

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Ciências**  
**ULisboa**

# **OS MANGAIS DA GUINÉ-BISSAU: ANÁLISE A 40 ANOS DE EVOLUÇÃO DA SUA EXTENSÃO**

**PAULO EDUARDO CARDOSO**

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Dissertação orientada por:  
Doutor José Pedro Granadeiro e  
Doutor Paulo Catry

2017



UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL

OS MANGAIS DA GUINÉ-BISSAU: ANÁLISE A 40 ANOS DE EVOLUÇÃO DA SUA EXTENSÃO

PAULO EDUARDO CARDOSO

MESTRADO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL



## Agradecimentos

Não poderia deixar de agradecer algumas pessoas e instituições que, pela disponibilidade, interesse e empenho pessoal, contribuíram para a concretização desta tese.

Quero agradecer em particular ao Miguel Lecoq, pelo enorme esforço pessoal que fez para que este estudo se realizasse e por tudo o que com ele aprendi ao abordar os temas que desenvolvemos neste estudo.

Ao Instituto da Biodiversidade e das Áreas Protegidas da Guiné-Bissau IBAP pelo apoio institucional e os meios que com grande amabilidade colocou à disposição. Um agradecimento especial ao Sr. Alfredo Simão da Silva, Diretor-geral do IBAP, ao Sr. Fernando Biag, Diretor do Parque Natural dos Tarrafes do rio Cacheu, à Sra. Aissa Regalla, coordenadora do Departamento de Seguimento de Espécies e Habitats.

À organização Monte-Ace e em particular à Susana Gomes, coordenadora do projeto que acolheu esta tese, à Marta Alter, diretor-técnica da organização e ao Miguel Lecoq, assistente de coordenação, por me terem confiado esta tarefa.

Ao Luís Catarino, ao Agostinho Palminha, ao Daniel Lopes, ao Hamilton Monteiro de quem recebi apoio imprescindível a diversos níveis e sem o qual este trabalho não poderia existir.

Aos meus orientadores José Pedro Granadeiro e Paulo Catry, por terem acompanhado este percurso com grande paciência e disponibilidade e também pelo privilégio de com eles ter trabalhado.

Aos revisores do texto que tornaram as minhas ideias num texto estruturado e legível.

À Inês, porque é quem verdadeiramente ilumina, guia e facilita tudo o que faço.



## Índice

1	Nota prévia .....	7
2	Resumo.....	9
3	Introdução Geral.....	13
4	Objetivos .....	21
5	Métodos.....	23
5.1	Área de estudo.....	23
5.1.1	Cartografia nacional dos mangais .....	24
5.1.2	Evolução da cobertura dos mangais .....	25
5.2	Normas cartográficas e áreas de referência .....	26
5.2.1	Informação vetorial .....	27
5.3	Processo de classificação.....	29
5.3.1	Cartografia nacional dos mangais .....	29
5.3.2	Evolução dos mangais .....	34
5.4	Outputs e Outros recursos .....	38
6	Resultados .....	39
6.1	Cartografia nacional dos mangais .....	39
6.2	Cartografia e evolução dos mangais na região do rio Cacheu.....	43
7	Discussão.....	49
8	Referências .....	55
9	Anexos.....	69
9.1	Cartografia dos Mangais da Guiné-Bissau .....	69
9.2	Cartografia da evolução dos mangais no PNTC.....	73
9.3	Cartografia da evolução dos mangais na margem sul do rio Cacheu .....	77
9.4	Estimativas da área de mangal na Guiné-Bissau entre 1940 e 2014 .....	81
9.5	Evolução da área de mangal na região do rio Cacheu entre 1973 e 2015 .....	83

## Índice de Tabelas

Tabela 5-1. Áreas do tema vetorial do território nacional.....	28
Tabela 5-2. Áreas do tema vetorial das áreas protegidas da Guiné-Bissau.....	29
Tabela 5-3. Característica espectral das bandas do satélite Landsat 8.....	30
Tabela 5-4. Características das cenas Landsat 8 utilizadas.....	30
Tabela 5-5. Característica das bandas espectrais dos sensores dos satélites Landsat 1, 5 e 8 (excluídas as bandas térmicas).....	34
Tabela 5-6. Características das cenas Landsat utilizadas.....	35
Tabela 5-7. Índices de vegetação construídos para cada sensor Landsat.....	36
Tabela 5-8. Tamanho das amostras de treino (T) e validação (V) para cada ano avaliado.....	36
Tabela 6-1. Matriz de confusão e precisão da classificação para a cena 204/052 de 2014.....	39
Tabela 6-2. Área de mangal (2014) ao nível nacional e para as regiões administrativas e respetivas % relativas à área setorial.....	41
Tabela 6-3. Área de mangal no interior das Áreas Protegidas da Guiné-Bissau em 2014.....	43
Tabela 6-4. Matriz de confusão e precisão da classificação para a cena 204/052 de 2015.....	43
Tabela 6-5. Variação anual da cobertura da cobertura de mangal para os períodos avaliados.....	46
Tabela 6-6. Estrutura etária dos mangais da região do rio Cacheu em 2015 e representatividade. %RT: percentagem relativa.....	48

## Índice de Figuras

Figura 3-1 Distribuição global e espécies de plantas associadas ao mangal (adaptado de Kuenzer et al. 2011).....	14
Figura 3-2. Zonamento característico dos mangais na Guiné-Bissau. Adaptado de Crepeau et al. 2008. ..	15
Figura 3-3. Missões Landsat a operar desde 1972. Adaptado de USGS.....	20
Figura 5-1. Divisões administrativas da Guiné-Bissau.....	24
Figura 5-2. Área de distribuição potencial de mangal (a roxo), limites administrativos e áreas protegidas.....	25
Figura 5-3. Área de estudo para a avaliação da evolução da cobertura dos mangais.....	26
Figura 5-4. Exemplos de edição de limite administrativo do tema GADM v2.8.....	28
Figura 5-5. Abrangência das cenas Landsat 8 utilizadas (código: WRS2 Path_Row).....	31
Figura 5-6. Exemplos do cálculo da idade do mangal atribuída ao píxel. Quadrícula cheia: classificada como mangal.....	38
Figura 6-1. Extensão dos mangais no território da Guiné-Bissau.....	40
Figura 6-2. Estimativas da área de mangal na Guiné-Bissau entre 1975 e 2010. Tendência (linha escura), Média anual (pontos cinzentos) e valores recolhidos (pontos azuis).....	42
Figura 6-3. Distribuição e idade dos mangais na região do Cacheu em 2015.....	44
Figura 6-4. Estimativas da área de mangal na região do rio Cacheu entre 1973 e 2015.....	45
Figura 6-5. Alterações ocorridas entre 1973 e 2015 num setor do PNTC.....	47
Figura 7-1. Classificação de mangal em zonas de transição.....	50
Figura 7-2. Evolução da produção nacional de arroz na Guiné-Bissau. Fonte de dados: INE (2015).....	51

## Acrónimos e abreviaturas

DOS1	Dark Object Subtraction – algorithm 1
EPSG	European Petroleum Survey Group
EVI	Enhanced Vegetation Index
FAO	Food and Agriculture Organization
GADM	Global Administrative Data
GDAL	Geospatial Data Abstraction Library
HDR	Human Development Report
IBAP	Instituto da Biodiversidade e Áreas Protegidas da Guiné-Bissau
INE	Instituto Nacional de Estatística
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NIR	Near Infra-red
OLI	Operational Land Imager sensor
OOB	Out-of-Bag procedure from Random Forest algorithm
PCA	Principal Component Analysis
PNTC	Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu
QGIS	Quantum Geographic Information System
SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
SWIR	Shortwave Infrared
SWIR	Short Wave Infra-red
TIRS	Thermal Infra-Red Sensor
UNEP	United Nations Environment Programme
USGS	United States Geological Survey
UTM	Universal Transverse Mercator

Esta página foi propositadamente deixada em branco

# 1 NOTA PRÉVIA

---

No âmbito do projeto "Gestão Sustentável dos Recursos Florestais do Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu" concluído em abril de 2016, o Instituto da Biodiversidade e das Áreas Protegidas da Guiné-Bissau (IBAP), com o apoio da Organização Não Governamental Monte-ACE, previram obter um conjunto de cartografias relativas ao coberto do solo e alterações ao mesmo no território da Guiné-Bissau e em particular para o Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu (PNTC). Esta informação cartográfica, em particular de mapeamento dos mangais do país servirá igualmente de base para de trabalho de elaboração da Lei dos Mangais.

Neste contexto estabeleceu-se o compromisso de que a obtenção de uma parte da informação de base para o referido projeto constituiria parte dos objetivos desta tese, nomeadamente a avaliação da extensão atual dos mangais em todo o território da Guiné-Bissau e, no caso particular do PNTC, a evolução da ocupação deste biótopo nas últimas quatro décadas.

Foi igualmente proposto que os objetivos fossem conseguidos, tanto quanto possível, a partir de recursos gratuitos e de livre utilização (imagens de satélite, software, etc.), que assegurassem a replicabilidade da abordagem e possibilitassem a monitorização temporal da área de mangal no país a médio e longo prazo e a baixo custo.

O relatório de mestrado incorpora elementos fornecidos ao projeto "Gestão Sustentável dos Recursos Florestais do Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu" e está organizado em duas componentes principais. A primeira componente refere-se à abordagem nacional, onde são apresentados os dados de cobertura dos mangais por divisão administrativa e por áreas protegidas. A segunda componente aborda a avaliação da evolução da cobertura dos mangais do PNTC e numa área adjacente, externa ao Parque, para um período de 43 anos entre 1973 e 2015.

Os resultados obtidos são discutidos tendo em perspetiva uma extensa consulta bibliográfica que incluiu os dados mais recentes sobre a ocupação e dinâmica dos mangais da Guiné-Bissau.

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## 2 RESUMO

---

Os mangais são um ecossistema de enorme importância para a proteção costeira, a segurança alimentar e para a conservação e refúgio da biodiversidade. Prestam ainda inúmeros serviços de manutenção e regulação, sobretudo por ser um importante sumidouro de carbono e ainda de aprovisionamento para as populações humanas costeiras. Tal como muitos outros ecossistemas, os mangais enfrentam ameaças globais, como sejam a degradação, a poluição ou a sobre-exploração e substituição por usos intensivos como a aquacultura.

A Guiné-Bissau é o segundo país de África Ocidental em extensão de mangais, onde os mesmos representam um importante recurso à subsistência das populações e um valioso património de biodiversidade. Os estudos sobre os mangais do país remontam a meados do século passado e fornecem uma visão geral da sua ocorrência no território nacional e no contexto regional. Não obstante, não há nenhuma abordagem recente e consistente que tenha procurado avaliar a extensão e a evolução dos mangais do país para um período tão longo como o que se apresenta neste estudo. O estudo mais recente data de 2010 e não faz uma avaliação por setor administrativo.

Num cenário em que se prevêem a redução e degradação dos mangais em termos globais, esta avaliação reveste-se de particular importância. Neste contexto, e a propósito dos trabalhos de preparação da Lei para a Conservação e Gestão dos Mangais na Guiné-Bissau, realizou-se este estudo que lhe serviu de base, tendo como objetivos avaliar a extensão nacional atual dos mangais e a evolução da sua cobertura nos últimos 43 anos (1973 a 2015). Neste período deu-se a implementação de uma extensa área protegida com vista a preservar este ecossistema, o Parque Natural dos Tarrafes do rio Cacheu (PNTC). Por este motivo, selecionou-se esta área protegida para estudar a evolução dos mangais. Por forma a estabelecer um termo de comparação entre o PNTC e um espaço não protegido selecionou-se uma área de mangal próxima onde a mesma avaliação foi efetuada.

Com base em imagens de satélite Landsat de 2014 foi possível cartografar 3128 km<sup>2</sup> de mangais para a Guiné-Bissau, que ocupam 8,66% do território nacional. Os mangais ocupavam 400,6 km<sup>2</sup> do PNTC em 2015 e a análise da sua evolução nos últimos 43 anos revela que a cobertura atual é 3,8% maior do que a que se registou em 1973, com uma extensão adicional de 14,66 km<sup>2</sup>. Este acréscimo engloba a recuperação de áreas de mangal por regeneração, bem como novas áreas onde o mangal se instalou.

A recuperação verificada deu-se particularmente a partir de 2000, ano de implementação legal do PNTC, mas a mesma tendência foi observada fora da área protegida, fazendo crer que outros fatores, que não a criação do espaço protegido, terão contribuído para a tendência de recuperação na região do rio Cacheu nos últimos 43 anos.

De entre os fatores passíveis de terem causado esta tendência salienta-se desde logo o abandono da cultura de arroz (e em particular o arroz de água salgada ou arroz de bolanha), cuja cultura sofreu uma quebra de produção a partir de finais da década de 90 do século passado. O aumento da procura de alternativas de maior rentabilidade, como foi o caso da cultura da castanha de caju, que teve um crescimento notável na Guiné-Bissau e que posicionou o país como maior exportador deste produto em África, também pode ter influenciado este aumento da área de mangal. As secas prolongadas, que se verificaram entre 1960 e 1990, tiveram uma influência importante na regressão dos mangais da região Oeste de África, muito em particular no Senegal e, possivelmente, também na Guiné-Bissau, que partilha das mesmas condições biogeográficas.

Este trabalho inseriu-se numa abordagem integrada de estabelecimento de estratégias de uso sustentável e de gestão de recursos florestais que está plasmada na “Estratégia Nacional para as Áreas Protegidas e a Conservação da Biodiversidade na Guiné-Bissau”, que procura valorizar os mangais nas suas diversas valências. A Estratégia Nacional e Lei dos Mangais constituem uma resposta efetiva à necessidade de conservação e valorização dos mangais da Guiné-Bissau.

A utilização de recursos de livre acesso e das melhores metodologias disponíveis, numa abordagem clara e bem documentada, asseguram a sua reprodutividade e conseqüente possibilidade de aplicação na monitorização temporal do mangal na Guiné-Bissau num cenário de escassez de recursos financeiros.

**Palavras-chave:** Conservação, Gestão, Parque Nacional dos Tarrafes do rio Cacheu, Landsat, Serviços de Ecossistemas.

## **Abstract**

Mangroves provide several ecosystem services from coastal protection, food security, biodiversity refugia and carbon sequestration, acting in ecological regulation and providing resources for coastal populations. Nevertheless, mangroves across the globe are facing rapid degradation due to pollution, overexploitation and replacement by aquaculture and other human activities.

Guinea-Bissau holds the second largest national mangrove area in West Africa representing an important resource for human subsistence and an invaluable biological heritage. Over the last six decades several studies contributed to evaluate the extent of mangroves, globally, regionally and specifically to Guinea-Bissau, providing an overview for the extent and status. Nevertheless, there is no recent and consistent evaluation focusing on the country mangroves that could provide an accurate estimate of coverage and trend over the last few decades. The previous and most recent evaluation was obtained for 2010 and do not provide a regional evaluation at administrative level.

In a global scenario of general loss of mangroves, a systematic and consistent evaluation of mangrove cover and trend in Guinea-Bissau are critical not only from a biological or conservational point of view, but also to preserve the services it provides to human populations. This study aimed to evaluate the extension and mangrove extent dynamics in the last four decades (1973 to 2015) and provide information for the National Mangrove Law that is under preparation. The protected area of Parque Natural dos Tarrafes do rio Cacheu (PNTC) was created during the referred period to protect the mangroves from the Cacheu region. An unprotected area in the same region was added to our evaluation to clarify the relevance of legal protection on evolution of mangrove extent.

A total of 3,128 sq. kilometers was mapped for Guinea-Bissau for 2014, corresponding to about 8.66 % of national territory. In 2015 a total of 400.6 sq. kilometers of mangroves was mapped for PNTC and the actual extent is 3.8% larger than it was in 1973.

The observed recovery was particularly notorious from 2000 when the PNTC was legally implemented but the same trend was observed for the unprotected area. We discuss about contributing factors that could explain the regional trend of recovery. The rice production (particularly the mangrove rice) dropped since 1990 due to abandonment, with farmers moving to the profitable cashew cultivation, rising Guinea-Bissau to the top of African producer of cashew nut. The climatic Sahelian crisis, that lasted from 1960 to 1990,

influenced the mangrove extend in the region, particularly in Senegal with plausible effects in Guinea-Bissau as well.

This study was developed into a general approach to strategic and sustainable use and management of forest resources as defined by the “National Strategy for Protected Areas and Biodiversity Conservation” for valuing the mangroves. The National Strategy and the Law of Mangroves are clear demonstrations of efforts to preserve the mangroves of Guinea-Bissau.

This study used free resources, from satellite data to algorithms, in a clear and reproducible approach that allow its application for future initiatives of monitoring mangrove cover trend. This is particularly relevant in scenarios of low resources.

**Keywords:** Conservation, Management, Parque Nacional dos Tarrafes do rio Cacheu, Landsat, Ecosystem services.

Esta página foi propositadamente deixada em branco

### 3 INTRODUÇÃO GERAL

---

#### *Distribuição global dos mangais*

Os mangais são formações vegetais que se desenvolvem predominantemente em zonas de transição entre ambientes marinhos e terrestres, no espaço designado de entre marés (Duke 1992). Podem estender-se até onde o efeito da salinidade se fizer sentir, o que por vezes se verifica em locais muito distantes da linha de costa. Ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais de todo o globo, maioritariamente entre os paralelos 30° (Tomlinson 1986, Hutchings e Saenger 1987), mas a sua maior fração concentra-se entre os paralelos 5° (Giri et al. 2011). Entre os fatores que limitam a sua distribuição global a temperatura da água parece ser preponderante, uma vez que os mangais ocorrem apenas onde a temperatura mínima seja superior a 20°C e a variação sazonal inferior a 10°C (Walsh 1974).

Estima-se que em termos globais os mangais representem cerca 0,5 % de todas as florestas e cerca de 1 % de todas as florestas tropicais (FAO 2007, Alongi 2014). As estimativas para a área ocupada por mangais variam significativamente entre diversos estudos, com valores entre os 100 e os 240 mil quilómetros quadrados (Bunt 1992, Twilley et al. 1992, Schwamborn & Saint-Paul 1996, Spalding et al. 1997, Valiela et al. 2001, Sandilyan & Kathiresan 2012).

Os mangais da costa atlântica de África representam cerca de um quinto de todos os mangais do globo (UNEP 2007), distribuindo-se por mais de 6000 quilómetros de frente atlântica continental e em 19 países: Mauritânia, Senegal, Gâmbia, Guiné-Bissau, República da Guiné, Serra Leoa, Libéria, Costa do Marfim, Gana, Togo, Benim, Nigéria, Camarões, Guiné-Equatorial, Gabão, São Tomé e Príncipe, Congo, República Democrática do Congo e Angola (Saenger & Bellan 1995, UNEP 2007). A maior fração, cerca de 35%, encontra-se na Nigéria, predominantemente no delta do rio Níger (Wang et al. 2016). A Guiné-Bissau é o segundo país mais importante em termos de área de mangais nesta região (UNEP 2007).

#### *Flora e Vegetação associada*

A vegetação que caracteriza os mangais desenvolve-se sobre sedimentos finos que se acumulam em locais mais protegidos da ação das ondas como sejam os deltas, os estuários e leitos de grandes rios ou a porção abrigada de ilhas barreira (Luther & Greenberg 2009, Alongi 2009). A flora dos mangais é predominantemente arbórea e muito bem-adaptada em termos fisiológicos às condições ambientais extremas que o ecótono onde se instalam proporciona, como seja a híper salinidade, a natureza anaeróbia dos sedimentos ou a flutuação da maré (Spalding et al. 1997; Spiers 1999; Kathiresan & Bingham 2001; Sandilyan 2010; Sandilyan et al. 2010).

Associam-se aos mangais cerca de 70 espécies de plantas (Duke 1992) sendo o género *Avicennia* o mais bem representado e o de maior distribuição global (Thatoi et al. 2016). Em conjunto com espécies do género *Rizophora*, formam, genericamente, a base das comunidades florísticas dos mangais de todo o mundo (Duke 1991). Há ainda assim grande contraste na constituição florística dos mangais ao longo da sua distribuição sendo estes muito mais diversos na região do Indo-Pacífico e mais pobres na África Ocidental (Tomlinson 1986, Kuenzer et al. 2011).

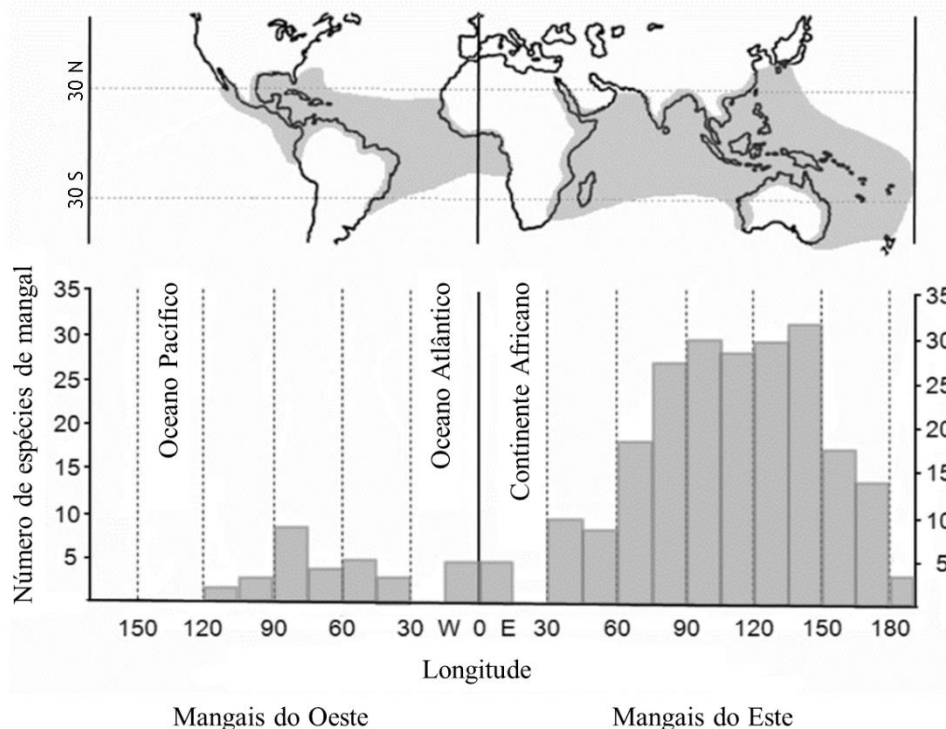


Figura 3-1 Distribuição global e espécies de plantas associadas ao mangal (adaptado de Kuenzer et al. 2011).

Na Guiné-Bissau os mangais apresentam uma constituição florística onde as espécies *Avicennia germinans* e *Rizophora mangle* são os elementos predominantes de um elenco restrito de espécies que inclui ainda *R. racemosa* e *R. harrisonii*, *Laguncularia racemosa*, *Conocarpus erectus* e *Machaerium lunatum* (Catarino 2004, Catarino et al. 2008), comunidade semelhante às que se observam no sul do Senegal, na Gâmbia e na República da Guiné (Bertrand 1999, Corcoran et al. 2007).

