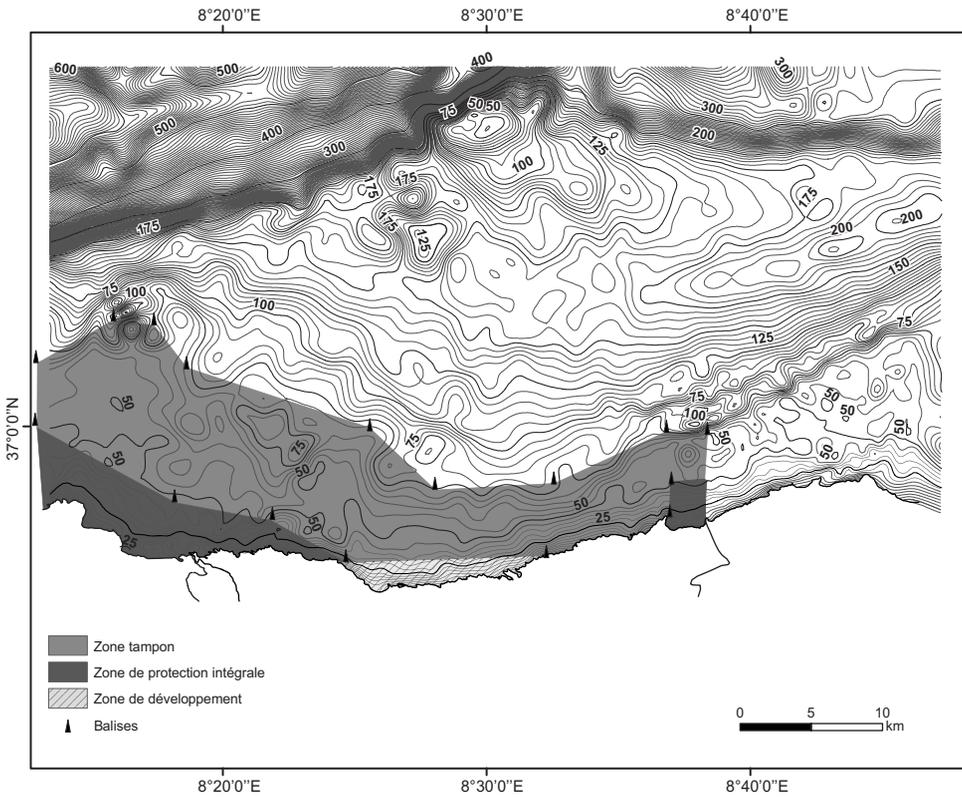
	Kg/heure	Kg/sortie	Kg/heure/ Membre d'équipage	Kg/sortie/ Membre d'équipage
Moyenne	4,29	44,55	1,43	14,58
Max.	7,09	70,00	2,36	23,33
Min.	2,00	20,00	0,83	8,33

Source : CHAKOUR, 2011.

Le chalutage, mené toujours dans les mêmes fonds, affecte la biodiversité benthique et limite par conséquent la production de biomasse pélagique, *a fortiori* lorsque cette pêche se déroule dans la nurserie qu'est le golfe et pendant la période de repos biologique.

Dans un contexte local marqué par l'absence d'investissement, la pêche artisanale demeure vétuste. Les actions du plan de relance des pêches des années 2000 se sont traduites à El Kala par le financement de chalutiers hauturiers, alors que le nombre d'unités financées à l'échelle nationale privilégie le petit métier. Malgré les discours publics sur la conservation du site (notamment ceux du ministère de l'Agriculture dont dépendent les parcs et du ministère de l'Environnement chargé de la conservation du littoral), l'État (à travers son ministère de la Pêche) encourage des secteurs rentiers plutôt que de réorienter la pêche vers une plus grande durabilité d'exploitation. Les filets traînants érodent la biodiversité des fonds au niveau des zones les plus côtières, pénalisant les petits métiers artisanaux, dont la main-d'œuvre a basculé vers la très lucrative pêche au corail, suite à la réduction des marges d'exploitation. Ce phénomène touche

59. L'arrêté du 12 juillet 2004 fixe les limitations d'utilisation des chaluts pélagiques, semi-pélagiques et de fonds dans le temps et dans l'espace à 40 ou 50 m de profondeur selon les endroits et une interdiction totale dans d'autres. Il interdit le chalutage du 1^{er} mai au 31 août à l'intérieur des 3 milles à partir des zones de référence.



Carte 2
 Zonage de l'AMP d'El Kala.
 Source : Ayari et Dahou IRD/programme GouvAMP.

également la pêche sardinière, même si ses bas revenus sont surtout liés aux faibles prix de vente locale du poisson bleu.

Auparavant, le corail était exploité par plongée *via* des concessions octroyées à une dizaine d'exploitants de manière à réguler les prélèvements pour permettre la reproduction de la ressource. En 2001, l'objectif de reconstitution des récifs a mis un terme aux concessions⁶⁰. Dès lors, un trafic de corail avec des ramifications en Tunisie et en Italie s'est développé dans la zone maritime d'El Kala (DAHOU, 2013). L'exploitation s'effectue depuis au moyen de la croix de Saint-André, engin non sélectif et prohibé⁶¹, qui dégrade les récifs en raclant les parois rocheuses. Cette technique dévastatrice pour les colonies de corail est menée à partir des bateaux de plaisance et des petites embarcations de pêche. Les habitats de nombreuses espèces sont ainsi affectés, ce qui diminue la productivité de la pêche aux poissons démersaux et langoustes, ciblés par les petits métiers.

60. La pêche du corail a été aussitôt suspendue par le décret exécutif n° 01-56 du 15 février 2001.

61. Le décret exécutif n° 04-187 du 7 juillet 2004 fixe la nomenclature des engins de pêche dont l'importation, la fabrication, la détention et la vente sont interdites, dont la croix de Saint-André.

Le chalutage côtier a entraîné une baisse de la productivité des petits métiers, contribuant à l'engagement des marins dans la contrebande du corail. Les activités illégales ont ainsi des effets multiplicateurs en termes d'atteintes aux écosystèmes, et sont liées à une tolérance excessive des corps de contrôle maritime (DAHOU, 2013). Les atteintes à la biodiversité sur ce site sont donc plus liées aux méthodes illégales qu'à une trop forte intensité de la pêche, ce qui pose la question du statut de la conservation marine au-delà d'un dispositif de protection (carte 2).

Tourisme et mesures d'aménagement

Étant donné la limitation de l'agriculture et de l'élevage dans un parc situé au cœur d'une zone humide, la perspective d'un aménagement littoral guidé par des principes redistributifs entre usages demande d'être attentif au secteur touristique.

Un tourisme durable ?

Dans la plupart des plans de gestion des AMP, la promotion des usages non extractifs est censée se substituer à la pêche, tout en fournissant un revenu local alternatif. La première proposition de zonage dans le cadre du plan de gestion prévoit ainsi une zone dédiée au tourisme conformément au schéma directeur d'aménagement du territoire. Un projet de construction touristique est d'ailleurs prévu au niveau des dunes situées à l'est d'El Kala, à l'embouchure de la Messida (canal reliant anciennement le lac Tonga à la mer). L'infrastructure touristique actuelle est encore peu développée, et l'offre de circuits est inexistante, malgré les sites naturels et historiques exceptionnels de la région. On estime pourtant la fréquentation touristique annuelle entre un et deux millions de visiteurs⁶² (algériens), attirés principalement par les activités balnéaires pendant la saison estivale. Divers revenus locaux proviennent des activités touristiques : hébergement, restauration, commerce saisonnier.

Les hôtels sont tournés vers la façade maritime, à proximité des plages. Leur chiffre d'affaires global annuel tourne autour de 65 millions de dinars (environ 650 000 €) (CHEBIRA, 2010). Les seize hôtels d'El Kala disposent d'un total de 14 000 lits, mais la très forte saisonnalité de l'activité touristique (principalement pendant les grandes vacances) induit une pénurie de structures d'accueil. Ce nombre restreint de structures d'hébergement, ajouté à la faible capacité d'accueil des campings (autour de 2 600 personnes en totalité), a stimulé la location d'appartements. Elle est particulièrement adaptée au tourisme familial,

62. Chiffre moyen tiré des différentes estimations officielles.

car la très grande majorité des touristes qui recourent à cet hébergement dans la ville viennent en famille composée de cinq personnes en moyenne.

Un marché touristique informel concerne l'ensemble des quartiers de la ville, certains louant même leur propre logement durant la période estivale. Au moins 30 % des habitants louent des appartements aux estivants. Les rentes émanant de cette activité peuvent être conséquentes, deux mois de location équivalant parfois au Smig d'une année. Cette source de revenu alternative est décisive pour beaucoup de ménages. Elle représente entre 30 et 75 % des revenus annuels de chaque loueur, ce qui constitue beaucoup plus qu'un simple apport de ressources pour les ménages d'El Kala.

Les revenus liés au tourisme (hébergement et restauration) peuvent être estimés à 6 millions d'euros (CHEBIRA, 2010), rente dont une partie est susceptible de bénéficier indirectement aux pêcheurs artisans, étant donné la diversité de leurs sources de revenu. Si l'hébergement chez l'habitant représente la plus grande part des modes de résidence estivale, il a en plus la capacité de promouvoir le tourisme de nature. Les sujets de conversation entre hébergeurs et vacanciers portent essentiellement sur le patrimoine naturel du PNEK (CHEBIRA, 2010). Au-delà de sa capacité de partage de la rente touristique à une large partie de la population, cette forme d'hébergement peut faciliter le développement d'un écotourisme sur les espaces terrestres pour limiter la pression sur l'espace maritime. Ce dynamique marché de la location a évidemment donné un coup de fouet à l'autopromotion, puisque un grand nombre de villas ont été construites pour un investissement locatif. Néanmoins, la dynamique urbanistique d'El Kala, répondant à une demande exogène, entraîne un rythme de croissance des logements dépassant largement la dynamique démographique de la ville, ce qui n'est pas sans poser des problèmes en termes d'aménagement urbain.

La valorisation touristique du site s'effectue au détriment de la conservation dès lors que l'urbanisme n'intègre pas l'interface terre/mer. Une bonne partie du bâti recourt à une artificialisation considérable du foncier, et se caractérise par une forte densification, diminuant d'autant les espaces naturels et causant des difficultés de rechargement des nappes (SALAH SALAH, 2010). Surtout, l'évolution des équipements ne peut suivre la dynamique de construction, ce qui pose des problèmes d'assainissement, des eaux usées non traitées se déversant au niveau des espaces maritimes contigus à El Kala. En dépit de la réglementation relative au développement durable du tourisme, des rapports de force entravent son application, dans la mesure où les décisions d'aménagement urbain sont plus favorables à la commune d'El Kala qu'à l'administration du parc – l'urbanisation s'étend sur les zones protégées, dunes et forêts. Le nombre d'estivants, exclusivement tournés vers les activités balnéaires, représente une menace pour le cordon littoral, notamment du fait de la concentration des déchets, malgré une capacité d'accueil des plages estimée à 40 000 baigneurs par jour (GRIMES, 2005). La seule commune d'El Kala produit en moyenne douze tonnes de déchets par jour, dont la majorité provient de la fréquentation touristique

(BRAHAMIA et SEMOUK, 2010). Une grande partie de ces déchets ne sont pas collectés, étant donné l'absence de stratégie communale en la matière. Cette situation contribue au déversement de macrodéchets au niveau de la zone maritime.

La promotion d'une valeur touristique profite des paysages remarquables, mais en induisant un rythme de construction et des formes urbaines inadaptées à la vocation de conservation du site (SPIGA, 2010), son impact négatif sur la zone marine pourrait bien être supérieur à celui de la pêche. Par ailleurs, aucun dispositif d'orientation des gains issus de cette rente vers les catégories de la pêche artisanale n'est envisagé. Les décisions politiques de court terme s'opposent donc clairement à celles de long terme dans la gestion du site. Cette opposition se retrouve dans le plan de gestion de la future aire marine protégée qui ne propose aucun scénario particulier en termes d'intégration entre secteurs d'activité susceptible d'entretenir un équilibre dans le temps entre usages.

