

L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins : application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée

Vincent Turmine, Thomas Binet and Pierre Failler

Volume 11, Number 3, 2012

La modélisation en sciences de l'environnement : approches et questionnements

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1015046ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Turmine, V., Binet, T. & Failler, P. (2012). L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins : application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée. *VertigO*, 11(3).

Article abstract

This article exposes methods and results of a remote sensing exercise based on combined classifications and spatial analysis. This work was carried out as part of the EVA programme which looked at estimating the economic and social value of marine ecosystems within West African Marine Protected Areas (MPA). The remote sensing methods utilised in this study are innovative in that they stem from non supervised combined classifications and principal component analysis. These techniques offer a reliable method for the calculation of ecosystem surfaces, as well as estimation of their health status, both elements that are compulsory to the economic valuation exercises. From an application perspective, this modelling process is particularly relevant to regions of data-poor marine ecosystem mapping where biodiversity conservation is developed or large-scale areas where access is made difficult and costly in time and financial resources. Further, these results are likely to influence the identification of priority areas for conservation measures as part of the MPA management plan.

Tous droits réservés © Université du Québec à Montréal et Éditions en environnement VertigO, 2012



This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

<https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/>

Érudit

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

<https://www.erudit.org/en/>

Vincent Turmine, Thomas Binet et Pierre Failler

L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins : application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée

Introduction

- 1 Dans la vague de l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (Millennium Environmental Assessment, 2003) plusieurs travaux se sont intéressés à la représentation cartographique des écosystèmes et des changements observés de leur couverture végétale (Bartholomé et Belward, 2005). De nombreuses études ont porté sur la représentation spatiale des services¹ produits par les écosystèmes (Egoh *et al.*, 2008; Pert *et al.*, 2010; Swetnam *et al.*, 2011; Troy et Wilson, 2006; Fischer *et al.* 1993) et ceux relatifs aux services d'approvisionnement ont le plus suscité l'intérêt des géomaticiens (Naidoo *et al.*, 2008). En dépit de tous ces efforts, la représentation des services d'écosystèmes demeure encore aujourd'hui un exercice d'expérimentation.
- 2 En Afrique de l'Ouest, sous la houlette de feu François Cuq, la représentation des écosystèmes côtiers et marins a retenu l'attention des géographes et géomaticiens dès la fin des années 1980²Ces études se sont majoritairement focalisées sur l'évaluation phytobotanique ou biogéographiques (Andrieu, 2009; Ackermann *et al.*, 2006; Moreau, 2004; Cuq *et al.*, 1999, 1993; Diaw, 1998; Bertrand, 1993; Diop, 1980). En coopération avec les autorités, des systèmes d'information géographique (SIG) propres au parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie et à l'Archipel des îles Bijagos en Guinée Bissau ont alors été élaborés dans les années 2000. Ces outils ont facilité l'association nature et société la gestion des aires protégées (Gourmelon *et al.*, 2006). La création de nouvelles Aires Marines Protégées (AMP) et celle d'un réseau institutionnel des AMP de l'Afrique de l'Ouest (RAMPAO) en 2005, ont relancé le besoin de cartographie des espaces littoraux dans le but de mieux gérer les espaces et ressources désormais sous statut particulier, notamment pour pallier le manque cruel de données socio-économiques spatialisées.
- 3 Afin de pousser plus avant les connaissances sur les écosystèmes marins, des travaux se multiplient visant l'évaluation économique des écosystèmes. Ces évaluations sont le seul moyen, selon les économistes, d'endiguer la perte de biodiversité en faisant entrer celle-ci dans la sphère de décision publique (Binet *et al.*, 2011a). En Afrique de l'Ouest, un tel travail d'évaluation de la valeur économique des services produits par les écosystèmes a été mis en œuvre entre 2009 et 2012 dans un échantillon d'aires marines protégées (AMP). En s'appuyant sur une cartographie des différents écosystèmes qui composent les AMP ouest-africaines représentant leur surface ainsi que leur état de santé, elle met ainsi à la disposition des gestionnaires d'AMP un outil d'aide à la décision (Balmford *et al.*, 2008) et à celle des chercheurs un instrument d'investigation en matière de recherche (notamment vis-à-vis des effets du changement climatique).
- 4 Cet article a pour objectif de présenter une méthode originale de modélisation en télédétection et de discuter sur son intérêt au sein d'une approche économiste des écosystèmes protégés. Utilisée dans le cadre du programme EVA, cette méthode a été appliquée à 5 AMP au Cap Vert, Sénégal, Guinée Bissau et Guinée. Le présent exposé est ici limité géographiquement à l'aire marine protégée de Tristão située au nord de la Guinée. Quatre sections composent l'article. La première détaille le cadre géographique de l'étude et expose les principaux enjeux de l'utilisation de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes. Dans la deuxième est présentée la modélisation en télédétection développée, son caractère novateur ainsi que sa pertinence pour les travaux d'évaluation économique. Dans la troisième partie, sont exposés les résultats obtenus à l'échelle de l'AMP de Tristão. Dans la quatrième partie, une discussion est faite au regard du potentiel, des limites et contraintes du recours à la

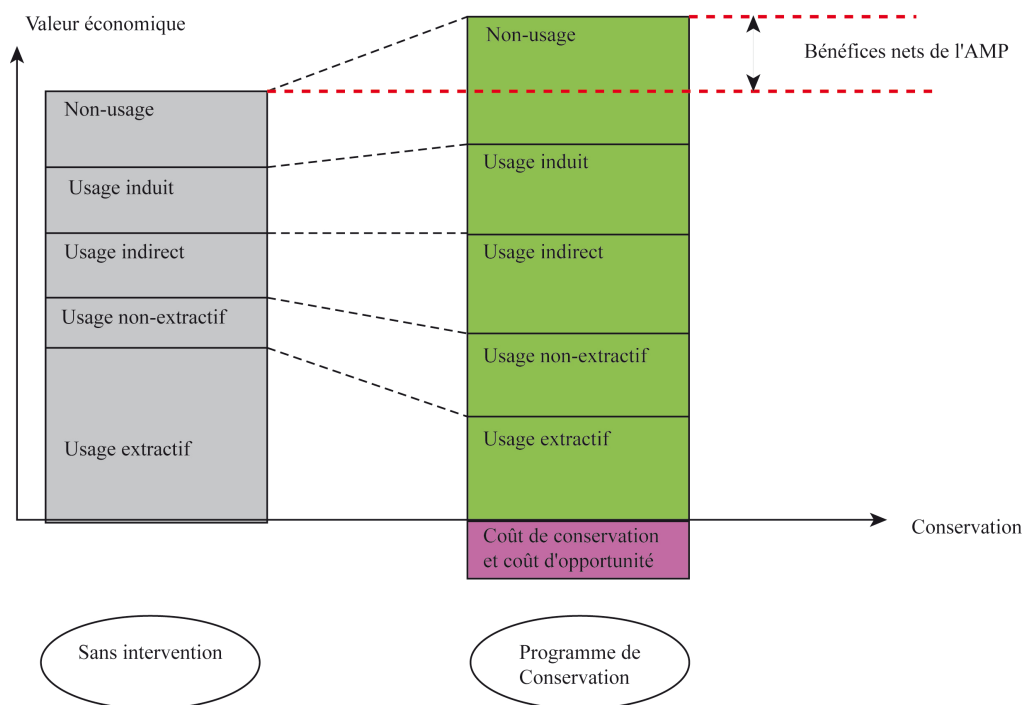
télédétection pour l'évaluation économique. Des pistes d'amélioration dans la perspective de la mise en œuvre d'un tel chantier cartographique à l'échelle du littoral ouest-africain sont également proposées. Une conclusion synthétique clôt l'article.

Cadre de l'étude et enjeux de la télédétection pour l'évaluation économique

Besoins en données spatiales de l'évaluation économique

- 5 L'étude d'évaluation économique des écosystèmes des AMP menée en Afrique de l'Ouest se fonde sur la notion de Valeur Economique Totale qui tient compte non seulement des valeurs d'usage direct (activités économiques comme la pêche, le tourisme), mais également des valeurs d'usage indirectes (valeurs des services de support et de régulation par exemple le service de nourricerie ou de protection du littoral par les mangroves) et des valeurs de non-usage (les valeurs de non-usage sont liées à la conscience de la pérennité des biens et services procurés par les écosystèmes) (Pearce, 1991). La population bénéficiaire des services considérée ici est celle des sites évalués (population résidente et visiteuse). La méthode de calcul des différentes catégories de valeur inclus: i) l'estimation de la valeur ajoutée brute pour les valeurs d'usage direct; ii) la méthode du transfert de valeurs pour les valeurs d'usage indirect; et iii) la méthode de l'expérimentation sur les choix pour les valeurs de non-usage (Binet *et al.*, 2011 b).
- 6 Le travail d'évaluation se propose de vérifier la création de plus-value de la mise en place d'une AMP en comparant la valeur économique des services rendus par les mêmes écosystèmes dans une AMP et dans une zone de comparaison proche. En comparant les valeurs par écosystème dans l'AMP et dans la zone de comparaison pour les mêmes surfaces d'écosystèmes, il est alors possible de vérifier si la création de l'AMP a dégagé des bénéfices nets (Figure 1).