### Zonamento

Os mangais apresentam frequentemente um marcado zonamento da distribuição espacial das espécies que os compõem, influenciado principalmente pelo período de enchimento, a salinidade e a luminosidade. Outros fatores que influenciam localmente a distribuição das espécies de mangal são a disponibilidade de nutrientes e características geomorfológicas do terreno (Hossain & Nuruddin 2016).

Nos mangais da região Oeste de África e em particular na Guiné-Bissau este zonamento reflete-se fundamentalmente na distribuição das duas principais espécies (Figura 3-2), encontrando-se *Rizophora mangle* nas zonas mais profundas e *Avicennia germinans* em sítios menos expostos ao enchimento (Crepeau et al. 2008, Dieye et al. 2013). A fisionomia dos mangais é assim determinada pelas diferenças ecofisiológicas das espécies que o compõem, com *A. germinans* mais tolerante à salinidade e perturbação dos solos do que *R. mangle* (Marius 1985). Este padrão de zonamento é muito semelhante ao que se encontra do outro lado do Oceano Atlântico com as mesmas espécies (Cuzzuol & Campos 2001).

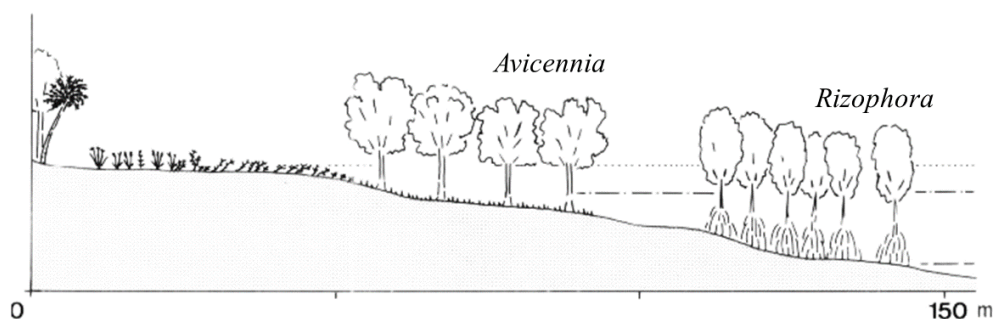


Figura 3-2. Zonamento característico dos mangais na Guiné-Bissau. Adaptado de Crepeau et al. 2008.

### *Biodiversidade associada aos mangais*

Os mangais são pouco diversos quando comparados a outros ecossistemas tropicais. Em termos globais estima-se que os endemismos associados aos mangais se restrinjam a 48 espécies de aves, 14 de répteis, 6 de mamíferos e 1 de anfíbio (Luther & Greenberg 2009). Outras florestas tropicais registam valores muito superiores. A título de exemplo, a floresta atlântica da América do Sul alberga 181 aves endémicas, 253 anfíbios e 60 répteis endémicos ou as florestas da África Ocidental com 90 aves endémicas, 89 anfíbios e 46 répteis (Myers et al. 2000). Sugere-se que o padrão de biodiversidade possa estar relacionado com as condições ecológicas extremas típicas destes sistemas (Duke et al. 1998, Field et al. 1998, Macintosh & Ashton 2002).

Dados recentes apontam para que a meiofauna e bentos exclusivos ou endémicos dos mangais sejam também escassos (Metcalf & Glasby 2008). Assume-se, no entanto, que a diversidade nos mangais será relativamente superior em relação aos microrganismos (Field et al. 1998), e apesar da sua (comparativamente) reduzida riqueza específica, os mangais são considerados fundamentais enquanto habitat insubstituível para um elevado número de grupos biológicos, desde o fitobentos aos mamíferos (Nagelkerken et al. 2008).

A baixa diversidade generalizada dos mangais contrasta com a sua produtividade, que é considerada das mais elevadas ao nível global (Hopkinson et al. 2012, Alongi 2014, Hutchinson et al. 2014). Estima-se que o contributo global de fixação de carbono nos sedimentos se cifre entre 10 e 15% ao ano (entre 24 e 38 Tg C/ano<sup>1</sup>), sendo igualmente importante a quantidade de Carbono fixada no solo (Jardine & Siikamäki 2014) e a biomassa aérea média acumulada de 247t /ha<sup>2</sup>, nível idêntico ao das florestas tropicais húmidas (Bridgham et al. 2006, Alongi 2014).

As zonas costeiras da Guiné-Bissau, e em particular os mangais, são singulares quer pela diversidade que albergam, quer pela abundância de algumas espécies que aí se concentram. É conhecida a importância das populações de manatins (Silva & Araújo 2001), de tartarugas marinhas (Catry 2008, Catry et al. 2009) e de hipopótamos que dependem das áreas costeiras do país, bem como as concentrações de aves migratórias, sobretudo provenientes da Europa e do Ártico (Altenburg & Spanje 1989), que se supõe poder exceder 1 milhão de indivíduos (Zwarts et al. 2014).

<sup>1</sup> Tg C/ano: Teragrama de Carbono/ano – Contributo de fixação anual de Carbono estimado para todo o mangal do globo.

<sup>2</sup> Valor médio de biomassa acumulada por hectare considerando todo o mangal do globo.

### *Importância dos mangais e serviços associados*

Atribui-se grande relevância global aos mangais (Duke & Schmitt 2015) que pela sua disposição de contato entre os ambientes marinho e terrestre, constituem uma importante barreira atenuadora dos efeitos associados às oscilações do clima sobre as zonas costeiras, em particular quando estas se expressam de forma extrema ou catastrófica (Spalding et al. 2014).

Particulariza-se esta importância relativamente à contenção da erosão costeira (Goforth Jr. & Thomas 1980, Mazda et al. 2002, Thampanya et al. 2006, Ong et al. 2013, Blankespoor et al. 2016), à atenuação dos efeitos de tempestades (Marois & Mitsch 2015, Barbier 2016, Guannel et al. 2016), da altura das ondas (Mazda 1997, Ong et al. 2013, Narayan 2016), de *tsunamis* (Dahdouh-Guebas 2005, Forbes & Broadhead 2007, Alongi 2008) ou da subida do nível do mar (Pernetta 1993, Spalding et al. 2014).

Ao assegurarem suporte ao ciclo de nutrientes através da captura de sedimentos e filtragem da água, os mangais fornecem suporte à biodiversidade e à manutenção de ecossistemas adjacentes como os estuarinos (Robertson e Duke 1987, Mumby et al. 2004, Serafy et al. 2015), os recifes de corais (Granek et al. 2009) e as pradarias de ervas marinhas (IUCN 2008). Muitas espécies de peixes e crustáceos oceânicos utilizam os mangais como local de *nursery* e de alimentação (Lugo & Snedaker 1974, Field et al. 1998, Nagalkerken et al. 2008) estendendo por essa via o benefício ao ambiente marinho.

Historicamente assume-se que os mangais constituem um elemento central na subsistência de comunidades humanas costeiras por toda a região tropical (Eskinazi-Leca 1970, Kinako 1977, Spalding et al. 1997; Walters 2005, Atkinson et al. 2016), contribuindo para um valor estimado em 32 mil milhões de dólares (Costanza et al. 2014), cifra que é hoje muito superior ao estimado há apenas duas décadas (1,6 mil milhões de dólares estimados por Costanza et al. 1997).

Relativamente ao Oeste Africano, os mangais estão na base da subsistência das populações humanas costeiras, estimando-se que a sua importância para a economia da pesca dos países desta região se cifre nos 400 milhões de dólares (USAID 2014). Na Guiné-Bissau uma parte importante da proteína consumida pelas populações humanas costeiras é obtida nos mangais (FAO PNUE 1981).

Todos estes benefícios relacionam-se com o conceito de serviços de ecossistema (Costanza 1997, Haines-Young e Potschin 2010, Warren-Rhodes et al. 2011) na medida em que se atribui um valor monetário aos recursos naturais que facilita o cálculo de balanços económicos entre proveitos e prejuízos das diferentes opções de aproveitamento dos mesmos (Haines-Young & Potschin 2011). Associa-se a este conceito a visão de que a manutenção da biodiversidade é indissociável da perspectiva de aproveitamento dos serviços de ecossistema, havendo uma interdependência entre estas (Nelson et al. 2009, Harrison et al. 2014), o que alicerça a importância da preservação dos ecossistemas mesmo quando a ótica é económica.

O acompanhamento histórico do tema dos serviços de ecossistemas permite verificar que a quantidade de serviços associados aos mangais é maior hoje como também é maior a rentabilidade potencial que deles se poderá retirar. Também a importância relativa das categorias dos serviços prestados se alterou nas últimas décadas, do provisionamento (eg. alimento, combustível), para a regulação (eg. estabilização dos solos, proteção costeira) e a cultura (eg. ecoturismo) (Vegh et al. 2014).

Há ainda, em contrapartida, perspectivas que remetem para a perceção dos desserviços (ou prejuízos) associados aos mangais como seja a proliferação de vetores de doenças endémicas como a malária, e da importância desta perspectiva em termos culturais (Friess 2016b).

A identificação clara dos serviços de ecossistemas representa uma enorme oportunidade para a conservação dos mangais e poderá mesmo estar na base da redução do ritmo de destruição e degradação dos mangais que se observa atualmente ao nível global (Hamilton & Case 2016).

### *Ameaças*

A pressão sobre os ecossistemas costeiros e os seus recursos tem aumentado de forma dramática nas últimas décadas (FAO 2009, Alongi 2008, Pendleton et al. 2012, Cloern et al. 2016) estendendo-se de forma progressiva para locais de maior biodiversidade (Venter et al. 2016). Estima-se que esta tendência se mantenha em anos vindouros por via da aquacultura, agricultura, degradação das águas interiores, turismo, desenvolvimento urbano e infraestruturas associadas (FAO 1997, Krauss 2008, Chaudhuri 2015).

O desenvolvimento urbano em zonas costeiras acarreta impactes indiretos sobre o ecossistema suportado pelos mangais, por exemplo ao nível da deposição e aumento da concentração de metais pesados nos sedimentos, com consequências sobre as comunidades piscícolas e bentónicas (Bodin et al. 2012, Penha-Lopes et al. 2010). Esta constatação é particularmente importante na costa ocidental de África, inserida na ecorregião considerada como a mais produtiva ao nível global (West Africa Marine Ecoregion WWF).

A perda de área e a degradação dos mangais constitui uma ameaça a diversos níveis, desde logo à rentabilização dos serviços que disponibilizam (Millenium Ecosystem Assessment 2005, Polidoro et al. 2010) sendo que os efeitos negativos se estendem à biodiversidade associada, fragilizada com a destruição e degradação deste ecossistema (Luther & Greenberg 2009, IUCN 2010). Esta problemática é extensível aos ecossistemas adjacentes que com ele interagem, como se referiu.

A conversão de áreas de mangal para outros usos teve uma expressão muito dramática nas últimas décadas, o que contribuiu para que este ecossistema fosse considerado como o mais ameaçado à escala global (Field et al. 1998, Friess 2016). Apontava-se então, entre as décadas de 1990 e 2000, a perda efetiva de 35% a 50% da área de mangais em termos globais (Spalding et al. 1997; Spiers 1999, Valiela et al. 2001) e que 35% da área existente pudesse estar severamente degradada e sobre explorada (Upadhyay et al. 2002). Com base nestes dados chegou-se a prever que os mangais pudessem mesmo desaparecer por completo no período de 100 anos, caso a taxa de destruição apontada se mantivesse inalterada (Duke et al. 2007).

Atualmente discute-se um cenário menos dramático, que aponta para uma taxa de destruição anual entre os 0,16% e os 0,39%, situando-se próxima de zero em alguns locais como as Américas, África ou Austrália (Hamilton & Casey 2016). Esta perspetiva resulta mais animadora, por exemplo, do que aquela que se verifica para as florestas tropicais, cuja perda efetiva foi estimada em 0,41% ao ano entre 2000 e 2012 e não parece diminuir (WRI 2015).

### *Alterações climáticas*

A discussão acerca dos efeitos das alterações climáticas sobre os mangais decorre há duas décadas (Kjerfve et al. 1997). Os mangais são referidos como um ambiente particularmente afetado pelas alterações do clima por constituírem um ecossistema de fronteira e muito sensível às alterações de regime hidrológico e de temperatura (McLeod & Salm 2006, Dia 2012), podendo sofrer igualmente mortalidade e redução da área

com o aumento da salinidade (Austin et al. 2010). Ainda assim os mangais viram aumentados os extremos da sua distribuição (mas não a sua cobertura) nas últimas décadas (Dangremond 2016).

Estudos mais recentes que avaliaram globalmente a tendência de ocupação dos mangais em cenários de alterações climáticas especulam sobre a sua dinâmica e apontam divergências regionais, com regressões e expansões associadas às alterações dos regimes térmico e pluviométrico e de oscilações do nível do mar (Wang et al. 2016, Ward et al. 2016). Nestes cenários preditivos, as regiões dos extremos de ocorrência dos mangais poderão desempenhar um papel importante na sua manutenção e expansão (Osland 2016). Numa revisão alargada a 104 estudos sobre os efeitos das alterações climáticas sobre os mangais Godoy e Lacerda (2015) antecipam a sua expansão em termos globais, previsão corroborada por outros autores, que apontam ainda benefícios para o sequestro de Carbono (Doughty et al. 2014, Keelaway et al. 2016).

Trata-se de um tópico de grande debate, em particular para África, onde há poucos estudos acerca dos efeitos das alterações climáticas sobre os mangais, pelo que urge estabelecer um cenário de base para avaliações credíveis (Gilman et al. 2008). O Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC) apontou África como um dos continentes mais vulneráveis aos efeitos das alterações climáticas, devido aos múltiplos fatores de pressão a que o continente está sujeito e à reduzida capacidade de adaptação e resposta (IPCC 2007). Desta forma, a antecipação dos fenómenos catastróficos a partir de cenários credíveis será um contributo fundamental para aliviar o impacto destes sobre os ecossistemas e sobre as populações que deles dependem diretamente.

Não obstante, há um número crescente de evidências acerca das fragilidades dos mangais de África perante alterações do clima e as consequências deletérias destes cenários sobre o ecossistema (Alongi 2015), com efeitos que se estenderiam de forma negativa sobre as populações humanas costeiras (Dia 2012). Há já casos relatados em que as comunidades costeiras se viram obrigadas a implementar medidas de adaptação aos impactos climáticos sobre os ecossistemas costeiros do qual dependem (Ceesay et al. 2016).

#### *Extensão dos mangais da África Ocidental e da Guiné-Bissau*

Os estudos recentes que se têm dedicado a caracterizar a extensão e evolução dos mangais da África Ocidental apresentam resultados díspares. Estimativas regionais que consideraram também a Guiné-Bissau apontam a regressão de 11% ocorrida entre 1990 e 2000 (FAO 2007). Carney et al. (2014) referem o declínio de 35% entre 1986 e 2010 para os mangais do Senegal e da Gâmbia. Para uma área geograficamente mais abrangente, entre o Senegal, a Gâmbia e a Guiné-Bissau, Dan et al. (2016) apontam o declínio de 17% para o período entre 1988 e 2014.

Noutro sentido, e numa abordagem temporalmente mais abrangente, para 1978, 1988 e 2001, Andrieu e Mering (2008) referem que os mangais do Sul do Senegal, Gâmbia e Norte da Guiné-Bissau sofreram uma ligeira regressão no primeiro período (1978 -1988) para recuperarem praticamente à extensão inicial no período seguinte (1988 - 2001). Conchedda et al. (2008) referem que entre 1986 e 2006 deu-se um ligeiro aumento da área dos mangais do rio Casamança, no Senegal, e associam este fato à melhoria das condições climáticas nas décadas anteriores, em particular do regime pluviométrico.

Os estudos mais antigos que se centraram especificamente na estimativa da cobertura de mangais na Guiné-Bissau dão conta de que estes terão ocupado 4760 km<sup>2</sup> em 1940 (Sá 1994) e que em 1975 a área seria de 2500 km<sup>2</sup> e entre 1875 km<sup>2</sup> e 2000 km<sup>2</sup> em 1986 (Hughes & Hughes 1992).

Numa análise mais extensa dos dados disponíveis entre 1940 e 2007 acerca da dinâmica dos mangais na Guiné-Bissau, Crepeau et al. (2008) referem que se terá perdido 36 km<sup>2</sup> e aceitam que poderá ter havido uma recuperação no final do período analisado, não obstante referirem a imprecisão dos dados. Estimativas para um período mais recente indicam uma tendência de recuperação de 17% entre 1990 e 2007 (Lourenço et al. 2009). A avaliação mais recente que conhecemos refere que entre 1990 e 2010 e houve uma recuperação de 23,5% (Vasconcelos et al. 2014).

As estimativas referidas foram obtidas de abordagens a diferentes escalas e a partir de metodologias distintas e possivelmente por isso são muito díspares. Não são raras as referências à falta de fiabilidade das estimativas de cobertura de mangal, sobretudo para o período anterior ao início do século XXI (Cormier-Salem 1999, Crépeau et al. 2008).

### *Relevância da cartografia dos mangais da Guiné-Bissau*

A Guiné-Bissau estabeleceu a monitorização dos ecossistemas como um dos pilares da *Estratégia Nacional para as Áreas Protegidas e Conservação da Biodiversidade* e incluiu uma medida em particular para a monitorização dos mangais (IBAP 2014), reconhecendo que o conhecimento detalhado da ocupação do coberto do solo é uma peça essencial nos esforços de conservação e um contributo às abordagens ao fenómeno das alterações climáticas, sendo igualmente importante a disponibilização de dados atualizados periodicamente (Inglada et al. 2017).

Neste âmbito será particularmente crítica a disponibilização de dados fiáveis, que credibilizem a comunicação entre comunidade científica e os decisores (Friess & Webb 2011). Em última análise, o mapeamento dos mangais é um instrumento que visa perpetuar a existência dos recursos que os mangais preservam e com isso beneficiar quem deles depende ou usufrui.

O cenário que encontrámos ao recolher toda a informação disponível sobre a evolução dos mangais e a sua extensão atual no território da Guiné-Bissau não nos permite estabelecer uma situação de referência suficientemente credível e objetiva para as discussões sobre a conservação dos mangais do país. Este estudo pretende colmatar uma lacuna importante num período em que se lançam iniciativas nacionais muito relevantes para a conservação dos recursos florestais e em particular dos mangais.

É relevante neste contexto a utilização de recursos de livre acesso, desde os dados aos programas para manuseamento dos mesmos, reduzindo os custos da abordagem ao mínimo e permitindo a sua replicabilidade.

### *Deteção remota*

Nas últimas décadas a tecnologia de deteção remota aliada aos recursos informáticos e de SIG demonstraram ser eficazmente aplicadas em estudos de classificação do coberto do solo (Rogan & Chen 2004, Xie et al. 2008) e em particular dos mangais, tanto em abordagens regionais (Green et al. 1998, Blasco et al. 2001, Giri et al. 2007, Ferreira et al. 2009a, 2009b) como globais (Giri 2010, Giri et al. 2011), contribuindo para a sua discriminação, cartografia e monitorização da sua extensão.

Há inúmeras vantagens no uso de tecnologia de detecção remota e de SIG nos estudos sobre mangais, desde logo a relação vantajosa de custo-benefício, a capacidade de fornecer informação a larga escala e a disponibilidade de dados contínuos de longo prazo (Kuenzer et al. 2011). O exemplo mais evidente é a disponibilidade de dados da série Landsat, que opera ininterruptamente desde 1972 (Figura 3-3) e demonstrou ser extremamente útil para fornecer informações sobre vários componentes dos ambientes costeiros (Green et al. 1996, Green et al. 1998, Ozesmi & Bauer 2002, Adam et al. 2010).



Figura 3-3. Missões Landsat a operar desde 1972. Adaptado de USGS.

Muitas técnicas de detecção remota têm sido utilizadas para identificar e delinear áreas de mangal a partir de diferentes resoluções espaciais (Kuenzer et al. 2011) e todas as abordagens utilizadas podem fornecer dados relevantes para avaliar a extensão real e as alterações da área de mangal. Assiste-se atualmente a um rápido desenvolvimento em algoritmos e técnicas de detecção remota (Pal 2005, Mountrakis et al. 2011, Du et al. 2012) e de novos satélites (Landsat 9, Sentinel 2b, Sentinel 3a, entre outros)

Este estudo recorre a dados de satélite Landsat e a algoritmos de classificação amplamente utilizados para discriminar e quantificar a extensão dos mangais da Guiné-Bissau. Todos os recursos utilizados são de livre acesso.

## 4 OBJETIVOS

---

Com este trabalho pretendeu-se avaliar a extensão atual dos mangais da Guiné-Bissau, contextualizando esta informação para as regiões administrativas e o SNAP - Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Adicionalmente, procurou-se caracterizar a evolução da cobertura de mangal nos últimos 40 anos numa área protegida criada com o desígnio da preservação dos mangais, utilizando uma metodologia clara e facilmente replicável, e simultaneamente comparar estes resultados com uma área de mangais adjacente, num espaço não protegido.

Um terceiro objetivo transversal a este trabalho foi o desenvolvimento de uma abordagem que permitisse monitorizar a extensão dos mangais da Guiné-Bissau a partir de dados de livre acesso, que pudessem assegurar a sua replicação com custos muito controlados.

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## 5 MÉTODOS

---

### 5.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo incidiu sobre o território da Guiné-Bissau, país da costa oeste de África com 36 125 km<sup>2</sup> de área que engloba frações terrestres, fluviais e marítimas. O país está dividido em oito regiões administrativas, designadamente Cacheu, Oio, Biombo, Bafatá, Gabú, Quínara, Tombali, Bolama, e o setor autónomo de Bissau, onde se localiza a capital do país, a cidade de Bissau (Figura 5-1). A Guiné-Bissau possui uma população de 1 544 777 habitantes (INE 2016) e uma economia baseada na agricultura, sobretudo de arroz (FAO 2016) e que tem na castanha de caju a sua maior fonte de receita (INE 2015). Trata-se de um dos países com menor índice de desenvolvimento humano (HDR 2015).

O país caracteriza-se por uma geografia muito plana, predominantemente abaixo dos 100 metros, onde a maior elevação atinge os 300 metros. Esta geografia plana é partilhada com o Senegal e a Gâmbia (Hughes & Hugues 1992). O clima é marcadamente sazonal com uma estação seca entre novembro e maio e uma estação chuvosa entre abril e dezembro. Uma série de rios atravessam o país do interior para a costa sendo que os principais são o Cacheu, o Mansoa, o Geba, o Grande de Buba, o Tombali e o Cacine. A foz destes rios forma vastos deltas com diversas ilhas e ambientes costeiros entre os quais se destaca o mangal.



Figura 5-1. Divisões administrativas da Guiné-Bissau.

### 5.1.1 Cartografia nacional dos mangais

A construção da cartografia nacional de mangais implicou a caracterização de aproximadamente 18 100 km<sup>2</sup> do território da Guiné-Bissau. Esta área de caracterização nacional corresponde à extensão de território que engloba a costa, os mangais que aí se desenvolvem, o leito dos grandes rios e ainda uma zona envolvente de 10 km relativamente aos limites previamente conhecidos dos mangais. Com este espaço delimitado procurou-se garantir a cobertura de todos os mangais, mesmo aqueles que se desenvolvem em zonas mais interiores, mas ainda sujeitas ao regime das marés.