Conservation et développement durable

Or, ce manque de considération pour le long terme concerne aussi les revenus futurs. Les divers usages non durables des écosystèmes ont des effets en termes d'équité, puisqu'ils hypothèquent les revenus à venir des catégories vulnérables les plus dépendantes de l'exploitation des ressources naturelles. En outre, la restauration d'un écosystème peut avoir des coûts de court terme en restreignant certains usages, sans que les effets distributifs de long terme ne soient toujours correctement appréhendés. Malgré les études menées dans le cadre de la préparation d'un plan de gestion pour la conservation de la zone marine, les données socio-économiques sont particulièrement sommaires. Une importante pauvreté ressort toutefois de nos enquêtes, avec un revenu moyen annuel dans les zones rurales du PNEK de 3 360 € par ménage – environ la moitié du revenu de ces familles provient d'activités liées à l'usage des ressources naturelles (DAHOU, 2010). L'articulation entre les enjeux de développement durable et de conservation se révèle cruciale à l'aune de ces constats.

L'analyse du zonage proposé donne des indications sur la possible incorporation des objectifs d'équité. Dans la perspective de l'extension du PNEK à la zone marine, le zonage issu du plan de gestion repose sur les seuls critères biologiques, puisqu'il ne s'est pas appuyé sur une cartographie des différents usages des ressources marines. À aucun moment, on a tenu compte des territoires de la pêche chalutière, et des territoires de la pêche artisanale (petits métiers ou sardiniers), ni de leur impact respectif sur l'environnement marin. Si le plan de gestion de l'AMP converge avec le zonage terrestre de la partie littorale du PNEK (CAZALET et ALLIOUCH, 2011) en adossant la zone de développement à la ville d'El Kala, il n'est guère attentif aux usages maritimes locaux. Il s'abstient de différencier ces différents usages en fonction de critères socio-économiques d'une part, et de leur impact sur la biodiversité d'autre part, alors que l'objectif affiché est de concilier conservation et développement durable.

La zone dédiée au développement promeut essentiellement les activités touristiques, puisqu'il s'agit de la zone de la future AMP la plus proche de la ville d'El Kala, commune la plus importante de ce littoral. Cela suppose toutefois l'incorporation d'une politique environnementale au niveau de cette commune, perspective encore lointaine à en juger par ses modalités de développement actuelles. En revanche, la zone de protection intégrale s'étend de la côte à l'isobathe 50 m, du large du cap Rossa jusqu'à proximité d'El Kala, en englobant la lagune Mellah. Elle comprend aussi un petit espace côtier entre le cap Roux et la frontière, jusqu'à l'isobathe 50 m. Les activités de pêche apparaissent exclues de la partie ouest du golfe, alors que cette partie est la plus fréquentée par la pêche artisanale. Si l'on perçoit une certaine convergence avec le code des pêches, qui proscrit la pêche au chalut dans des fonds inférieurs à 50 m, il s'agirait sans doute de davantage discriminer les pratiques de pêche de manière à ne pas trop pénaliser la pêche artisanale tout à fait compatible avec l'AMP. En effet, si la fermeture temporaire du golfe est prévue par le code des pêches, seul le chalutage est soumis à ce règlement, car les autres pêches n'ont pas d'impact sur les habitats.

Les petits métiers (pêche au filet maillant de type trémail et aux palangres) seraient faiblement affectés par ces mesures, car leurs captures sont réalisées en dehors du golfe, généralement au-delà de l'isobathe des 50 m, même si certains maintiennent quelques activités de pêche au trémail et aux palangres de fond pendant l'hiver dans cette partie du golfe. En revanche, les sardiniers seraient eux les plus affectés par ce zonage, puisqu'ils exercent une partie importante de leur activité dans le golfe, alors que leur pêche n'a aucune incidence sur les habitats. Si la zone tampon, située entre les isobathes 50 et 70 m, comprend des activités de pêche artisanale et de plaisance, une partie de la zone centrale se trouve au cœur du territoire de pêche sardinière, alors que cette dernière n'a aucun effet sur les habitats. La pêche qui a le moins d'impact sur l'écosystème et dont les marins dégagent le moins de revenus serait donc la plus affectée, si ce plan de gestion était au final appliqué.

En revanche, la zone tampon où sont autorisées des activités de pêche artisanale et de plaisance abrite les plus importants gisements de corail, et on ne voit guère comment ils seraient protégés de la contrebande par ce statut, surtout qu'une bonne partie de cette collecte illicite se fait au moyen des petites embarcations de pêche artisanale ou de canots de plaisance motorisés. Malgré une exploitation outrancière du corail, aux effets déstabilisants sur l'écosystème, le plan de gestion projeté n'offre guère de garantie de limitation d'une exploitation pourtant illégale et à laquelle participent non seulement des pêcheurs, mais aussi des commerçants, et même des membres de l'administration, en armant les petites embarcations destinées à ce trafic.

Le zonage envisagé dans le cadre du premier plan de gestion élaboré pour la future aire marine protégée est trop sommaire pour répondre aux défis actuels de dégradation de l'écosystème maritime et de conflits d'accès aux ressources. Au-delà de la définition d'une zone intégrale, il est tout aussi décisif de guider

les modalités d'exploitation dans les autres zones, ainsi qu'à la périphérie de la future AMP. On constate donc que ce zonage, résultant d'une approche « topographique » au sens de Scott⁶³, portée par la biologie de la conservation et exclusivement orientée par la cartographie des habitats, n'intègre guère les enjeux d'équité de l'aménagement du domaine maritime. En l'état actuel, le zonage du plan de gestion pénalise essentiellement les pêcheurs – notamment ceux dont le travail est le moins rémunéré, c'est-à-dire les sardiniers –, tandis que les entrepreneurs du tourisme profiteraient le plus des mesures de gestion envisagées. En plus de la logique d'inéquité dont il est ainsi porteur, il semble peu probable que ce plan de gestion parvienne à atteindre les objectifs de conservation des écosystèmes.

Vers une topographie des pouvoirs maritimes ?

Ce zonage du PNEK simplifie à l'excès le réel en réduisant les espaces marins à des zones caractéristiques d'écosystèmes ou d'espèces. Or, les territoires maritimes sont le résultat du déploiement des usages en fonction d'une distribution des ressources et du pouvoir d'appropriation sur les ressources. À travers une vision unilatérale, le design de l'AMP se soucie peu d'aménagement des pêches et surtout ne considère aucunement les enjeux d'équité de l'aménagement du domaine maritime – les pêcheurs artisanaux (catégorie aux faibles revenus) sont susceptibles d'être plus pénalisés que les entrepreneurs du tourisme. En outre, cette vision se révèle inadaptée aux objectifs de conservation des écosystèmes coralliens. Mais cette approche topographique ne sert elle pas à masquer les inégalités d'aménagement et les rapports de pouvoir entre acteurs ?

Ce sont ici d'une part, les pêcheurs artisanaux et le parc qui montrent des velléités de conservation et d'autre part, les pêcheurs industriels, la direction de la Pêche et la commune d'El Kala qui les contrecarrent. Les premiers étant préoccupés par une régulation des activités pour permettre le renouvellement des ressources dans le temps, tandis que les seconds sont plutôt soucieux d'une rentabilisation des ressources naturelles sur le court terme. Ce dernier réseau d'acteurs l'emporte d'autant plus facilement que les impacts des diverses activités sur les écosystèmes maritimes semblent délibérément masqués par les pouvoirs publics. L'oubli du gouvernement maritime (DAHOU, 2009) tend ainsi à occulter des processus politiques qui donnent pourtant des trajectoires particulières à la gouvernance des AMP.

63. James Scott a parfaitement montré comment la pensée moderne du développement, au-delà des innovations techniques, recourait à la cartographie de la réalité sociale pour la façonner en fonction de ses objectifs. Cette réduction de la diversité du réel est avant tout destinée à le rendre quantifiable et gouvernable (SCOTT, 1988).

Si Scott voit derrière cette approche « topographique » des politiques publiques le moyen pour l'État de rationaliser son action en contrôlant les stratégies locales des acteurs, encore faut-il identifier comment localement elle préserve des intérêts. Loin d'être un processus technique, la production cartographique se révèle un processus politique dont le but est de présenter un état du monde qui exclut toujours des données sociales des représentations des acteurs, c'est-à-dire des légitimés d'action. Au-delà du renforcement des bureaucraties techniques que suppose la production de la cartographie (DIDIER, 2007), il est incontournable de cerner comment la représentation biologique des espaces marins privilégie certains acteurs maritimes aux dépens d'autres. La logique topographique traduit des normes censées encadrer les droits d'accès, en l'occurrence une normalisation environnementale, réappropriée localement pour construire de l'inégalité. Il est d'autant plus probable que cette vision topographique s'impose que les cartes de distribution des habitats et de répartition des usages dans l'espace ne font pas l'objet de débat entre les acteurs locaux.

Cette absence de débats néglige la gestion des interfaces terre/mer et occulte parfaitement la question des bénéfices de la rente de mise en défens. En renforçant les activités touristiques aux dépens de la pêche, nul doute qu'elle profitera surtout aux actuels promoteurs urbains et aux entreprises du tourisme sans compensations pour les pêches artisanales. Il s'agit donc de remettre en question un découpage AMP calqué sur un zonage terrestre de parc pour envisager une approche plus basée sur les usages et moins spatiale que ne le suggère la mise en œuvre actuelle de l'outil AMP. Un aménagement du territoire plus négocié ne serait-il pas plus propice à la considération des interfaces terre/mer (peu prise en compte par les approches naturalistes du parc) et à une discrimination plus fine des usages, dépassant une dichotomie simpliste de type pêche (usage extractif) et tourisme (usage non extractif) ?

Bibliographie

Agence Nationale d'Intermédiation et de Régulation Foncière, 2011

Wilaya d'El Tarf. Rubrique Monographie Wilaya.

ARFAOUI N., 2010

Traitement statistique de la base de données usages. Projet GouvAMP, WP3, 146 p.

BRAHAMIA K., SEMOUK A., 2010

Activité touristique dans un espace fragile – cas du parc national d'El kala. *El Tawassol*, 26 : 34-57.

CAZALET B., ALLIOUCH K., 2011

Note sur l'expertise juridique portant sur le projet de création d'une aire marine protégée sur la partie marine du PNEK. Projet GouvAMP, WP2, 23 p.

CHAKOUR S. C., 2011

Rentabilité de la pêche, rente halieutique et marché du poisson à El Kala. Projet GouvAMP, WP1, 15 p.

CHAKOUR S. C., DAHOU T., 2009

Gouverner une AMP une affaire publique ?

Exemples Sud-Méditerranéens.
VertigO, hors-série 6.

CHEBIRA B., 2010

L'activité touristique dans la ville d'El Kala. Projet GouvAMP, WP1, 15 p.

COUDERT E., LARID M., 2006

Imagine, un ensemble de méthodes et d'outils pour contribuer à la gestion intégrée des zones côtières en Méditerranée. *VertigO*, 7 (3).

DAHOU T., 2009

La politique des espaces maritimes, louvoyer entre local et global. *Politique africaine*, 116 : 5-22.

DAHOU T., 2010

Monographie sur les usages extractifs des ressources aquatiques sur l'espace du PNEK. Projet GouvAMP, WP3, 12 p.

DAHOU T., 2013

Droits d'accès ou droits de contourner ? Les concessions d'exploitation de la nature en Algérie. *Études rurales*, 172 : 25-42.

DIDIER E., 2007

Quelles cartes pour le New Deal ? De la différence entre gouverner et discipliner. *Genèses*, 68 : 48-74.

GRIMES S., 2005

Plan de gestion de l'aire marine du parc national d'El Kala. Projet MedMPA, Pnue, PAM, CAR-ASP.

SALAH SALAH H., 2010

Dynamique de l'urbanisation dans un espace littoral protégé : le cas d'El Kala. Mémoire de magister, faculté des Sciences de la terre, département Architecture option Urbanisme, université Badji Mokhtar d'Annaba. Projet GouvAMP, WP3.

SCOTT J., 1988

Seeing like a state. How certain schemes have failed to improve social conditions. Yale University Press.

SPIGA S., 2010

L'analyse de la dimension urbanistique dans le cadre de la création de l'AMP du PNEK. Projet GouvAMP, WP3, 10 p.

Les AMP : nouvel outil de gouvernance côtière ?

Le cas du Maroc

*Samira IDLLALÈNE
Hicham MASSKI*

La difficulté de création des AMP et le respect d'une bonne gouvernance se heurtent aux intérêts souvent contradictoires attachés aux zones marines littorales. Mais la position particulière de ces zones à l'interface entre les milieux continentaux et marins en fait aussi une particularité en termes juridiques. De fait, les AMP s'appuient-elles sur un arsenal juridique suffisant pour devenir, comme certains le souhaiteraient, un nouvel outil de gestion côtière ? C'est la question soulevée par Idllalène et Masski à partir du cas d'étude du Maroc.