Figure 1. Représentation schématique de l'évolution de VET au cours de la mise en place d'un programme de conservation



Adapté de Pagiola *et al.*, 2004

- 7 Le travail d'évaluation économique des écosystèmes nécessite deux types de données spatiales: les superficies de chacun des écosystèmes évalués et une estimation de l'état de santé des écosystèmes. Concernant l'utilisation des superficies d'écosystèmes tout d'abord, l'estimation de la plus-value de création d'une AMP, c'est-à-dire la comparaison de valeurs entre deux sites, ne peut être réalisée que pour une unité de surface d'un même écosystème, un kilomètre-carré dans notre cas. Or certaines valeurs comme les données de capture de la pêche

sont obtenues pour le site dans son ensemble. Il est donc nécessaire de connaître la surface totale de l'écosystème dans le site étudié pour en déduire une valeur moyenne du site rapportée au kilomètre carré afin de permettre d'additionner des données par unité de surface.

- 8 À propos de l'utilisation de l'état de santé ensuite, l'estimation des valeurs d'usage indirecte est liée à l'état de santé de l'écosystème qui détermine la productivité des services fournis. Ces valeurs peuvent être moindres dans le cas où l'écosystème est en mauvais état. Par exemple, une mangrove dégradée capture un taux inférieur à une mangrove en parfait état. Pour affiner les valeurs d'usage indirectes, une pondération par l'état de santé des écosystèmes considérés est appliquée à partir d'un tableau de correspondance établi pour chaque service. Un indice de qualité de l'écosystème (de 0 à 5, avec comme indice 0 un habitat totalement dégradé et comme indice 5 un habitat en excellent état) est estimé afin de pondérer la valeur maximale du service.
- 9 En reprenant le cas de la séquestration de carbone par les mangroves, le Tableau 1 présente des pourcentages estimatifs pour la pondération de la capacité de la mangrove à absorber du carbone atmosphérique. L'état de santé de la mangrove est caractérisé par l'espèce dominante de l'habitat et le pourcentage de couvert végétal: une mangrove en excellent état procurant 100% du service considéré est à dominante de *Rhizophora* (palétuviers), une mangrove moyennement productive en termes de service (50%) est une mangrove à dominante d'*Avicennia*, peu végétalisée. Une mangrove très dégradée (10% de production de services) est nue ou colonisée par une végétation rase, éparse et caractérisée par le terme de tanne.

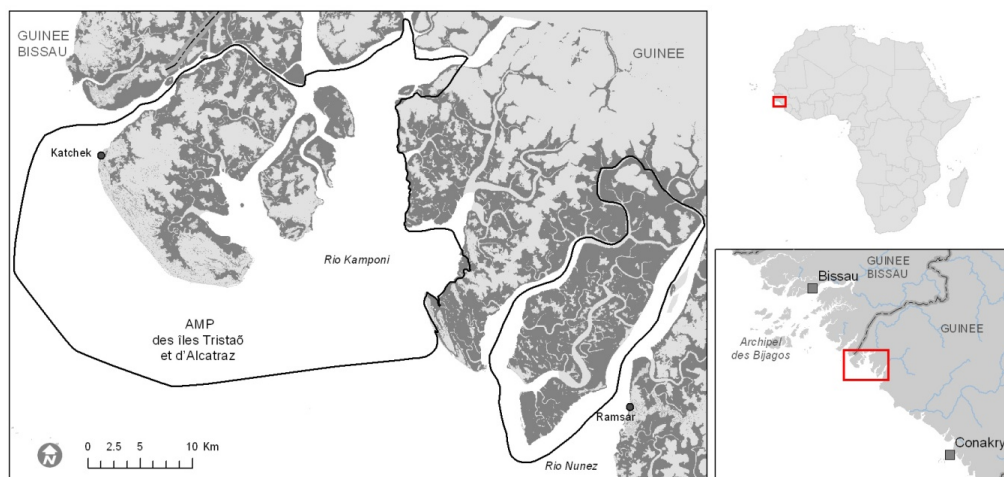
Tableau 1. Coefficients de pondération pour la séquestration carbone de la mangrove

| Indice | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--|----------|---------------|-------------------------------------|------------------------------------|--|------------------------------------|
| Niveau de protection | nul | faible | médiocre | bon | très bon | excellent |
| Pourcentage de la valeur totale du service | 0% | 20% | 40% | 60% | 80% | 100% |
| Type d'habitat correspondant | Tanne nu | Tanne herbeux | Mangrove à <i>Avicennia</i> éparses | Mangrove à <i>Avicennia</i> denses | Mangrove à <i>Rhizophora</i> peu dense | Mangrove à <i>Rhizophora</i> dense |

N.B.: les pourcentages utilisés pour les types d'habitats considérés sont des estimations élaborées à partir des capacités de séquestration d'un tanne herbeux strict et d'une mangrove à *Rhizophora* jeunes; aucune recherche permettant d'affiner ces estimations n'est disponible à notre connaissance, un travail plus approfondi sur ces valeurs est souhaitable afin de les préciser.

L'île de Tristão et les contraintes de la récolte de données spatiales

- 10 Le site choisi pour illustrer la modélisation en télédétection conduite dans le cadre du programme EVA est l'AMP de Tristão. Déclarée AMP nationale en 2009, le complexe des îles de Tristão et d'Alcatraz est situé au nord de la République de Guinée, à l'embouchure du Rio Komponi, proche de la frontière avec la Guinée-Bissau (10°52'N/14°58'O) (Figure 2). Elle présente une superficie de 1 042 km² pour une population de 7 000 habitants. Elle concentre à la fois une biodiversité marine et côtière extrêmement riche et des pressions anthropiques fortes (pêche migrante intense, agriculture, coupe de bois de mangrove pour le fumage du poisson, etc.). Le site de Tristão a été choisi pour l'évaluation économique, car cette étude vise deux objectifs principaux: 1) souligner l'importance des écosystèmes marins pour la fourniture de services aux populations et offrir un plaidoyer en faveur de la protection des écosystèmes devant les nombreuses pressions exercées; 2) orienter le pilotage de l'AMP récemment créée et identifier les actions à mener en priorité. Dans le cas de Tristão, créée en 2009, il ne s'agit pas réellement de mesurer la plus-value de la création, mais plutôt de fournir une évaluation *ex ante* de la création de l'AMP.

Figure 2. Localisation des sites étudiés

- 11 Malgré l'intérêt majeur du site pour le travail d'évaluation économique, la récolte de données géographiques y est très difficile. D'abord, la récolte de données spatiales est généralement plus difficile en zone côtière, pour deux raisons principales dans ce cas: 1) le manque de données géographiques de référence; et 2) la complexité fonctionnelle liée aux dynamiques spatio-temporelles à l'interface terre-mer et entre nature et société (Gourmelon *et al.*, 2006). Ces points semblent vérifiés dans le cas de Tristão qui ne dispose d'aucune base de données géographiques et où la complexité fonctionnelle des écosystèmes de la zone estuarienne nécessite un travail considérable. Également, lorsque le SIG est utilisé, c'est dans la majorité des cas dans le cadre de projets de coopération sur un laps de temps court et où la modélisation mise en œuvre est difficilement reproductible plusieurs années après, ce qui rend impossible un suivi par télédétection de l'évolution des écosystèmes (*Ibid*). À ces difficultés se rajoutent des contraintes d'accessibilité du site du complexe d'îles de Tristão. La géographie de l'AMP oblige à utiliser une embarcation pour s'y rendre et interdit totalement l'accès à certaines zones isolées telles que les marais à mangroves. Ces difficultés d'accès rendent tout travail de récolte de données spatiales *in situ* très difficile et très coûteux, d'autant plus que l'AMP présente une superficie considérable (656 km² de zone marine et estuarienne) à la différence d'autres AMP de taille plus réduite.
- 12 L'absence de données spatiales et les limites à la récolte de données de terrain ont contraint les responsables de cette étude à développer une méthodologie d'évaluation rapide et rigoureuse des écosystèmes. Notre méthodologie vise ainsi à cartographier les écosystèmes pour enfin définir une valeur économique et combinant ainsi biogéographie et évaluation économique tout en produisant un instrument peu coûteux, aisément reproductible par les chercheurs nationaux et les gestionnaires d'écosystèmes marins et côtiers.

Cartographie de la valeur économique des écosystèmes par imagerie satellitaire

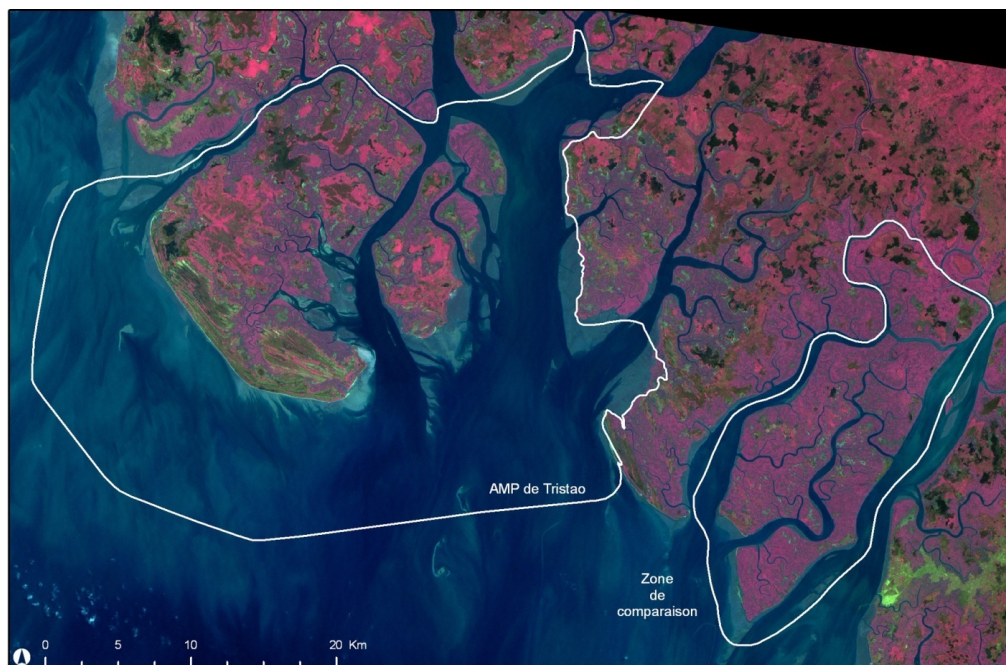
Images satellitaires utilisées

- 13 Face à l'absence de données de terrain ou de cartographie récente des écosystèmes de l'île de Tristão et de sa zone de comparaison située sur les rives du Rio Nuñez, nous avons recouru à une sélection d'images satellites. Le choix du programme Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu>) s'est appuyé sur la disponibilité, la couverture globale des sites étudiés et des caractéristiques optiques des images. L'accès gratuit à ces images permet également une application future pour les organismes de gestion des AMP. Ce programme propose des scènes Landsat ETM+ pour les périodes 2000 et 2005 (2010 étant en cours de diffusion). Au-delà des qualités offertes par les images Landsat ETM pour la cartographie des états de surfaces terrestres, celles-ci peuvent être utilisées pour l'identification des formes intertidales (Ojeda, 1995; Kunte and Wagle, 1993). De même les résultats en matière d'évaluation des formations