A extensão territorial nacional da ocorrência de mangais foi obtida num SIG, por sobreposição da cartografia existente de distribuição global de mangais aos limites territoriais nacionais. Os dados utilizados relativos à extensão dos mangais correspondem à cobertura disponibilizada pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS 2011) com dados obtidos entre 1997 e 2000 (Giri et al. 2011).

Esta extensão da cobertura de mangal fornecida pelo USGS foi sujeita a validação dos seus limites através de visitas ao terreno para confirmação da ocorrência dos mangais nas zonas mais interiores do território. As visitas tiveram lugar durante o mês de fevereiro de 2015, tendo sido verificadas zonas interiores junto aos

rios Cacheu, Geba e Corubal. Percorreram-se as regiões ribeirinhas até que se deixasse de encontrar vegetação característica dos mangais.

A partir do conjunto dos dados recolhidos inferiu-se os limites potenciais de extensão dos mangais incluindo as águas interiores (Figura 5-2).

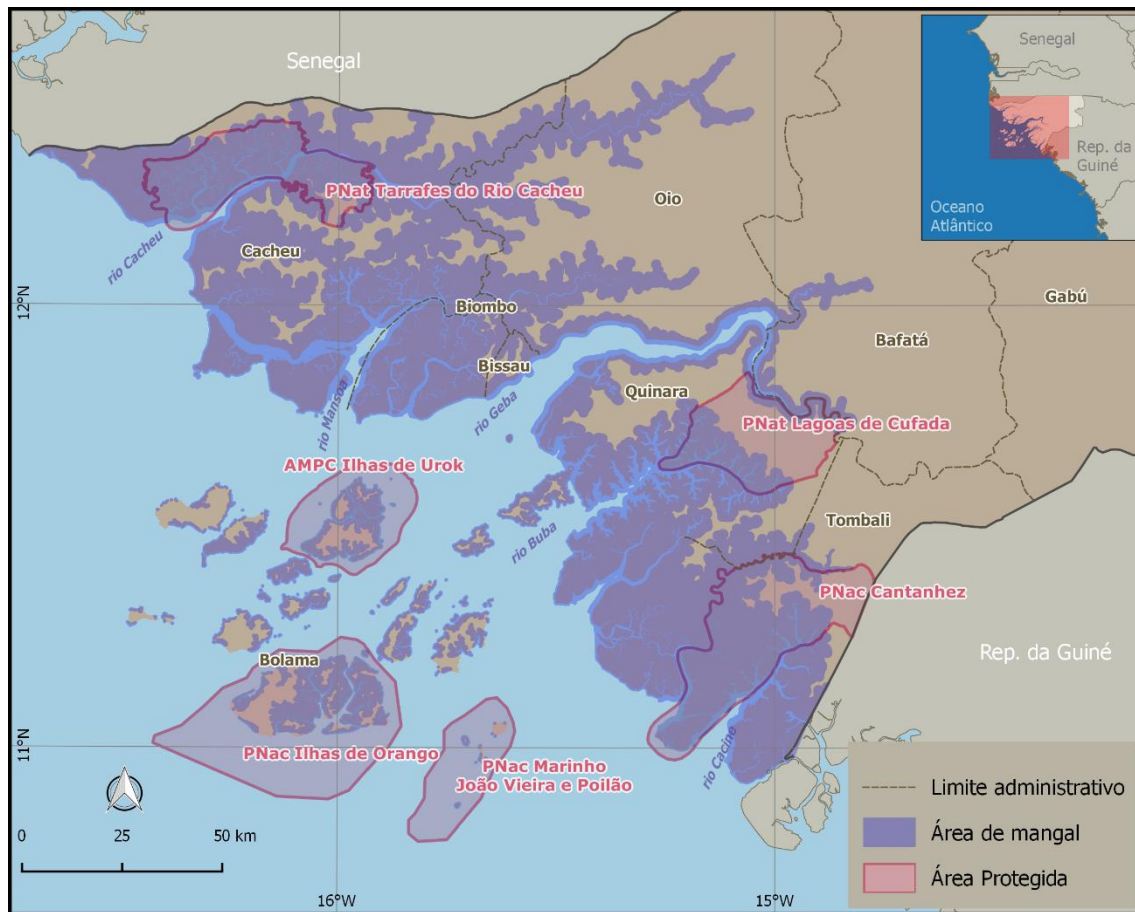


Figura 5-2. Área de distribuição potencial de mangal (a roxo), limites administrativos e áreas protegidas.

### 5.1.2 Evolução da cobertura dos mangais

Pretendeu-se obter a cartografia da evolução da cobertura dos mangais na região do rio Cacheu onde, no ano de 2000 se implantou o Parque Nacional dos Tarrafes do rio Cacheu (PNTC) e cujo desígnio principal é o da salvaguarda dos mangais (Lei 12/2000 de 4 de dezembro da República da Guiné-Bissau).

O PNTC abrange uma área de 886,15 km<sup>2</sup> numa faixa costeira do noroeste da Guiné-Bissau e é caracterizado por uma extensão significativa de mangais, estimados em cerca de 350 km<sup>2</sup> em 2010 (Vasconcelos et al. 2014) que corresponderiam a cerca de 40 % da área do Parque. (Figura 5-3).

Para se estabelecer um termo de comparação com o cenário da área protegida considerou-se uma área de mangal adjacente ao Parque, na margem esquerda do rio Cacheu. O critério para a sua seleção foi a proximidade à área protegida e a extensão de mangal aí existente.

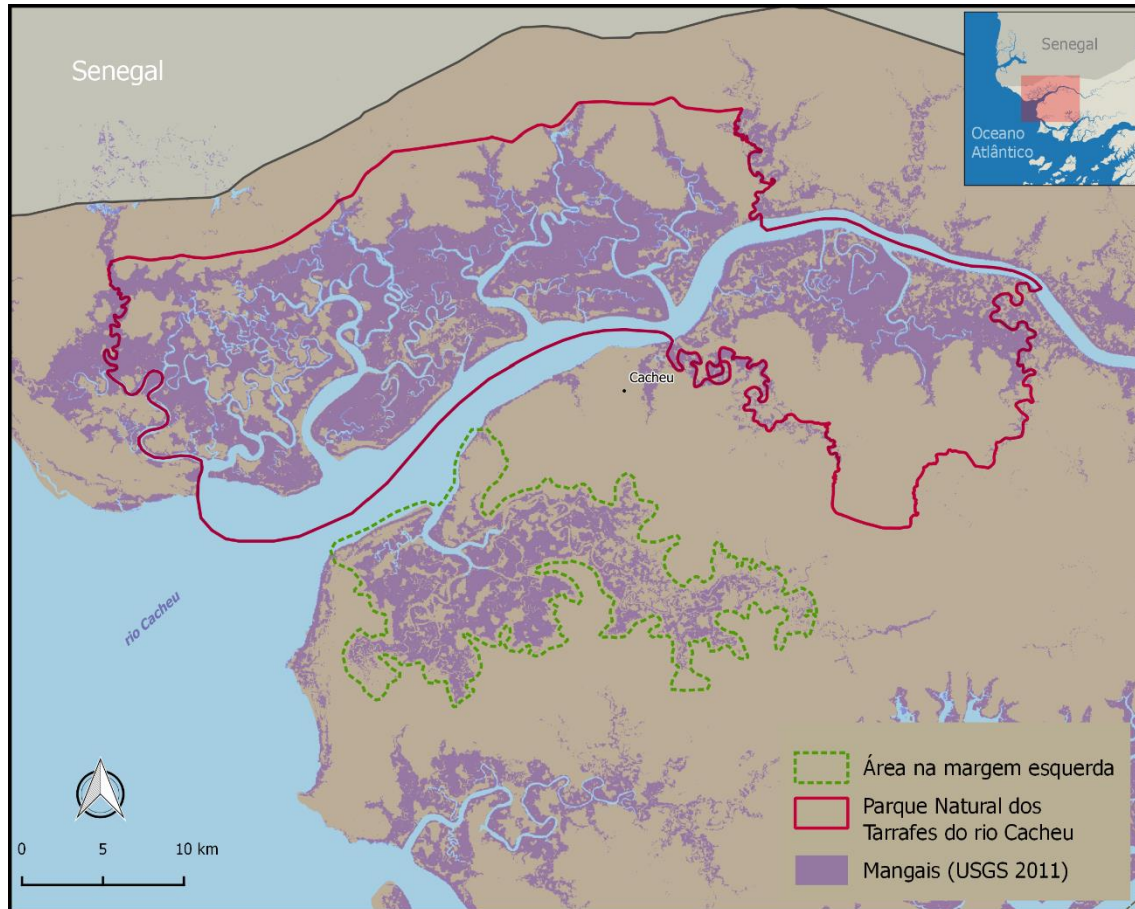


Figura 5-3. Área de estudo para a avaliação da evolução da cobertura dos mangais.

## 5.2 NORMAS CARTOGRÁFICAS E ÁREAS DE REFERÊNCIA

Com o intuito de obter dados relativos às áreas de mangal para as diferentes unidades do território optou-se por considerar a projeção cartográfica Transversa de Mercator UTM Fuso 28N (EPSG 32628), que é apropriada para abordagens ao nível regional, quando o interesse está centrado na comparação entre unidades de área num espaço geográfico confinado. Esta informação é relevante porque a projeção utilizada condiciona o cálculo das áreas e de outras medidas que lhe estejam associadas (Snyder 1987).

Os modelos matemáticos de conversão entre diferentes sistemas de coordenadas são de domínio público e estão compilados na plataforma SpatialReference ([spatialreference.org](http://spatialreference.org)). As conversões entre sistemas de projeção cartográficos e geográficos podem ser facilmente efetuadas num SIG (como o QGIS) ou com

ferramentas específicas como GDAL (ogr2ogr ou gdalwarp) estando igualmente implementado em linguagens de programação como R (Bivand et al. 2015).

Manteve-se como referência nominal da área territorial da Guiné-Bissau a dimensão oficial de 36 125 km<sup>2</sup>, área esta que engloba as frações terrestres, fluviais e marítimas do país. Refira-se que esta dimensão não encontra correspondência em nenhum elemento vetorial fornecido pelo Instituto da Biodiversidade e das Áreas Protegidas IBAP ou da base de dados GADM versão 2.8.

Esta opção de referência à dimensão território nacional, solicitada pelo IBAP para integrar o projeto onde este mestrado se insere, tem implicações fundamentais na leitura dos resultados setoriais e nacional: as estimativas setoriais de percentagens relativas de área de mangal são calculadas para o tema vetorial editado, enquanto a proporção ao nível nacional se reporta à área oficial do país.

Toda a cartografia apresentada em anexo está representada na projeção UTM 28N (EPSG 32628).

### **5.2.1 Informação vetorial**

#### *Território nacional e limites administrativos*

O tema dos limites administrativos e nacionais corresponde ao vetor disponível na base de dados global GADM v2.8 ([www.gadm.org](http://www.gadm.org)). Verificou-se que o tema disponível na plataforma GADM apresenta erros importantes, que condicionam a obtenção de estimativas das áreas de mangal com fiabilidade necessária para a monitorização ao nível setorial.

O tema original foi editado a pedido da equipa do IBAP/Monte-Ace, com o propósito de obter um elemento com a precisão que melhor se ajustasse aos objetivos do estudo, nomeadamente de obtenção de estimativas setoriais de áreas de mangal.

Ajustaram-se a os limites junto da linha de costa, dos grandes rios, canais costeiros e as fronteiras entre regiões administrativas de nível 1, tendo desta operação resultado as áreas setoriais (Tabela 5-1)

Tabela 5-1. Áreas do tema vetorial do território nacional.

Região Administrativa	Área (em km <sup>2</sup> )
Bafatá	5910,01
Biombo	679,87
Bissau	99,61
Bolama	1540,67
Cacheu	4506,39
Gabu	9038,29
Oio	5394,30
Quinara	2734,28
Tombali	3290,29
Total do território nacional *	36 125,00

.\*: inclui frações fluviais e marítimas do território.

Os desvios detetados no tema GADM foram ajustados aos elementos de paisagem e limites reais investigados na cartografia de elevada resolução da plataforma Google Earth. Mantiveram-se inalterados os limites territoriais associados às fronteiras internacionais (Figura 5-4). Os limites que constituíram a base desta tese estão disponíveis em formato vetorial como material suplementar.

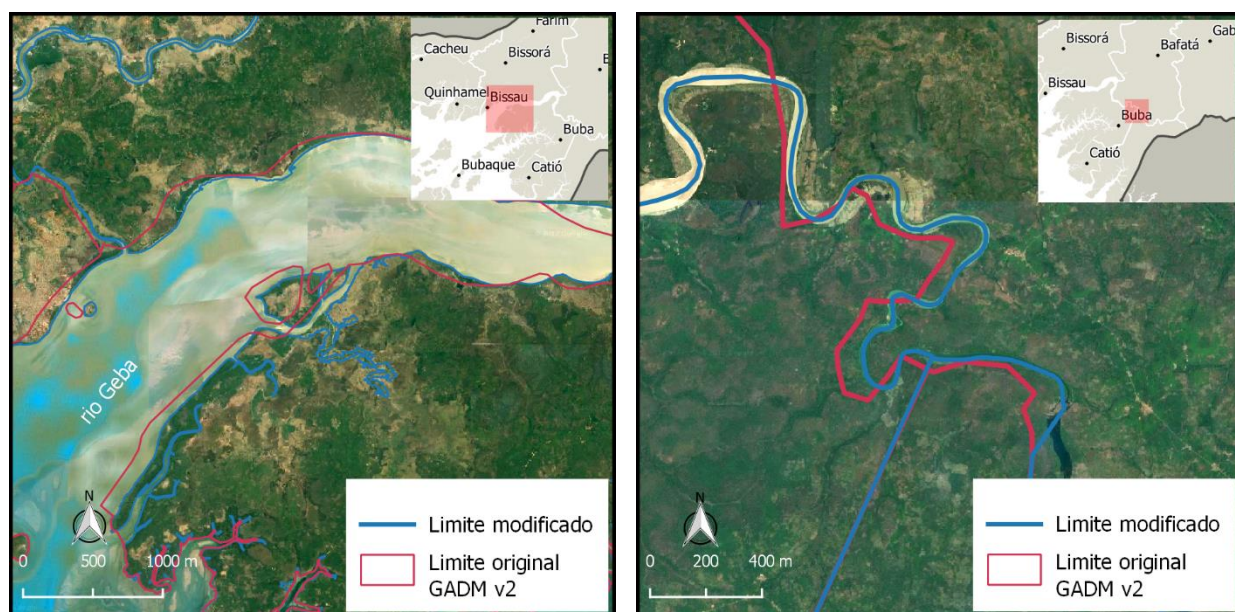


Figura 5-4. Exemplos de edição de limite administrativo do tema GADM v2.8.

## Áreas protegidas

Os polígonos das áreas protegidas foram obtidos a partir da base de dados ProtectedPlanet (protectedplanet.org). Todos os polígonos foram editados com os mesmos princípios apresentados acima para corrigir desvios de digitalização e ajustar os seus limites aos rios, às estradas e a outros marcos/acidentes da paisagem, sempre que isso foi possível. Deste processo resultaram polígonos editados com as áreas para o Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Tabela 5-2), que são fornecidos como material suplementar.

Tabela 5-2. Áreas do tema vetorial das áreas protegidas da Guiné-Bissau.

Área Protegida	Área (em km <sup>2</sup> )
Parque Nacional de Cantanhez	1202,77
Parque Nacional dos Tarrafes do Rio Cacheu	886,15
Parque Nacional das Lagoas de Cufada	730,62
Parque Nacional Marinho João Vieira e Polião	489,55
Área Marinha Protegida Comunitária Ilhas de Urok	618,55
Parque Nacional das Ilhas de Orango	1557,96
Total	5485,60

## 5.3 PROCESSO DE CLASSIFICAÇÃO

A cartografia dos mangais foi efetuada com base em interpretação de imagens de satélite Landsat. O processo geral de classificação de imagens de satélite para discriminação dos mangais foi organizado em 5 etapas: 1) seleção de imagens, 2) pré-processamento, 3) construção da amostra de treino, 4) classificação supervisionada, 5) estimativa de erro. Este processo permitiu obter estimativas de área total e setorial.

### 5.3.1 Cartografia nacional dos mangais

#### *Imagens de Satélite*

Foram selecionadas cenas Landsat 8 de 2014 que cumprissem o critério de cobertura por nuvens abaixo dos 10% e proximidade entre datas (ou “datas de aniversário”), minimizando por essa via efeitos de alterações ao nível atmosférico e de uso do solo.

As cenas Landsat 8 são compostas por 11 bandas espectrais (Tabela 5-3) obtidas por dois sensores, OLI e TIRS (Landsat 8 Data Users HandBook, USGS 2013a) das quais as primeiras 7 são frequentemente utilizadas em processos de classificação e alteração do coberto e uso do solo (Goward et al. 1997, Wulder et al. 2008, Wulder et al. 2012).

*Tabela 5-3. Característica espectrais das bandas do satélite Landsat 8.*

<b>Banda Landsat 8 OLI</b>	<b>Comprimento de onda (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Resolução espacial (m)</b>	<b>Sensor</b>
Banda 1-Coastal aerosol	0,43 - 0,45	30	OLI
Banda 2-Blue	0,45 - 0,51	30	OLI
Banda 3-Green	0,53 - 0,59	30	OLI
Banda 4-Red	0,64 - 0,67	30	OLI
Banda 5-Near Infra-red (NIR)	0,85 - 0,88	30	OLI
Banda 6-SWIR 1	1,57 - 1,65	30	OLI
Banda 7-SWIR 2	2,11 - 2,29	30	OLI
Banda 8-Panchromatic	0,50 - 0,68	15	OLI
Banda 9-Cirrus	1,36 - 1,38	30	OLI
Banda 10 - Thermal	10,6-11,2	100	TIRS
Banda 11 - Thermal	11,5-12,5	100	TIRS

A área de estudo dos mangais abrange quatro cenas Landsat 8 (Figura 5-5), com as características indicadas na Tabela 5-4 abaixo.

*Tabela 5-4. Características das cenas Landsat 8 utilizadas.*

<b>WRS-2</b>	<b>Código da cena Landsat</b>	<b>Data de aquisição</b>	<b>% de nuvens</b>	<b>Azimute</b>	<b>Elevação do sol</b>
203_52	LC82030522014055LGN00	2014-02-24	10	125,41	54,92
204_51	LC82040512014030LGN00	2014-01-30	0	137,12	48,77
204_52	LC82040522014030LGN00	2014-01-30	0	135,75	49,66
205_51	LC82050512014005LGN00	2014-01-05	0	144,11	46,27

As cenas foram obtidas a partir do portal EarthExplorer do Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS: [www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)) tendo um intervalo máximo de 51 dias (2014-01-05 e 2014-02-24).

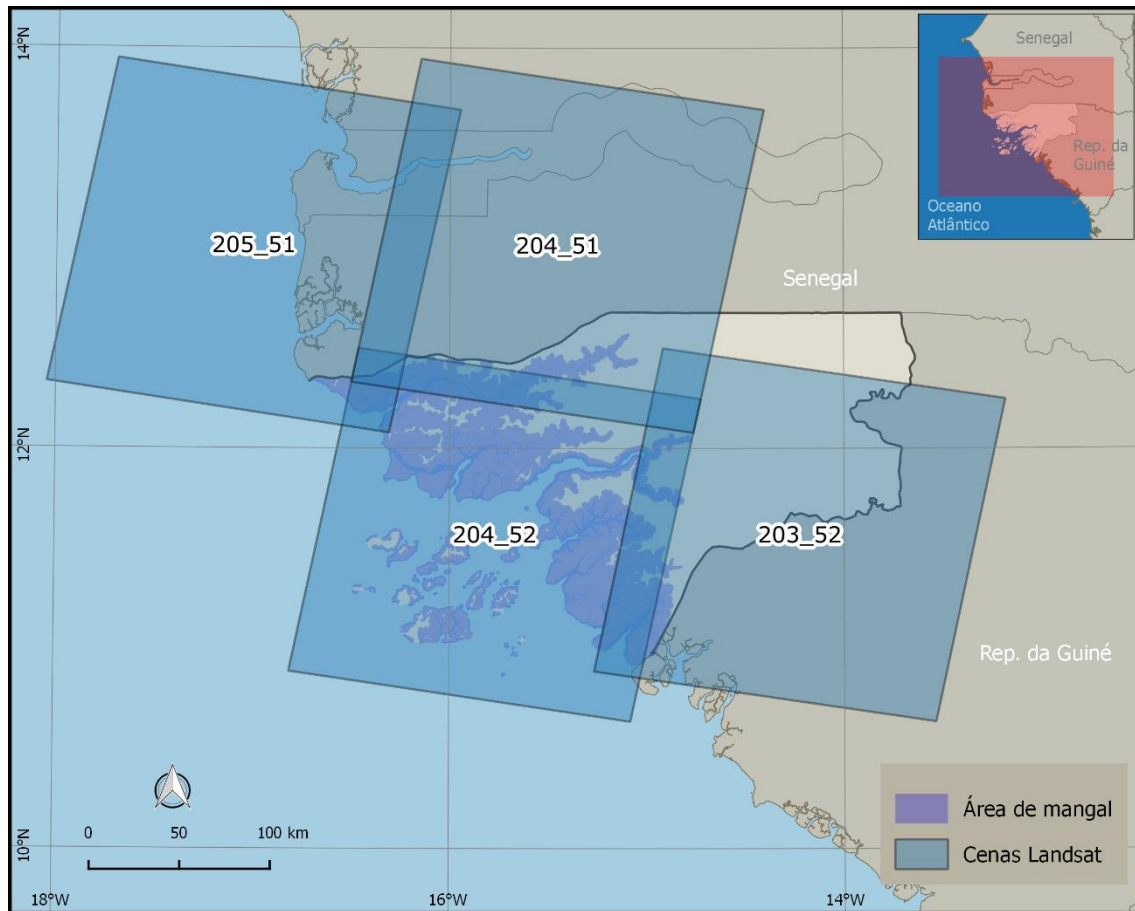


Figura 5-5. Abrangência das cenas Landsat 8 utilizadas (código: WRS2 Path\_Row).

### Pré-processamento

As bandas foram submetidas a correção atmosférica com base no algoritmo DOS1 (Chavez 1996) por forma a as normalizar e permitir a construção de índices de vegetação auxiliares, como o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Soil-Adjusted Vegetation Index* (SAVI) e *Enhanced Vegetation Index* (EVI). Não foi aplicado nenhum índice de correção topológica por se considerar a área suficientemente plana e livre de efeitos de contaminação da refletância causada por sombras, efeito que se verifica tipicamente em zonas montanhosas (Matsushita et al. 2007). Em alguns contextos a correção não melhora de forma importante a eficácia da classificação (Chance et al. 2016), podendo mesmo introduzir ruído à mesma (Huang et al. 2008).