Introduction

Les conséquences du réchauffement climatique risquent d'aggraver la situation de fragilité des peuplements marins dont les capacités de résilience sont mises à mal par des décennies d'exploitation intensive. En l'absence d'un régime juridique spécifique aux zones côtières, en mesure d'assurer leur protection (IDLLALÈNE, 2009), il est possible de voir dans le nouveau texte relatif aux aires protégées, un outil adapté à cette fin.

Adoptée en juillet 2010, la loi sur les aires protégées⁶⁴ englobe aussi bien les aires protégées terrestres que marines. Dans ce sens, elle apporte une vision intégrée qui fait défaut dans le droit existant⁶⁵. Par ailleurs, sur le plan du risque climatique, la loi encadre la création d'aires marines protégées (AMP) dont l'apport en la matière est important. Les AMP constituent, en effet, à la fois un outil d'adaptation aux changements climatiques et d'atténuation face à leurs effets. L'atténuation signifie la réduction des émissions des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère (y compris par le renforcement des puits de carbone), alors que l'adaptation est définie comme « l'ajustement des systèmes naturels ou humains en réponse à des stimuli climatiques ou à leurs effets, afin d'atténuer les effets néfastes ou d'exploiter des opportunités bénéfiques » (BIJLSMA *et al.*, 1996).

L'objet de cet article est d'examiner quelles sont les applications possibles des aires marines protégées en matière de lutte contre les impacts des changements climatiques en zone côtière dans le contexte du droit marocain en soulignant les contraintes éventuelles.

LES AMP, instruments de protection de la zone côtière dans un contexte de changement climatique ?

En favorisant l'institution d'AMP, la nouvelle loi sur les aires protégées comble les lacunes du droit marocain en matière d'adaptation au changement climatique mais aussi, plus globalement, dans le domaine de la gestion du littoral. Les catégories d'aires protégées qu'elle adopte reprennent largement les classifications des Sites d'intérêt biologique et écologique (Sibe) identifiées par l'administration et qui à défaut de tenir clairement compte du risque climatique, s'inscrivent dans les stratégies dites « sans regret ».

La loi sur les AMP au secours du droit applicable aux zones côtières

En application du principe de « responsabilités communes, mais différenciées », l'effort en matière d'atténuation incombe d'abord aux pays riches, principaux responsables des émanations de gaz à effet de serre. Quant aux pays en développement, la Convention-cadre des Nations unies sur les changements

64. Dahir n° 1-10-123 du 16 juillet 2010 portant promulgation de la loi n° 22-07 relative aux aires protégées, BO n° 5866 du 19 août 2010.

65. Notamment le dahir du 11 septembre 1934 sur la création de parcs nationaux, BO du 25 octobre 1934.

climatiques (CCNUCC)⁶⁶ leur enjoignent de s'adapter (MALJEAN-DUBOIS et WEMAËRE, 2010).

En zone côtière, le Giec préconise trois démarches d'adaptation : la protection, l'« accommodement » et le retrait. (BIJLSMA *et al.*, 1996 ; KLEIN et NICHOLLS, 1999 ; MANI *et al.*, 2008).

Les AMP peuvent correspondre à l'une ou à l'ensemble de ces démarches. Elles peuvent en effet servir en tant qu'outil de protection de la zone côtière contre les effets de l'élévation du niveau de la mer, mais aussi en tant que mode d'« accommodement » en permettant d'exploiter autrement la zone littorale.

Or, la loi sur les aires protégées ne traite ni de l'atténuation du changement climatique ni de l'adaptation à ses effets. Son apport en la matière se déduit des catégories qu'elle met en place qu'il est possible de considérer comme des stratégies « sans regret ». Ces stratégies se traduisent par des mesures à adopter qui ont un double effet, d'abord en tant que mesures « classiques » de protection de l'environnement, ensuite comme dispositif pouvant accessoirement servir à diminuer les effets des changements climatiques. Il s'agit d'« actions générant des bénéfices sociaux, quels que soient les futurs scénarios des changements climatiques et des impacts » (HELTBERG *et al.*, 2009 : 89). Elles ont de ce fait un moindre coût que les mesures spécifiquement dédiées à l'atténuation ou à l'adaptation.

La typologie des AMP retenues par la loi

La loi sur les aires protégées intègre les AMP dans la catégorie générale des aires protégées en précisant que celles-ci peuvent être aussi bien terrestres que maritimes (article premier⁶⁷). La typologie des aires protégées retenue par la loi (article 2) est calquée sur les catégories classiques de l'UICN (DUDLEY, 2008). Elle se base aussi sur la classification faite par le Plan directeur des aires protégées (PDAP) établi depuis 1996 par le Département des Eaux et Forêts⁶⁸. Cette typologie retient certaines catégories qui préexistent à la loi sur les aires protégées, à savoir les parcs nationaux et les réserves, mais modifie leur statut juridique⁶⁹.

Le PDAP classe des Sites d'intérêt biologique et écologique (Sibe) en fonction de leur degré de dégradation et des mesures de protection dont ils doivent faire l'objet par priorité⁷⁰. Or, la majorité des Sibe classés ne sont pas des Sibe

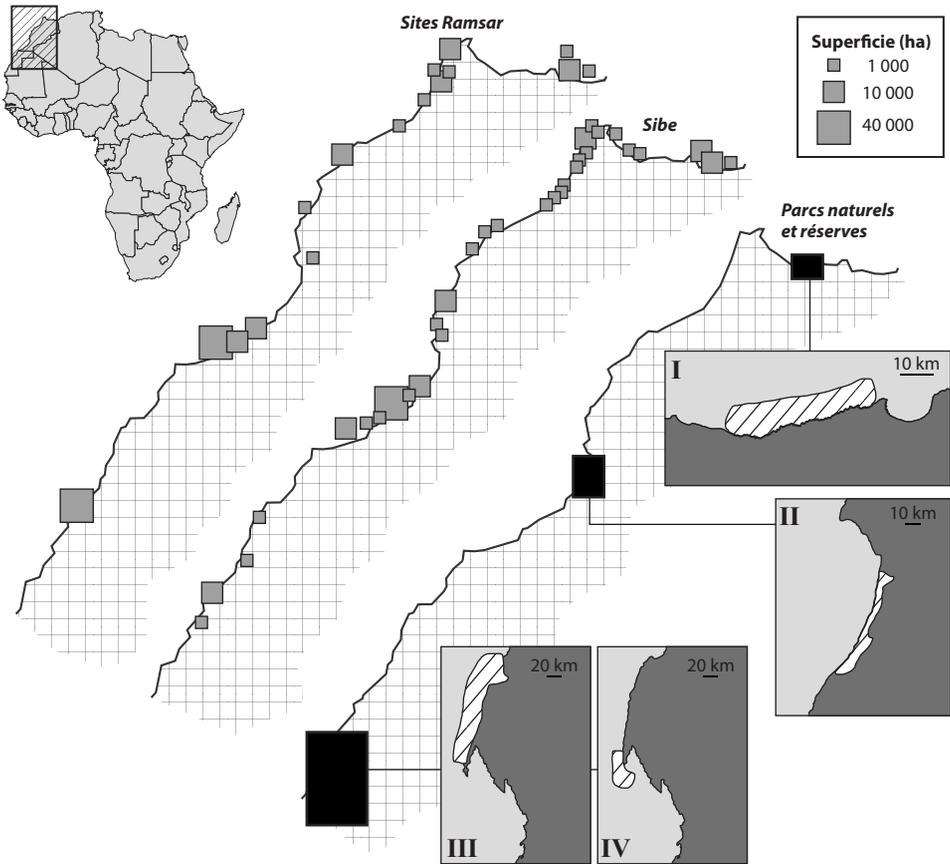
66. Adoptée lors de la conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement en juin 1992. <http://unfccc.int/>

67. En vertu de cet article : « (...) on entend par aire protégée tout espace terrestre et/ou marin, géographiquement délimité et spécialement aménagé et géré aux fins d'assurer la protection, le maintien et l'amélioration de la diversité biologique, la conservation du patrimoine naturel et culturel, sa mise en valeur pour un développement durable, ainsi que la prévention de sa dégradation ».

68. <http://ma.chm-cbd.net>

69. Ainsi, les dispositions du dahir du 11 septembre 1934 sur la création des parcs nationaux sont abrogées (article 41).

70. http://ma.chm-cbd.net/manag_cons/esp_prot/manag_cons/esp_prot/sibe_ma



Carte I
Aires protégées marines et littorales du Maroc.

littoraux. Ceci s'explique par l'implication forte et ancienne de l'administration des eaux et forêts dans la montagne marocaine (MILIAN, 2007). Les Sibe littoraux (carte 1), dont la superficie ne dépasse pas 205 000 ha, sont au nombre de 38 dont 12 de priorité 1, 17 de priorité 2 et 12 de priorité 3.

I. Parc national d'Al Hoceima, II. Parc national Souss Massa, III. Parc national de Dakhla, et IV. Réserve naturelle des phoques moines.

Ces catégories de Sibe ont été dépassées, car la majorité de ces espaces ont été anthropisés, ce qui a nécessité leur reclassement. En effet, plusieurs Sibe classés par le PDAP en tant que réserves biologiques domaniales, ont été intégrés dans la catégorie des parcs nationaux (ABOU EL ABBES, 2004-2005 : 39) avec des superficies beaucoup plus importantes. La loi sur les aires protégées va consacrer ce nouveau classement. Or, le reclassement en parc national offre moins de protection par rapport aux autres catégories. L'impact des changements climatiques vient donc exacerber le risque de dégradation de ces espaces.

Par ailleurs, le Maroc a classé un certain nombre de sites sur la liste de la convention de Ramsar. Contrairement aux Sibe, les sites inscrits sur la liste de Ramsar sont majoritairement côtiers et marins. Ils se juxtaposent d'ailleurs parfois aux Sibe identifiés et parfois aussi aux parcs nationaux institués par la loi (carte 1).

Aux Sibe du Plan directeur pour les aires protégées (PDAP), aux zones humides inscrites sur la liste Ramsar et aux catégories anciennes (parcs nationaux et réserves, institués par le dahir sur la création des parcs nationaux et le dahir sur la police de la chasse⁷¹), la loi sur les aires protégées ajoute de nouvelles catégories (parc naturel, réserve biologique, réserve naturelle, site naturel). Cependant, cette loi ne précise pas quelles sont les mesures à adopter en vue d'assurer la synergie, avec les autres dispositions de protection de la nature, en matière de lutte contre les changements climatiques, comme préconisé par la Convention sur la diversité biologique (COP 9 Décision IX/16 sur la biodiversité et les changements climatiques). Son potentiel en matière d'adaptation aux changements climatiques ou d'atténuation face à leurs effets peut néanmoins provenir de l'institutionnalisation de nouvelles catégories d'aires protégées où les mesures de conservation de la nature sont renforcées. Il s'agit notamment des catégories instituées par les articles 5, 6 et 7. Dans ce sens, l'article 5 de la loi parle de « maintien des fonctions écologiques » qui peuvent aussi bien être liées à la lutte contre les changements climatiques. Mais la mise en œuvre de la loi en matière d'AMP risque d'être confrontée à des contraintes juridiques et institutionnelles.

Contraintes juridiques et institutionnelles

Pour favoriser le rôle des AMP dans le contexte du changement climatique, le droit international de l'environnement a adopté des principes et notions fondamentales comme l'approche écosystémique, le principe de précaution, l'adaptation et la résilience, qu'on ne retrouve pas dans le droit relatif aux aires marines protégées au Maroc. À ces lacunes s'ajoutent des entraves structurelles.

La défaillance des outils de flexibilité

Bien que la loi sur les aires protégées soit adoptée dans le cadre de la mise en œuvre de la CDB, elle n'en retranscrit pas tous les principes⁷². Or, le rôle des AMP dans la protection du littoral contre le réchauffement du climat exige une

71. Dahir du 11 septembre 1923 relatif à la police de la chasse, BO du 7 août 1923.

72. Ces principes ont été énoncés par les conférences des parties et majoritairement repris de la déclaration des Nations unies sur l'environnement et le développement adoptée lors de la Cnued à Rio De Janeiro en 1992.

certaine flexibilité de la loi qu'offrent d'une part, les principes généraux du droit de l'environnement et d'autre part, l'interprétation jurisprudentielle. Ces deux outils de flexibilité font défaut en droit marocain.