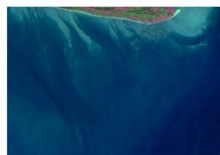
forestières et notamment de la mangrove ont renforcé le choix de ces images (Saleh, 2007; Feeley *et al.*, 2005; Gillepsie, 2005; Field *et al.*, 1998).

14 Nous avons sélectionné la scène datée du 22 mai 2002 (203/053) couvrant les deux zones étudiées (Figure 3). Cette image est composée de 6 bandes multispectrales d'une résolution de 30 m présentant les spectres du visible, du proche infrarouge, du moyen infrarouge et 2 bandes dans l'infrarouge thermique (résolution de 60m). Une huitième bande disponible offre une résolution de 15 m en mode panchromatique. Les caractéristiques spectrales des images Landsat ETM avec longueur d'onde et résolution spatiale sont reportées au Tableau 2.

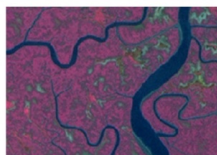
Figure 3. Image Landsat multispectrale fusionnée avec la bande panchromatique et visualisation des écosystèmes ciblés



Cette composition colorée est issue d'une fusion basée sur la méthode d'analyse en composante principale entre l'image Landsat multispectrale et la bande panchromatique possédant une résolution spatiale de 15m. Elle permet de visualiser les écosystèmes comme le montre les imagettes.



- Ecosystème marin
- Eaux claires (mer/chenal)
 - Eaux turbides
 - Bancs et vasières



- Ecosystème mangrove
- Mangrove haute
 - Mangrove basse
 - Mangrove dégradée
 - Mangrove éparse



- Ecosystème continental
- Plages
 - Tannes
 - Autres (Savanes, forêts, ...)

Tableau 2. Caractéristiques spectrales de Landsat ETM+

| Bandes | Longueur d'ondes (µm) | Résolution spatiale |
|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| ETM1 | 0.450 – 0.515 | 30 m |
| ETM2 | 0.525 – 0.605 | |
| ETM3 | 0.630 – 0.690 | |
| ETM4 | 0.750 – 0.900 | |
| ETM5 | 1.550 – 1.750 | |
| ETM7 | 2.090 – 2.350 | |
| ETM+ thermal 6A et 6B | 10.40 – 12.50 | 60 m |
| Panchromatique | 0.52-0.90 | 15 m |

Reconnaissance des écosystèmes

15 Nous avons réalisé une chaîne de traitements automatisés se déroulant en 4 étapes successives et ayant pour objectif:

La détermination des grands domaines (mer – mangrove – continent);

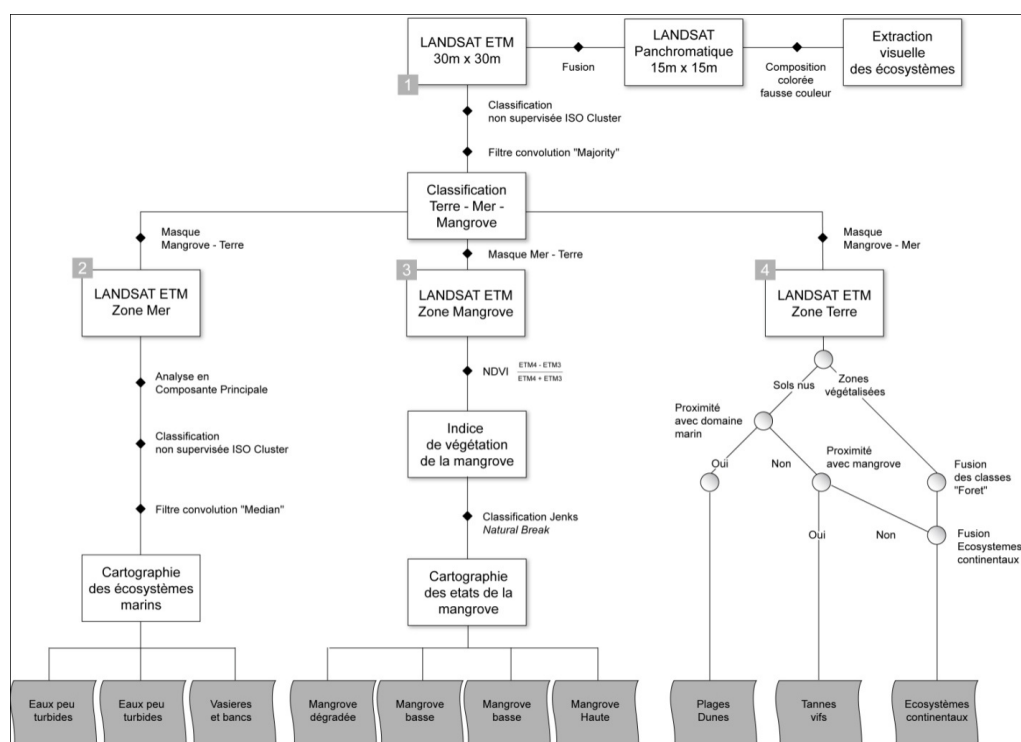
L'extraction des formes sous-marines;

La détermination de l'état de santé de la mangrove;

L'identification des plages et tannes vifs.

- 16 La première étape (Figure 4, étape 1) a consisté à discriminer les écosystèmes marins, terrestres et les formations de mangrove en s'appuyant sur la méthode de classification hybride définie par « une combinaison originale de deux niveaux de modélisation complémentaires basés sur des connaissances intrinsèques et discriminantes » de la zone étudiée (Ragot et Anquetil, 2003) et composée d'une classification non supervisée puis recalculée ensuite par une composition supervisée (Wemmert, 2000). Cette double classification nous a permis de générer 4 classes correspondant aux grands domaines écosystémiques dont le résultat a été lissé par un filtre de convolution majorant d'une fenêtre [3x3]. Nous avons obtenu ainsi une carte simplifiée des écosystèmes marins, côtiers et continentaux ainsi que la mangrove.

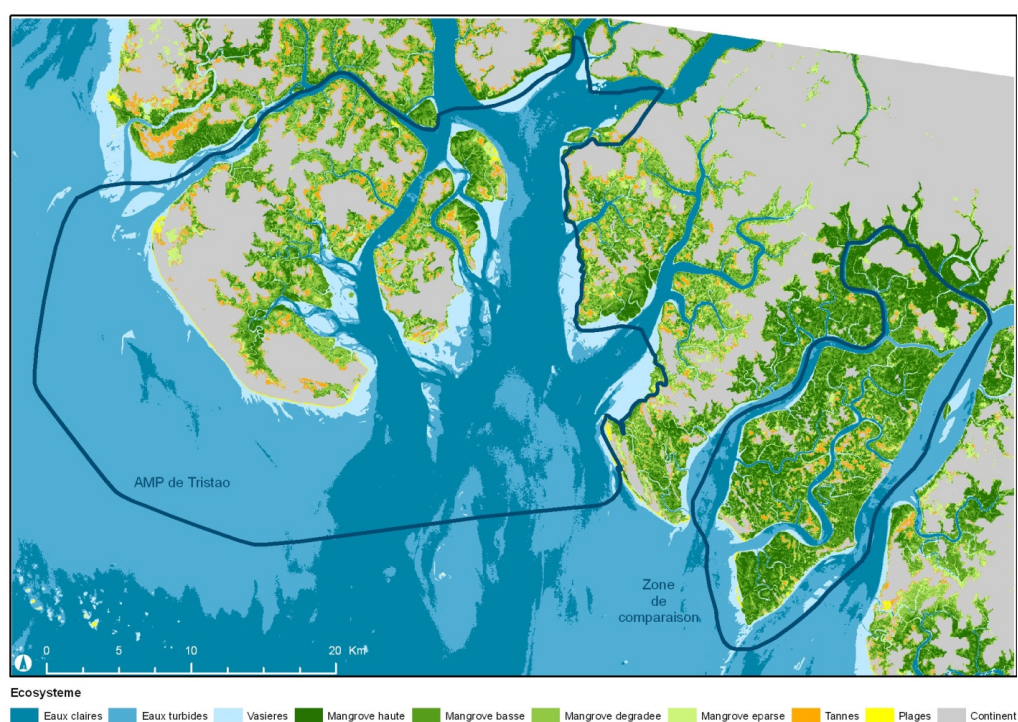
Figure 4. Schéma de la chaîne de traitements pour l'extraction des écosystèmes marins et côtiers



- 17 La seconde étape s'attache à élaborer une série de traitements visant à extraire uniquement les écosystèmes marins et ainsi isoler les vasières, les zones turbides et les eaux à faible turbidité (Figure 4, étape 2). La forte turbidité des eaux estuariennes limite les possibilités d'extraire les bancs de vase avec une classification supervisée et non supervisée et réduit le champ d'utilisation de l'imagerie multi spectrale (Ojeda, 1995). S'appuyant sur la méthode développée par Andrieu et Mering (2009) pour extraire les formes du relief intertidal faiblement contrastées, nous avons réalisé une Analyse en Composante Principale (ACP) sur l'extrait de l'image Landsat correspondant au domaine marin. Nous appliquons une classification hybride sur l'ensemble des composantes (ou néo-canaux) pour aboutir à 3 classes: 1) eaux peu turbides ou eaux claires, 3) panaches sédimentaires et eaux turbides, 2) vasières et bancs intertidaux affleurants. Nous appliquons enfin un filtre de convolution *Median* d'une fenêtre [3x3] pour homogénéiser le rendu. Les limites entre l'écosystème estuarien et le milieu marin ne se traduisent pas par une radiométrie particulière et demeurent très difficiles à déterminer (Diaw, 1998). Pour délimiter ces deux étendues d'eau, nous avons procédé à un découpage manuel entre zone marine et estuaire à partir une interprétation géomorphologique du trait de côte.