A correção pelo algoritmo DOS1 foi efetuada em QGIS com a extensão *Semi-Automatic Classification Plugin* (Congedo et al. 2013). Não foi efetuada correção geométrica das bandas por se considerar adequado o ajustamento de cada cena à cartografia *Google Earth* e *Bing* e também entre cenas.

Foram utilizadas as bandas 2 a 7, tendo as mesmas sido submetidas a extração de componentes principais sobre a matriz de covariâncias. A utilização das componentes principais permite reter novas bandas não correlacionadas (Eastman & Filk 1993, Jia & Richards 1999). Deste processo foram mantidas as primeiras 3 componentes, que retiveram mais de 99% da variância total das 7 bandas originais.

### *Dados auxiliares*

Em muitos cenários a utilização de informação acessória, construída sob a forma de imagem, pode aumentar a eficácia da classificação (Khatami et al. 2016). Para esta componente do estudo foi utilizada uma nova banda correspondente ao índice de vegetação NDVI como medida da biomassa fotossinteticamente ativa (Rouse et al. 1974, Tucker 1979), obtido a partir da formulação  $(\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4) / (\text{Banda } 5 + \text{Banda } 4)$ .

### *Amostras de treino e validação*

A classificação de unidades de paisagem ou de uso/cobertura do solo exige a obtenção de amostras de cada uma das unidades de interesse. As classes utilizadas neste processo foram i) mangal, ii) aberto/sem vegetação, iii) outras coberturas e iv) água. As classes foram identificadas sobre cartografia de elevada resolução Google Earth, Bing e ESRI e confirmadas com trabalho de campo para validação no terreno. As classes foram identificadas em cada uma das quatro cenas Landsat procurando manter o equilíbrio exigido pelo método no número de pixéis entre as classes, condição importante para o processo de classificação bem como uma distribuição aleatória da localização dos locais de recolha de amostras.

A amostra global foi dividida em duas subamostras de treino e de validação com 75% e 25% dos pontos respetivamente. A subamostra de treino foi utilizada para treinar o classificador e a segunda subamostra para validar a classificação através da obtenção das estatísticas de erro de classificação.

### *Classificação supervisionada*

Utilizou-se o algoritmo *Random Forest* (Breiman 2001) para a classificação das imagens de satélite a partir da implementação existente na biblioteca caret (Kuhn 2015) em linguagem R (R development Core Team 2015). O algoritmo *Random Forest* é considerado genericamente muito eficiente (Gislason et al. 2006, Rodriguez-Galiano et al. 2012), sendo pouco sensível a *outliers*, tamanho e desequilíbrio da amostra de treino (Chen et al. 2004, Na et al. 2010) e ainda capaz de produzir resultados equiparáveis a outros algoritmos de aprendizagem como *Support Vector Machine* (Adam et al. 2014) ou Redes Neurais (Khatami et al. 2016). Os resultados obtidos com o algoritmo de *Random Forest* são muito superiores quando comparados aos métodos mais tradicionais como o de Máxima Similaridade (Attarchi & Gloaguen 2014).

Foram utilizadas as opções de defeito do algoritmo para o número de árvores (500 árvores) e subconjunto de variáveis independentes (*mtry*) utilizadas em cada nó da árvore, O melhor modelo foi selecionado a partir da abordagem *k-fold-cross-validation* (k=5).

### *Análise do erro de classificação*

O erro de classificação é a medida da eficácia da classificação dos píxeis<sup>3</sup> para a legenda utilizada e fornece informação sobre a mistura (ou confusão) entre as classes sob a forma de percentagem de erro que se obtém de uma amostra de validação.

Neste estudo utilizaram-se as medidas de erro fornecidas pela estatística OOB (*out-of-bag*) do melhor modelo criado com o algoritmo *Random Forest* (RF) e pela construção da matriz de confusão sobre os dados de teste.

A medida OOB é obtida por permutações durante o processo de treino do classificador, para uma subamostra do lote dos mesmos dados e avalia a precisão global da classificação produzida pelo algoritmo RF. As restantes estatísticas são obtidas a partir da subamostra independente e exclusiva para o teste (ou amostra de validação).

A partir da matriz de confusão extraíram-se as estatísticas de Precisão global da classificação, Precisão do utilizador, Precisão do produtor, Erro de omissão e Erro de Comissão e índice *Kappa* (Landis & Koch 1977). Utilizou-se a abordagem proposta por Congalton & Green (1999):

- Precisão global da classificação – expressa o ajustamento global obtido em toda a matriz de confusão.
- Precisão do Utilizador - representa a probabilidade de a classificação atribuída a um píxel corresponder efetivamente à mesma classe no terreno;
- Precisão do produtor - representa a probabilidade de um píxel de uma classe conhecida ser efetivamente classificado como tal;
- Erro de comissão – exprime o erro associado à inclusão incorreta de píxeis numa determinada classe provenientes de erros de classificação das outras classes;
- Erro de omissão – exprime o erro associado à exclusão de píxeis que deveriam pertencer a uma dada classe, mas foram incorretamente associados a outras;
- Índice *Kappa* – Exprime a eficácia global da classificação relativamente a uma classificação inteiramente aleatória.

### *Pós-Processamento - Generalização*

O resultado das classificações de imagens de satélite por métodos orientados ao píxel resulta frequentemente numa cartografia com alguma fragmentação (ou granulação), padrão conhecido como "salt and pepper", onde se observam muitos píxeis isolados das classes utilizadas (Chen et al. 2015).

Para controlar que este efeito fosse visível nas cartas temáticas, para efeitos gráficos e visuais, optou-se pela aplicação de um filtro (*low-pass*) numa janela de dimensão 3x3 píxeis de onde se obteve a classe modal.

---

<sup>3</sup> Neste estudo utiliza-se o aporuguesamento píxel, da palavra inglesa *pixel*. O plural deste aporuguesamento é píxeis, seguindo a regra de pluralização de palavras graves ou paroxítonas acabadas em -l (Ciberdúvidas da Língua Portuguesa - <http://bit.ly/2l5vKG8>).

### 5.3.2 Evolução dos mangais

#### *Imagens de Satélite*

Para o estudo da evolução da área de mangal no PNTC foram selecionadas cenas Landsat disponíveis entre 1973 e 2015 que cumprissem com o critério de cobertura por nuvens abaixo dos 10% e proximidade das datas de aniversário, minimizando tanto quanto possível os efeitos de alterações atmosféricas e de fenologia da vegetação. Desta seleção resultaram cenas para os anos de 1973, 1986, 1990, 2000, 2010 e 2014 e 2015.

Por inerência da abordagem temporalmente muito longa recorreu-se a cenas de diferentes satélites Landsat, obtidas por diferentes sensores: Landsat 1 MMS, Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI. Os produtos das missões Landsat são constituídas por diferentes bandas espectrais (Tabela 5-5) sobreponíveis em alguns comprimentos de onda do espectro eletromagnético (USGS 2013a, USGS 2013b).

Para as cenas Landsat 8 as primeiras sete bandas são frequentemente utilizadas em processos de classificação do uso do solo, água, sedimentos, características geológicas do substrato ou de zonas costeiras.

*Tabela 5-5. Característica das bandas espectrais dos sensores dos satélites Landsat 1, 5 e 8 (excluídas as bandas térmicas).*

Landsat 1 MMS			Landsat 5 TM			Landsat 8 OLI		
Banda	Comprimento de onda (µm)	Resolução espacial (m)	Banda	Comprimento de onda (µm)	Resolução espacial (m)	Bandas	Comprimento de onda (µm)	Resolução espacial (m)
						1-Coastal aerosol	0,43 - 0,45	30
4-Blue	0,5 - 0,6	60	1-Blue	0,45 - 0,52	30	2-Blue	0,45 - 0,51	30
5-Green	0,6 - 0,7	60	3-Green	0,52 - 0,60	30	3-Green	0,53 - 0,59	30
6-Red	0,7 - 0,8	60	4-Red	0,63 - 0,69	30	4-Red	0,64 - 0,67	30
7-Near Infrared (NIR)	0,8 - 1,1	60	5-Near Infrared (NIR)	0,76 - 0,90	30	5-Near Infrared (NIR)	0,85 - 0,88	30
			6-SWIR 1	1,55 - 1,75	30	6-SWIR 1	1,57 - 1,65	30
			7-SWIR 2	2,08 - 2,35	30	7-SWIR 2	2,11 - 2,29	30
						8-Panchromatic	0,50 - 0,68	15
			9-Cirrus			9-Cirrus	1,36 - 1,38	30

A área de estudo abrange uma cena WSR-2 (para as Landsat 5 e Landsat 8) e duas cenas WRS-1 para a Landsat 1. Com base nas restrições de utilização selecionaram-se as seguintes cenas, com as características descritas na Tabela 5-6 abaixo.

Foram obtidas cenas Landsat no portal EarthExplorer do Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS – earthexplorer.usgs.gov), tendo as mesmas sido requisitadas, para esta componente do estudo, com valores de refletância ao nível do solo, correspondentes ao produto CDR (Climate Data Record) que incorpora correção atmosférica (LEDAPS para o sensor TM e LaSRC para o sensor OLI).

*Tabela 5-6. Características das cenas Landsat utilizadas.*

WRS	Código da imagem	Data de aquisição	% de nuvens	Azimute	Elevação do sol
WRS-1 220_05	LM12200511973052AAA05	1973-02-21	0	122,09	47,52
WRS-1 219_05	LM12190521973069AAA05	1973-03-10	0	112,34	51,79
WRS-2 204_51	LT52040521986097XXX04	1986-04-07	0	94,91	55,73
WRS-2 204_51	LT52040521990332MPS00	1990-11-28	0	135,82	44,26
WRS-2 204_51	LE72040522000032MPS00	2000-02-01	0	133,26	48,38
WRS-2 204_51	LT52040522010323MPS00	2010-11-19	0	142,34	50,89
WRS-2 204_51	LC82040522014318LGN00	2014-11-14	0.61	144,52	53,58
WRS-2 204_51	LC82040522015001LGN00	2015-01-01	0.03	143,57	47,10
WRS-2 204_51	LC82040522015049LGN00	2015-02-18	0.02	128,08	53,24
WRS-2 204_51	LC82040522015081LGN00	2015-03-22	0.05	110,15	60,99
WRS-2 204_51	LC82040522015145LGN00	2015-05-25	4.19	65,24	64,57

### *Pré-processamento*

As cenas do satélite Landsat 1 (sensor MMS) não são disponibilizadas com pré-processamento dos produtos CDR e foram por isso submetidas a correções atmosféricas com base no algoritmo DOS1 (Chavez 1996) que permitam conversão de DN para refletâncias ao nível da superfície. A conversão foi efetuada em Quantum GIS com a extensão Semi-Automatic Classification Plugin (Congedo et al. 2013).

As restantes cenas Landsat CDR (refletâncias ao nível da superfície) não foram submetidas a processamento. Este processo permite a construção de índices auxiliares EVI, SAVI e NDVI, comparáveis.

Não foi efetuada correção topológica pelas mesmas razões já apresentadas acima nem correção geométrica por se considerar adequado o seu ajustamento por comparação entre as diferentes cenas e com outras cartografias disponíveis (GoogleEarth e Bing).

Foram utilizadas todas as bandas espectrais dos sensores MMS e TM e as bandas 2 a 7 do sensor OLI, tendo cada conjunto sido submetido a extração de componentes principais a partir de uma PCA sobre as matrizes de covariância (Jia & Richards 1999). Deste processo foram mantidas as primeiras 3 componentes, que retiveram invariavelmente mais de 98% da variância total das bandas originais.

### *Dados auxiliares*

Foram obtidos os índices de vegetação SAVI, EVI e NDVI a partir das formulações conhecidas (Tabela 5-7). Utilizou-se ainda uma nova imagem (banda) com a distância à água, construída a partir da banda do produto Landsat CDR de 2015 disponível para a distinção água/não-água. Uma segunda banda foi construída como medida da textura da paisagem (Haralick et al. 1973), através da variância da refletância

na banda 5. A variância foi calculada com um filtro *low-pass* de 3x3 píxeis com recurso ao package *glcm* (Zvoleff 2015).

Tabela 5-7. Índices de vegetação construídos para cada sensor Landsat.

Sensor	SAVI	EVI	NDVI
MMS	$1,5 * (\text{Banda } 7 - \text{Banda } 6) / (\text{Banda } 7 + \text{Banda } 6 + 0,5)$	$2,5 * (\text{Banda } 7 - \text{Banda } 6) / (\text{Banda } 7 + 6 * \text{Banda } 7 - 7,5 * \text{Banda } 1 + 1)$	$(\text{Banda } 7 - \text{Banda } 6) / (\text{Banda } 7 + \text{Banda } 6)$
TM	$1,5 * (\text{Banda } 4 - \text{Banda } 3) / (\text{Banda } 4 + \text{Banda } 3 + 0,5)$	$2,5 * (\text{Banda } 4 - \text{Banda } 3) / (\text{Banda } 4 + 6 * \text{Banda } 3 - 7,5 * \text{Banda } 1 + 1)$	$(\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4) / (\text{Banda } 5 + \text{Banda } 4)$
OLI	$1,5 * (\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4) / (\text{Banda } 5 + \text{Banda } 4 + 0,5)$	$2,5 * (\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4) / (\text{Banda } 5 + 6 * \text{Banda } 4 - 7,5 * \text{Banda } 2 + 1)$	$(\text{Banda } 4 - \text{Banda } 3) / (\text{Banda } 4 + \text{Banda } 3)$

### Amostras de treino e validação

A classificação supervisionada de unidades de paisagem ou de uso/cobertura do solo exige a obtenção de amostras de cada uma das unidades de interesse para a construção do seu perfil espectral. As classes utilizadas neste processo foram i) mangal, ii) água e iii) outras coberturas. As classes foram identificadas em cada uma das imagens Landsat procurando manter o equilíbrio no número de píxeis entre as classes, tal como referido anteriormente.

Foi realizado trabalho de campo para recolha de amostras iniciais de treino, mas por dificuldade de acesso e logística a maioria das áreas para treino foi recolhida sobre a cartografia Google Earth, Bing e ESRI por comparação com os dados de campo.

Para as cenas anteriores a 2015 as amostras de treino e validação foram obtidas exclusivamente por observação de imagens Google Earth e por observação de imagens compósitas de bandas dos satélites. A construção das amostras foi realizada da mais recente para a mais antiga. Neste processo foram avaliadas imagens compósitas de períodos intermédios, para minimizar falha de inexistência de dados de campo. A utilização de poucas classes de coberto do solo minimiza o erro de associação de um píxel às classes pretendidas na legenda final.

A amostra global foi dividida em duas subamostras de treino e de validação com 75% e 25% dos pontos respetivamente (Tabela 5-8). A subamostra de treino foi utilizada para treinar o classificador e a segunda subamostra para validar a classificação através da obtenção das estatísticas de erro de classificação.

Tabela 5-8. Tamanho das amostras de treino (T) e validação (V) para cada ano avaliado.

Classe	1973		1986		1990		2000		2010		2014		2015	
	T	V	T	V	T	V	T	V	T	V	T	V	T	V
Água	215	71	383	127	179	44	342	114	367	123	367	123	367	123
Outras coberturas	933	311	769	256	849	212	934	312	762	254	762	254	762	254
Mangal	504	167	516	171	190	47	489	164	382	128	426	142	426	142
Tamanho da Amostra	1652	549	1668	554	1218	304	1765	590	1511	505	1555	519	1555	519
Amostra global	2201		2222		1522		2355		2016		2074		2074	

### Classificação supervisionada

Utilizou-se o algoritmo *Random Forest* (Breiman 2001) a partir da implementação existente na biblioteca *caret* (Kuhn 2015) em linguagem R (R development Core Team 2015). O melhor modelo foi selecionado a partir da abordagem *k-fold-cross-validation* (k=5). Foram utilizadas as bandas PCA1, PCA2, PCA3, SAVI, NDVI, EVI, distância à água e textura.

### Análise do erro de classificação

Utilizou-se o mesmo processo descrito no ponto anterior (ponto 5.3.1). O erro da classificação foi avaliado a partir da medida OOB do melhor modelo e pela construção da matriz de confusão sobre os dados de teste de onde se extraíram as estatísticas de erro total de classificação, índice Kappa (Landis & Koch 1977), Precisão do Utilizador, Precisão do produtor, Erro de omissão e Erro de Comissão. Utilizou-se igualmente a abordagem proposta por Congalton e Green (1999).

### Evolução da cobertura de mangal

A avaliação da evolução da área de mangal foi efetuada a partir da área total de mangal estimada 1973, 1986, 1990, 2000, 2010, 2014 e 2015. São apresentados os valores globais para cada momento, a variação líquida da área entre datas sucessivas e a taxa de variação anual para cada intervalo de datas.

### Quantificação da idade das parcelas de mangal

A idade do mangal para cada píxel da cartografia considerou o ano de 2015 (o mais recente) como referência na análise de toda a série, até 1973. A idade do mangal num píxel é dada pela classificação ininterrupta (do mais recente para o mais antigo) como mangal. Com base nesta abordagem, e a título explicativo, ao píxel classificado como mangal em toda a série temporal foi atribuída a idade de 43 anos (entre 1973 e 2015). Ao píxel classificado como mangal em 2015, 2014, 2010 e apenas em 1973 (falhando os anos de 1986, 1990, 2000) foi atribuída a idade de 6 anos (classificado como mangal apenas entre 2010 e 2015), como se observa na figura abaixo (Figura 5-6). Da cartografia final foi obtido o sumário com a quantificação das áreas de mangal por idade.

História do píxel	Série temporal analisada							idade
	1973	1986	1990	2000	2010	2014	2015	
	■	■	■	■	■	■	■	43 anos
	■	□	□	□	■	■	■	6 anos
	■	■	■	■	■	■	□	0 anos

*Figura 5-6. Exemplos do cálculo da idade do mangal atribuída ao píxel. Quadrícula cheia: classificada como mangal.*

## **5.4 OUTPUTS E OUTROS RECURSOS**

A partir das cartografias finais foram obtidas tabelas de sumários com a quantificação das áreas de mangal para cada uma das unidades vetoriais, globais e setoriais.

A cartografia final foi obtida em formato raster com a resolução original das cenas Landsat 7 e 8 (píxel de 30 metros de lado) e inserida num SIG para produção de cartografias temáticas nacionais e setoriais.

Todas as análises foram realizadas em programas e código livre. Os códigos R utilizados neste relatório estão disponíveis em Anexo e a partir de <https://github.com/PauloEduardoCardoso/RLandsat/releases>.

## 6 RESULTADOS

---

### 6.1 CARTOGRAFIA NACIONAL DOS MANGAIS

A classificação dos mangais com o procedimento adotado revelou um bom ajustamento do modelo *Random Forest*. O erro de classificação obtido a partir das estimativas OOB (sobre a subamostra de treino) para a classe mangal, nas 4 cenas Landsat utilizadas, situa-se entre 0,0023 e 2% para números de amostra de treino sempre superiores a 300.

Para a amostra de teste (ou validação) a eficácia da classificação foi sempre superior a 98% para uma amostra sempre superior a 200 píxeis. O índice *Kappa* registado para a amostra de validação foi igualmente sempre superior a 0.98 considerado por isso excelente (Landis & Koch 1977). O erro da classificação com a mesma amostra e para todas as classes foi sempre inferior a 2%. Salienta-se que foram utilizadas apenas 4 classes de características espectrais muito distintas, aspeto que contribui para erros desta ordem de grandeza. A Tabela 6-1 resume a matriz de confusão para uma das cenas utilizadas (cena LC82040522014030LGN00).

Tabela 6-1. Matriz de confusão e precisão da classificação para a cena 204/052 de 2014.

Referência						
	Mangal	Zonas abertas/sem vegetação	Água	Outras coberturas	Exatidão do Utilizador	Erro de comissão
Mangal	<b>219</b>	0	1	0	99,5	0,5
Zonas abertas	0	<b>60</b>	0	0	100,0	0,0
Água	0	0	<b>71</b>	0	100,0	0,0
Outras florestas	1	0	0	<b>504</b>	99,8	0,2
Precisão do Produtor	99,5	100,0	98,6	100,0		
Erro de Omissão	0,5	0,0	1,4	0,0		
Eficácia global: 0,9977; Intervalo de confiança (0,9916; 0,9997)						

Foram cartografados 3127,9 km<sup>2</sup> de mangal para a Guiné-Bissau, que corresponde a 8,66% do território nacional (Figura 6-1). As cartografias produzidas ao nível nacional e setoriais encontram-se em Anexo.

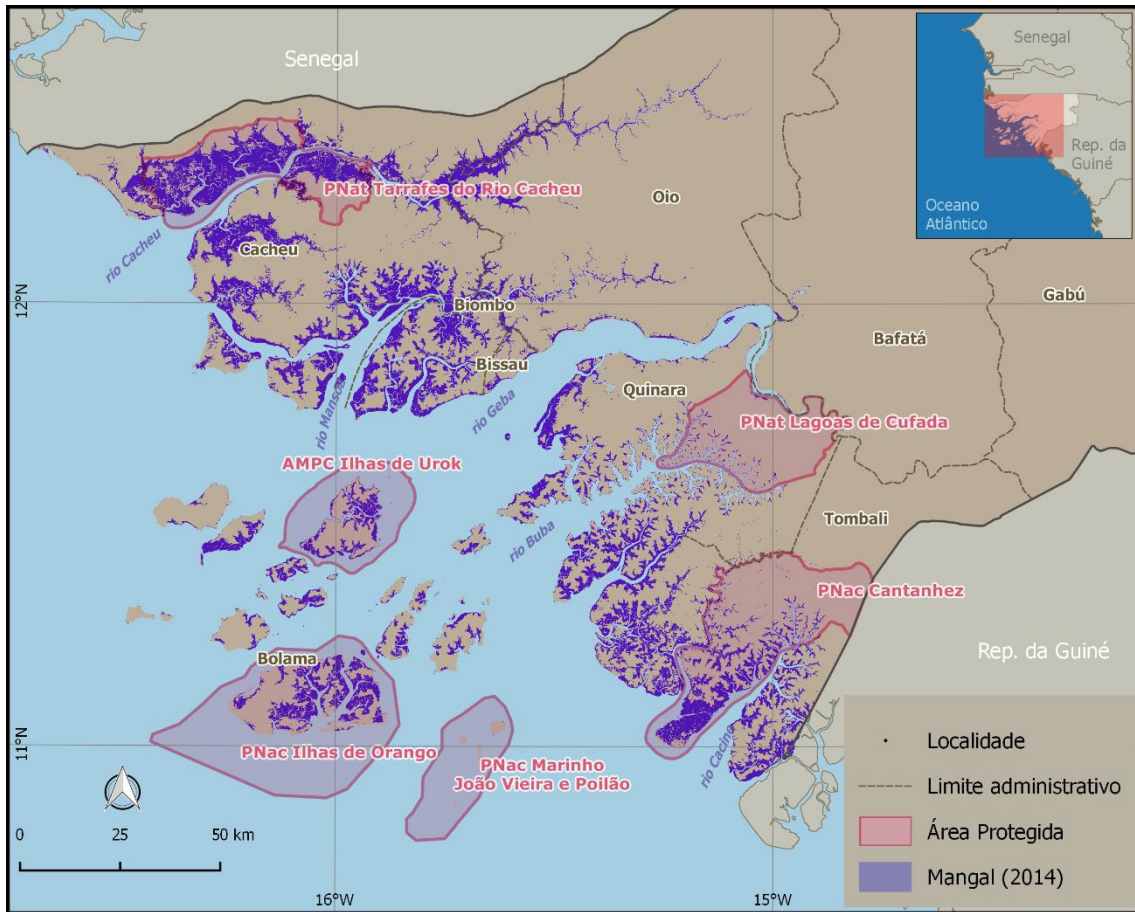


Figura 6-1. Extensão dos mangais no território da Guiné-Bissau.