Le droit international a en effet souligné l'importance de certains principes de base comme le principe de précaution⁷³, l'approche écosystémique⁷⁴ ou la gestion adaptative. Il a adopté également des notions clés comme la résilience, la vulnérabilité, l'adaptation, l'atténuation (LEVINA et TIRPAK, 2006). Appliqué en matière de gestion côtière, le principe de précaution exige d'adopter une démarche flexible afin d'anticiper le risque. Or, le droit marocain n'offre pas toujours cette possibilité ; sachant que le plus souvent les arrêtés d'interdiction de pêche ou de ramassage de certaines espèces sur le littoral⁷⁵ s'inscrivent dans une approche de prévention, car le risque est généralement avéré. Le principe de précaution est, de fait, absent des textes régissant l'environnement au Maroc. Il ne figure pour l'instant que dans le projet de loi-cadre portant Charte de l'environnement et de développement durable qui dispose que le principe de précaution « consiste à prendre des mesures adéquates, économiquement viables et acceptables, destinées à faire face à des dommages environnementaux hypothétiques graves ou irréversibles, ou à des risques potentiels, même en l'absence de certitude scientifique absolue au sujet des impacts ... ».

Quant à l'approche écosystémique⁷⁶, elle est au sens de la Convention sur la diversité biologique « une stratégie de gestion intégrée des terres, des eaux et des ressources vivantes, qui favorise la conservation et l'utilisation durable d'une manière équitable (...) qui aidera à assurer l'équilibre entre les trois objectifs de la Convention que sont la conservation, l'utilisation durable et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques » (COP 5 Décision V/6). La conférence des parties à la CDB a établi un certain nombre de principes qui régissent cette approche comme la gestion adaptative⁷⁷ et décentralisée (principe 2), le maintien des services écosystémiques (principe 5), la prise en compte du long terme (principe 7). Dans ce sens, elle est considérée comme le fondement essentiel des AMP, notamment sous l'angle du risque climatique (COP 9 Décision IX/16). Or, la loi sur les aires protégées n'y fait pas référence. Il en est de même de la stratégie de développement du secteur des pêches à l'horizon 2020 (Plan Halieutis). Il est vrai que l'adoption d'une telle approche constitue pour le Maroc, en tant que pays émergent, un choix lourd de conséquences sur ses finances publiques (KIFANI *et al.*, 2008).

73. Principe 15 de la Déclaration de la Cnued.

74. Décision I/10 de la conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique, relative à la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine et côtière. Unep/CBD/COP/2/19 et déclaration de Reykjavik sur une pêche responsable dans l'écosystème marin (adoptée lors de la conférence de Reykjavik du 1^{er} au 4 octobre 2001).

75. Par exemple : arrêté du ministre des Pêches maritimes et de la Marine marchande n° 2134-93 du 26 octobre 1993 relatif à l'interdiction temporaire de pêche des phoques-moines et autres mammifères marins, ainsi que de certaines autres espèces marines, BO n° 4229 du 17 novembre 1993.

76. Paragraphes 2 à 14 de l'annexe à la décision IV/5 COP 4 sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine et côtière et programme de travail.

77. Principe 9 de l'annexe I-B de la cinquième conférence des parties à la CDB <http://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml>

Faut-il en déduire que cette loi néglige complètement le risque climatique ? L'étude des objectifs de cette loi montre l'utilisation de termes généraux qui ne visent pas spécifiquement tel ou tel impact. La loi compte en effet assurer « la protection, le maintien et l'amélioration de la diversité biologique, la conservation du patrimoine naturel et culturel, sa mise en valeur, sa réhabilitation pour un développement durable, ainsi que la préservation de sa dégradation » (article premier). Par ailleurs, la loi prévoit la mise en place d'un « réseau national d'aires protégées couvrant l'ensemble des écosystèmes naturels à travers tout le Royaume » (préambule), ce qui est en soi une application de l'approche écosystémique, même si la loi ne la cite pas expressément. Notons aussi que les rapports envoyés par le Maroc au secrétariat de la CDB soulignent l'importance de la prise en compte de l'approche écosystémique (Département de l'Environnement, 2009 : 72). Il est donc tout à fait normal qu'elle soit présente dans l'esprit des rédacteurs de la loi, mais regrettable qu'elle ne figure pas dans le dispositif du texte.

Un autre obstacle pour l'effectivité de cette loi réside dans la faible interprétation jurisprudentielle du droit de l'environnement au Maroc. Le contentieux environnemental au Maroc est quasi inexistant. Or, la jurisprudence joue un rôle fondamental dans l'interprétation de la loi lorsque celle-ci est assez générale, comme c'est le cas de la loi sur les aires marines protégées⁷⁸. C'est au juge que reviendrait par exemple la tâche de dire si une AMP peut être instituée en haute mer, lorsque la protection d'une ressource menacée par les changements climatiques l'exige (les changements climatiques peuvent induire la mobilité des ressources et donc nécessiter peut-être aussi la mobilité des AMP). C'est aussi au juge de dire si le critère d'utilité publique est respecté dans l'adoption de telle ou telle AMP, lorsque l'expropriation des terrains nécessaires fait l'objet de contestations de la population concernée. Force est de constater que d'une manière générale, l'interprétation du critère d'utilité publique par le juge n'est pour l'instant pas motivée par la protection de l'environnement. C'est aussi ce que révèle le contentieux de la domanialité publique qui fait ressortir un penchant du juge vers l'encouragement des investissements au détriment de la protection du domaine public maritime (ROUSSET, 1997), alors qu'en droit comparé, le contentieux, que suscite l'application de la directive Natura 2000 dans le contexte des changements climatiques, est important (CLIQUET *et al.*, 2009). À ces entraves, s'ajoutent l'enchevêtrement des institutions et l'incertitude de l'étendue de leurs compétences en matière de gestion des AMP.

Incertitudes et enchevêtrement des attributions

Bien que la loi ne le détermine pas clairement, les AMP peuvent être aussi bien proprement côtières (terre-mer) ou exclusivement maritimes. Dans les deux cas, l'approche écosystémique nécessite de prendre en considération les écosystèmes littoraux dans leur complexité. Or on assiste, plus particulièrement pour les

78. C'est aussi le rôle de la réglementation. Dans ce sens, les décrets d'application de la loi ne sont pas encore adoptés.

AMP côtières (les seuls types d'AMP qui existent actuellement, carte 1), à l'enchevêtrement des compétences des acteurs impliqués dans la gestion, cela est dû à la nature même de ces zones d'interface entre terre et mer. L'incertitude quant à l'étendue des champs d'action de ces acteurs accentue cette difficulté.

L'État et les collectivités locales sont impliqués dans la gestion des AMP. Néanmoins, les textes ne précisent pas si les collectivités locales peuvent intervenir ou non en mer. Par ailleurs, ils restent silencieux sur l'étendue de leurs compétences éventuelles en mer. Or, comme préconisé par le Giec, la contribution des collectivités locales en matière de gestion des AMP dans le contexte du changement climatique est essentielle.

En vertu de la loi sur les aires protégées, les collectivités locales peuvent contribuer à la création des AMP (article 9) en proposant la zone de localisation de ces aires. Elles doivent aussi valider le choix de création d'une AMP dans un délai de trois mois suivant la date de proposition du projet de création. Les collectivités locales sont également consultées par l'administration avant la validation du Plan d'aménagement et de gestion (PAG) de l'AMP (article 22) et elles sont tenues de le mettre en œuvre et d'en respecter les prescriptions (article 23). Dans ce sens, elles interviennent dans la gestion de l'AMP en préparant le projet de PAG, en aménageant l'AMP selon ce plan, en assurant le droit d'usage des populations et en garantissant la surveillance de l'AMP en vue de prévenir, contrôler et interdire « certaines activités humaines de nature à perturber le milieu naturel ».

Cependant, la loi ne précise pas, bien qu'elle reconnaisse la possibilité d'instaurer des aires protégées marines et côtières, quelle est l'étendue des compétences des collectivités locales en mer. Si cette question est laissée aux soins des décrets d'application qui ne sont pas encore adoptés, le retour aux règles générales n'apporte pas plus d'éclairage en la matière (IDLALÈNE, 2009).

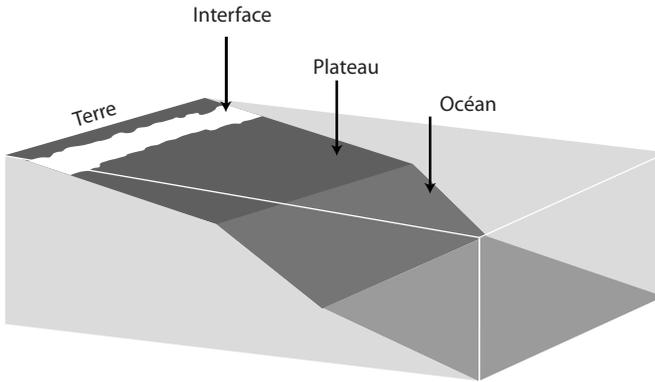
En effet, il ressort donc de la lecture de la loi relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement (article 35) que celle-ci adopte une approche intégrée de l'espace littoral qui ne peut exclure sa partie marine. Mais il n'est pas sûr que cette approche soit également celle adoptée par la Charte communale⁷⁹. Rien ne permet de le penser et même si l'on admet le contraire, il est difficile de savoir jusqu'où s'étendent les pouvoirs des communes en mer.

Le domaine public maritime (DPM), tel que défini par la loi⁸⁰, relève surtout de la compétence du ministère de l'Équipement. Le décret relatif à la lutte contre la pollution par les hydrocarbures⁸¹ en mer n'accorde également qu'un rôle très timide aux collectivités locales, notamment les communes, dans le cadre des opérations de lutte en mer. Ces opérations sont dirigées par l'inspection de la

79. Dahir n° 1-02-297 du 3 octobre 2002 portant promulgation de la loi n° 78-00 portant Charte communale, BO du 21 novembre 2002.

80. « Font partie du domaine public (...) : a) Le rivage de la mer jusqu'à la limite des plus hautes marées, ainsi qu'une zone de 6 m mesurée à partir de cette limite ; b) Les rades, ports, havres et leurs dépendances ; c) Les phares, fanaux, balises et généralement tous les ouvrages destinés à l'éclairage et au balisage des côtes et leurs dépendances ; (...) ». Dahir du 7 juillet 1914 (article 1).

81. Décret n° 2 -95-717 relatif à la préparation et à la lutte contre les pollutions marines accidentelles, BO du 19 décembre 1996.



	Terre	Zones d'interface	Plateau continental	Océan
Département de l'Urbanisme				
Département de l'Équipement				
Département du Tourisme				
Département des Eaux et Forêts				
Département des Pêches maritimes				
Département de la Marine marchande				
Département de l'Agriculture				
Agence du bassin hydraulique				
Marine royale				
Gendarmerie royale				

Figure 1
Les institutions intervenant en zone côtière au Maroc.

Marine royale avec l'aide des provinces et préfectures. Le dahir fixant la limite des eaux territoriales et de la zone de pêche exclusive marocaines⁸² précise dans son article 5 que « la souveraineté de l'État marocain s'étend à toutes les ressources biologiques de la colonne d'eau de [la mer territoriale] », mais ne dit pas si les collectivités locales y interviennent. Il en est de même du dahir portant promulgation de la loi n° 1-81 instituant une zone économique exclusive de 200 milles marins au large des côtes marocaines⁸³ (article 2). La jurisprudence au Maroc reste également silencieuse sur cette question.

L'incertitude quant à la limite des pouvoirs des communes en mer peut s'expliquer par la faiblesse des ressources octroyées à ces institutions (BOUACHIK, 2005). En effet, leurs compétences en mer sont difficilement envisageables, étant donné les moyens importants que cela exige. Aux incertitudes s'ajoutent le chevauchement des compétences d'une part, entre l'État et les collectivités locales, comme l'illustre l'exemple du DPM et d'autre part, entre les administrations étatiques intervenant sur la zone côtière (fig. 1).

82. Dahir portant loi n° 1-73-211 du 2 mars 1973, BORM n° 3149 du 7-03-1973.

83. Dahir n° 1-81-179 du 8 avril 1981, BO n° 3575 du 06-05-1981.

La création d'une aire protégée relève de la compétence de l'« administration », de sa propre initiative ou suite à une demande des collectivités locales (article 9, al. 1). Tout porte à croire que c'est l'administration des Eaux et Forêts qui aura cette fonction sachant qu'elle représente le principal point focal des conventions relatives à la protection des ressources naturelles (aux côtés du département de l'Environnement) et que c'est elle qui a élaboré la stratégie nationale des aires protégées dont le PDAP fait partie.

