



Hinc patriam sustinet

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa



Análise da Dinâmica de Alteração do Coberto Florestal na Reserva Florestal de Mecuburi - Moçambique

Sosdito Estevão Mananze

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Orientador: Doutor João Manuel das Neves Silva

Co - Orientadora: Doutora Maria José Perestrelo Vasconcelos

Lisboa, 2012

**Análise da Dinâmica de Alteração do Coberto Florestal na Reserva Florestal de
Mecuburi - Moçambique**

Sosdito Estevão Mananze

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Orientador: Doutor João Manuel das Neves Silva
(Investigador Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia)

Co - Orientadora: Doutora Maria José Perestrelo Vasconcelos
(Investigadora Auxiliar com Agregação do Instituto de Investigação Científica Tropical)

Agradecimentos

Aos meus orientadores João Silva e Maria José Vasconcelos que tanto fizeram para a concretização desta dissertação;

Ao João Carreiras, Joana Melo e outros investigadores do IICT pelo apoio prestado;

À minha noiva Edna Lilita Anglaze, ao meu filho Nkateko Mananze, a minha Mãe e a todos os meus irmãos pelo apoio moral;

A todos os meus colegas da turma de mestrado pela excelente convivência.

Análise da Dinâmica de Alteração do Coberto Florestal na Reserva Florestal de Mecuburi – Moçambique

Resumo

A desflorestação nos países em desenvolvimento contribui com 20 a 25% das emissões globais de dióxido de carbono. Em 2006 foi lançado o mecanismo para a Redução de Emissões por Desflorestação e Degradação Florestal, o qual preconiza o estabelecimento de parcerias entre países desenvolvidos e em desenvolvimento para a redução da desflorestação. O presente estudo pretende contribuir para a avaliação da elegibilidade da reserva florestal de Mecuburi como área de intervenção nesse mecanismo. Para cartografar as alterações do coberto/uso do solo e determinar as taxas histórica de desflorestação, classificaram-se imagens de satélite de três datas na década de 2000 (2002, 2007 e 2011). Posteriormente, através da aplicação do modelo GEOMOD, produziu-se uma previsão da localização da desflorestação para o ano 2020. O rigor estimado para a classificação das imagens de satélite foi superior a 95% para todas as datas, contudo, não foi possível realizar uma validação formal da classificação devido à falta de dados de campo. Na totalidade da reserva verificou-se um aumento da floresta, todavia, a área cartografada como floresta em 2002 sofreu uma redução significativa durante o período em análise a uma taxa bruta de desflorestação de 2165 ha/ano. A desflorestação projectada para 2020 incide na zona norte da reserva. Um projecto REDD na reserva contribuiria para reduzir a desflorestação.

Palavras-chaves: desflorestação; redução de emissões por desflorestação e degradação florestal; detecção remota; alteração de coberto/uso de solo.

Land Cover/Use Change Assessment in the Mecuburi Forest Reserve - Mozambique

Abstract

Deforestation in developing countries accounts for 20 to 25% of the global carbon emissions. Since 2006 a mechanism for reduction of emissions from deforestation and forest degradation is under discussion at the UNFCCC. The aim is to promote the partnership between developed and developing countries in order to reduce deforestation. This study intends to contribute to the assessing the eligibility of the Mecuburi forest reserve for REDD intervention. Remote sensing was used to map the land cover/use changes between three dates, 2002, 2007 and 2011. Gross and net deforestation rates were calculated and the location of deforestation in 2020 was projected using GEOMOD. The classification algorithm yielded an overall accuracy above 95% for the three images however, no field data was available to formally validate the classification. There was an overall increase of forest area during the analyzed time period. However, the *benchmark* forest area (2002) was reduced at a gross rate of 2165 ha/year. Most of the projected deforestation is located to the north of the reserve. A REDD project could contribute to reduce deforestation within the reserve.

Keywords: deforestation; reduction of emissions from deforestation and forest degradation; remote sensing; land cover/use change.