Sectorialmente constata-se que a região administrativa de Cacheu é aquela com maior área ocupada por mangal enquanto Bafatá possui a menor área. A região de Gabu, pela sua posição no interior do território não possui áreas de mangal (Tabela 6-2).

Tabela 6-2. Área de mangal (2014) ao nível nacional e para as regiões administrativas e respetivas % relativas à área setorial.

<b>Região Administrativa</b>	<b>Área de mangal (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Percentagem da região ocupada por mangal</b>
Cacheu	1181,45	26,22
Tombali	601,38	18,28
Bolama	461,14	29,93
Quínara	349,28	12,77
Biombo	282,43	41,54
Oio	228,58	4,24
Setor autónomo de Bissau	14,59	14,65
Bafatá	3,84	0,06
Gabu	0	0,00
Total no território nacional *	3127,94	8,66

\* Inclui das frações marítimas de mangais, fora dos limites administrativos vetoriais

A área total de mangal obtido neste estudo situa-se abaixo das estimativas obtidas para anos anteriores por outros autores (Anexo 9.4). A última estimativa nacional que conhecemos foi produzida em 2010 e aponta para uma área de 3106,94 km<sup>2</sup> (Vasconcelos et al. 2014). Uma estimativa anterior, para o ano de 2007, a maior estimativa indica uma área de 3468 km<sup>2</sup> (Carreiras et al. 2012).

A avaliação das estimativas disponíveis para o período de 1975 a 2010, revela grande variação de valores de cobertura de mangais para a Guiné-Bissau (Figura 6-2), facto que dificulta uma avaliação conclusiva da evolução no território nacional. A título de exemplo, a amplitude das estimativas apresentadas para os anos de 1990 e 2000 superam os 1263 km<sup>2</sup> os 3849 km<sup>2</sup> respetivamente (Anexo 9.4).

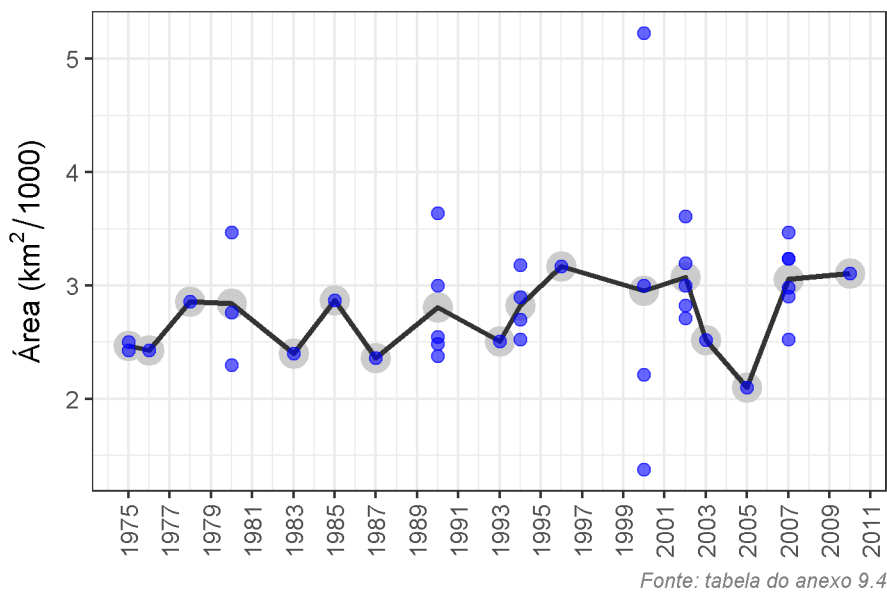


Figura 6-2. Estimativas da área de mangal na Guiné-Bissau entre 1975 e 2010. Tendência (linha escura), Média anual (pontos cinzentos) e valores recolhidos (pontos azuis).

Mesmo tomando como referência os valores médios, não há uma tendência clara para a evolução da área de mangal ao nível nacional (Anexo 9.4). Analisadas em detalhe, as estimativas referenciadas evidenciam uma grande variabilidade na escala de abrangência das análises, nas metodologias e nos recursos utilizados, factos que introduzem maior incerteza à avaliação de tendências.

É exatamente pelas razões enumeradas acima que estas discrepâncias conferem grande incerteza relativamente à tendência efetiva de ocupação dos mangais e corroboram a impressão inicial do organismo IBAP relativamente à necessidade de se obter dados mais precisos sobre a cobertura por mangais na Guiné-Bissau.

Relativamente à cartografia produzida neste estudo, é possível verificar que cerca de 903 km<sup>2</sup> (aproximadamente de 29%) da área de mangal da Guiné-Bissau se encontra no interior do Sistema Nacional de Áreas Protegidas. O PNTC possui cerca de 45% da sua área ocupada por mangal e, no extremo oposto, o Parque Nacional Marinho João Vieira e Poilão possui a menor fração, inferior a 0.1% (Tabela 6-3).

Tabela 6-3. Área de mangal no interior das Áreas Protegidas da Guiné-Bissau em 2014.

Área Protegida	Área (em km <sup>2</sup> )	Percentagem da área ocupada por mangal
Parque Nacional dos Tarrafes do Rio Cacheu	397,77	44,89
Parque Nacional de Cantanhez	218,03	18,13
Parque Nacional das Ilhas de Orango	193,00	12,39
Área Marinha Protegida Comunitária Ilhas de Urok	75,30	12,17
Parque Nacional das Lagoas de Cufada	18,45	2,53
Parque Nacional Marinho João Vieira e Poilão	0,19	0,04
Total nas Áreas Protegidas	902,74	28,86*

\* Relativamente à área total de mangal nacional estimada para 2014 (3127,94 km<sup>2</sup>).

## 6.2 CARTOGRAFIA E EVOLUÇÃO DOS MANGAIS NA REGIÃO DO RIO CACHEU

### *Evolução temporal do mangal*

O processo de classificação da série temporal analisada revelou globalmente um bom ajustamento do modelo *Random Forest*. O erro de classificação de mangal para todas as cenas Landsat utilizadas, obtido a partir das estimativas OOB (sobre a subamostra de treino) foi sempre inferior a 2% para números de amostra de treino e validação nunca inferiores a 1000 e 200 pontos respetivamente.

Para a amostra de teste (ou validação) a eficácia global das classificações foi sempre superior a 98% para uma amostra nunca inferior a 200 pontos. O índice *Kappa* registado para a amostra de teste foi igualmente sempre superior a 0.98. Salienta-se que foram utilizadas apenas 3 classes de características espectrais muito distintas, aspeto que contribui para erros desta ordem de grandeza. A Tabela 6-4 sumariza a matriz de confusão para uma das cenas utilizadas (cena LC82040522015145LGN00) na classificação do mangal no PNTC.

Tabela 6-4. Matriz de confusão e precisão da classificação para a cena 204/052 de 2015.

	Referência			Exatidão do Utilizador	Erro de comissão
	Água	Mangal	Outras coberturas		
Água	60	1	1	96,8%	3,2%
Mangal	0	97	0	100,0%	0,0%
Outras coberturas	0	0	51	100,0%	0,0%
Exatidão do Produtor	100,0%	99,0%	98,1%		
Erro de Omissão	0,0%	1,0%	1,9%		
Eficácia global: 0.9905; Intervalo de confiança (0,966; 0,9988)					

A análise da cobertura de mangal no PNTC nos últimos 43 anos revela que a extensão atual (em 2015) é de 400,66 km<sup>2</sup> sendo 3,8% maior do que a que foi registada em 1973 (386 km<sup>2</sup>), com uma extensão adicional de 14,66 km<sup>2</sup>. Este acréscimo engloba a recuperação de áreas de mangal por regeneração, bem como novas áreas onde o mangal se instalou. Os mangais da margem esquerda do rio Cacheu ocupam 133,2 km<sup>2</sup> que corresponde a uma extensão 30,32 km<sup>2</sup> superior a registada para 1973, que foi de 102,88 km<sup>2</sup> (29,4%) (Figura 6-3).

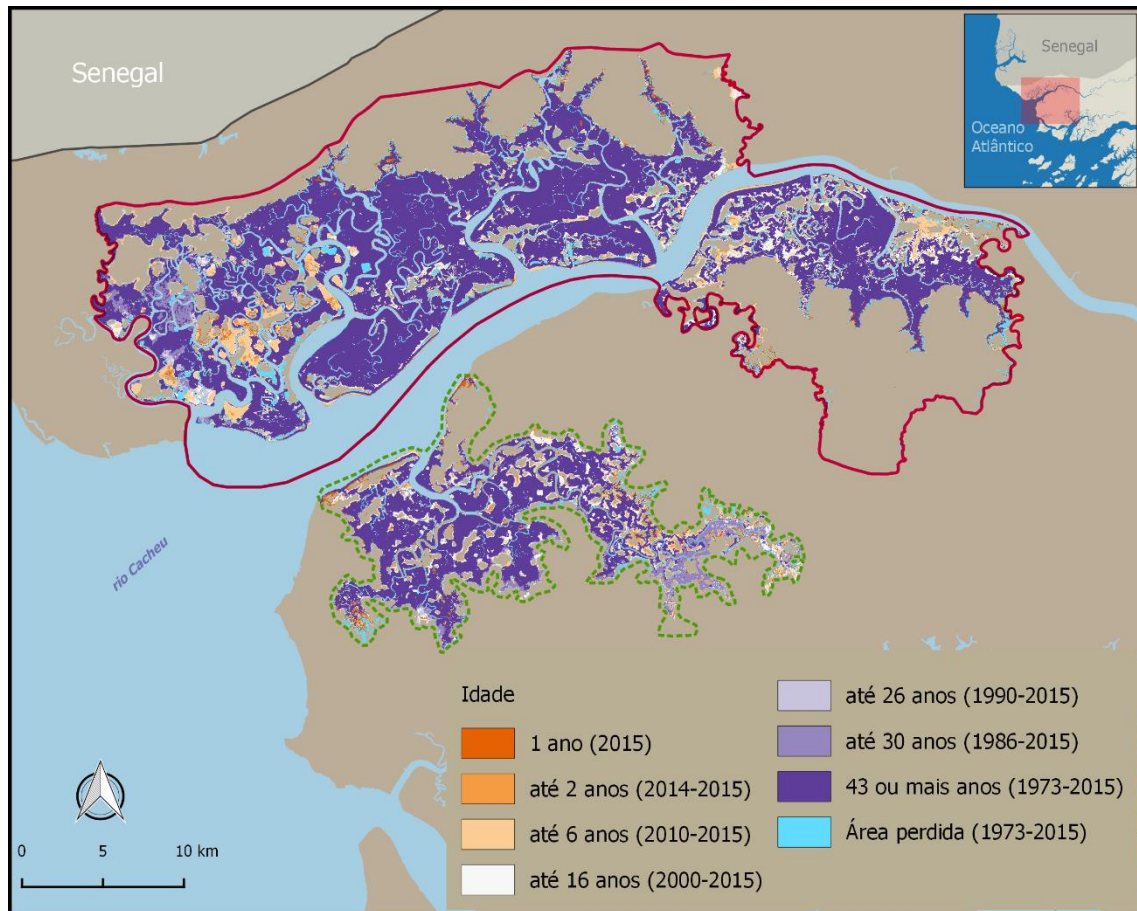


Figura 6-3. Distribuição e idade dos mangais na região do Cacheu em 2015.

Ao longo deste período de 43 anos deram-se variações mais ou menos importantes na extensão e distribuição dos mangais no PNTC e na área adjacente da margem esquerda do rio Cacheu (Tabela 6-3). A maior discrepância observada em toda a série foi de 63,90 km<sup>2</sup>, pela comparação das áreas obtidas em 1990 e 2010 para o PNTC.

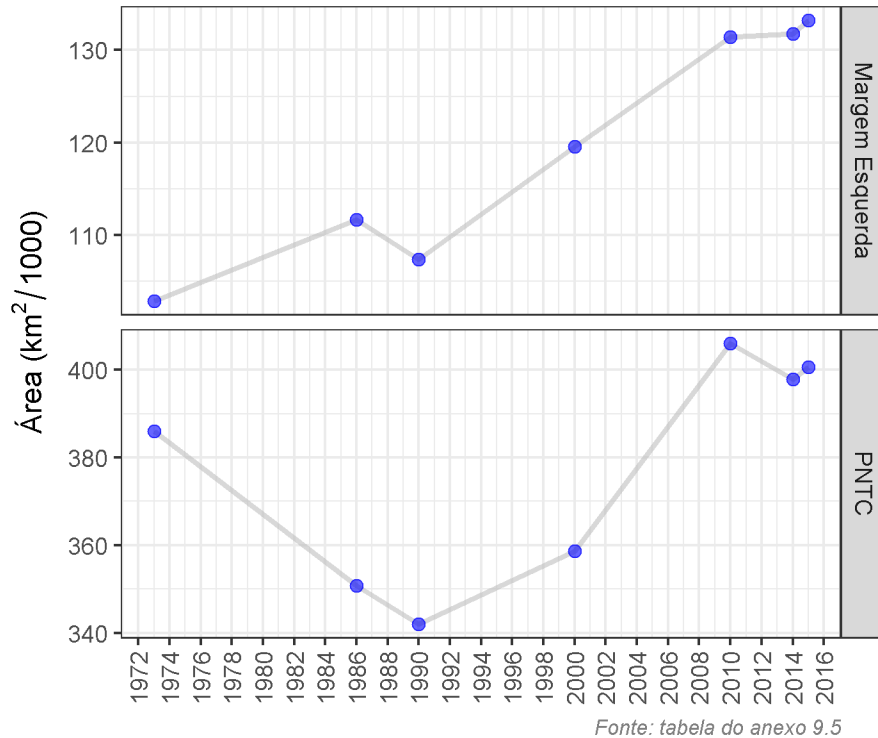


Figura 6-4. Estimativas da área de mangal na região do rio Cacheu entre 1973 e 2015.

As estimativas temporais obtidas revelam três períodos distintos na evolução da ocupação de mangal no interior do PNTC. Num primeiro período, entre 1973 e 1990, verificou-se a perda efetiva de 43,94 km<sup>2</sup> (cerca de 11%), com um ritmo ligeiramente mais acentuado entre 1973 e 1986 (Figura 6-4).

No segundo período, entre 1990 e 2010, registou-se um aumento efetivo de 63,90 km<sup>2</sup> (18,68%) com um incremento mais importante entre 2000, ano de estabelecimento do PNTC, e 2010 (13,19%).

Finalmente, o terceiro período, entre 2010 e 2015 revela que a tendência de estabilidade na cobertura, com uma diminuição líquida de 5,30 km<sup>2</sup> (1,31%) em 5 anos. Não obstante, entre 2014 e 2015 observa-se um ligeiro incremento líquido de 2,89 km<sup>2</sup> (0,73%). Para esta última estimativa observamos já uma expansão para áreas limítrofes, o que poderá englobar variações de altura de maré.

A área de mangal da margem esquerda do rio Cacheu apresenta um padrão geral de recuperação que foi interrompido apenas entre 1986 e 1990 (quando se perdeu 4,32 km<sup>2</sup>). Nesta área deu-se o incremento global

líquido de 30,32 km<sup>2</sup> (29,47%) no período de 43 anos, tendo-se este padrão verificado de forma mais significativa também entre 2000 e 2010 para praticamente estabilizar a partir desta data (Figura 6-4).

A área de mangal da margem esquerda apresenta uma tendência de aumento continuado para todo o período avaliado. Nesta área a variação anual média da cobertura do mangal foi maior do que no PNTC, com taxa média de expansão de 0,49% (Tabela 6-5).

*Tabela 6-5. Variação anual da cobertura da cobertura de mangal para os períodos avaliados.*

	1973-1986	19986-1990	1990-2000	2000-2010	2010-2014	2014-2015	Varição anual média
PNTC	-0,70%	-0,63%	0,48%	1,32%	-0,50%	0,73%	0,12%
Margem Esquerda	0,66%	-0,97%	1,14%	0,99%	0,07%	1,08%	0,49%

Relativamente à evolução da área de mangal no PNTC, as estimativas mais recentes que conhecemos são para o período entre 2002 e 2010 (Vasconcelos et al. 2014) que obtiveram uma área de 357,8 km<sup>2</sup> para 2002 (358,64 km<sup>2</sup> em 2000 na nossa abordagem), 351,6 km<sup>2</sup> para 2007 e de 354,7 km<sup>2</sup> para 2010 (405,96 km<sup>2</sup> no mesmo ano na nossa abordagem).

Numa outra estimativa para o PNTC, os dados obtidos indicam que em 1978 a área seria de 405,53 km<sup>2</sup> e de 389,58 km<sup>2</sup> em 2007, o que representa uma regressão de 3,93% ou 15,95 km<sup>2</sup> (Crepeau et al. 2008). Num estudo efetuado para 1956 e 1998 Vasconcelos et al. 2002 referem uma redução de 29% para o mangal da região do rio Cacheu (não limitado, portanto, ao PNTC). As nossas estimativas para os períodos mais próximos são de 383 km<sup>2</sup> para 1973 e 405,96 km<sup>2</sup> para 2010, e indicam um incremento de 6% ou 22,96 km<sup>2</sup>.

A dinâmica da ocupação dos mangais deu-se em diferentes contextos (Figura 6-5) com a perda de áreas para a agricultura de arroz (a), a recuperação às áreas de arroz (b), a estabilidade para todo o período (c) e a expansão em áreas costeiras (d).

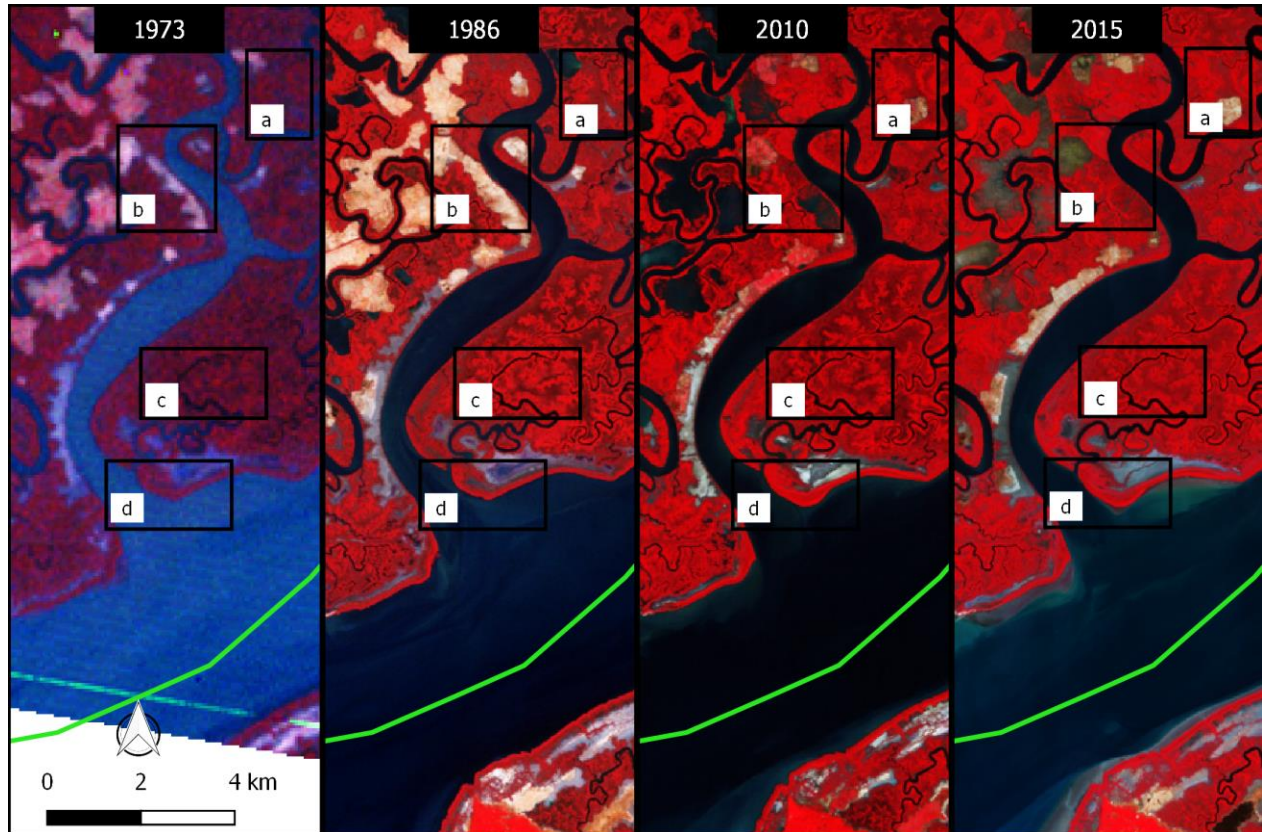


Figura 6-5. Alterações ocorridas entre 1973 e 2015 num setor do PNTC.

### *Idade dos mangais*

Os mangais da região do rio Cacheu em 2015 são compostos por formações com diferentes idades, resultado da expansão e regeneração natural verificada após eventos de perturbação e abandono que tiveram lugar ao longo do período estudado.

Dos 400,66 km<sup>2</sup> existentes no PNTC em 2015, cerca de 299 km<sup>2</sup> (75%) não sofreram qualquer alteração no período de 43 anos e o mesmo padrão se observou para a margem esquerda, onde mais de 60% dos mangais permaneceu inalterado (Tabela 6-6). As alterações da cobertura ocorreram sobretudo em setores mais limítrofes nas duas áreas avaliadas (Figura 6-3).

Tabela 6-6. Estrutura etária dos mangais da região do rio Cacheu em 2015 e representatividade. %RT: percentagem relativa.

Idade do mangal	PNTC		Margem Esquerda	
	Área (km <sup>2</sup> )	%RT	Área (km <sup>2</sup> )	%RT
1 ano (2015)	10,93	2,73	5,38	4,04
Até 2 anos (2014 - 2015)	5,12	1,28	3,45	2,59
Até 6 anos (2010 - 2015)	38,50	9,61	9,71	7,29
Até 16 anos (2000 - 2015)	24,32	6,07	13,14	9,86
Até 26 anos (1990 - 2015)	7,70	1,92	4,47	3,36
Até 30 anos (1986 - 2015)	15,10	3,77	15,98	12,00
43 ou mais anos (1973 - 2015)	298,99	74,62	81,07	60,86
Totais	400,66	100,00	133,20	100,00

A recuperação de mangal na área do PNTC deu-se em diferentes setores, sobretudo por abandono da prática de orizicultura. O mesmo fenómeno foi observado na margem esquerda, onde a recuperação é mais evidente no setor sul, próximo de aglomerados populacionais e do eixo viário que os ligam à cidade de Cacheu.