Quant aux autres administrations concernées, dont l'avis est nécessaire pour la création d'une aire protégée, la loi ne dit pas si elles sont les mêmes pour toutes les aires protégées ou si leur désignation dépend de la nature de celles-ci. Ainsi, en cas de création d'une AMP, il serait normal de consulter les départements en charge de la gestion des milieux côtiers. Or, ces départements sont multiples dans la mesure où ces espaces font intervenir aussi bien des administrations à vocation « terrestre » que des administrations purement maritimes. En effet, des divergences peuvent surgir en raison du caractère original des AMP et du fait qu'elles sont incluses dans un texte général qui ne prend pas en compte leurs spécificités. Ces divergences peuvent notamment se manifester à l'occasion de l'institution des AMP aux fins de pêche. En effet, la création de cette catégorie d'AMP (qui n'est pas expressément citée dans la loi sur les aires protégées) relève en principe du ministère des Pêches. Or, l'objectif poursuivi par ce ministère ne correspond pas toujours à la vision adoptée par l'administration des Eaux et Forêts qui défend son rôle historique dans le domaine de la création des aires protégées (ABOU EL ABBES, 2004-2005 : 16).

Par ailleurs, le plan Azur (JIMÉNEZ et GUERRERO, 2010) initié par le département du Tourisme qui focalise sur le produit balnéaire constitue une contrainte à prendre en compte pour l'institution d'une AMP. Ce genre de conflit est illustré par le nouveau parc national d'Al Hoceima où un projet de complexe touristique vient menacer la pérennité de cette AMP (NIBANI *et al.*, 2009).

Le choix des zones côtières comme espace de prédilection des AMP-pêche (MCA, 2011) est en mesure d'exacerber les conflits d'attributions avec l'administration des Eaux et Forêts, mais aussi avec le département de l'Équipement. En effet, les estuaires et les dunes maritimes sont des espaces qui illustrent parfaitement ces conflits. D'une part, sur les estuaires les départements des Pêches, de l'Équipement et de l'Agriculture sont fortement présents et leurs attributions peuvent se confronter notamment à l'occasion de la délivrance des autorisations d'exploitations aquacoles, mais aussi à l'occasion des rejets en mer en amont. D'autre part, sur les dunes maritimes, la présence d'un couvert végétal les fait relever de l'administration des Eaux et Forêts (article premier du Dahir du 10 octobre 1917 sur la conservation et l'exploitation des forêts), alors que leur présence dans les limites du DPM les fait ressortir de la compétence du département de l'Équipement (fig. 1).

En raison des forts enjeux présents sur la zone côtière, les AMP auront un rôle important à jouer en matière d'adaptation, notamment en l'absence d'une loi sur le littoral. Pour ce faire, les décrets d'application de la loi sur les aires

protégées doivent préciser les attributions des acteurs dans le domaine de l'institution et de la gestion des AMP. La loi doit par ailleurs être fondée sur des principes novateurs, susceptibles d'assurer sa flexibilité. L'adoption de la loi-cadre relative à la Charte nationale de l'environnement et du développement durable, en cours de préparation, sera-t-elle l'occasion d'intégrer ces principes au plus haut niveau de la hiérarchie des normes ?

Bibliographie

ABOU EL ABBES B., 2004-2005

Définition d'une stratégie de gestion des aires protégées du Maroc. Étude de cas : le projet de « Parc naturel de jbel Moussa ». Mémoire de mastère spécialisé management des services publics, Essec/Iscae, 97 p

BOUACHIK A., 2005

La gouvernance locale à la lumière de la nouvelle charte communale. *Remald*, 65 : 11- 20 (en langue arabe).

BIJLSMA L. et al., 1996

« Coastal zones and small islands ». In Watson R. T., Zinyowera M. C., Moss R. H. (eds) : *Climate Change 1995, Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*, Cambridge, Cambridge University Press, Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change : 289-324.

CLIQUET A. et al., 2009

Adaptation to climate change. Legal challenges for protected areas. *Utrecht Law Rev.*, 5 (1) : 158-175.

Département de l'Environnement, 2009

Quatrième rapport national sur la biodiversité. Secrétariat d'État auprès du ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement : 72.

DPM, 2008

Définition d'une stratégie renouvelée de développement et de compétitivité

du secteur des pêches-Mission 1 :

diagnostic stratégique. Ministère des Pêches maritimes et de l'Agriculture.

DUDLEY N., 2008

Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. Gland, UICN, 96 p.

FAO, 2008

Comité des pêches pour l'Atlantique centre-est. Rapport de la cinquième session du sous-comité scientifique. Casablanca, Maroc, 4-6 décembre 2007. Rapport sur les pêches, 869. Accra, FAO, 50 p.

FRÉON P., ARISTEGUI J., BERTRAND A., CRAWFORD R. J. M., FIELD J. C., GIBBONS M. J., TAM J., HUTCHINGS L., MASSKI H., MULLON C., RAMDANI M., SERET B., SIMIER M., 2009

Functional group biodiversity in Eastern Boundary Upwelling Ecosystems questions the wasp-waist trophic structure. *Progress in Oceanography*, 83 (1-4) : 97-106.

HELTBERG R., BENNETT SIEGEL P., LAU JORGENSEN S., 2009

Addressing human vulnerability to climate change: Toward a "no-regrets" approach. *Global Environmental Change*, 19 : 89-99.

IDLLALÈNE S., 2009

« Les Plans d'Action CAP Nador. Une démarche de GIZC pour le développement durable du littoral de la province de Nador, région de l'Oriental, Maroc ». In : *EUCC (SMAP III-CAP Nador)* : 202-217.

JIMÉNEZ E. A.,

CRESPO GUERRERO J. M., 2010

Tourisme, territoire et environnement sur la côte méditerranéenne du Maroc. *Cahiers de la Méditerranée*, 81 : 331-348.

KIFANI S., MASSKI H., FARAJ A., 2008

The need of an ecosystem approach to fisheries: The Moroccan upwelling-related resources case. *Fisheries Research*, 94 (1) : 36-42.

KLEIN R. J. T., NICHOLLS R. J., 1999

Assessment of coastal vulnerability to climate change. *Ambio*, 28 (2) : 182-187

LEVINA E., TIRPAK D., 2006

Adaptation to climate change: key terms. OECD, 24 p.

MALJEAN-DUBOIS S., WEMAËRE M., 2010

La diplomatie climatique : les enjeux d'un régime international du climat. Paris, Pedone, 280 p.

MANI M., MARKANDY A., IPE V., 2008

Policy and institutional reforms to support climate change. Adaptation and mitigation development programs, a practical guide. World Bank, 98 p.

MCA, 2011

Maroc, élaboration d'une stratégie de développement des aires marines protégées (AMP) aux fins de pêche

au Maroc et la création des aires marines protégées (AMP) dans des sites pilotes.

Rapport de stratégie de développement des AMP aux fins de pêche, DP.QCBS/ N° 2009/APP/AF-7.1, 67 p.

MILIAN J., 2007

Le dilemme entre développement et protection dans les montagnes du Maroc- le cas des parcs du Moyen Atlas. *Géocarrefour* [En ligne], 82/4, mis en ligne le 31 déc. 2010.

NIBANI H., MENIOU M., ZINE N., 2009

Proposition d'un plan d'action pour le site de Souani Sfiha avec les orientations d'aménagement et des actions pour une durabilité écologique, socio-culturelle et économique. 11 p.

ROUSSET M., 1997

Note sous les jugements du tribunal administratif de Casablanca du 24 janvier 1996 et du 24 avril 1996. *Remald*, 19 : 165-173.

Sites internet

<http://ma.chm-cbd.net>

http://ma.chm-cbd.net/manag_cons/esp_prot/manag_cons/esp_prot/sibe_ma

<http://unfccc.int/>

<http://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml>

<http://www.ramsar.org>

Conclusion

Des AMP pour la résilience des écosystèmes

Marie BONNIN

Pierre FAILLER

Raymond LAË

Présenter les défis scientifiques et les enjeux sociétaux des aires marines protégées a permis de mettre en évidence certaines problématiques inhérentes à la multiplication sans précédent de ces aires marines protégées. L'ambition de cet ouvrage était d'exposer, de la manière la plus objective possible, les avantages, inconvénients et éventuels risques de ce développement d'espaces naturels protégés en mer.

À l'instar des aires protégées terrestres, il est toujours tentant de chercher à comparer les zones protégées à celles qui ne le sont pas et de mettre en opposition les zones marines classées avec celles ne bénéficiant d'aucune protection. L'une est-elle systématiquement mieux protégée que l'autre ? Les premières ont-elles vocation à servir de laboratoire expérimental pour les secondes (AUBERTIN et RODARY, 2008) ? En tout état de cause, la protection des socio-écosystèmes nécessite à la fois des recherches issues des sciences naturelles et d'analyses en termes de gouvernance. Les travaux présentés dans cet ouvrage ont permis de démontrer que des controverses et difficultés d'application existent, mais qu'elles ne doivent pas diminuer l'importance des aires marines protégées, notamment pour la résilience des écosystèmes face aux pressions anthropiques et au changement climatique. Car, au-delà de l'écosystème concerné par la réglementation de l'AMP, la mise en place d'aires marines protégées a de nombreux autres effets qu'il importe de souligner.

Des controverses et difficultés d'application

Des aires marines protégées pour quelle efficacité écologique ?

D'une manière générale, les aires marines protégées ont été mises en place de manière opportuniste et résultent le plus souvent d'une forte volonté politique ou de la pression répétée d'organisations non gouvernementales. Très souvent leurs fonctionnalités propres, leurs limites, leurs organisations en réserves intégrales ou en accès limités, ne sont pas définies sur la base de connaissances scientifiques et/ou ne prennent pas en compte la notion d'écosystème et de rôle de l'AMP dans cet écosystème. Enfin, le manque d'informations disponibles, de données spatialisées, d'états de référence vient limiter la définition des AMP, leurs objectifs réels et par la suite leur suivi dans le temps et l'évaluation de leurs efficacités.

Par ailleurs, il apparaît évident que deux types d'AMP vont immédiatement être concernées par ces travaux d'identification.

1) des AMP de conservation ou sanctuarisation. Il s'agira dans bien des cas de définir des écosystèmes sains recouvrant des habitats essentiels et qu'il faut protéger pour les préserver de développements futurs ou de pressions anthropiques à venir. Cette phase paraît relativement aisée dans la mesure où les pressions anthropiques ne sont pas encore élevées et où les enjeux économiques et sociaux sont limités.

2) Des AMP de restauration. Il s'agit là d'identifier des zones impactées et importantes pour le fonctionnement d'un écosystème et/ou la survie de certaines écophases particulièrement sensibles chez des espèces ou des peuplements à protéger. Il y a donc la nécessité de mettre en place des restrictions de manière à récupérer une bonne qualité écologique de la zone, qualité largement dégradée au moment de la prise de conscience.

Ces préoccupations apparaissent clairement au travers des chapitres de cet ouvrage avec une attention particulière aux habitats côtiers et estuariens qui constituent les zones les plus sensibles. Il faut savoir en effet que de nombreuses espèces marines, qui constituent les communautés de poissons et de crustacés littoraux, colonisent et exploitent au stade juvénile divers écosystèmes intertidaux comme les estuaires, les lagunes, les mangroves, les herbiers... Il est donc essentiel de maintenir la fonctionnalité de ces systèmes d'interface et notamment, celle des estuaires et des milieux côtiers (Olivier Le Pape, cet ouvrage), qui hébergent tout ou partie du cycle de vie d'une forte proportion des ressources exploitées : de la qualité de ces milieux dépendra le bon développement des écophases juvéniles et plus tard l'importance du recrutement observé en mer. Dans ce contexte, la mise en place d'aires marines protégées constitue une opportunité unique d'adopter des mesures de gestion qui permettront de

maintenir, voire de restaurer, ces milieux et leur capacité à contribuer au renouvellement des ressources halieutiques (MESNILDREY *et al.*, 2010). Ainsi, l'établissement de mesures de protection des juvéniles sur les nourriceries fait partie des mesures efficaces pour assurer la pérennité d'un stock. Ces mesures sont particulièrement efficaces pour des espèces présentant un fort niveau de dépendance à des habitats spécifiques au cours de leur vie juvénile (VAN DE WOLFSHAAR *et al.*, 2011). Par ailleurs, les frayères, du fait de fortes concentrations facilement capturables, sont des habitats où les individus sont particulièrement vulnérables et dont la protection peut avoir des conséquences positives (GRUSS, 2012). Dans tous les cas, la prise en compte du cycle de vie des ressources et de leur dépendance à des habitats spécifiques au cours de ce cycle de vie est une composante essentielle pour définir des zones de protection efficaces.