- 18 L'étape 3 a pour but de cartographier les mangroves selon leur état de vitalité (Figure 4, étape 3). L'Indice de Végétation Normalisé (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*) a démontré une certaine efficacité pour l'estimation de la production primaire (Tucker *et al.*, 1985). Cet indice permet d'identifier les différences entre les valeurs du proche infrarouge et les valeurs du rouge visible. Il est particulièrement performant à l'évaluation de l'état végétal des formations de mangrove (Fatoyinbo et Bux, 2010; Kawasani *et al.*, 2010; Feeley, 2005; Gillespie, 2005). Ainsi, pour cartographier l'état de dégradation des formations de mangrove, nous avons calculé cet indice à partir des bandes 3 et 4 issues du masque continent et mer. Les valeurs produites nous renseignent sur la teneur chlorophyllienne (répondant positivement dans la bande 4). Ceci offre donc une évaluation de la vitalité s'étendant entre 0 et 1 (normalisation des données entre la valeur minimale et maximale de l'indice de végétation). Ce degré de vitalité de la mangrove est classé à l'aide de la méthode de classification de Jenks (Méthode de classification par seuils naturels). Cette méthode nous permet ainsi d'extraire 4 états de santé de la mangrove: mangrove éparsée, mangrove dégradée, mangrove basse, mangrove haute.
- 19 La dernière étape vise à l'identification des unités environnementales du domaine continental telles que les tannes, les plages et les écosystèmes non côtiers (Figure 4, étape 4). La difficulté réside sur la proximité radiométrique des différents sols nus à très forte réflectance (ex.: villages, labours ou sols nus). Pour extraire les contrastes entre ces unités, nous avons de nouveau réalisé une ACP sur les 6 bandes isolant le domaine continental. Les images résultant de l'ACP sont ensuite traitées par une classification non supervisée basée sur la vraisemblance maximale des pixels au sein de chaque classe (algorithme *iso cluster*). Pour faire la distinction entre les tannes et plages, nous avons utilisé une suite de sélections spatiales de telle façon que les unités nues juxtaposées aux unités marines (vasières et eaux) soient triées comme « Plages », les autres unités ayant un contact avec la mangrove sont considérées comme « Tannes », les unités résiduelles correspondant aux sables, pistes ou autres champs sont classées comme unités continentales (Figure 4, étape 4).
- 20 Après recomposition des différents résultats, nous obtenons une cartographie des écosystèmes côtiers et marins présentée par la Figure 5. Cette carte est ainsi réalisée à partir d'une méthodologie complexe et spécifique basée sur l'utilisation des images Landsat et des outils SIG.

Figure 5. Cartographie des écosystèmes marins et côtiers de l'AMP des îles Tristão



21 Pour évaluer la performance de la classification, les résultats de la modélisation sont confrontés à une image à très haute résolution à travers l'application *Google Earth*. Nous avons généré un semis de points aléatoires pour chaque zone cartographiée respectant un échantillonnage proportionnel à la surface des zones étudiées respectant une densité d'un point par 400 m² (Tableau 3). Pour chaque point, nous avons reporté l'interprétation visuelle par *Google Earth* et la valeur issue de la classification dans une matrice de confusion (Tableau 4). Nous avons calculé la précision globale (ou pourcentage brut d'accord) afin de connaître le pourcentage d'échantillons correctement classés par rapport au nombre total. Le coefficient Kappa de Cohen est également calculé pour déterminer la fiabilité de la classification en tenant compte de la représentativité de l'échantillon (Congalton, 1991). Nous utiliserons l'échelle de Landis et Koch pour déterminer la qualité du coefficient.

Tableau 3. Rapport entre les superficies des sites étudiés et échantillonnage

| Ecosystèmes | Aire protégée | Zone de comparaison | Total |
|----------------------------------|---------------|---------------------|-------|
| Superficie (km ²) | 1 046 | 277 | 1 324 |
| Echantillons (points aléatoires) | 418 | 111 | 526 |

Tableau 4. Matrice de confusion des écosystèmes cartographiés à partir d'image Landsat

| Classification | Continent | Eaux claires | Eaux turbides | Mangrove basse | Mangrove dégradée | Mangrove éparse | Mangrove haute | Plages | Tannes | Vasières | Total | Précision réalisateur |
|-----------------------|-----------|--------------|---------------|----------------|-------------------|-----------------|----------------|--------|--------|----------|-------|-----------------------|
| Continent | 60 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 63 | 0.95 |
| Eaux claires | 0 | 109 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 128 | 0.85 |
| Eaux turbides | 0 | 26 | 133 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 161 | 0.83 |
| Mangrove basse | 0 | 0 | 0 | 37 | 7 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 49 | 0.76 |
| Mangrove dégradée | 2 | 0 | 0 | 2 | 21 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26 | 0.81 |
| Mangrove éparse | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0.77 |
| Mangrove haute | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 31 | 0 | 0 | 0 | 35 | 0.89 |
| Plages | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1.00 |
| Tannes | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9 | 0 | 11 | 0.82 |
| Vasières | 0 | 1 | 4 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 39 | 0.79 |
| Total | 64 | 136 | 156 | 44 | 33 | 11 | 37 | 2 | 10 | 33 | 526 | |
| Précision utilisateur | 94% | 80% | 85% | 84% | 64% | 91% | 84% | 50% | 90% | 94% | | 0.84 |

Pourcentage brut d'accord: 0,8403; Facteur de correction: 0,1894; Coefficient Kappa de Cohen #: 0,8030

La précision 'utilisateur' indique le pourcentage d'unités correctement classées au regard de Google Earth

la précision 'producteur' qui représente le pourcentage des valeurs issues de Google Earth correspondant à l'état de surface classé.

Interpolation spatiale des valeurs économiques

22 Les résultats des valeurs économiques des écosystèmes et les données spatiales récoltées permettent d'aller plus loin dans le travail d'évaluation économique en développant un modèle de spatialisation des valeurs. La cartographie des valeurs économiques des écosystèmes est une application qui est apparue très récemment, au cours de la dernière décennie. Elle a pourtant fourni plusieurs exemples d'applications intéressantes. Elle a été réalisée pour des valeurs de l'ensemble des services des écosystèmes (Grêt-Regamey *et al.*, 2008; Eade and Moran, 1996; Mallawaarachchi *et al.*, 1996;), pour des valeurs d'usage directes (Chen *et al.*, 2008) ou plus spécifiquement pour des services récréatifs (Termansen *et al.*, 2004), pour des valeurs des captures de pêche (O'Higgins, 2010). La cartographie de valeurs a également porté sur des

valeurs moins tangibles économiquement telles les valeurs sociales (Sherrouse *et al.*, 2011), les valeurs culturelles (Martin-Lopez *et al.*, 2009) ou les valeurs communautaires pour le capital naturel (Raymond *et al.*, 2009).