## 7 DISCUSSÃO

---

### *Recursos utilizados para classificação dos mangais*

Neste estudo propusemos e aplicámos uma abordagem bem documentada, baseada em métodos de deteção remota extensivamente utilizados por outros autores. A análise realizada fornece elementos atualizados que contribuem para o estabelecimento de uma estratégia concertada de avaliação da tendência da ocupação dos mangais e do estado das suas áreas remanescentes.

Todos os recursos utilizados neste estudo são de acesso livre, incluindo a infraestrutura SIG, os dados de Deteção Remota, os programas de análise e bibliotecas de classificação e estatísticas, o que facilita a replicabilidade do método e constitui uma mais-valia importante em cenários de escassez de recursos financeiros e dificuldades logísticas (Klerk & Buchanan 2017, Margaret & Cuchanan 2017) e na prossecução de objetivos de monitorização de recursos naturais a partir de dados de deteção remota (Rose et al. 2015).

### *Cobertura nacional dos mangais*

A área de mangal da Guiné-Bissau estimada neste estudo para o ano de 2014 é de 3127,94 km<sup>2</sup>, que correspondem a 8,66% do território nacional. Esta estimativa é ligeiramente superior à que outros autores estimaram para anos anteriores, nomeadamente para o ano de 2010, quando a área estimada foi de 3106,94 km<sup>2</sup> (Vasconcelos et al. 2015). A área atual corresponderá a cerca de 65% da extensão que terá existido em 1940 (4760 km<sup>2</sup>, Sá 1994).

Abordagens anteriores que não se centraram especificamente no território da Guiné-Bissau fornecem estimativas mais elevadas, no entanto, não nos parece que possamos comparar diretamente a nossa abordagem com a de outros autores por terem sido utilizados recursos e métodos muito distintos.

A tendência geral de evolução dos mangais da Guiné-Bissau é pouco clara, dada a variabilidade de abordagens utilizadas ao longo de mais de 35 anos nos mais variados estudos. No entanto, estes dados englobam estimativas nacionais, regionais e globais, resultantes de dados, algoritmos e objetivos de análise muito diferentes, o que terá contribuído para as divergências observadas mesmo em períodos muito curtos e em alguns casos para um mesmo ano (Anexo 9.4).

A inexistência de estimativas recentes produzidas especificamente para o conjunto das Áreas Protegidas da Guiné-Bissau (SNAC) não permite avaliar a tendência da ocupação dos mangais no interior das mesmas. Este estudo é o primeiro contributo que conhecemos a referir-se à estimativa da cobertura de mangal para todo o Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Os resultados aqui apresentados são por isso essenciais por servirem como valores de base para estudos futuros da evolução da cobertura de mangal dentro e fora das áreas protegidas.

As nossas estimativas apontam para uma recuperação da área de mangal do PNTC, contrariando as estimativas apresentadas por outros autores (Vasconcelos et al. 2002, Crepeau et al. 2008). A recuperação terá ocorrido sobretudo nas últimas duas décadas e meia, particularmente a partir do ano 2000, período que coincide com a criação legal do PNTC. Em 43 anos a área de mangal no PNTC sofreu um incremento

líquido de 3,79%. Verificámos ainda que cerca de 75% da área atual (em 2015) não terá sofrido perturbações ao longo deste período.

A recuperação do mangal na região de Cacheu deu-se também na área adjacente e não protegida, situada na margem esquerda do rio e proximidade de povoações e eixos viários.

A observação visual e pormenorizada das classificações revela que as áreas de transição entre mangais e outros ambientes costeiros e as zonas de regeneração muito recente contribuíram para maior divergência entre as classificações de 2014 e 2015. A altura da maré no momento em que as imagens foram recolhidas pelos sensores pode também influenciar a identificação de mangais na zona de interface água-mangal-outros ambientes costeiros (Figura 7-1). A fração de mangal que foi detetado apenas na cartografia de 2015 foi de 10,93 km<sup>2</sup> corresponde a cerca de 2,3% da cobertura total.

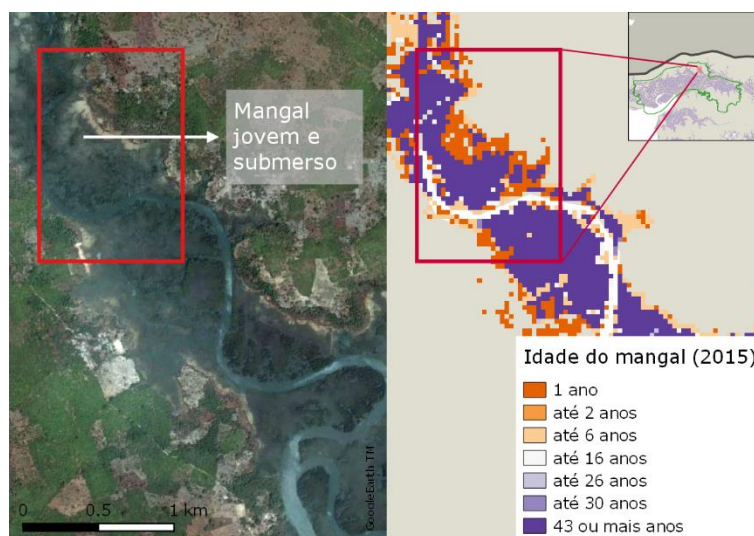


Figura 7-1. Classificação de mangal em zonas de transição.

A classificação de florestas, onde se inclui as de mangal pode ser influenciada também pela cobertura e densidade da vegetação. Esta problemática é dificultada desde a fase recolha de informação no terreno pois a própria semântica da definição de formações florestais enquanto tal é matéria de grande debate (Sexton et al. 2015). Haverá invariavelmente arbitrariedade na determinação da densidade a partir da qual se considera uma parcela como representativa da unidade florestal avaliada e por conseguinte a sua inclusão como área de treino dos classificadores.

Estes aspetos denotam existir margem para a melhoria do processo de classificação, que poderá beneficiar da recolha de amostras de treino dirigidas aos locais considerados problemáticos como seja a interface com ambientes costeiros e a inclusão de séries de cenas Landsat sazonais (período seco e período húmido).

### *Evolução dos mangais*

O padrão semelhante na recuperação e estabilização da extensão de mangal no PNTC e na área adjacente dá-nos indicações de que a resolução legal de estabelecimento da área protegida em 2000, cujo designo

principal é o de preservação dos mangais, não será o contributo único para o padrão observado no Parque. Outros fatores poderão ter contribuído como sejam os climáticos e socioeconómicos.

A agricultura é o setor económico mais importante para a economia da Guiné-Bissau, contribuindo para 42% do PIB e 84% das exportações em 2013 e onde o arroz é uma das culturas mais importantes (INE 2015). No entanto, há algumas décadas assiste-se ao abandono da orizicultura (MADR / DSEA 2007), também daquela que é praticada em terreno de potencial crescimento de mangal (Nancy 1998). Dados do INE 2015 indicam que o abandono representou uma progressiva tendência de redução da produção a partir de meados da década de 1990 do século passado (Figura 7-2).

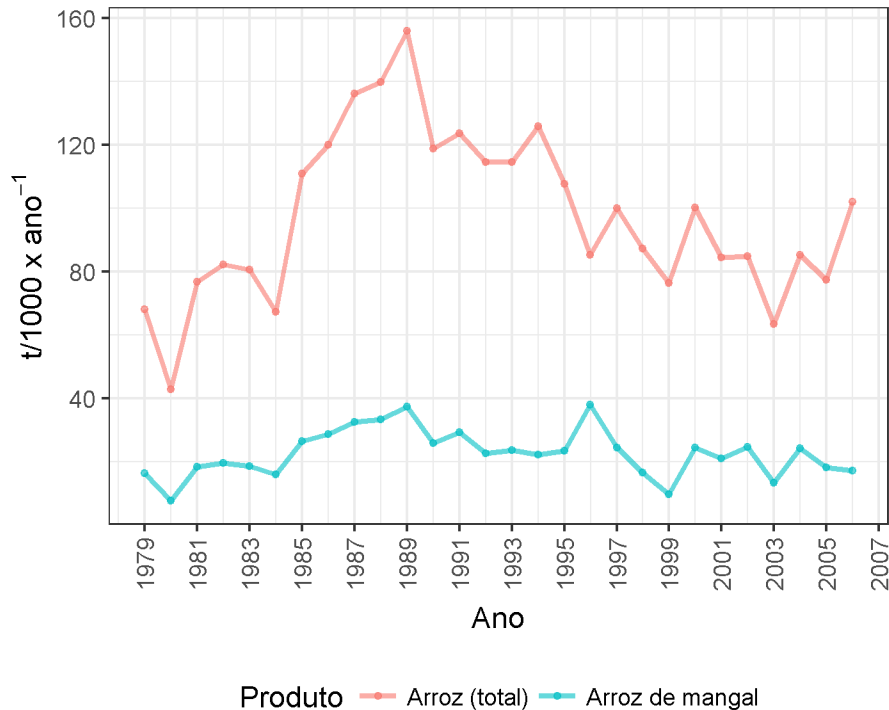


Figura 7-2. Evolução da produção nacional de arroz na Guiné-Bissau. Fonte de dados: INE (2015)

A emigração jovem – principal força de trabalho nos arrozais – contribuiu para a degradação das estruturas hidráulicas por falta de manutenção (FAO 2000). A procura por alternativas mais rentáveis que a cultura de arroz, nomeadamente a plantação de cajal, afastou as populações costeiras que se dedicam a esta prática que compete com a existência de mangais (Bayan 2010, Temudo & Abrantes 2014, Catarino et al. 2015). Os fenómenos socioeconómicos terão sido influenciados também por fatores climáticos. A diminuição das chuvas e a consequente salinização e acidificação dos solos comprometem a produtividade da cultura (Penot 2013) reduzindo o rendimento da produção. Este cenário terá contribuído para uma redução importante na produção de arroz que chegou a ser de 60% entre 1997 (188 834 t) e 2000 (80 273 t) (IF - Banco Mundial 2010).

Em contrapartida, a produção de castanha de caju apresentou uma taxa de crescimento anual de cerca de 18% entre 1995 e 2000, tendo a área cultivada mais que duplicado neste período. A produção aumentou ainda 36% entre 2000 e 2003 (INE 2007), tendo elevado a Guiné-Bissau a posição de maior exportador deste produto em África no início do século XXI e o sexto ao nível mundial (Lynn & Jaeger 2004).

Por outro lado, associa-se a regressão dos mangais no Oeste de África às crises climáticas entre as décadas de 70 e 90 do século passado (Cormier-Salem 1999, Conchedda et al. 2008), descrita como a crise climática do Sael (Bos et al. 2006, Jalloh et al. 2011). Diop e Bâ (1993) referem o período de seca prolongado entre 1968 e 1984 no Senegal e da influência deste fenómeno sobre os mangais do país vizinho à Guiné-Bissau.

Indicações mais recentes, tanto climáticas como socioeconómicas apontam para que a tendência de abandono dos arrozais de mangal estará a alterar-se, em parte impulsionada pelo aumento do preço do arroz (FAOSTAT) e as próximas décadas podem fazer regressar os agricultores à esta cultura (Bivar & Temudo 2014). Dados de 2007 apontam uma recuperação da produção de arroz (FMI 2007).

Será por isso relevante acompanhar a evolução deste fenómeno e de outras pressões humanas sobre o território e em particular sobre os mangais. Já referimos que esta tarefa é um dos desígnios da estratégia de Conservação da Biodiversidade do Governo da Guiné-Bissau (IBAP 2014).

### *Relevância da abordagem*

A percepção existente da relevância dos mangais para benefícios múltiplos, desde a conservação da biodiversidade à subsistência e economia das comunidades humanas costeiras, parece estar atualmente mais consolidada, facto que se comprova pela constatação de que os mangais protegidos ao nível global serão já 35% da área total (Spalding et al. 2014).

Corroboram esta ideia o facto de este trabalho estar inserido numa abordagem mais abrangente de caracterização e de desenho de estratégias de gestão de recursos florestais e de apoio à elaboração de legislação de proteção dos mangais da Guiné-Bissau, procurando valorizar este ecossistema nas suas diversas valências. A proposta de Lei dos Mangais atualmente em discussão é a resposta efetiva à Medida 3.2.5 da Estratégia Nacional para as Áreas Protegidas e a Conservação da Biodiversidade na Guiné-Bissau (IBAP 2014) e virá colmatar as lacunas da Lei das Florestas, ao estabelecer a proteção e valorização dos mangais.

São também indicativas da valorização dos mangais por pelo menos parte do estado e da sociedade civil as ações de plantação de mangal em áreas outrora ocupadas, nomeadamente na região de São Domingos (projeto IBAP/Monte-Ace). Ainda que pouco expressivas em termos de área, tais ações dão grande visibilidade à causa da conservação deste ecossistema. Também no vizinho Senegal, têm tido expressão considerável as iniciativas de repovoamento (Cormier-Salem & Panfili 2016).

Une-se à vertente legal de conservação da biodiversidade a perspectiva de rentabilização económica dos serviços dos ecossistemas proporcionados pela enorme produtividade dos mangais. Esta integração será também relevante no delineamento e aperfeiçoamento de estratégias de gestão e conservação dos ecossistemas costeiros como um todo (Ong & Gong 2013). Há hoje um conjunto de mecanismos de financiamento como o REDD, BLUE Carbon ou Offset Market (Giraud & Hemerick 2012, Hutchison et al. 2013, Kelleway et al. 2016), que podem gerar retorno económico às populações e aos Estados.

Na Guiné-Bissau assistem-se já iniciativas de aproveitamento das potencialidades do património cultural, paisagístico e de biodiversidade, nomeadamente ao nível do turismo, tendo contado para esse fim com incentivos, por exemplo, da Ação Externa da União Europeia (Benzinho & Rosa 2015).

Os resultados apresentados neste estudo posicionam-se a montante desta problemática, ao fornecer elementos de base para os decisores na elaboração de legislação de proteção dos mangais e de dados acessíveis à comunidade científica e aos movimentos cívicos, por exemplo ao nível do relançamento da candidatura do arquipélago de Bolama-Bijagós a Património Mundial da Unesco (IBAP 2016).

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## 8 REFERÊNCIAS

---

- Adam E, Mutanga O, & Rugege D. 2010. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management*, 18(3): 281-296.
- Adam E, Mutanga O, Odindi J, & Abdel-Rahman EM. 2014. Land-use/cover classification in a heterogeneous coastal landscape using RapidEye imagery: evaluating the performance of random forest and support vector machines classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 35(10): 3440–3458.
- Alongi DM. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis e responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1): 1-13.
- Alongi DM. 2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer Science & Business Media.
- Alongi DM. 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon management*, 3(3): 313-322.
- Alongi DM. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6: 195-219.
- Alongi DM. 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1(1): 30-39.
- Altenburg W & Spanje TV. 1989. Utilization of mangroves by birds in Guinea-Bissau. *Ardea* 77:57–74.
- Andrieu J, & Mering C. 2008. Cartographie par teledetection des changements de la couverture vegetale sur la bande littorale ouest-africaine: exemple des Rivières du Sud du delta du Saloum au Rio Geba. *Teledetection*, 8(2):93-118.
- Atkinson SC, Jupiter SD, Adams VM, Ingram JC, Narayan S, Klein CJ, & Possingham HP. 2016. Prioritizing Mangrove Ecosystem Services Results in Spatially Variable Management Priorities. *PLoS ONE* 11(3): e0151992. doi:10.1371/journal.pone.0151992.
- Atlanta Consult. 1985. *Inventaire et classement des forets de Guinée-Bissau*. Vol. I e II. Hamburg, 1985.
- Attarchi S & Gloaguen R. 2014. Classifying complex mountainous forests with L-Band SAR and landsat data integration: A comparison among different machine learning methods in the Hyrcanian forest. *Remote Sensing*, 6: 3624–3647.
- Barbier EB. 2016. *The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods*. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2): 676–681.
- Bayan LMTL. 2010. *Autoridades Tradicionais. Insegurança alimentar e gestão de recursos: um estudo de caso no Reino Felupe de Suzana (Guiné-Bissau)*. Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Estudos Africanos: Análise e Gestão do Desenvolvimento Social e Económico. Instituto Universitário de Lisboa. 104 pp.
- Benzinho J & Rosa M. 2015. *Tourist Guide: Discovering Guinea-Bissau*. NGO Afectos com Letras. ISBN: 978-989-20-6315-7.

- Bertrand F. 1999. *Mangrove dynamics in the Rivières du Sud area, West Africa: an ecogeographic approach*. In *Diversity and Function in Mangrove Ecosystems* (pp. 115-126). Springer Netherlands.
- Bivand R, Keitt T, & Rowlingson B. 2015. *rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library*. R package version 0.9-2. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>.
- Bivar M & Temudo MP. 2014. *Rice, cows and envy: agriculture and change among young rice producers in Guinea-Bissau*. Working Paper-Future Agricultures (86).
- Blankespoor B, Dasgupta S, & Lange, GM .2016. *Mangroves as protection from storm surges in a changing climate*. World Bank Policy Research Working Paper, (7596).
- Blasco F, Aizpuru M, & Gers C. 2001. Depletion of the mangroves of continental Asia. *Wetlands Ecol. Manage.* (9): 245–256.
- Bos D, Grigoras I, & Ndiaye A. 2006. *Land cover and avian biodiversity in rice fields and mangroves of West Africa*. A&W-report 824. Altenburg & Wymenga, Ecological Research, Veenwouden. Wetlands International, Dakar. 125 pp.
- Breiman L. 2001. RandomForests. *Machine Learning*, 45(1):5–32.
- Bridgham SD, Megonigal J P, Keller JK, Bliss NB, & Trettin C. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4): 889-916.
- Bunt JS. 1992. *Introduction*. In: A.I. Robertson & D.M. Along (Eds) “*Tropical mangrove ecosystem*” pp. 1-6. American Geophysical Union, Washington DC., USA.
- Cabral A, Oom D, & Lourenço P. 2008. *Analysis of the land-cover/use change in Guinea-Bissau for the 1994-2002 period*. International Workshop on Climate and Natural Resources in the Portuguese-speaking Countries- Partnerships in the Area of Climate and Environment Cape Verde, Ilha do Sal, 02 to 07 March 2008.
- Carney J, Gillespie TW, & Rosomoff R. 2014. Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986-2010. *Geoforum*, 53: 126–135. <http://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.02.013>.
- Carreiras JMB, Vasconcelos MJ, & Lucas RM. 2012. Understanding the relationship between aboveground biomass and ALOS PALSAR data in the forests of Guinea-Bissau (West Africa). *Remote Sensing of Environment*, 121: 426–442.
- Catarino L, Menezes Y, & Sardinha R. 2015. Cashew cultivation in Guinea-Bissau—risks and challenges of the success of a cash crop. *Scientia Agricola*, 72(5): 459-467.
- Catarino LMF. 2004. *Fitogeografia da Guiné-Bissau*. Provas de doutoramento em Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 440 pp.
- Catry P, Barbosa C, Paris B, Indjai B, Almeida A, Limoges B, & Pereira H. 2009. Status, ecology, and conservation of sea turtles in Guinea-Bissau. *Chelonian Conservation and Biology*, 8(2): 150-160.
- Catry P. (ed.) 2008. *Action plan for the conservation of marine turtles in Guinea-Bissau*. IBAP, Bissau. 43 pp.

- Ceesay A, Wolff M, Njie E, Kah M, & Koné T. 2016. *Adapting to the Inevitable: The Case of Tanbi Wetland National Park, The Gambia*. In Climate Change Adaptation, Resilience and Hazards. pp. 257-274. Springer International Publishing.
- Chance CM, Hermosilla T, Coops NC, Wulder MA, & White JC. 2016. Effect of topographic correction on forest change detection using spectral trend analysis of Landsat pixel-based composites. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 44: 186-194.
- Chaudhuri P, Ghosh S, Bakshi M, Bhattacharyya S, & Nath, B. 2015. A Review of Threats and Vulnerabilities to Mangrove Habitats: With Special Emphasis on East Coast of India. *Journal of Earth Science & Climatic Change*, 6(4): 1-9.
- Chavez PS. 1996. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9): 1025-1036.
- Chen C, Liaw A, & Breiman L. 2004. *Using Random Forest to Learn Imbalanced Data*. Discovery. University of California, Berkeley. Technical Report 666, Pages: 1-12.
- Chen J, Chen J, Liao A, Cao X, Chen L, Chen X, & Zhang W. 2015. Global land cover mapping at 30m resolution: A POK-based operational approach. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 103: 7-27.
- Cloern JE, Abreu PC, Carstensen J, Chauvaud L, Elmgren R, Grall J, & Xu J. 2016. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 22(2): 513-529.
- Conchedda G, Durieux L, & Mayaux P. 2008. An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63(5): 578-589.
- Congalton, RG, & K Green. 1999. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Congedo L, Munafo M, & Macchi S. 2013. *Investigating the Relationship between Land Cover and Vulnerability to Climate Change in Dar es Salaam*. Working Paper, Rome: Sapienza University. Available at: <http://www.planning4adaptation.eu>.
- Corcoran E, Ravilious C, & Skuja M. 2007. *Mangroves of western and central Africa* No. 26. UNEP-Regional Seas Programme/UNEP-WCMC.
- Cormier-Salem MC 1994. *Dynamique de espaces littoraux des Rivières du Sud: grands traits de comparaison*. In: Cormier-Salem MC (ed). 1994. Actes de l'atelier de travail Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des rivières du sud (du Sénégal a la Sierra Leone), Dakar, 8-15 mai 1994. Paris, France. 353 pp.
- Cormier-Salem MC, & Panfili J. 2016. Mangrove reforestation: greening or grabbing coastal zones and deltas? Case studies in Senegal §. *African Journal of Aquatic Science*, 41(1): 89-98.
- Cormier-Salem MC. 1999. *Les rivières du Sud. Sociétés et Mangroves Ouest-Africaines*. ORSTOM, Paris, France.

- Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Faber S, Grasso M, Hannon B, & Raskin RG. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* (387): 253-260.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, & Turner RK. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Chang*, 26: 152-158.
- Crépeau CS, Catarino L, Vasconcelos M, & Rivain S. 2008. *Plan de Suivi des Forêts et Mangroves de Guinée-Bissau*. IBAP. 56 pp.
- Cuzzuol GRF, & Campos A. 2001. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(2): 227-234.
- Dahdouh-Guebas F, Hettiarachchi S, Seen DL, Batelaan O, Sooriyarachchi S, Jayatissa LP, & Koedam N. 2005. Transitions in ancient inland freshwater resource management in Sri Lanka affect biota and human populations in and around coastal lagoons. *Current biology*, 15(6): 579-586.
- Dan TT, Chen CF, Chiang SH, & Ogawa S. 2016. Mapping and change analysis in mangrove forest by using Landsat imagery. *ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 109-116.
- Dangremond EM, & Feller IC. 2016. Precocious reproduction increases at the leading edge of a mangrove range expansion. *Ecology and Evolution*, 6(14): 5087-5092.
- Dia IM. 2012. *Vulnerability Assessment of Central Coast Senegal (Saloum) and The Gambia Marine Coast and Estuary to Climate Change Induced Effects*. Coastal Resources Center and WWF-WAMPO, University of Rhode Island, pp. 40.
- Dieye BEL, Diaw TA, Sané T, & Ndour N. 2013. Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010. *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Diombera K. 1999. *Programme d'évaluation des ressources forestières mondiales au Guinée Bissau*. GCP/INT/679/EC. Programme de partenariat CE-FAO (1998-2002)
- Diop ES & Bâ M. 1993. Mangroves of Senegal and Gambia. Pp 19-35 In. *Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa*. ITTO/ISME. ITTO TS-13 Vol II.
- Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarso D, Kurnianto S, Stidham M, & Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5) : 293-297.
- Doughty CL, Langley JA, Walker WS, Feller IC, Schaub R, & Chapman SK. 2016. Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, 39(2): 385-396.
- Du P, Xia J, Zhang W, Tan K, Liu Y, & Liu S. 2012. Multiple classifier system for remote sensing image classification: A review. *Sensors*, 12(4): 4764-4792.
- Duke NC, & Schmitt K. 2015. *Mangroves : Unusual Forests at the Seas Edge*. In: Pancel, L, Köhl M. (Eds.), *Tropical Forest Handbook*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Duke NC, Ball M, & Ellison J. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1): 27-47.

- Duke NC, Meynecke JO, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, & Koedam N. 2007. A world without mangroves ? *Science*, 317(5834): 41-42.
- Duke NC. 1991. A systematic revision of the mangrove genus *Avicennia* (Avicenniaceae) in Australasia. *Australian Systematic Botany*, 4(2): 299-324.
- Duke NC. 1992. *Mangrove floristics and biogeography*. Chapter 4 (pp 63–100) In : *Tropical Mangrove Ecosystems* (Volume 41), Robertson AI & Alongi DM (Eds) Coastal and Estuaries Studies Series, American Geophysical Union, Washington, DC, 319pp. DOI:10.1029/CE041p0063.
- Eastman JR, & Filk M. 1993. Long sequence time series evaluation using standardized principal components. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 59(6): 991-996.
- Eskinazi-Leca E, Barros HM, & Macedo SJ. 1970. Estuarine management in northeast Brazil: the estuarine complex of Itamaraca. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 34.
- FAO 2000. *Diagnostic de la situation de l'agriculture, elevage, forets, peches et nutrition, dans le cadre de la securite alimentaire - Une contribution au processus CCA*. Bissau. 53 pp.
- FAO 2007. *The world's mangroves 1980–2005. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO Forestry Paper 153. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO 2009. *The State of Fisheries and Aquaculture 2008*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 196 pp.
- FAO 2016. GIEWS Country Brief - Guinea-Bissau. 22-September-2016. Disponível em <http://www.fao.org/giews/countrybrief/country/GNB/pdf/GNB.pdf>.
- FAO PNUE. 1981. *Tropical forest resources assessment project*. Forest resources of tropical Africa. Part II: Country briefs.
- FAO-UNEP. 1981. *Tropical Forest Resources Assessment Project, Forest Resources of Tropical Africa. Part II: Country Briefs*. FAO, UNEP 586 pp.
- Fatoyinbo TE, & Simard M. 2013. Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM. *International Journal of Remote Sensing* 34 (2): 668-681.
- Ferreira MA, Andrade F, Cardoso P, and Paula J. 2009a. Coastal habitats mapping along the Tanzania/Mozambique transboundary area using Landsat 5 TM imagery" *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, Volume 8 Number 1.
- Ferreira MA, Andrade F, Cardoso P, Mendes R, and Paula J. 2009b. Analysis of cover change (1995–2005) of Tanzania/Mozambique trans-boundary mangroves using Landsat imagery. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 19: S38–S45.
- Field C, Osborn J, Hoffman L, Polsenberg J, Ackerly D, Berry J, & Mooney H. 1998. Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1): 3-14.
- Fisher P & Spalding MD. 1993. *Protected areas with mangrove habitat*. Draft Report World Conservation Centre, Cambridge, UK. 60 pp.

- Forbes K, & J Broadhead. 2007. *The role of coastal forests in the mitigation of tsunami impacts*. RAP Publication 2007/1. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
- Friess D. 2016. Mangrove Forests. *Current Biology* 26(16): 746-748
- Friess D. 2016b. Ecosystem services and disservices of mangrove forests: insights from historical colonial observations. *Forests* 7, 183.
- Friess DA, & Webb EL. 2011. Bad data equals bad policy: how to trust estimates of ecosystem loss when there is so much uncertainty? *Environmental Conservation*, 38(01): 1-5.
- Géosystèmes CNRS. 1993. Guiné-Bissau, Regiões costeiras, Mapa da ocupação dos solos, 1/200 000, projection UTM.
- Gilman EL, Ellison J, Duke NC, & Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2): 237-250.
- Giri C, Ochieng E, Tieszen L L, Zhu Z, Singh A, Loveland T, & Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154–159. DOI:10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x.
- Giri C, Pengra B, Zhu Z, Singh A, & Tieszen LL. 2007. Monitoring Mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* (73): 91–100.
- Godoy MD & Lacerda LDD. 2015. Mangroves response to climate change: a review of recent findings on mangrove extension and distribution. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87(2): 651-667.
- Goforth Jr HW, & Thomas JR. 1980. *Plantings of Red Mangroves (Rhizophora Mangle L.) for Stabilization of Marl Shorelines in the Florida Keys* (No. NOSC/TR-506). Naval Ocean Systems Centre, San Diego CA.
- Goward SN, & Williams D L. 1997. Landsat and earth systems science: development of terrestrial monitoring. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 63(7): 887-900.
- Granek EF, Compton JE, & Phillips DL. 2009. Mangrove-Exported Nutrient Incorporation by Sessile Coral Reef Invertebrates. *Ecosystems*, 12(3): 462-472.
- Green EP, Clark CD, Mumby PJ, Edwards AJ, & Ellis AC. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5): 935-956.
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, & Clark CD. 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal management*, 24(1): 1-40.
- Guannel G, Arkema K, Ruggiero P, & Verutes G. 2016. The power of three: coral reefs, seagrasses and mangroves protect coastal regions and increase their resilience. *PloS One*, 11(7): e0158094.
- Haines-Young R, & Potschin M. 2011. *Common international classification of ecosystem services (CICES): 2011 Update*. Nottingham: Report to the European Environmental Agency.

- Haines-Young RH & Potschin M. 2010. *Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting*. European Environment Agency.
- Hamilton SE & Casey D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, 25(6): 729-738.
- Haralick RM, & Shanmugam K. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on systems, man, and cybernetics*, 3(6): 610-621.
- Harrison PA, Berry PM, Simpson G, Haslett JR, Blicharska M, Bucur M, & Geertsema W. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services*, 9: 191-203.
- HDR 2015. *Human Development Report 2015*. UNDP. Available from <http://hdr.undp.org/>
- Hopkinson CS, Cai WJ, & Hu X. 2012. Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems – a global sink of rapidly diminishing magnitude. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(2): 186-194.
- Hossain MD & Nuruddin AA. 2016. Soil and Mangrove: A Review. *Journal of Environmental Science and Technology*, 9(2): 198.
- Huang H, Gong P, Clinton N, & Hui F. 2008. Reduction of atmospheric and topographic effect on Landsat TM data for forest classification. *Int. J. Remote Sens.* 29:5623–5642. DOI:10.1080/01431160802082148.
- Hughes RH & Hughes JS. 1992. *A Directory of African Wetlands*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya/WCMC, Cambridge, UK. 820 pp.
- Hutchings P & Saenger P. 1987. *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press. Brisbane, Australia. 388 pp.
- Hutchison J, Manica A, Swetnam R, Balmford A, & Spalding M. 2014. Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, 7(3): 233-240.
- IBAP 2014. *Estratégia Nacional para as Áreas Protegidas e a Conservação da Biodiversidade na Guiné-Bissau 2014 - 2020*. Bissau. 76 pp.
- IBAP 2016. *Ficha de Projeto Relance da Candidatura do Arquipélago Bolama-Bijagós ao Sítio de Património Mundial da UNESCO*. Recurso disponível online: <http://www.ibapgbissau.org/images/galeria/pdfs/Ficha-Resumo-Projeto-RBABB.pdf>
- IF - Banco Mundial. 2010. *Guiné-Bissau Para além de Castanha de Caju: Diversificação através do comércio. Estudo do Diagnóstico de Integração do Comércio para o Melhoramento do Quadro Integrado Assistência Técnica para Assuntos do Comércio Internacional*. 192 pp.
- INE 2007. *Boletim Estatístico da Guiné-Bissau. Guiné-Bissau em Números 2015*. Instituto Nacional de Estatística da Guiné-Bissau.

INE 2015. *Boletim Estatístico da Guiné-Bissau. Guiné-Bissau em Números 2015*. Instituto Nacional de Estatística da Guiné-Bissau.

Inglada J, Vincent A, Arias M, Tardy B, Morin D, & Rodes I. 2017. Operational High Resolution Land Cover Map Production at the Country Scale Using Satellite Image Time Series. *Remote Sensing*, 9(1): 95. <http://doi.org/10.3390/rs9010095>

IPCC. 2007: *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K & Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

Iremonger S, Ravilious C, & Quinton T. eds. 1997. *A global overview of forest conservation* CD-ROM. World Conservation Monitoring Centre and Centre for International Forestry Research, Cambridge, U.K.

IUCN. 2008. *Ecological and socio-economic values of Mangrove ecosystems in tsunami affected areas: Rapid ecological-economic-livelihood assessment of Ban Naca and Ban Bangman in Ranong Province, Thailand*. IUCN publication. 30 pp.

Jalloh A, Sarr B, Kuiseu J, Roy-Macauley H, & Sereme P. 2011. Review of climate in West and Central Africa to inform farming systems research and development in the sub-humid and semi-arid agroecologies of the region. Dakar, Senegal. Retrieved from [http://coraf.org/documents/REVIEW OF CLIMATE OF WCA.pdf](http://coraf.org/documents/REVIEW_OF_CLIMATE_OF_WCA.pdf)

Jardine SL & Siikamäki JV. 2014. A global predictive model of carbon in mangrove soils. *Environmental Research Letters*, 9(10): 104013.

Jia X & Richards JA. 1999. Segmented Principal Components Transformation for Efficient Hyperspectral Remote-Sensing Image Display and Classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 37(1): 538–542.

Kathiresan K & Bingham BL. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in marine biology*, 40: 81-251.

Kelleway JJ, Saintilan N, Macreadie PI, Skilbeck CG, Zawadzki A, & Ralph PJ. 2016. Seventy years of continuous encroachment substantially increases ‘blue carbon’ capacity as mangroves replace intertidal salt marshes. *Global change biology*, 22(3): 1097-1109.

Khatami R, Mountrakis G, & Stehman SV. 2016. A meta-analysis of remote sensing research on supervised pixel-based land-cover image classification processes: General guidelines for practitioners and future research. *Remote Sensing of Environment*, 177: 89–100.

Kinako PD. 1977. Conserving the mangrove forest of the Niger Delta. *Biological Conservation*, 11(1): 35-39.

Kjerfve B, & Macintosh D. 1997. *Climate Change Impacts on Mangrove ecosystems*. In: Kjerfve B, Lacerda LD, & Diop EHS (Eds). *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. Proceedings of a workshop on Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions, Part II: Africa. Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems.

- Klerk HM, & Buchanan G. 2017. Remote sensing training in African conservation. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*.
- Krauss KW, Lovelock CE, McKee KL, Lopez-Hoffman L, Ewe SML, Sousa W.P. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany* 89: 105-127.
- Kuenzer C, Bluemel A, Gebhardt S, Quoc, TV, & Dech S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing*, 3(5): 878-928.
- Kuhn M. 2015. Contributions from Jed Wing, Steve Weston, Andre Williams, Chris Keefer, Allan Engelhardt, Tony Cooper, Zachary Mayer, Brenton Kenkel, the R Core Team, Michael Benesty, Reynald Lescarbeau, Andrew Ziem & Luca Scrucca. *caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0-40*. <http://CRAN.R-project.org/package=caret>
- Landis JR, & Koch GG. 1977. An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*: 363-374.
- Lourenço P, Cabral AIR, Oom D, Vasconcelos MJP, Catarino L, & Temudo, MP. 2009. *Re-growth of mangrove forests of Guinea-Bissau*. In 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment.
- Lugo AE & Snedaker SC. 1974. The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 39-64.
- Luther DA & Greenberg R. 2009. Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, 59 (7): 602-612.
- Lynn S & Jaeger P. 2004. *Estudo do desenvolvimento do sector do caju da Guiné-Bissau*. Projecto de Desenvolvimento do Sector Privado da Guiné-Bissau, 96 pp.
- Macintosh DJ & Ashton EC. 2002. *A review of mangrove biodiversity conservation and management*. Centre for Tropical Ecosystems Research, University of Aarhus, Denmark (pdf file).
- MADR 2006. *Projecto do Plano de Acção Nacional da Luta Contra a Desertificação na Guiné-Bissau (PAN/LCD)*. Bissau. 105 pp.
- Marius C. 1985. *Mangrove du Sénégal et de la Gambie: écologie, pédologie, géochimie, mise en valeur et aménagement*, ORSTOM édition, Paris-Bondy, 309 pp.
- Marois DE & Mitsch WJ. 2015. Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands - a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1): 71-83.
- Matsushita B, Yang W, Chen J, Onda Y, & Qiu G. 2007. Sensitivity of the enhanced vegetation index (EVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) to topographic effects: a case study in high-density cypress forest. *Sensors*, 7(11): 2636-2651.
- Mazda Y, Magi M, Nanao H, Kogo M, Miyagi T, Kanazawa N, & Kobashi D. 2002. Coastal erosion due to long-term human impact on mangrove forests. *Wetlands Ecology and Management*, 10(1): 1-9.
- McLeod E & Salm RV. 2006. *Managing Mangroves for Resilience to Climate Change*. IUCN, Gland, Switzerland. 64 pp.

- Metcalf KN & Glasby CJ. 2008. Diversity of Polychaeta (Annelida) and other worm taxa in mangrove habitats of Darwin Harbour, northern Australia. *Journal of Sea Research*, 59(1): 70-82.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World Resources Institute, Washington, DC. Accessed jan 2016.
- Mountrakis G, Im J, & Ogole C. 2011. Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3): 247-259.
- Mumby PJ, Edwards AJ, Arias-González JE, Lindeman KC, Blackwell PG, Gall A, & Wabnitz CC. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974): 533-536.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.
- Na X, Zhang S, Li X, Yu H, & Liu C. 2010. Improved land cover mapping using random forests combined with landsat thematic mapper imagery and ancillary geographic data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 76(7): 833-840.
- Nancy L. 1998. *Evolution des stratégies paysannes et dynamique du couple cajou-riz importé dans le Nord-ouest de la Guinée-Bissau*. In : *Les rizicultures de l'Afrique de l'Ouest*. Actes du colloque international Cnrs-Cirad, Bordeaux, 5-7 avril 1995. Chéneau-Loquay Annie (ed.), Leplaideur Alain (ed.). CNRS-s, ORSTOM, CIRAD-CA. Montpellier: CIRAD, pp. 259-272.
- Narayan S, Beck MW, Reguero BG, Losada IJ, van Wesenbeeck B, Pontee N & Burks-Copes KA. 2016. The Effectiveness, Costs and Coastal Protection Benefits of Natural and Nature-Based Defences. *PloS one*, 11(5): e0154735.
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D & Lonsdorf E. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production e tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 4-11.
- Ong JE & Gong WK. 2013. *Structure, Function and Management of Mangrove Ecosystems*. ISME Mangrove Educational Book Series No. 2. International Society for Mangrove Ecosystems (ISME), Okinawa, Japan, International Tropical Timber Organization (ITTO), Yokohama, Japan.
- Oom D, Lourenço P, Cabral AIR, Vasconcelos MJP, & Catarino L. 2009 Quantification of deforestation rates in Guinea-Bissau: a baseline for carbon trading under REDD. 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment 4–8 May 2009, Stresa, Italy.
- Osland MJ, Feher LC, Griffith KT, Cavanaugh KC, Enwright NM, Day RH, and Rogers K. 2016. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*. DOI:10.1002/ecm.1248.
- Ozesmi SL, & Bauer ME. 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands ecology and management*, 10(5): 381-402.
- Pal M. 2005. Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*, 26(1): 217-222.

- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, Sifleet & Megonigal P. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. DOI:10.1371/journal.pone.0043542.
- Penha-Lopes G, Xavier S, Okondo J, Cannicci S, Fondo E, Ferreira S, & Paula J. 2010. Effects of Urban Wastewater Loading on Macro-and Meio-infauna Assemblages in Subtropical and Equatorial East African Mangroves. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 9(2): 195-212.
- Penot R. 1992. *Riziculture de mangrove en Guinée Bissau*. Aménagement technique du milieu 1992. Document de travail Mission de Coopération Française.
- Pernetta JC. 1993. *Mangrove forests, climate change and sea-level rise: hydrological influences on community structure and survival, with examples from the Indo-West Pacific*. A Marine Conservation and Development Report. IUCN, Gland, Switzerland. vii + 46 pp.
- R Core Team 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Robertson AI & Duke NC. 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(2): 193-205.
- Rodriguez-Galiano VF, Ghimire B, Rogan J, Chica-Olmo M, & Rigol-Sanchez JP. 2012. An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 67(1): 93–104.
- Rogan J & Chen D. 2004. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in planning*, 61(4): 301-325.
- Rose RA, Byler D, Eastman JR, Fleishman E, Geller G, Goetz S, & Hewson J. 2015. Ten ways remote sensing can contribute to conservation. *Conservation Biology*, 29(2): 350-359.
- Rouse JW, Haas RH, Scheel JA, & Deering DW. 1974. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS.' *Proceedings, 3rd Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symposium*, vol. 1, pp 48-62.
- Sá J. 1994. *La planification côtière de Guinée-Bissau* In: Cormier-Salem, M.-C., ed. 1994. Actes de l'atelier de travail Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des rivières du sud (du Sénégal a la Sierra Leone), Dakar, 8 -15 mai 1994. Paris, France. 353 pp.
- Saenger P & Bellan MF. 1995. *The mangrove vegetation of the Atlantic coast of Africa: a review*. Université de Toulouse, Toulouse, France.
- Sandilyan S & Kathiresan K. 2012. Mangrove conservation: a global perspective. *Biodiversity and Conservation*, 21(14): 3523-3542.
- Sandilyan S, Thiyagesan K, Nagarajan R, & Vencatesan J. 2010. Salinity rise in Indian mangroves - a looming danger for coastal biodiversity. *Current Science*, 98(6): 754-756.
- Sandilyan S. 2010. Climate change and mangrove wetlands. *Emerg Sci*, 2(7): 18-19.

- SCET-International. 1978. *Republica da Guiné-Bissau: Potentialités agricoles forestières et pastorales. Vol I. e II Diagnostic sur l'agriculture et les ressources forestières*. Esquisse du schème directeur. Paris. 219 pp.
- Schwamborn R & Saint-Paul U. 1996. Mangroves-Forgotten forests? Natural resources and development, 43(44): 13-36.
- Serafy JE, Shideler GS, Araújo RJ, & Nagelkerken I. 2015. Mangroves enhance reef fish abundance at the Caribbean regional scale. *PloS One*, 10(11): e0142022.
- Sexton JO, Noojipady P, Xiao-Peng S, Feng M, Dan-Xia S, Do-Hyung K, Anand A, Huang C, Channan S, Pimm SL, & Townshend JR. 2015. *Nature Clim. Change*, Vol. advance online publication (5 October 2015).
- Silva MA & Araújo A. 2001. Distribution and current status of the West African manatee (*Trichechus senegalensis*) in Guinea-Bissau. *Marine Mammal Science*, 17(2): 418-424.
- Snyder JP. 1987. *Map projections – A working manual*. Vol. 1395. US Government.
- Spalding M, McIvor A, Tonneijck FH, Tol S & van Eijk P. 2014. *Mangroves for coastal defence. Guidelines for coastal managers & policy makers*. Published by Wetlands International and The Nature Conservancy. 42 pp.
- Spalding M., Kainuma M, & Collins L. 2010. *World atlas of mangroves*. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC. Earthscan, London. 319 pp.
- Spalding MD, Blasco F, & Field CD. eds. 1997. *World Mangrove Atlas*. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 178 pp.
- Spiers AG 1999. Review of international/continental wetland resources. Global review of wetland resources and priorities for inventory. *Supervising Scientist Report*, (144): 63-104.
- Temudo MP & Abrantes M. 2014. The cashew frontier in Guinea-Bissau, West Africa: changing landscapes and livelihoods. *Human ecology*, 42(2): 217-230.
- Thampanya U, Vermaat JE, Sinsakul S, & Panapitukkul N. 2006. Coastal erosion and mangrove progradation of Southern Thailand. *Estuarine, coastal and shelf science*, 68(1): 75-85.
- Thatoi H, Samantaray D, & Das S K. 2016. The genus *Avicennia*, a pioneer group of dominant mangrove plant species with potential medicinal values: a review. *Frontiers in Life Science*, 1-25.
- Tomlinson PB. 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press.
- Tucker CJ. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 8: 127-150.
- Twilley, R.R., Chen, R, & Hargis, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implication to carbon budget of tropical ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 64: 265-288.
- UNEP 2007. *Mangroves of Western and Central Africa*. UNEP-Regional Seas Programme/UNEP-WCMC.
- Upadhyay V P, Ranjan R, & Singh JS. 2002. Human-mangrove conflicts: The way out. *Current Science*, 83(11): 1328-1336.