Dans le même esprit et en termes de qualité de l'environnement, les mangroves sont classiquement perçues comme des habitats essentiels pour la survie et le développement des larves et des juvéniles. Leur préservation, leur extension et la conservation de leur intégrité fonctionnelle sont jugées déterminantes pour le renouvellement des stocks de poissons et de crustacés exploités plus au large (Guiral, cet ouvrage). De fait, les mangroves et leurs vasières associées jouent un rôle écologique très important, car elles offrent aux diverses écophases juvéniles un habitat protecteur et des ressources trophiques nouvelles produites à partir d'éléments nutritifs initialement piégés dans les sédiments. La mangrove permet donc le transfert d'éléments nutritifs plus ou moins fossilisés vers une biomasse nouvelle servant d'alimentation à des écophases juvéniles particulièrement vulnérables. L'attractivité de ces zones refuges se réduit par la suite avec la croissance des individus et le changement de leur régime alimentaire, menant à leur migration vers des zones adjacentes marines. Ces migrations ontogéniques assurent ainsi une réduction de la compétition intraspécifique entre les diverses classes d'âge et de taille d'une même population. Compte tenu de ces éléments, il apparaît important d'un point de vue opérationnel que l'organisation structurelle des AMP soit pensée en fonction des cycles migratoires et ontogéniques des espèces, sources de dépendances fonctionnelles entre divers écosystèmes interactifs et complémentaires. Parmi ceux-ci, les mangroves et leurs vasières attenantes occupent une place privilégiée qu'il importe de préserver et de défendre, mais en recourant à une argumentation objective et rationnelle.

Une fois définies ces AMP, il reste à en évaluer l'efficacité réelle. La littérature regorge à cet égard de « success story » et met en avant, lorsqu'elles sont gérées effectivement sur une longue période (plus de dix ans), des effets à l'intérieur des zones sanctuarisées d'augmentation de biomasse (+ 250 à 446 %), de densité, et dans une moindre mesure, de taille d'individus, mais aussi de biodiversité (HENICHART et GASCUEL, 2011). Des phénomènes de débordement significatifs sont également observés dans un périmètre restreint (surtout dans les 500 m) à l'extérieur des AMP, ce qui explique une accentuation de la pression de pêche aux abords de ces AMP. Toutefois, ce type d'évaluation reste

complexe dans la mesure où la définition des AMP est multiple avec des objectifs de conservation, de restauration et de gestion très différents. Cette imprécision rend difficile les analyses transverses et les comparaisons, et doit susciter une certaine réserve quant aux résultats observés. Par ailleurs, évaluer l'efficacité d'une AMP n'est pas chose évidente si l'on considère qu'il n'existe très souvent pas d'état de référence et que dans ces conditions, les améliorations potentielles peuvent être sujettes à caution. D'ailleurs, certaines AMP ont produit des effets différents de ceux attendus en raison de changements écosystémiques indirects. Il est sûr que la protection des habitats, en supprimant certaines pratiques destructives et/ou les activités de pêche, entraîne logiquement une réduction de la mortalité naturelle et un arrêt de la mortalité par pêche. Mais ces modifications entraînent également en cascade des relations de prédation entre les différentes populations présentes et au final une réorganisation du peuplement (LAË *et al.*, cet ouvrage). 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. Il faut par ailleurs souligner que la mise en place d'AMP dans des secteurs peu exploités peut paraître plus facile, car 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. Ces AMP de conservation qui joueront un rôle déterminant à l'avenir doivent alors être évaluées sur des critères d'organisation et de qualité des peuplements et non pas d'amélioration par rapport à une situation antérieure.

Notons également que la notion de temps et de maturité de l'AMP est essentielle. En effet, à la création des AMP, il ne faut pas sous-estimer l'existence d'un « effet sanctuaire » qui peut attirer de grands prédateurs vers la zone sanctuarisée pour des raisons trophiques, mais également pour échapper à la pression de pêche environnante. Cet effet semble attesté par une augmentation immédiate de la présence des grands prédateurs aussitôt la mise en réserve effectuée et avant même une éventuelle augmentation de la biomasse de leurs proies potentielles. Par ailleurs, la restauration des écosystèmes n'est pas un phénomène linéaire : à des états d'amélioration assez rapides, peuvent succéder des variations parfois difficiles à expliquer. Ces variations trouvent leur explication dans la recherche d'un équilibre dynamique en liaison également avec la variabilité naturelle de l'environnement. Certaines études nécessitent de longues années d'observation avant que l'AMP n'atteigne son 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 donc 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 surtout d'exportation larvaire sont très difficiles à estimer correctement. Pourtant, l'un des principaux effets des AMP, même s'il n'est pas local, pourrait se situer à ce niveau en enrichissant et en réalimentant des zones parfois très éloignées. Cette conception des AMP doit

être intégrée dans une vision régionale de gestion des écosystèmes et des ressources. Enfin, 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.

La création d'aires marines protégées est de plus en plus préconisée pour assurer la résilience écologique des écosystèmes, et notamment des récifs coralliens face aux impacts futurs du changement climatique. Trois modèles d'AMP ont jusqu'alors dominé : i) le modèle insulaire écosystémique qui est un espace de conservation excluant la présence de l'homme, ii) le modèle insulaire socio-centré dans lequel l'AMP est supposée accroître la résilience du socio-écosystème corallien, appréhendée comme le produit d'un binôme relationnel entre le couple résistance/adaptation du socio-système et le couple résistance/adaptation de l'écosystème et iii) le modèle écosystémique réticulé qui fait suite au précédent et qui envisage l'écosystème récifal dans une perspective régionale et l'AMP comme partie constitutive d'un réseau d'AMP à l'échelle internationale (David *et al.*, cet ouvrage). Dans un contexte de densification humaine des littoraux, David *et al.* ont démontré qu'aucun de ces modèles n'est suffisant pour assurer une adaptation aux changements climatiques. En particulier, une planification de la conservation dictée par ces modèles théoriques serait limitée *de facto* par des résistances d'ordre sociétal. Il est au contraire pertinent de planifier des réseaux d'AMP en prenant en compte les interactions récursives entre l'écosystème et le socio-système à différentes échelles. Ainsi, le développement de réseaux résilients d'AMP composés d'une myriade d'aires protégées de petites tailles, qui prennent en compte *a minima* la représentativité de la biodiversité régionale, la connectivité écologique régionale et l'acceptabilité sociale locale de l'AMP, sont nécessaires. Ceci nécessitera de renforcer la production de bases de données régionales avec une attention particulière aux données spatialisées (GARCIA *et al.*, 2013). Plusieurs opérations préalables à la mise en place d'AMP pourraient être envisagées :

- le développement de Systèmes d'information géographique (SIG) et production d'atlas thématiques ;
- la définition d'un zonage bio-écologique permettant d'identifier :
 - les habitats vulnérables et les habitats essentiels (nurseries, zone de reproduction, corridors écologiques fonctionnels...),
 - les zones de forte abondance, les échelles géographiques des stocks concernés, les zones de forte biodiversité, de forte productivité, les taux d'échange et les migrations, les zones et l'effort de pêche et les captures,
 - un zonage des espaces avec des effets de débordement (spillover) au-delà des frontières de l'AMP ;
- un zonage socio-économique et administratif en mer : les zones de pêche par métier, les unités de gestion et de réglementation, les saisonnalités et éléments de migration, les restrictions aux autres usagers ;

– un zonage socio-économique et administratif à terre : typologie des sites de débarquement (apports, nombre de bateaux,...), centres de transformation, aires de déplacement et principaux bassins économiques (activités, emplois...) au-delà de la zone AMP elle-même, et prise en compte des circonscriptions administratives concernées.

Tous ces zonages doivent valoriser les connaissances déjà acquises, ainsi que les savoirs locaux pour permettre une gouvernance efficace des AMP.

Quelle gouvernance efficace pour les AMP ?

Au-delà de leur positionnement dans l'espace, les modalités de mise en place des aires marines protégées constituent un élément essentiel de leur efficacité future.

La protection des espèces en danger ou emblématiques n'est plus au cœur des dispositifs de protection qui cherchent désormais à valoriser les démarches de conservation de la nature pour l'ensemble des acteurs (Cormier-Salem, cet ouvrage). Ces acteurs sont d'ailleurs de plus en plus nombreux et peuvent avoir des intérêts divergents, ce qui induit une complexité certaine du processus de concertation préalable à la mise en place des aires marines protégées et à leur mise en œuvre. La participation de l'ensemble des parties prenantes à ces processus mettant en place des AMP relève de la gouvernance participative et par le biais de trois études de cas, Cormier-Salem a illustré les difficultés inhérentes à ces démarches collectives. Elle souligne toutefois que bien que les retombées locales soient mitigées, ces démarches sont novatrices, innovantes et porteuses d'espoir en ce qu'elles sont des expériences particulièrement intéressantes en termes de jeu d'acteurs. Néanmoins, Cormier-Salem souligne également les difficultés découlant de l'exacerbation des tensions entre groupes et catégories d'acteurs et montre les difficultés de la transition de la gestion étatique à la gouvernance locale. Tout en s'accordant sur l'importance d'une implication participative des communautés de pêcheurs, Camara et Niang ont complété cette analyse en soulignant que, tant au moment de la création de l'AMP que dans le cadre de sa gestion, le transfert de l'État aux autorités locales ne devrait pas impliquer de désengagement de l'État. La généralisation des mouvements de décentralisation associés au développement de procédures de cogestion basées sur des méthodes participatives a en effet restreint le rôle de l'État qui parfois se désengage du suivi des AMP.

Poursuivant la réflexion sur le rôle de l'État, Galletti et Chaboud s'interrogent sur la justification qu'il y a à porter une attention accrue à seulement certaines portions du territoire. Un des arguments avancés par ces auteurs est que ces choix se fondent entre autres sur la notion de risques. En effet, en se basant sur les principes de prévention et de précaution, les États peuvent justifier la création d'AMP et, partant, de nouvelles emprises en mer. Toutefois, cette fonction de résistance aux risques n'est pas forcément

bien comprise et acceptée par les populations concernées par l'AMP. Galletti et Chaboud soulignent ainsi que dans des pays du Sud, les populations pauvres sont dans des situations d'urgence (possiblement aggravées par les conséquences du changement climatique) favorisant une forte préférence pour le présent. Ceci ne les incite pas à adhérer spontanément aux idéaux de la conservation, renforcés par ceux de la gestion des risques. Ces derniers leur imposeraient d'accepter les coûts immédiats et certains de la conservation (coûts de renoncement à une extraction immédiate de ressource) contre, au mieux, des bénéfices lointains (parfois hors de leur horizon temporel) et incertains ou contre, seulement, l'espérance d'une situation écologique maintenue ou moins dégradée.

S'il ne facilite pas forcément l'acceptation des AMP, le rôle futur de ces espaces côtiers protégés est souligné par de nombreux auteurs. Idlilène et Masski, dans cet ouvrage, relèvent d'ailleurs que les AMP ont un rôle important à jouer en matière d'adaptation aux effets des changements climatiques et particulièrement au Maroc où il n'existe pour l'instant pas de loi dédiée à la protection du littoral. Il importe toutefois de noter que ce rôle est subordonné à certaines conditions, et notamment au fait que les attributions des différents acteurs à la fois lors de la mise en place des AMP, mais également pour leur gestion doivent être précisées pour que l'incertitude et l'incompétence ne puissent pas constituer des freins à ces rôles futurs. C'est donc la diversité des acteurs et de leurs compétences qui constitue un véritable challenge dans un contexte de multiplication des AMP. En vertu du principe de participation, chacun doit avoir la capacité d'intervenir lors de la mise en place de ces espaces protégés, et plus généralement dans les processus de décision relatifs à leur gestion. Les rapports de pouvoir entre les différents secteurs sont mis en valeur par Dahou *et al.* (cet ouvrage). Ils sont d'autant plus importants qu'une approche transversale permettant de dépasser les frontières entre secteurs d'activité est nécessaire pour garantir à la fois le fonctionnement de l'AMP et son intégration sociale. Or, une telle approche nécessite d'impliquer l'ensemble des acteurs horizontalement (pêche, tourisme, nature...) et verticalement (États, collectivités locales...).