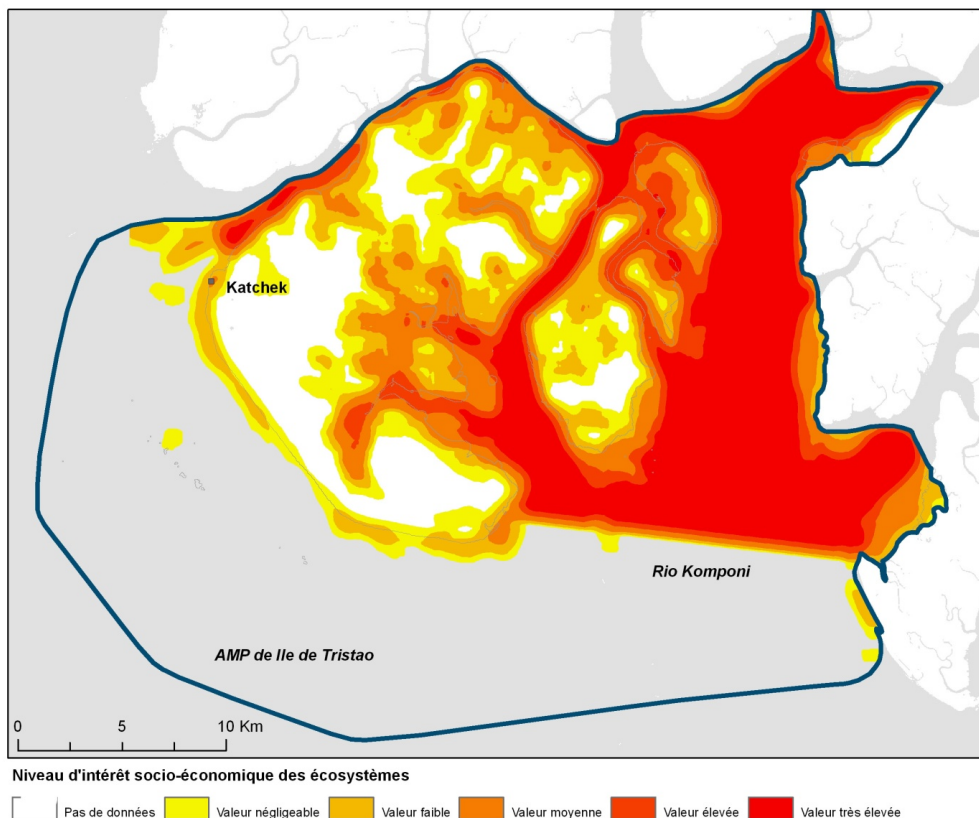
23 Dans le cas de l'AMP de Tristão, nous avons réalisé une cartographie des zones de plus fortes valeurs en nous appuyant sur les résultats de l'évaluation. Pour extraire un zonage en valeur économique du site, nous avons affecté à chaque pixel classé la valeur correspondant à la valeur économique unitaire calculée pour l'écosystème (Binet *et al.*, 2011b) (Tableau 5). Un filtre de convolution *mean* a été appliqué pour faire un ré-échantillonnage kilométrique à l'aide d'une fenêtre de 1 km sur 1 km autour de chaque pixel. Ce filtre permet de tenir compte de la structure spatiale du milieu et notamment de pondérer les valeurs économiques selon la composition des écosystèmes voisins. Ce ré-échantillonnage est reclassé à partir de la méthode de classification de Jenks afin d'aboutir à une typologie économique de l'AMP de Tristão. La carte des valeurs résultant de ce travail est présentée en Figure 6.

Tableau 5. Superficie et valeurs économiques des écosystèmes côtiers de l'AMP des îles Tristão et du Rio Nunez

| Ecosystème | Tristão | | | | Nunez | | | |
|--------------------------------------|-----------------------------|-------------|------------------------------|-------------------|-----------------------------|-------------|------------------------------|------------------|
| | Ecosystèmes | | Valeur économique | | Ecosystèmes | | Valeur économique | |
| | Surfaces (km ²) | % | Valeur €/km ² /an | Total (€/an) | Surfaces (km ²) | % | Valeur €/km ² /an | Total (€/an) |
| Mer | 427,72 | 41% | - | - | 19 | 7% | - | - |
| Eaux claires | 111,79 | 26% | - | - | 1,64 | 8% | - | - |
| Eaux turbides | 315,93 | 74% | - | - | 18 | 92% | - | - |
| Estuaires | 229,10 | 22% | 81 000 | 18 557 100 | 67 | 24% | 11 581 | 777 201 |
| Eaux claires | 181,18 | 79% | - | - | 30 | 45% | - | - |
| Eaux turbides | 47,92 | 21% | - | - | 37 | 55% | - | - |
| Vasières | 81,55 | 8% | 21 600 | 1 761 480 | 14 | 5% | 4 570 | 62 975 |
| Mangrove | 136,52 | 13% | 21 614 | 2 950 770 | 150 | 54% | 43 419 | 6 503 722 |
| Mangrove à <i>Rhizophora</i> haute | 18,17 | 13% | 83 100 | 1 509 927 | 58 | 38% | 78 952 | 4 550 793 |
| Mangrove à <i>Rhizophora</i> basse | 46,22 | 34% | 18 600 | 859 692 | 58 | 39% | 26 300 | 1 520 666 |
| Mangrove à <i>Avicennia</i> dégradée | 54,53 | 40% | 8 850 | 482 591 | 25 | 17% | 13 695 | 346 757 |
| Mangrove à <i>Avicennia</i> éparses | 17,60 | 13% | 5 600 | 98 560 | 9,01 | 6% | 9 490 | 85 505 |
| Tannes | 17,86 | 2% | 5 600 | 100 016 | 5,29 | 2% | 9 490 | 50 202 |
| Plages | 2,81 | 0% | 41 200 | 115 772 | 0,49 | 0% | 75 200 | 36 848 |
| Continent | 146,47 | 14% | - | - | 23,51 | 8% | | |
| Total | 1 042 | 100% | 22 538 | 23 485 138 | 279 | 100% | 26 606 | 7 430 947 |

(Source: valeurs unitaires des écosystèmes d'après Binet *et al.*, 2012)

Figure 6. Carte des valeurs économiques des écosystèmes côtiers de l'île de Tristaõ et du Rio Nuñez



Résultats

24 La cartographie des écosystèmes côtiers et marins de l'aire marine protégée de Tristaõ fournit une vue d'ensemble des surfaces occupées par chacun des écosystèmes marins et côtiers à l'étude (Figure 5). Également, elle permet d'identifier l'état de santé de la mangrove. Le détail des superficies pour chaque écosystème ainsi que les divers états de santé qu'il présente sont reportés au Tableau 5. Enfin, la combinaison de données spatiales avec les résultats de l'évaluation économique permet d'élaborer une cartographie des valeurs économiques pour l'AMP de Tristaõ.

Précision de la cartographie des écosystèmes

25 La méthodologie permettant la cartographie des écosystèmes côtiers et marins a montré une certaine efficacité avec une précision totale de 84% sur l'ensemble des deux sites étudiés. Le coefficient Kappa de Cohen traduit également une très forte probabilité de correspondance entre les unités classées ($\kappa = 0.8$).

26 En analysant la précision 'utilisateur' (Tableau 4), les classes « continents », « tannes », « vasières » et « mangrove éparse » sont bien classées avec une précision supérieure à 90%. Dans une moindre mesure, les classes « eaux », « mangrove basse », et « mangrove haute » sont également bien classées avec une précision classification variant entre 80 et 84%. La classe « mangrove dégradée » présente une précision plus faible avec une précision de 64%. La précision de la classe « plage » est de 50%, mais l'échantillon n'est pas représentatif avec seulement 2 échantillons sur 526. Il conviendrait donc pour vérifier cette précision de conduire une nouvelle évaluation. Ainsi, on peut remarquer que les confusions majeures sont observées entre les unités d'un même domaine tel que la mangrove ou le domaine marin.

27 L'évaluation de la précision 'producteur' démontre là encore des résultats satisfaisants notamment pour les tannes, la mangrove et les eaux marines et estuariennes (Tableau 4). On notera toutefois que l'utilisation de *Google Earth* présente certaines limites liées notamment à la temporalité et la variabilité des écosystèmes que l'on observe. Ceci est

particulièrement important pour la turbidité dont le caractère instable et saisonnier rend difficile une cartographie atemporelle. Néanmoins, et particulièrement dans des zones isolées et difficiles d'accès telles que les marais à mangrove, l'emploi de cet outil représente l'unique solution pour mesurer la qualité d'une cartographie automatisée.

Valeur économique des écosystèmes

- 28 Grâce à l'estimation des surfaces d'écosystème, il est possible de calculer les valeurs unitaires de chacun des écosystèmes. En outre, l'évaluation de l'état de santé de la mangrove permet d'affiner l'estimation de la valeur d'usage indirect pour les services de séquestration carbone, de productivité des écosystèmes, de protection côtière. Ces deux éléments fournis par la télédétection permettent de calculer les résultats de l'évaluation économique des écosystèmes rapportée au km² (Euro/km²/an) pour chaque unité. Ces résultats sont fournis au Tableau 5.
- 29 L'évaluation économique fournit des valeurs unitaires égales pour l'AMP et le site de comparaison. Ainsi, ces écosystèmes sont comparables en termes d'état de santé et de fourniture de services. Au sein de l'AMP, la zone estuarienne est la zone la plus importante en valeur par rapport aux autres écosystèmes avec 70% de la valeur de l'AMP produite par cet écosystème soit une valeur de 18,5 millions d'euros par an. Au sein du site de comparaison du Rio Nuñez dont la superficie de l'écosystème estuarien est moins importante (67 km²), cette valeur des estuaires atteint 11,5 millions d'euros par an.
- 30 Les rives des estuaires colonisées par la mangrove haute à *Rhizophora* à Tristão possèdent la valeur unitaire la plus importante (83 100 €/km²/an pour Tristão contre 78 952 €/km²/an pour le site de comparaison de Rio Nuñez) (Binet *et al.*, 2011b). Pourtant, la faible étendue des mangroves haute à Tristão, la morphologie et l'état de santé des mangroves réduisent la valeur moyenne unitaire de l'écosystème qui ne représente ainsi que 21 614 euros/km²/an contre 43 419 euros/km²/an pour le site de comparaison de Rio Nuñez (*Ibid*). Une mangrove en meilleur état et avec une surface plus importante dans le Rio Nuñez lui confèrent ainsi une plus grande importance économique. Ainsi, la mangrove en dehors de l'AMP a une valeur plus importante que la mangrove présente au sein de l'AMP. Cette valeur moindre estimée pour Tristão peut être expliquée par la pression forte exercée par les pêcheurs migrants installés sur l'AMP qui coupent une grande quantité de bois de mangrove pour le fumage du poisson. Ils entraînent un recul de la couverture en mangrove haute au profit de la mangrove basse à *Avicennia*, moins intéressante pour le fumage. Cette différence de valeur va ainsi à l'encontre de l'a priori selon lequel les écosystèmes d'une AMP sont en meilleur état et ont une valeur économique plus importante. Elle fournit donc un argument fort pour une rapide mise en œuvre de mesures de conservation de cet écosystème et également meilleure efficacité de la gestion de l'AMP, notamment par le renforcement des contrôles.
- 31 Les vasières représentent également un écosystème à forte valeur économique pour l'AMP de Tristão pour une valeur unitaire de 21 600 euros/km²/an contre 4 570 euros/km²/an pour la zone de comparaison (*Ibid*). La forte valeur économique des vasières dans l'AMP est le résultat de l'activité de pêche très intense qui est pratiquée sur les vasières et cible d'une part les mâchoirons qui vivent sur le fond de cet écosystème et les petits pélagiques (ethmaloses surtout), cible privilégiée des pêcheurs migrants établis à Tristão. Cette activité, qui contribue à une forte valeur de l'écosystème, menace pourtant son équilibre (la surexploitation est avérée, car la quantité de poisson prélevée est supérieure à la production de biomasse).
- 32 Les plages ont une valeur unitaire importante au regard des autres écosystèmes de l'AMP (41 200 €/km²/an), mais cette valeur est largement plus faible que celle du Rio Nuñez (75 200 €/km²/an) (*Ibid*). Peut-être cette observation met-elle en avant le fait que l'écosystème n'ait pas été bien reconnu par la modélisation en télédétection et que la valeur unitaire très importante soit causée par une surface trop faible devant une valeur totale du site qui est forte.
- 33 Finalement, les résultats de l'évaluation économique mettent en lumière une moins-value pour l'AMP de Tristão par rapport à la zone de comparaison de Rio Nuñez. Malgré l'existence de mesures de gestion depuis la création de l'AMP en 2009, celles-ci n'ont pas pu encore inverser la tendance de la dégradation des écosystèmes: la coupe de bois a eu pour conséquence une dégradation importante de son état de santé au point que la mangrove est encore aujourd'hui en