- USGS. 2011. *Global Distribution of Mangroves*. <http://data.unep-wcmc.org/datasets/4>.
- USGS. 2013a. *Product Guide: Provisional Landsat 8 Surface Reflectance Product*. Department of the Interior U.S. Geological Survey. Version 1.7, The Internet: [http://landsat.usgs.gov/documents/provisional\\_l8sr\\_product\\_guide.pdf](http://landsat.usgs.gov/documents/provisional_l8sr_product_guide.pdf) (accessed 03/10/2015).
- USGS. 2013b. *Product Guide: Landsat 4-7 Climate Data Record (Cdr) Surface Reflectance*. Department of the Interior U.S. Geological Survey. Version 1.7, The Internet: [http://landsat.usgs.gov/documents/provisional\\_l8sr\\_product\\_guide.pdf](http://landsat.usgs.gov/documents/provisional_l8sr_product_guide.pdf) (accessed 03.10.15).
- Valiela I, Bowen JL e York JK. 2001. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience* 51(10): 807 - 815.
- Vasconcelos MJ, Cabral AIR, Melo JB, Pearson TRH, Pereira HDA, Cassamá V, & Yudelman T. 2014. Can blue carbon contribute to clean development in West-Africa? The case of Guinea-Bissau. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(8): 1361–1383.
- Vasconcelos MJP, Biai JM, Araujo A, & Diniz MA. 2002. Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1956-1998). *Applied Geography*, 22(2): 139-156.
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, Allan JR, Behr J, Jones KR, & Levy MA. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7.
- Walsh GE. 1974. *Mangroves: a review*. In: Reinhold RJ, Queen WH (Eds). *Ecology of halophytes*. New York: Academic Press, 51–174.
- Walters BB. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management*, 206(1): 331-348.
- Wang M, Madden M, Hendy I, Estradivari, & Ahmadia GN. 2016. Modeling projected changes of mangrove biomass in different climatic scenarios in the Sunda Banda Seascape. *International Journal of Digital Earth*, 1-12.
- Ward R. D., D. A. Friess, R. H. Day, and R. A. MacKenzie. 2016 Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(4):e01211. doi: 10.1002/ehs2.1211.
- WRI 2015. Recurso online. <http://www.wri.org/blog/2015/02/satellite-data-reveals-state-world%E2%80%99s-mangrove-forests>.
- Wulder MA, Masek JG, Cohen WB, Loveland TR, & Woodcock CE. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 122: 2-10.
- Wulder MA, White JC, Goward SN, Masek JG, Irons JR, Herold M, & Woodcock CE. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 112(3): 955-969.
- Xie Y, Sha Z, & Yu M. 2008. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of plant ecology*, 1(1): 9-23.

Zvloff A. 2015. glcm: Calculate Textures from Grey-Level Co-Occurrence Matrices (GLCMs). R package version 1.4. <https://CRAN.R-project.org/package=glcm>

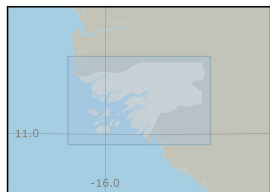
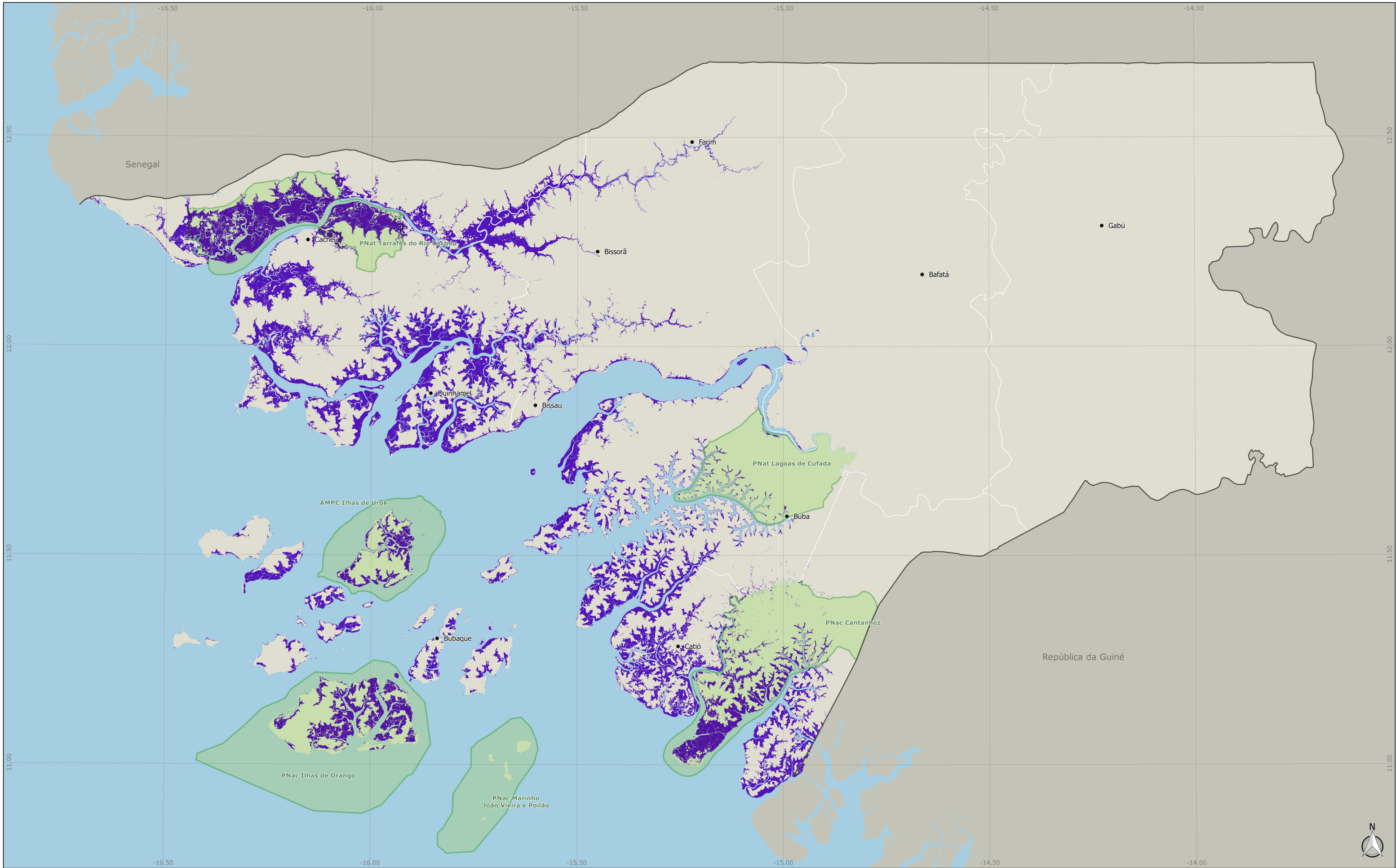
Zwarts L, van der Kamp J, Klop E, Sikkema M, & Wymenga E. 2014. West African mangroves harbour millions of wintering European warblers. *Ardea*, 102(2): 121-130.

## **9 ANEXOS**

---

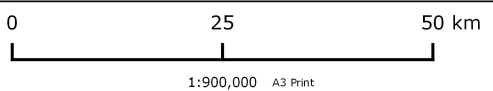
### **9.1 CARTOGRAFIA DOS MANGAIS DA GUINÉ-BISSAU**

Esta página foi propositadamente deixada em branco



Origem dos dados vetoriais  
 Limites administrativos: GADM v2 (gdam.org)  
 Áreas de conservação: Protected Planet (protectedplanet.net)

Imagens Landsat 8  
 LC82040522014030LGN00  
 LC82030522014055LGN00  
 LC82050512014005LGN00  
 LC82040512014030LGN00



Projeção UTM 28N Datum WGS 84  
 Código EPSG:32628  
 Grelha de coordenadas geográficas em graus decimais

Mangal nas Áreas Protegidas (em hectares)			
Área Protegida	Área (ha)	% da AP	% Mangal Nacional
PNac Marinho João Vieira e Poilão	19	0.04	0.003
PNat Lagoas de Cufada	1845	2.53	0.34
AMPC Ilhas de Urok	7530	12.17	1.37
PNac Ilhas de Orango	19300	12.39	3.52
PNac Cantanhez	21803	18.13	3.97
PNat Tarrafes do Rio Cacheu	39777	44.89	7.25
<b>Total nas Áreas Protegidas</b>	<b>90274</b>	<b>16.46</b>	<b>28.86</b>

Estimativas com base no tema matricial (raster) por sobreposição da camada vetorial das áreas.

**Mangais da Guiné-Bissau**  
**Rede de Áreas Protegidas**

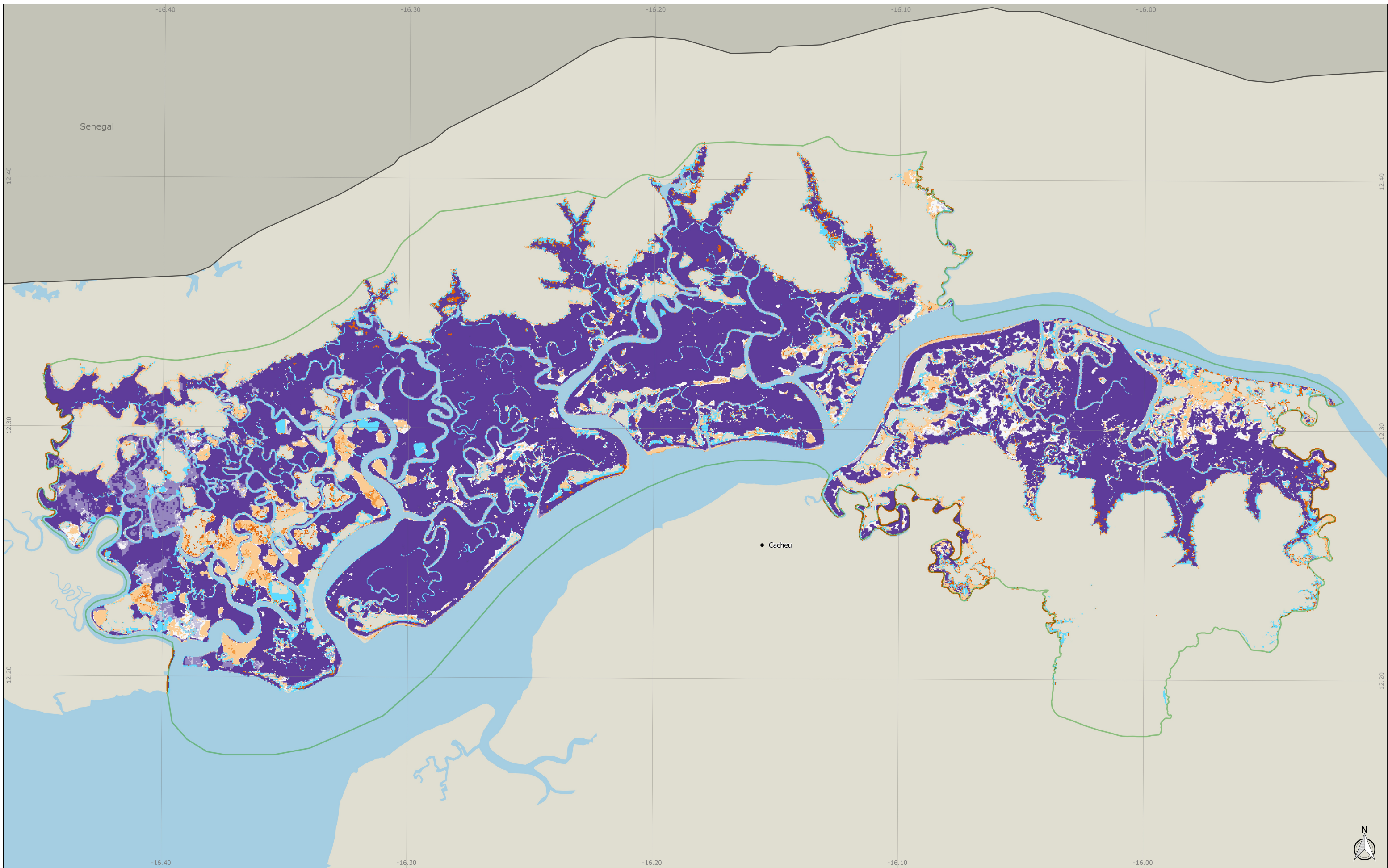
Cartografia elaborada a partir de dados Landsat com base em classificação assistida

Título: Mangais da Guiné-Bissau - Regiões Administrativas e Áreas Protegidas  
 Versão: 2015-12-31  
 Autor: Paulo E. Cardoso

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## **9.2 CARTOGRAFIA DA EVOLUÇÃO DOS MANGAIS NO PNTC**

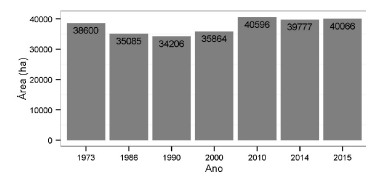
Esta página foi propositadamente deixada em branco



Origem dos dados:

- Limites administrativos: GADM v2 (gadm.org)
- Áreas de conservação: Protected Planet (protectplanet.net)
- Imagens de satélite: Landsat 1, 5 e 8 USGS Earthexplorer

WRS	Código da Imagem	Data de aquisição
WRS-1 220 05	LM12200511973052AAA05	21/02/1973
WRS-1 219 05	LM12190511973069AAA05	10/03/1973
WRS-2 204 51	LTS2040511986097XXX04	07/04/1986
WRS-2 204 51	LTS204051199032HPS00	28/11/1990
WRS-2 204 51	LE72040522000032HPS00	01/02/2000
WRS-2 204 51	LTS2040522010323HPS00	19/11/2010
WRS-2 204 51	LC82040522014318LGN00	14/11/2014
WRS-2 204 51	LC82040522015001LGN00	01/01/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015049LGN00	18/02/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015081LGN00	22/03/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015145LGN00	25/05/2015



0 5 10 km

1:150,000 A3 Print

Projeção UTM 28N Datum WGS 84

Código EPSG:32628

Grelha de coordenadas geográficas em graus decimais

- Localidade
- Parque Natural dos Tarrafes do rio Cacheu
- Mangais
- Idade do mangal (2015)
  - 1 ano (2015)
  - até 2 anos (2014-2015)
  - até 6 anos (2010-2015)
  - até 16 anos (2000-2015)
  - até 26 anos (1990-2015)
  - até 30 anos (1986-2015)
  - 43 ou mais anos (1973-2015)
  - Área perdida (1973-2015)

**Evolução dos Mangais**  
Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu

Cartografia elaborada a partir de séries Landsat de 1973-2015

IBAP

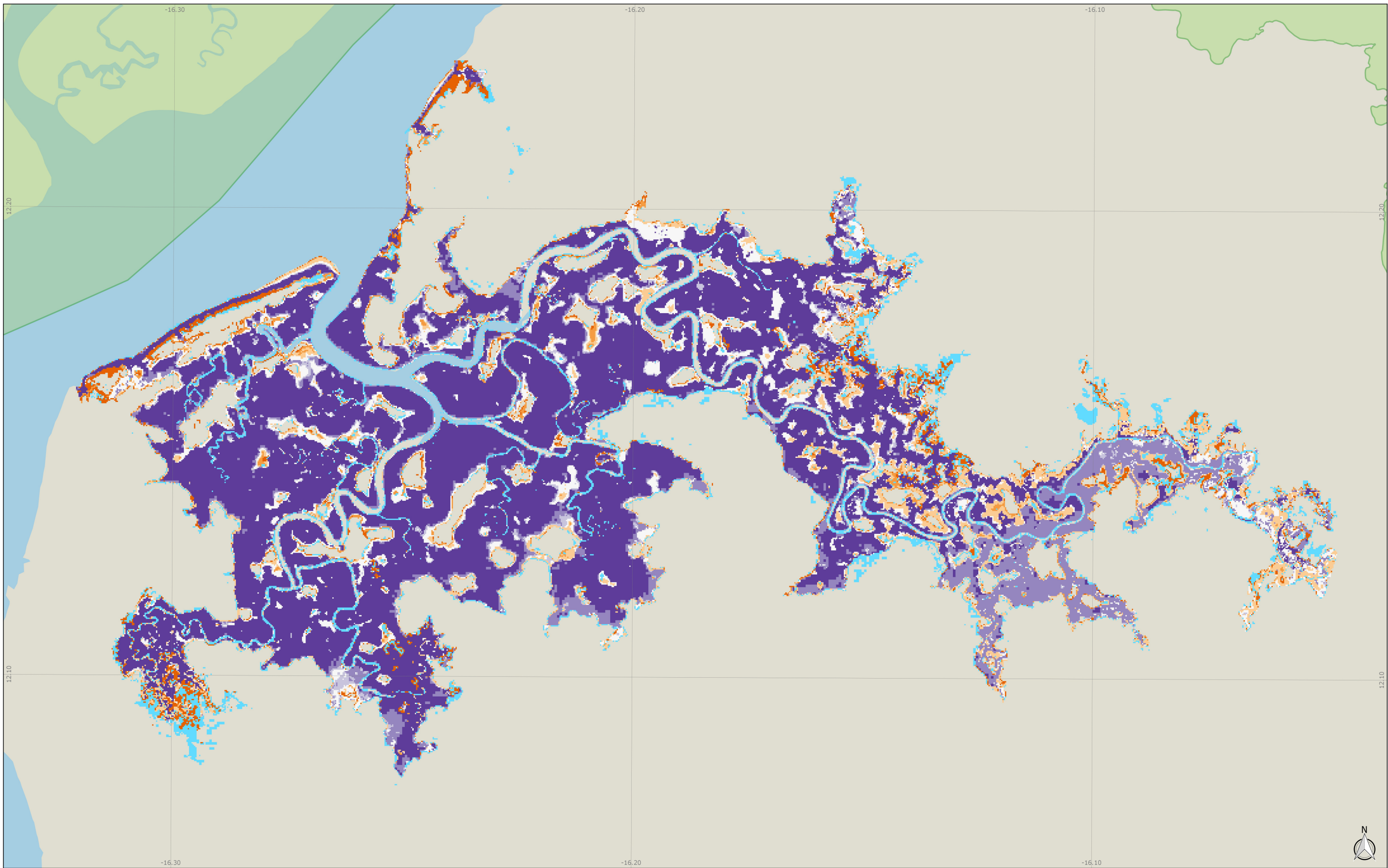
mente

Título: Cartografia da evolução dos mangais no PNTC no período 1973-2015  
Versão: 2015-12-30  
Autor: Paulo E. Cardoso

Esta página foi propositadamente deixada em branco

### **9.3 CARTOGRAFIA DA EVOLUÇÃO DOS MANGAIS NA MARGEM SUL DO RIO CACHEU**

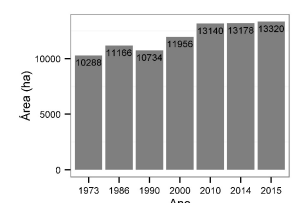
Esta página foi propositadamente deixada em branco



Origem dos dados:

- Limites administrativos: GADM v2 (gdam.org)
- Áreas de conservação: Protected Planet (protectplanet.net)
- Imagens de satélite: Landsat 1, 5 e 8 USGS Earthexplorer

WRS	Código da Imagem	Data de aquisição
WRS-1 220 05	LM12200511973052AAA05	21/02/1973
WRS-1 219 05	LM122190511973069AAA05	10/03/1973
WRS-2 204 51	LTS2040511986097XXX04	07/04/1986
WRS-2 204 51	LTS2040511990322HPS00	28/11/1990
WRS-2 204 51	LT20405220000322HPS00	01/02/2000
WRS-2 204 51	LTS2040522010323HPS00	19/11/2010
WRS-2 204 51	LC82040522014318LGN00	14/11/2014
WRS-2 204 51	LC82040522015001LGN00	01/01/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015049LGN00	18/02/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015081LGN00	22/03/2015
WRS-2 204 51	LC82040522015145LGN00	25/05/2015



0 2.5 5 km

1:80,000 A3 Print

Projeção UTM 28N Datum WGS 84

Código EPSG:32628

Grelha de coordenadas geográficas em graus decimais

- Localidade
- PNat Tarrafes do Rio Cacheu
- Idade do Mangal (em 2015)
- 1 ano (2015)
- até 2 anos (2014-2015)
- até 6 anos (2010-2015)
- até 16 anos (2000-2015)
- até 26 anos (1990-2015)
- até 30 anos (1986-2015)
- 43 ou mais anos (1973-2015)
- Área perdida (1973-2015)

**Evolução dos Mangais**  
Margem esquerda do rio Cacheu

Cartografia elaborada a partir de séries Landsat de 1973-2015

IBAP mente

Título: Cartografia da evolução dos mangais da margem esquerda do rio Cacheu no período 1973-2015  
Versão: 2015-12-30  
Autor: Paulo E. Cardoso

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## 9.4 ESTIMATIVAS DA ÁREA DE MANGAL NA GUINÉ-BISSAU ENTRE 1940 E 2014

Ano	Área	Referência
1940	4760,00	Sá 1994
1975	2500,00	Huges e Huges 1992
	2430,00	FAO-UNEP 1981
1976	2430,00	FAO UNEP 1981
1978	2860,00	SCET-International 1978
1980	2300,00	FAO UNEP 1981
	3470,00	Cormier-Salem 1994
	2760,00	FAO 2007
1983	2400,00	Altenburg e Spanje 1989
1985	2870,00	Atlanta Consult 1985
1987	2360,00	Altenburg 1987 in Fisher e Spalding 1993
1990	2484,00	CIRAD-Foret 1992 in Diombera 1999
	3640,00	Spalding et al. 1997
	2544,15	Lourenço et al. 2009
	2998,38	Oom et al. 2009
	2376,43	Vasconcelos et al. 2015
1993	2507,60	Géosystèmes CNRS 1993
1994	2900,00	Cabral et al. 2008
	2699,63	Lourenço et al. 2009
	3179,00	Oom et al. 2009
	2521,53	Vasconcelos et al. 2015
1996	3170,00	Iremonger et al. 1997
2000	5226,91	MADR 2006
	2999,00	UNEP 2007
	2210,00	FAO 2007
	1377,60	Giri et al. 2011
2002	3200,00	Cabral et al. 2008
	3001,71	Lourenço et al. 2009
	3612,50	Oom et al. 2009
	2826,27*	Fatoyinbo e Simard 2013
	2710,94	Vasconcelos et al. 2015
2003	2520,00	Bos et al. 2006
2005	2100,00	FAO 2007
2007	2904,82	Lourenço et al. 2009
	3234,22	Oom et al. 2009
	3468,00	Oom et al. 2009
	3234,22	Carreiras et al. 2012
	2980,00	Spalging et al. 2010
	2524,09	Vasconcelos et al. 2014
2010	3106,94	Vasconcelos et al. 2014
2014	3127,94	Monte-ACE/IBAP 2015 (este estudo)

\* Extraído num SIG da camada raster disponibilizado pelos autores.

Esta página foi propositadamente deixada em branco

## 9.5 EVOLUÇÃO DA ÁREA DE MANGAL NA REGIÃO DO RIO CACHEU ENTRE 1973 E 2015

Ano	Área (km <sup>2</sup> )	Varição líquida	Varição anual no período	Local
10-03-1973	386,00			PNTC
07-04-1986	350,85	-9,11	-0,70	PNTC
28-11-1990	342,06	-2,51	-0,63	PNTC
19-11-2000	358,64	4,85	0,48	PNTC
19-11-2010	405,96	13,19	1,32	PNTC
14-11-2014	397,77	-2,02	-0,50	PNTC
22-05-2015	400,66	0,73	0,73	PNTC
10-03-1973	102,88			Margem Esquerda
07-04-1986	111,66	8,53	0,66	Margem Esquerda
28-11-1990	107,34	-3,87	-0,97	Margem Esquerda
19-11-2000	119,56	11,38	1,14	Margem Esquerda
19-11-2010	131,40	9,90	0,99	Margem Esquerda
14-11-2014	131,78	0,29	0,07	Margem Esquerda
22-05-2015	133,20	1,08	1,08	Margem Esquerda