Les modalités d'établissement des AMP doivent continuer de faire l'objet d'analyses et des recherches restent nécessaires sur :

- la sensibilisation des populations ;
- l'effectivité des réglementations, avec notamment un focus particulier sur le lien entre l'organisation sociale productrice de règles coutumières et le droit positif ;
- les modalités de gouvernance en liaison avec la taille des AMP (DE SANTO, 2013) ;
- la nécessité d'une coopération régionale (Failler, cet ouvrage) pour permettre l'intégration des AMP dans les différents secteurs ;
- la prise en compte de la connectivité écologique.

Une utilité locale et globale

Par-delà les impératifs de conservation et de protection des espèces existantes qui les fondent, les aires marines protégées sont de plus en plus considérées comme des vecteurs de résilience face aux changements globaux (DUDLEY *et al.*, 2010). Du fait d'une biodiversité plus grande et d'habitats naturels en meilleur état de santé, elles semblent, plus que les zones non protégées, à même de s'adapter aux modifications du climat et, dans une certaine mesure, d'en atténuer les effets. Les AMP apparaissent ainsi comme une assurance multi-risque contre les changements à venir (THORPE *et al.*, 2011).

De plus, avec les services écologiques qu'elles rendent, leur efficacité s'étend bien au-delà de leurs frontières, que ce soit en matière de production de biomasse halieutique dont une partie se disperse hors du plan d'eau protégé (Laë *et al.*, cet ouvrage), ou en matière de séquestration du carbone, de la part des herbiers et des mangroves notamment, dont les effets sont planétaires. La fourniture de services écologiques des AMP dépasse donc largement, non seulement l'espace circonscrit, mais aussi les prérogatives assignées puisque, hormis la restauration ou la préservation du service de production de biomasse halieutique, aucun autre service écologique majeur n'est inscrit à leur agenda, même pour les plus récentes d'entre elles. La dissémination des effets dans le temps et l'espace, plus ou moins longue et diffuse, confère à ces services une certaine opacité et les rend difficilement appréhensibles par les outils d'évaluation actuels.

Évaluer l'efficacité des AMP sous le seul angle de leur contribution immédiate et sur la base restreinte des services dédiés à la production de biomasse halieutique comporte dès lors un biais important qui nuit à l'appréciation du rôle qu'elles jouent réellement. En effet, elles interviennent significativement dans le maintien de l'existant et dans l'adaptation et l'atténuation des effets liés au changement climatique comme l'élévation du niveau et de la température des mers, l'accroissement de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques violents et les modifications des courants océaniques. À cet égard, la superficie et l'état de santé des écosystèmes sont deux facteurs décisifs : les AMP de grande taille sont plus propices à l'adaptation et au développement de nouvelles réponses écologiques et par ailleurs, la qualité du service écologique fourni par l'écosystème est directement liée à son état de santé (Failler *et al.*, 2010).

Les AMP de l'Afrique de l'Ouest disposent, comme les autres, d'une capacité à s'adapter à un environnement changeant et sans doute même de manière plus efficace que les autres écosystèmes formant le reste du littoral dans la mesure où les aptitudes écologiques de leurs écosystèmes y sont bien meilleures. Ainsi, selon la classification adoptée lors de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire⁸⁴,

84. Voir <http://www.millenniumassessment.org/fr/index.html>

les services de support⁸⁵, de régulation⁸⁶ et d'approvisionnement⁸⁷ y sont ainsi globalement de meilleure qualité et en plus grande quantité.

Dans le cadre du projet EVA⁸⁸/Rampao, la valeur économique totale des services produits par les écosystèmes les plus représentatifs du milieu marin et côtier de l'Afrique de l'Ouest a été estimée. La plus-value liée aux mesures de protection a également été mesurée en comparant la valeur obtenue pour des écosystèmes sis au sein de cinq aires marines protégées (langue de Barbarie au Sénégal, Rio Cacheu et Urok en Guinée-Bissau, Tristao et Alcatras en Guinée et Santa Luzia au Cap-Vert) à celle des mêmes écosystèmes de cinq zones de comparaison.

Bien qu'il existe une certaine polémique autour de la monétarisation du vivant et de ses fonctions, il n'en demeure pas moins que le travail, qui a mené à l'estimation de la valeur des différents services de support, de régulation et d'approvisionnement, a montré que globalement les services d'approvisionnement sont plus faibles dans les AMP que dans les zones de comparaison, mais qu'en revanche ceux de support et de régulation étaient plus élevés. Ce résultat s'explique tout d'abord par le fait que la pêche et la coupe de bois, les deux principaux services d'approvisionnement, sont plus limitées dans les AMP que dans les zones adjacentes. Il se comprend ensuite par le fait que les écosystèmes marins et côtiers sont en général en meilleur état de santé au sein des AMP que dans les zones de comparaison, d'où leur capacité à fournir des services qui ne servent pas directement à l'homme, mais contribuent fortement à façonner son environnement. Cela est particulièrement vrai pour les services liés à la protection des côtes, au traitement des eaux, à la séquestration du carbone et à la production de biomasse, trois services dont les effets se propagent à plus ou moindre grande échelle aux alentours des AMP.

Concernant la protection contre l'érosion côtière, les écosystèmes côtiers forment des barrières de protection naturelle pour le littoral. Ils limitent le phénomène d'érosion des côtes en absorbant 70 à 90 % de l'énergie des vagues (WELLS *et al.*, 2006) et amoindrissent les dégâts provoqués par les phénomènes météorologiques violents (ouragans, tempêtes tropicales,...). Parmi les écosystèmes contribuant à la protection côtière (herbiers, mangroves, plages, vasières, fonds rocheux et fonds coralliens), les mangroves jouent un rôle majeur dont le service fourni est d'environ 25 % plus important dans les AMP que dans les zones de comparaison. La limitation de la coupe du bois à des fins domestique ou professionnelle (fumage du poisson) constitue le principal facteur explicatif.

85. Services nécessaires à la production de tous les autres services des écosystèmes, notamment formation du sol et substrat marin, cycle des nutriments, habitats marins et production primaire et protection côtière, etc.

86. Bénéfices obtenus de la régulation des processus des écosystèmes : régulation du climat, régulation de certaines maladies, régulation du cycle de l'eau, purification de l'eau, etc.

87. Services d'approvisionnement : produits obtenus depuis les écosystèmes, notamment, poissons et coquillages, eau, bois (mangrove), fibres, composés biochimiques, ressources génétiques, etc.

88. Réalisé dans le cadre du Programme régional côtier et marin de l'Afrique de l'Ouest entre 2008 et 2011 et coordonné par l'université de Portsmouth.

Le traitement des eaux et des nutriments est effectué essentiellement par les mangroves, les estuaires et chenaux, ainsi que les herbiers. Les mangroves, directement présentes à l'interface terre/mer, sont le premier écosystème littoral que les eaux des bassins versants traversent. Les palétuviers, par le biais de leurs racines échasses, agissent comme des filtres sur les eaux continentales, limitant la quantité de matière en suspension déversée dans les océans. Les estuaires et chenaux participent au traitement des eaux et au cycle des nutriments, en assurant par le biais des marées la recirculation des nutriments indispensables à la vie. C'est ce qui a été observé entre autres dans le complexe des « rivières du Sud » en Afrique du Nord-Ouest (CORMIER-SALEM, 1999). Les estuaires assurent également le rôle de « tampon » lors de pollution chimique terrestre. Les mangroves et les estuaires empêchent également le dépôt de sédiments sur les herbiers et les récifs coralliens, ce qui favorise leur développement. Les herbiers participent à la purification de l'eau en piégeant une partie de la matière en suspension dans la matrice de leurs racines. Globalement, les écosystèmes au sein des AMP ont une capacité de traitement des eaux et des nutriments de 20 % supérieure à celle des écosystèmes des zones de comparaison. Le meilleur état de santé des écosystèmes des AMP, situées généralement dans des zones moins anthropisées et donc moins sujettes à la pollution, permet une telle qualité de service.

La séquestration du dioxyde de carbone (CO₂) est au centre de toutes les discussions sur le climat. En tant que gaz à effet de serre produit en grande quantité par les activités humaines, il est montré du doigt comme responsable du réchauffement de la planète. La volonté actuelle de diminuer les quantités émises dans l'atmosphère fait qu'un regard nouveau s'est posé sur la capacité de la nature à absorber et piéger ce gaz. En Afrique de l'Ouest, les herbiers et, dans une moindre mesure, les mangroves jouent le rôle de pompe à carbone et cela d'autant mieux que ces écosystèmes sont préservés et donc en meilleur état de santé. Ainsi, au sein des AMP, la capacité de séquestration est environ 25 % supérieure à ce qu'elle peut être à l'extérieur.

Au total, les bénéfices qui découlent des AMP ne sont pas des bénéfices tangibles dont les populations allochtones peuvent tirer un avantage monétaire immédiat. La préservation, voire l'amélioration d'un écosystème, se traduit même dans certains cas par une perte monétaire du fait des restrictions d'usages en place. Toutefois, si l'on place l'AMP dans un contexte géographique élargi, il ressort que le maintien ou l'amélioration d'un écosystème par la création d'une AMP contribue à l'amélioration des écosystèmes en général, et plus particulièrement ceux sis à sa périphérie. Les AMP ouest-africaines, de par la qualité des services de support et de régulation de leurs écosystèmes, jouent ainsi un rôle majeur dans le maintien des équilibres entre la terre et la mer. Elles sont, de plus, des vecteurs performants de lutte contre le changement climatique, notamment en matière de séquestration du carbone. Aussi, la performance, la rentabilité ou tout autre indicateur de succès des AMP doivent-ils être évalués à l'aune de ces effets. Enfin, à la protection de la biodiversité, doit s'adjoindre le mandat de renforcement de la résilience des écosystèmes et de maintien des services rendus par des écosystèmes marins en bonne santé.

Conclusion

Tout au long de cet ouvrage qui a permis de colliger l'avis d'auteurs d'horizons différents, il est clairement apparu que l'efficacité des AMP peut être relativement limitée localement en termes d'augmentation de la ressource, mais qu'elle peut jouer un rôle important sur sa composition spécifique et trophique et à une échelle plus régionale sur la sécurisation et l'amélioration du recrutement dans des zones éloignées. De même, la préservation de certains habitats essentiels aide à maintenir certaines fonctionnalités des écosystèmes et à favoriser la survie et le développement d'écophases particulièrement critiques.

En dehors de ces améliorations locales ou régionales, la bonne santé des habitats côtiers aide à lutter contre les perturbations, et notamment contre le réchauffement climatique. À ce stade, on dépasse largement le cadre des intérêts locaux pour rejoindre des préoccupations traitées à l'échelle de la planète entière. La multiplication des espaces protégés et la préservation des habitats peuvent ainsi permettre, entre autres moyens, de lutter contre les effets du changement climatique.

Il ressort donc de ces premières analyses que les bénéfices attendus des AMP ne sont pas forcément immédiats ni spectaculaires, mais que leur utilité à une échelle plus régionale ou globale justifie pleinement leur existence et leur augmentation. Ceci remet en question la notion de rentabilité économique souvent recherchée pour assurer la pérennité des AMP et justifie la recherche de financements externes ou de subventions pour compenser localement la perte de certains revenus au profit d'intérêts jugés prioritaires.

La mise en place des AMP doit donc s'accompagner d'actions de sensibilisation des populations locales et des acteurs devant mener à une bonne compréhension des processus à modifier qui, très souvent, s'inscrivent dans des échelles de temps longs. Les bénéfices escomptés peuvent alors tarder à apparaître et le manque à gagner dans le long terme doit être envisagé et compensé dès le départ.

Par ailleurs, l'objectif affiché d'atteindre 10 % d'AMP à l'horizon 2020 ne peut être pris indépendamment des autres réglementations/règles relatives à l'ensemble de l'environnement marin et côtier. Une des solutions retenues consiste à mettre en AMP des zones où s'exercent de faibles pressions anthropiques, mais ce choix ne doit pas occulter la nécessité de travailler également sur des espaces exploités dont l'importance écologique et fonctionnelle peut être aussi forte. De plus, le fait d'augmenter le nombre, la taille et la connectivité des AMP va certainement, et c'est la tendance observée actuellement, s'accompagner de restrictions beaucoup moins contraignantes que les sanctuaires mis en place au départ. En conséquence, ce type de contraintes/réglementations moins strictes se rapproche ou s'apparente aux mesures déjà en vigueur dans la zone littorale et marine, mesures qui ont connu et connaissent encore de grosses difficultés d'application ayant justifié la mise en place d'AMP communautaires.

Il existe donc un risque de retrouver des réglementations d'usages proches de celles qui prévalaient avant la mise en place des AMP, notamment dans le domaine des pêches. L'extension des zones protégées et la généralisation de ces règles présentent le risque de diluer l'intérêt des populations riveraines, entraînant un faible respect des nouvelles réglementations/règles/normes.