meilleur état à Rio Nuñez qu'à Tristao. Également, les îles de Tristao, aux ressources encore largement inexploitées durant les années 1990, a été au cours des dix dernières années le théâtre d'une surexploitation massive des ressources par les pêcheurs migrants (Binet *et al.*, 2010). Cette pêche des migrants est encore présente aujourd'hui. Elle a été mise en évidence par les très fortes valeurs économiques des vasières (pour la pêche commerciale des petits pélagiques). Cette surexploitation par les pêcheurs est en total désaccord aujourd'hui avec la protection de l'environnement marin mise en œuvre par le biais de l'outil AMP.

34 L'évaluation économique a ainsi permis de mettre en avant que l'AMP de Tristão reste une zone de concentration des activités économiques et que l'état de santé des écosystèmes côtiers y est alarmant. La gestion de l'AMP doit être renforcée afin de permettre un rétablissement de l'état de santé des écosystèmes. Pourtant, l'évaluation ne permet pas d'aider à l'arbitrage des mesures de gestion à mettre en place et aux bénéfices escomptés pour l'application de ces mesures. Seule une autre évaluation conduite à un horizon d'environ 10 ans, avec précisément le même protocole que celui utilisé ici, pourra mettre en évidence une amélioration de l'état de santé des écosystèmes (augmentation des valeurs d'usage indirectes associées aux fonctions écologiques) et une diminution des valeurs d'usage directes associées aux pratiques destructrices (pêche intensive, coupe de bois de mangrove, etc.).

Spatialisation des valeurs économiques des écosystèmes

35 La carte de spatialisation des valeurs présentée en Figure 6 souligne l'importance en valeur économique des estuaires et rives colonisées par la mangrove. Ainsi, l'estuaire entre le complexe d'île de Tristão et le continent est un site d'intérêt majeur pour la fourniture de services écosystémiques. Cette représentation cartographique corrobore les observations empiriques et les demandes subséquentes des gestionnaires de l'AMP de placer le Rio Komponi et les *bolons* les plus larges en zones prioritaires pour la conservation, tant ces écosystèmes sont essentiels au maintien de la biodiversité côtière, à la fourniture de services écosystémiques et également d'un point de vue culturel et social (Doumbouya *et al.*, 2005).

36 Également, les zones de mangrove dégradée sont situées au nord de l'île principale (limite nord de la carte en Figure 5). Cette zone est largement exploitée par les pêcheurs du campement de Katchek pour l'approvisionnement des fours à fumer le poisson. La pêche y est également peu importante en raison de la surexploitation des *bolons* par les pêcheurs commerciaux qui n'hésitent pas à placer de grands filets à petites mailles dans ces zones de reproduction de nombreuses espèces d'intérêt halieutique. Cette zone doit ainsi faire l'objet de mesures de gestion autorisant une régénération de la mangrove à *Rhizophora*, notamment par l'interdiction de la coupe de bois.

Discussion

37 L'évaluation quantitative présentée par cet article met en lumière, d'une part, l'apport de la télédétection dans l'estimation des surfaces des écosystèmes clés de l'AMP de Tristão et de leur état de santé et, d'autre part, la possibilité offerte par les techniques SIG pour déterminer des zones prioritaires pour la conservation à travers une approche pluridisciplinaire et quantitative.

Intérêts et limites de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes

38 La modélisation en télédétection est un outil précieux pour la conduite d'évaluation économique des écosystèmes. Elle a permis dans le cadre de l'évaluation menée en Afrique de l'Ouest de calculer avec un bon degré de précision les surfaces des écosystèmes et d'estimer leur état de santé. Sans cet outil, seul un travail de terrain aurait permis d'estimer avec précision les surfaces et les états de santé des écosystèmes. Ce travail de terrain aurait demandé un temps et un budget considérables. Le recours à la modélisation par télédétection est donc un recours intéressant lorsque peu de données spatialisées sont disponibles et où les surfaces évaluées sont de grande envergure.

39 La modélisation présentée ici est cependant restreinte aux écosystèmes côtiers peu profonds. L'évaluation des écosystèmes profonds ou semi-profonds tels que les fonds

rocheux constamment immergés ou encore les herbiers nécessitent l'utilisation d'images multispectrales plus performantes dans les longueurs d'onde du bleu. Également, les petits écosystèmes d'échelle métrique sont invisibles via les images Landsat et leur résolution de 30m. Enfin, les perturbations des zones en eaux par les particules sédimentaires transportées par les courants estuariens réduisent la détection de ces écosystèmes intertidaux. Ainsi, l'identification de certains écosystèmes clés tels que les herbiers et les fonds rocheux n'est pas offerte par ces images du fait d'une turbidité importante et de la variabilité de l'occurrence pour les herbiers dans un système sédimentaire très fortement dynamique (Doumbouya, 2005; Bertrand, 1993). L'utilisation de *Google Earth* a permis une vérification des unités classées grâce à un semis de point aléatoire couvrant l'ensemble de la zone étudiée. Une vérité-terrain *in situ* à partir de transect pourrait renforcer la stabilité du processus de vérification (Andrieu, 2009), mais cette vérification n'aurait pu être rendue possible dans un temps et un coût similaire. L'emploi de *Google Earth* peut ainsi présenter une solution alternative acceptable notamment pour les services de gestion d'AMP dans les pays émergents où les dotations financières en matière de suivi environnemental sont encore faibles.

40 Néanmoins, les images Landsat offrent de très bonnes perspectives d'utilisation pour les environnements côtiers pour une évaluation multi-sites malgré les contraintes observées qui nécessiteraient plus d'effort d'investigation sur le terrain. Mais compte tenu des difficultés d'accès et de l'absence de relevés précis et spatiaux, ces traitements d'images répondent au mieux aux préoccupations d'aménagement et de gestion de l'environnement de l'AMP. Les avancées technologiques de la télédétection proposent également une surveillance globale et répétée de l'environnement à travers un panel de capteurs satellites dont les technologies ne cessent de s'améliorer. Les images à Très Haute Résolution visibles ou multispectrales telles que Ikonos, Quickbird, Kompsat, AVNIR ou encore les vues aériennes offrent une résolution spatiale métrique améliorant les perspectives de cartographie des écosystèmes marins. Ces images sont favorables à l'extraction des herbiers, des écueils rocheux intertidaux et des coraux (Hamel et Andréfouët, 2010; Pennober et Borius, 2010; Chauvaud *et al.*, 2001).

41 L'analyse de la mangrove à l'aide de l'index de végétation fournit une bonne évaluation de l'état de dégradation de cette formation végétale. Si notre étude montre l'efficacité de cet indice pour transcrire de manière relative la production primaire, elle reste limitée en termes de quantification des volumes produits et de modélisation des dynamiques. La répétitivité chronologique des images à basse résolution telle MODIS ou AVHRR offre ainsi une possibilité de construire des modèles prédictifs robustes. Elles permettent également d'associer ces modèles à des données complémentaires afin de quantifier la biomasse produite des mangroves (Simard *et al.*, 2006). Basés sur l'exploitation du NDVI, ces modèles prédictifs pour l'estimation de la production de la biomasse en milieu de mangrove s'insèrent essentiellement dans une approche écologique. Dans une perspective socio-économique, l'utilisation de l'imagerie spatiale incluant des variables climatiques, sociologiques ou économiques permettrait une véritable plus-value pour les prises de décisions environnementales et offrirait un outil de suivi et de comparaison pour déterminer les efforts à faire pour un renforcement des écosystèmes à forte valeur ajoutée.

Applications de la spatialisation des valeurs

42 La représentation spatiale des valeurs des services d'écosystèmes est intéressante pour le gestionnaire, car elle permet de fournir des éléments importants pour la planification côtière et la mise en œuvre de mesures de conservation. Elle peut avoir trois intérêts majeurs pour le gestionnaire. Le premier est de permettre de répondre à une question précise sur la répartition géographique d'un service et ainsi d'en évaluer sa « portée » économique et sociale. Le deuxième est d'autoriser une identification des zones d'enjeux pour la conservation, zones de plus fortes valeurs, et de permettre un arbitrage entre zones d'actions prioritaires. Au-delà d'un outil de gestion ou de négociation, la carte des valeurs permet également de disposer d'un outil de dialogue auprès des décideurs politiques nationaux et régionaux. Elle fournit pour la négociation environnementale un outil compréhensif et clair.

43 Une amélioration de ce modèle pourrait être l'intégration de la distribution spatiale des différents usages et pratiques culturelles et religieuses de chaque groupe de population, autochtone et allochtone. Ceci pourrait être réalisé par une approche multiscale imbriquant les relations socio-économiques locales dans un système régional lui-même dépendant d'un environnement plus global. Une amélioration pourrait également viser la présentation de scénarii d'évolution des services et des valeurs d'écosystèmes (Swetnam *et al.*, 2011). Ainsi, si des données d'évolution des pressions exercées sur les écosystèmes sont disponibles ou qu'il est possible de prévoir l'évolution de la couverture végétale des espèces littorales et leur état de santé, alors il est possible de développer des scénarii d'évolution des valeurs économiques.

Conclusion

44 La nécessité d'une gestion intégrée de la zone côtière s'est imposée depuis les années 1970, avec au même moment des évolutions technologiques majeures pour la géographie comme la mise à disposition d'images synoptiques, les SIG, la géodésie spatiale, le système de positionnement global, la cartographie automatique et plus récemment l'apparition d'approches modélisatrices (Gourmelon *et al.*, 2006). Plus tard, l'émergence d'aires marines protégées en Afrique de l'Ouest a renforcé ce besoin d'une approche intégrée des zones côtières veillant à évaluer celles-ci selon des critères environnementaux, humains et plus adaptés aux besoins et intérêts des communautés afin de garantir leur bien-être. Cette dimension implique des outils analysant les écosystèmes et leurs usages par ces communautés dans l'espace et également dans le temps. L'évaluation des valeurs économiques globales associée à la description des écosystèmes par télédétection produit ainsi un outil d'analyse et de suivi spatial favorable à une gestion environnementale et sociale des aires marines protégées.

45 Particulièrement bien adapté à l'évaluation d'écosystèmes marins et côtiers dans des zones peu étudiées et sur de grandes surfaces, l'instrument de modélisation développé dans cet article propose des résultats de qualité et à moindres frais. Les perspectives offertes par l'association de la télédétection et l'évaluation économique des écosystèmes sont importantes, avec la production de cartes intégrées associant divers aspects économiques, écologiques et sociaux, ou encore le développement de scénarii de gestion. Le travail introduit dans cet article, bien que soumis à certaines limites, renforce pourtant la pertinence de la cartographie comme outil conditionné à l'instauration préalable d'un objectif précis: la gestion intégrée des littoraux.

Remerciements

46 Cet article présente certains résultats d'un travail relatif à l'« évaluation de la valeur économique et sociale des écosystèmes côtiers et marins des aires marines protégées de l'Afrique de l'Ouest » (EVA; 2008-2011); ce projet fait lui-même partie du projet « Appui au renforcement institutionnel du Réseau Régional d'AMP en Afrique de l'Ouest (RAMPAO) et à la mise en œuvre de son plan de travail » coordonné par la Fondation Internationale du banc d'Arguin (FIBA). 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*; 2005-2010) pour l'approfondissement de certains éléments d'analyse. Le présent article ne reflète toutefois pas les positions de la FIBA et de la Commission européenne et n'anticipe pas sur leurs politiques futures dans ce domaine.

Bibliographie

Ackermann, G., F. Alexandre, J. Andrieu, C. Mering, et C. Ollivier, 2006, Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la petite cote et dans le delta du Sine – Saloum (Sénégal), *Vertigo*, 7, 2, [En ligne] URL: <http://vertigo.revues.org/2206>. Consulté le 20 juin 2011.

Andrieu, J. et C. Mering, 2009, Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine, l'exemple des Rivières du Sud: du Delta du Saloum (Sénégal) au Rio Geba (Guinée-Bissau), *Télédétection*, 8, 2, p. 93-118.

- Andrieu, J., 2009, *Dynamique des paysages dans les régions septentrionales des Rivières-du-Sud, Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau*, Thèse de doctorat, Université Paris 7, 532p.
- Balmford, A., A.S.L. Rodrigues, M. Walpole, P. ten Brink, M. Kettunen, L. Braat et R. de Groot, 2008, *The Economics of Biodiversity and Ecosystems: Scoping the Science*, Cambridge, UK, European Commission (contract: ENV/070307/2007/486089/ETU/B2)
- Bartholomé, E. et A.S. Belward, 2005, GLC2000: A new approach to global land cover mapping from Earth observation data, *Int. J. Remote Sensing*, 26, 9, pp. 1959-197.
- Bertrand, F., 1993, *Contribution à l'étude de l'environnement et de la dynamique de mangrove de Guinée. Données de terrain et apport de la télédétection*, Paris, ORSTOM, Coll. Etudes et Thèses (Thèse de Doctorat de Géographie, Université de Bordeaux III, 1991), 201 p.
- Binet, T., A. Borot de Battisti et P. Failler, 2011a, Évaluation économique des écosystèmes marins et côtiers, In Jacquet, P., Kumar, R. and L. Tubiana (eds), 2011, *Regards sur la Terre 2011: Océans la nouvelle frontière*, Editions Armand Colin, AFD, IDDRI, avril 2011, 360 p.
- Binet, T. et P. Failler, 2010, Les pêcheurs migrants: réfugiés climatiques et écologiques, *Hommes et Migrations*, n° 1284, Dossier migrations et environnement, pp. 98-111.
- Binet, T., P. Failler, A. Sall, et A. Doumbouya, 2011 b, *Évaluation de la valeur économique et sociale des écosystèmes associés aux AMP de l'Afrique de l'Ouest, Rapport N° 2 Estimation de la valeur économique et sociale d'un échantillon d'AMP en Afrique de l'Ouest*, projet « Appui au renforcement institutionnel du Réseau Régional d'AMP en Afrique de l'Ouest et à la mise en œuvre de son plan de travail », Dakar, Sénégal.
- Chauvaud, S., C. Bouchon et R. Manière, 2001, Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir de données SPOT (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves), *Oceanologica Acta*, 24, supplément pp. s3-s16
- Chen, N., H. Li et L. Wang, 2009, A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale: Management implications, *Ecological Economics*, 68, 11, pp. 2768-2776.
- Congalton, R.G., 1991, A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 37, pp. 35-46.
- Cuq, F., F. Gourmelon et V. Madec, 1993, *Planification côtière de Guinée-Bissau*, vol. 2, 3 Cartes h.t.: Occupation des sols de Guinée-Bissau à 1: 200 000, 4 feuilles A1; Carte des unités physiographiques à 1: 500 000, 1 feuille A0; Carte de l'environnement socio-économique à 1: 500 000, 1 feuille A0. UICN / DGFC-MDRA.
- Cuq, F., V. Madec et F. Gourmelon, 1996, Mise à jour de la carte d'occupation des sols des provinces côtières de Guinée Bissau, *Mappe Monde*, 4, 1996, pp. 21-26.
- Diaw, A.T., 1998, *Evolution des milieux littoraux du Sénégal. Géomorphologie et Télédétection*, Thèse de Doctorat de Géographie, Université de Paris I, 266 p.
- Diop, E.S., 1990, *La côte ouest-africaine, du Saloum (Sénégal) à la Mélororée (Guinée)*, Paris, ORSTOM, Coll. Etudes et Thèses (Thèse de Doctorat de Géographie, Université de Strasbourg, 1986), 2 vol. , 380 p.
- Doumbouya, A., A. Guilavogui, S.M. Camara, M. Gbansara, T. Keita et O.A. Camara, 2005, *Amélioration des connaissances sur le site de la future aire marine protégée Tristão/Alcatraz en République de Guinée*, Conakry, Rapport du Centre nationale des Sciences Halieutiques de Boussoira, République de Guinée, 64 p.
- Eade, J.D.O. et D. Moran, 1996, Spatial economic valuation: Benefits transfer using geographical information systems, *Journal of Environmental Management*, 48, pp. 97-110.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D.M. Richardson, D.C. Le Maitre et A.S. van Jaarsveld, 2008, Mapping ecosystem services for planning and management, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, pp. 135-140.
- Fatoyinbo, T.E. et A.H. Armstrong, 2010, Remote characterization of biomass measurements: case study of mangrove forests, *Biomass*, ed. Momba, M. et Bux, F., Sciyo, Croatia, pp. 65-78
- Feeley, K. J., T.W. Gillespie et J.W. Terborgh, 2005, The utility of spectral indices from Landsat ETM+ for measuring the structure and composition of tropical dry forests, *Biotropica*, 37, 4, pp. 508-519.
- Field, C.B., J.G. Osborn, L.L. Hoffman, J.F. Polsenberg, D.D. Ackerly, J.A. Berry, O. Bjorkman, A. Held, P.A. Matson et H.A. Mooney, 1998, Biodiversity and function of mangrove ecosystems, *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 1, pp. 3-14.
- Fisher, P. et M.D. Spalding, 1993, Protected Areas with Mangrove Habitat, Unpublished report to WCMC, Cambridge, U.K.