Cet ouvrage a montré l'importance de l'incertitude dans le domaine des aires marines protégées. Cependant, seules certaines de ces incertitudes ont pu être présentées ici et il importe de souligner que de nombreuses autres questions restent en suspens. Ainsi, des réflexions doivent être menées, notamment sur la taille idéale et acceptable des aires marines protégées, sur leur mise en réseau permettant de relier des habitats essentiels, sur le rôle et l'importance de la connectivité. Dans d'autres domaines, il importera également de mener des recherches sur les modes de financements internationaux ou locaux des AMP, sur l'impact politique de la pression des ONG internationales. Mais il importe surtout de relativiser le postulat selon lequel toute aire marine protégée est forcément bénéfique. Car, quels que soient leur nombre et/ou le pourcentage d'espace occupé, les AMP ne peuvent pas être l'unique solution aux problèmes de pressions anthropiques et justifier des comportements excessifs dans les zones non protégées. Les réglementations en dehors des AMP restent tout autant fondamentales et toutes ces approches sont forcément complémentaires : une vision régionale est absolument nécessaire avec la mise en place de protection d'un certain nombre d'habitats sensibles, s'accompagnant d'une réglementation stricte des activités humaines à l'extérieur des zones protégées.

Bibliographie

AUBERTIN C., RODARY E. (éd.), 2008
Aires protégées, espaces durables.
Paris, IRD, coll. Objectifs Suds, 270 p.

BINET T., BOROT DE BATTISTI A., FAILLER P., 2011
« Évaluation économique des écosystèmes marins et côtiers ». In Jacquet P., Pachauri R. K., Tubiana L. : *Regards sur la terre, océans : la nouvelle frontière*, Paris, Armand Colin : 180-185.

CORMIER-SALEM M.-C., 1999
Rivières du Sud. Paris, IRD Éditions, t. 1 et t. 2. 416 p. et 288 p.

DE SANTO E., 2013
Missing marine protected areas targets: how the push for quantity over quality

undermines sustainability and social justice. *Journal of Environmental Management*, 124 : 137-146.

DUDLEY N. et al. (eds), 2010
Natural Solutions: Protected Areas Helping People to Cope with Climate Change. Gland, Switzerland, IUCN-WCPA, TNC, UNDP, WCS, World Bank and WWF.

FAILLER P., PETRE E., MARECHAL J.-P., 2010
Détermination de la valeur socio-économique des récifs coralliens et écosystèmes associés (mangroves, herbiers de phanérogames, zones littorales envasées) de Martinique. Rapport final, plan d'actions national Ifreco 2006-2010, thème d'intérêt

transversal « Socio-économie », Fort-de-France, Martinique, 178 p.

GARCIA S. M., BONCOEUR J., GASCUEL D. (éd.), 2013

Les aires marines protégées et la pêche. Bioécologie, socio-économie et gouvernance. Presses universitaires de Perpignan, 432 p.

GRUSS A., 2012

Evaluation of the effectiveness of marine protected areas for mobile exploited fish populations and their fisheries: Modeling approaches. Thèse de doctorat, spécialité Biologie des populations et écologie, université Montpellier-2, 226 p.

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.

MESNILDREY L., GASCUEL D., LESUEUR M., LE PAPE O., 2010

« Les effets des réserves de pêche : bilan des connaissances et questions scientifiques ». Poster, colloque de stratégie scientifique de l'agence des aires marines protégées, Paris, 22-24 nov. 2011.

THORPE A., FAILLER P., BAVINCK M. (eds), 2011

Marine Protected Area (MPAs). *Special Feature, Environmental Management*, 47 (4).

VAN DE WOLFSHAAR K.,

HILLERISLAMBERS R., GARDMARK A., 2011

Effect of habitat productivity and exploitation on populations with complex life cycles. *Marine Ecology Progress Series*, 438 : 175-184.

VANDEPERRE F., HIGGINS R. M.,

SÁNCHEZ-MECA J., MAYNOU F., GOÑI R.,

MARTÍN-SOSA P., PÉREZ-RUZAF 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.

WELLS S., RAVILIOUS C.,

CORCORAN E., 2006

In the front line; shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. Genève, Unep.

Les auteurs

Mame Agossah

Économiste, Cemare, université de Portsmouth, United Kingdom.
mame.a@hotmail.fr

Mohamed Behnassi

Chercheur en droit de l'environnement, faculté des sciences juridiques économiques et sociales, université d'Ibn Zohr, Maroc.
behnassi@gmail.com

Sami Bensassi

Économiste du développement, université de Portsmouth, United Kingdom.
sami.benassi@port.ac.uk

Thomas Binet

Économiste, Cemare, université de Portsmouth, United Kingdom.
thomas.binet@port.ac.uk

Marie Bonnin

Chercheur en droit de l'environnement, Institut de recherche pour le développement, Lemar, Plouzané, France.
marie.bonnin@ird.fr

Mame Marie Bernard Camara-Monteiro

Géographe, Direction de l'Environnement et de l'Eau, Commission de l'Union économique et monétaire ouest-africaine, Ouagadougou, Burkina Faso.
mmbcamara@uemoa.int

Pascale Chabanet

Écologue des poissons tropicaux, IRD, UR Coreus, la Réunion, France.
pascale.chabanet@ird.fr

Christian Chaboud

Économiste des pêches et de l'environnement marin, Institut de recherche pour le développement, UMR 212 EME (Écosystèmes marins exploités), Centre de recherche halieutique méditerranéenne et tropicale, Sète, France.
christian.chaboud@ird.fr

Saïd-Chaouki Chakour

Économiste, chercheur associé à l'UMR 208 Patrimoines locaux-Gestion de l'environnement marin et littoral (Gemalit) IRD-MNHN, Paris, France.
chachakour@gmail.com

Boualem Chebira

Économiste, chercheur associé à l'UMR 208 Patrimoines locaux-Gestion de l'environnement marin et littoral (Gemalit), programme GouvAMP (université de Jijel/ université d'Annaba/IRD-UMR patrimoines locaux IRD/MNHN).
boualem.chebira@univ-annaba.org

Marie-Christine Cormier-Salem

Chercheur en anthropo-géographie, Institut de recherche pour le développement, UMR 208 Patrimoines locaux IRD-MNHN, Dakar, Sénégal.
marie.cormier@ird.fr

Tarik Dahou

Chercheur en socio-anthropologie,
Institut de recherche
pour le développement, UMR 208
Patrimoines locaux-Hydropolitique
des zones côtières, IRD-MNHN,
Paris, France.
tarik.dahou@ird.fr

Gilbert David

Géographe, Institut de recherche
pour le développement, UMR 228
Espace-Dev/Géomer, Plouzané,
France.
gilbert.david@ird.fr

Jean-Marc Écoutin

Biologiste des pêches, Institut
de recherche pour le développement,
Lemar, Plouzané, France.
jean-marc.ecoutin@ird.fr

Pierre Failler

Économiste, Cemare, université
de Portsmouth, United Kingdom.
pierre.failler@port.ac.uk

Florence Galletti

Chercheur en droit de la mer, Institut
de recherche pour le développement,
UMR 212 EME (Écosystèmes marins
exploités), Centre de recherche
halieutique méditerranéenne
et tropicale, Sète, France.
florence.galletti@ird.fr

Daniel Guiral

Écologue, Institut de recherche
pour le développement. UMR
CNRS 7263 UMR IRD 237,
Aix-Marseille université, faculté des
sciences et techniques de St-Jérôme,
Marseille, France.
daniel.guiral@ird.fr

Samira Idllalène

Chercheur en droit
de l'environnement, faculté
polydisciplinaire de Safi,
université Cadi Ayad, Maroc.
s.idllalene@uca.ma

Awaluddin Halirin Kaimuddin

Doctorant en sciences de la mer,
Institut universitaire européen
de la mer, université de Brest, France.
awaluddin.kaimuddin@univ-brest.fr

Raymond Laë

Biologiste des pêches, Institut
de recherche pour le développement,
Lemar, Plouzané, France.
raymond.lae@ird.fr

Erwann Lagabrielle

Géographe, IRD,
UMR 228 Espace-Dev, Ste Clotilde
cedex, la Réunion, France.
erwann.lagabrielle@ird.fr

Olivier Le Pape

Chercheur en écologie marine
au pôle halieutique d'Agrocampus
Ouest, laboratoire d'écologie
halieutique, UMR 985 ESE (Inra-
Agrocampus-Ouest), Rennes, France.
olivier.le_pape@agrocampus-ouest.fr

Hicham Masski

Biologiste des pêches, Institut
national de recherches halieutiques,
Casablanca, Maroc.
hmasski@gmail.com

Philippe Méral

Économiste, Institut de recherche
pour le développement, UMR Gred,
Montpellier, France.
philippe.meral@ird.fr

Ndeye Astou Niang

Géographe, université de Rouen,
rattachée à l'UMR Idees 6266
CNRS, Montréal, Canada.
niangastou@yahoo.fr

Yeslem Ould El Vally

Biologiste des pêches, Institut
mauritanien de recherche
océanographique et des pêches
(Imrop, Nouadhibou, Mauritanie).
yeslem@imrop.mr

Gwennaëlle Pennober

Géographe, université de la Réunion,
UMR 228 Espace-Dev, Ste-Clotilde,
la Réunion, France.
gwennaëlle.pennober@univ-reunion.fr

Jean Pascal Quod

Océanologue, Arvam/Pareto
(Agence pour la recherche

et la valorisation marines),
Ste-Clotilde, la Réunion, France.
jpascal.quod@arvam.com

Bernard Séret

Systématicien des chondrichthyens,
UMR EME-Institut de recherche
pour le développement, Museum
national d'histoire naturelle, Paris,
France.
bernard.seret@ird.fr

Luis Tito De Morais

Biologiste des pêches, Institut
de recherche pour le développement,
Lemar, Plouzané, France.
luis.tito-de-morais@ird.fr

Vincent Turmine

Géomaticien, Cemare, université
de Portsmouth, United Kingdom.
vincent.turmine@gmail.com





Les écosystèmes côtiers, qui concentrent actuellement 70 % de la population mondiale, sont particulièrement impactés par le changement climatique et les activités anthropiques. D'où les espoirs placés dans la création d'aires marines protégées (AMP), qui favorisent la résilience des systèmes vivants et la conservation des espèces. Au cours des dernières années, un véritable consensus international s'est progressivement imposé quant à l'intérêt de les multiplier.

Cependant, de nombreuses incertitudes demeurent sur leur efficacité réelle et sur les modalités de leur mise en œuvre. Les enjeux sociétaux qui sont associés à la multiplication des AMP interrogent les scientifiques, notamment en termes d'acceptation sociale, de régulation juridique et de pérennité des dispositifs mis en place.

Ainsi, entre soutien au développement des AMP et analyse des controverses dont elles font parfois l'objet, cet ouvrage apporte un éclairage interdisciplinaire sur le développement de ces nouveaux espaces de conservation. Les études présentées ici sont centrées sur l'Afrique du Nord-Ouest (Algérie, Maroc et Sénégal). À travers le regard de juristes, d'écologues, de géographes, d'économistes, elles illustrent le potentiel associé à ce mode de conservation des zones marines et côtières. Elles questionnent par ailleurs l'efficacité des AMP, tout en soulignant leur intérêt, bien au-delà des territoires où elles se situent.

Marie Bonnin est chercheur en droit de l'environnement à l'IRD. Ses travaux portent sur la protection de l'environnement marin en Afrique de l'Ouest. Elle étudie les différentes normes applicables aux activités humaines en mer et sur le littoral dans l'objectif d'une appréhension globale de cet écosystème par le droit.

Raymond Laë est chercheur en écologie halieutique à l'IRD. Il étudie l'adaptation des populations de poissons aux stress environnementaux et anthropiques. Ses recherches sont principalement consacrées aux pêches artisanales et à la gestion spatiale et intégrée de l'exploitation halieutique en Afrique de l'Ouest.

Mohamed Behnassi est professeur à la faculté de Droit d'Agadir. Il dirige le Laboratoire de recherche en gouvernance des territoires, sécurité humaine et durabilité (Lagos) et le Centre Nord-Sud de recherche en sciences sociales (NRCS). Ses recherches portent principalement sur les questions de gouvernance liées aux interactions entre changement environnemental et sécurité humaine.

IRD

44, bd de Dunkerque
13572 Marseille cedex 02
editions@ird.fr

www.editions.ird.fr

35 €



ISBN 978-2-7099-2092-6