- Gillespie, T.W., 2005, Predicting woody-plant species richness in tropical dry forests: a case study from south florida, USA, *Ecological Applications*, 15, 1, pp. 27-37.
- Gourmelon, F., G. Pennober, M. Robin, J.G. Creuseveau, A.S. da Silva, K. Affian, C. Houhout et P. Pottier, 2006, Apports des systèmes d'information géographique (SIG) à la connaissance et à la gestion de l'environnement côtier d'Afrique de l'Ouest: exemples choisis en Mauritanie, Guinée-Bissau et Côte d'Ivoire, *Les écosystèmes côtiers de l'Afrique de l'Ouest, Diversité biologique-Ressources-Conservation*, éd. Symoen, J.J., Bruxelles, 2006, pp. 133-145.
- Grêt-Regamey, A., A. Walz et P. Bebi, 2008, Valuing ecosystem services for sustainable landscape planning in alpine regions, *Mountain Research and Development*, 28, 2, pp. 156-165.
- Hamel, M.A. et S. Andréfouët, S., 2010, Using very high resolution remote sensing for the management of coral reef fisheries: Review and perspectives, *Marine Pollution Bulletin*, 60, 9, pp. 1397-1405.
- Kawasani, I., U. Norsalza et I. Mohd Hasmadi, 2010, Analysis of spectral vegetation indices related to soil-line for mapping mangrove forests using satellite imagery, *Applied Remote Sensing Journal*, 1, 1, pp. 25-3.
- Kunte, P.D. et B.G. Wagle, 1993, Remote sensing approach to determine net shore drift direction: a case study along the Central East Coast of India, *Journal of Coastal Research*, 9, 3, pp. 663-672.
- Mallawaarachchi, T., P.S. Walker, M.D. Young, R.E. Smyth, H.S. Lynch et G. Dudgeon, 1996, GIS-based integrated modeling systems for natural resource management, *Agricultural Systems*, 50, pp. 169-189.
- Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, P. Lomas et C. Montes, 2009, Scale effects on cultural services valuation in natural protected areas, *Journal of Environmental Management*, 90:1050-1059.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2003, *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*, Island Press, Washington, D.C., USA, 212 p.
- Moreau, N., 2004, Mise en évidence et cartographie de l'évolution des forêts de mangrove dans les Iles du Saloum au cours des trois dernières décennies (1972 à 2001), *Photo-Interprétation*, 2004/4, pp. 23-55.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R.E. Green, B. Lehner, T.R. Malcolm et T.H. Ricketts, 2008, Global mapping of ecosystem services and conservation priorities, *Proceedings of the National Academy of Science*, USA, 105, 28, pp. 9495-9500.
- O'Higgins, T. G., S.P. Ferraro, D.D. Dantin, S.J. Jordan et M.M. Chintala, 2010, Habitat scale mapping of fisheries ecosystem service values in estuaries, *Ecology and Society*, 15, 4, 7. [en ligne] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art7/>. Consulté le 22 juin 2011.
- Ojeda, J., E. Sanchez, A. Fernandez-Palacios et J.M. Moreira, 1995, Study of the dynamics of estuarine and coastal waters using remote sensing: the Tinto-Odiel Estuary, SW Spain, *Journal of Coastal Conservation*, 1, 2, pp. 109-118.
- Olson D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N. D., Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao et K.R. Kassem, 2001, Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth, *BioScience*, 51, 11, pp. 933-938.
- Pagiola, S., K. von Ritter et J. Bishop., 2004, *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. World Bank environment department, working paper N° 101.
- Pearce, D.W., 1991. *An economic approach to saving the tropical forests*, In Helm, D. (Ed.), *Economic Policy Towards the Environment*. Blackwell, Oxford, pp. 239-262.
- Pennober, G. et A. Borius, 2010, Détection à très haute résolution spatiale du blanchissement coralline sur les récifs de l'île de la Reunion, *Télédétection*, 2010, vol. 9, n° 1, pp. 5-17.
- Pert, P. L., J.R.A. Butler, J.E. Brodie, C. Bruce, M. Honzak, F.J. Kroon, D. Metcalfe, D. Mitchell et G. Wong, 2010, A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the wet tropics, Australia, *Ecological Complexity*, 7, 3, pp. 378-388.
- Programme Tecasen, 1983, *L'exploitation des données Spot simulées en domaine littoral tropical, les îles du Saloum*, Dakar, Rapport TECASEN – ENSG Montrouge, n° 4, 95 p.
- Ragot, N. et E. Anquetil, 2003, Système de classification hybride interprétable par construction automatique de systèmes d'inférence floue, *Technique et science informatiques*, 22, 7-8, pp. 853-878.
- Raymond, C. M., B.A. Bryan, D.H. MacDonald, A. Cast, S. Strathearn, A. Grandgirard et T. Kalivas, 2009, Mapping community values for natural capital and ecosystem services, *Ecological Economics*, 68, 5, pp. 1301-1315.

Saleh, M., A., 2007, Assessment of mangrove vegetation on Abu Minqar Island of the Red Sea, *Journal of Arid Environments*, 68, 2, pp. 331-336.

Sherrouse, B. C., J.M. Clement et D.J. Semmens, 2011, A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services, *Applied Geography*, 31, 2, pp. 748-760.

Simard, M., K. Zhang, V.H. Rivera-Monroy, M.S. Ross, P.L. Ruiz, E. Castañeda-Moya, R.R. Twilley et E. Rodriguez, 2006, Mapping height and biomass of mangrove forests in Everglades National Park with SRTM elevation data, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72, 3, pp. 299-311.

Swetnam, R. D., B. Fisher, B.P. Mbilinyi, P.K.T. Munishi, S. Willcock, T. Ricketts, S. Mwakalila, A. Balmford, N.D. Burgess, A.R. Marshall et S.L. Lewis, 2011, Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modeling, *Journal of Environmental Management*, 92, 3, pp. 563-574.

Termansen, M., C.J. McClean et R. Scarpa, 2004, Economic valuation of Danish forest recreation combining mixed logit and GIS, Presented at the *13th Annual Conference of Environmental and Resource Economists*, June 2004, Budapest, Hungary.

Troy, A. et M.A. Wilson, 2006, Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer, *Ecological Economics*, 60, 2, pp. 435-449.

Tucker, C. J., J.R.G Townshend et T.E. Goff, 1985, African land-cover classification using satellite data, *Science*, New Series, 227, 4685, pp. 369-375.

Wemmert, C., 2000, *Classification hybride distribuée par collaboration de méthodes non supervisées*, Thèse nouveau Doctorat, Université de Strasbourg, 176 p.

Notes

1 Quatre catégories de service ont été identifiées dans le cadre de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire: support, régulation, approvisionnement et culture.

2 Rattachés au laboratoire GEOMER de l'université de Bretagne Occidentale et aux universités Cheikh Anta Diop de Dakar et de Nouakchott, respectivement au Sénégal et en Mauritanie. F Cuq dirigeait le laboratoire GÉOMER jusqu'à son décès en mai 2003.

Pour citer cet article

Référence électronique

Vincent Turmine, Thomas Binet et Pierre Failler, « L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins : application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 11 Numéro 3 | décembre 2011, mis en ligne le 18 septembre 2012, consulté le 02 octobre 2012. URL : <http://vertigo.revues.org/12234> ; DOI : 10.4000/vertigo.12234

À propos des auteurs

Vincent Turmine

CEMARE, Université de Portsmouth, St George's Building, 141 High Street, Portsmouth, PO1 2HY, Royaume-Uni, Smithsonian Conservation Biology Institution, 1500 Remount Road, Front Royal, VA 22630, United States

Thomas Binet

CEMARE, Université de Portsmouth, St George's Building, 141 High Street, Portsmouth, PO1 2HY, Royaume-Uni

Pierre Failler

CEMARE, Université de Portsmouth, St George's Building, 141 High Street, Portsmouth, PO1 2HY, Royaume-Uni

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Cet article présente la méthode et les résultats du travail de modélisation de télédétection réalisé dans le cadre du programme EVA visant à estimer la valeur économique et sociale des écosystèmes marins des Aires Marines Protégées (AMP) de l'Afrique de l'Ouest. La télédétection est réalisée par un procédé original et complexe basé sur une méthode combinée de classifications non supervisées et d'analyses en composantes principales. Elle permet une reconnaissance des différents écosystèmes marins et côtiers ainsi qu'une évaluation de leur état de santé, deux informations indispensables pour mener à bien le travail d'évaluation économique des écosystèmes. D'un point de vue pratique, la modélisation exposée dans cet article est particulièrement recommandée lorsque les données spatiales sur les écosystèmes marins et côtiers font défaut ou que l'accès au site est très difficile ou très coûteux. En outre, ce travail de modélisation permet de mener à bien une identification rapide des zones d'action prioritaires pour la mise en place de mesure de conservation des écosystèmes de l'AMP.

This article exposes methods and results of a remote sensing exercise based on combined classifications and spatial analysis. This work was carried out as part of the EVA programme which looked at estimating the economic and social value of marine ecosystems within West African Marine Protected Areas (MPA). The remote sensing methods utilised in this study are innovative in that they stem from non supervised combined classifications and principal component analysis. These techniques offer a reliable method for the calculation of ecosystem surfaces, as well as estimation of their health status, both elements that are compulsory to the economic valuation exercises. From an application perspective, this modelling process is particularly relevant to regions of data-poor marine ecosystem mapping where biodiversity conservation is developed or large-scale areas where access is made difficult and costly in time and financial resources. Further, these results are likely to influence the identification of priority areas for conservation measures as part of the MPA management plan.

Entrées d'index

Mots-clés : évaluation économique, télédétection, analyse spatiale, mangrove, écosystèmes marins, aires marines protégées, littoral, Tristão, Guinée

Keywords : Economic assessment, remote sensing, spatial analysis, mangrove, marine ecosystems, marine protected areas, coastal area, Tristão, Guinea