Lista de Figuras

Figura 1. Localização geográfica da reserva florestal de Mecuburi.

Figura 2. Gráficos de regressão linear ilustrando a correspondência das reflectâncias de objectos pseudo-invariantes na banda 4 da imagem de referência: **A** – com a banda 4 da imagem de Julho de 2002 e **B** – com a banda 4 da imagem de Junho de 2011.

Figura 3. Parte de imagem Landsat da área de estudo: **A** – com lacunas resultantes da avaria do *Scan Line Corrector* (SLC), nuvens e respectivas sombras; **B** – com as lacunas, as nuvens e as sombras mascaradas; **C** – livre de lacunas, nuvens e sombras, como resultado do preenchimento com outras imagens.

Figura 4. Assinaturas espectrais das classes de coberto nas três imagens em análise.

Figura 5. Mapas de coberto/uso do solo dos anos 2002 (5A), 2007 (5B) e 2011 (5C).

Figura 6. Área ocupada por cada classe de coberto na área de estudo nos anos 2002, 2007 e 2011.

Figura 7. Mapas de desflorestação bruta nos períodos: A – 2002/2007; C – 2002/2011.

Figura 8. Mapa de potencial de alteração do coberto/uso do solo.

Figura 9. Mapa de desflorestação projectada para 2020.

Lista de Quadros

Quadro 1. Imagens usadas no preenchimento de lacunas.

Quadro 2. Distância de Jeffries-Matusita entre as classes de coberto/uso nas três imagens em análise.

Quadro 3. Matriz de confusão para a classificação da imagem de 2002.

Quadro 4. Matriz de confusão para a classificação da imagem de 2007.

Quadro 5. Matriz de confusão para a classificação da imagem de 2011.

Quadro 6. Transições de coberto/uso 2002 – 2007.

Quadro 7. Transições de coberto/uso 2007 – 2011.

Quadro 8. Transições de coberto/uso 2002 - 2011

Quadro 9. Desflorestação anual bruta e líquida (ha/ano) e respectivas taxas para os sub períodos 2002/2007, 2007/2011 e para o período de referência 2002/2011.

Quadro 10. Área florestal bruta e líquida ao longo do período de referência.

Lista de Abreviaturas

AFOLU - *Agriculture, Forestry and Other Land Use*

CENACARTA – Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção

ETM+ - *Enhanced Thematic Mapper Plus*

FAO – *Food and Agriculture Organization*

IAM – Instituto de Algodão de Moçambique

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

IVP – Infravermelho próximo

MAE – Ministério de Administração Estatal

MCRN – Maneio Comunitário de Recursos Naturais

MICOA – Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental

MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*

REDD – Redução de Emissões por Desflorestação e Degradação Florestal

RFM – Reserva Florestal de Mecuburi

RGB – *Red, Green and Blue*

SLC – *Scan Land Corrector*

UNFCCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*

USGS – *United States Geological Survey*

V - Vermelho

Índice

Agradecimentos	I
Resumo	II
Abstract	III
Lista de Figuras	IV
Lista de Quadros	IV
Lista de Abreviaturas	V
1. Introdução	1
1.1 Objectivos	4
1.1.1 Objectivo geral	4
1.1.2 Objectivos específicos	4
1.2 Descrição da Área de Estudo	4
2. Métodos	6
2.1 Aquisição de dados	6
2.2 Cartografia do coberto/uso do solo	6
2.2.1 Pré-processamento	6
2.2.1.1 Calibração Radiométrica Relativa	6
2.2.1.2 Preenchimento de lacunas nas imagens	8
2.2.2 Classificação das Imagens Landsat	9
2.3 Cálculo das taxas de desflorestação	11
2.4 Modelação espacial da localização da futura desflorestação	12
3. Resultados	14
3.1 Características espectrais das classes de coberto/uso do solo	14
3.2 Cartografia da alteração do coberto/uso do solo na reserva de Mecuburi	18
3.3 Taxa de desflorestação na reserva de Mecuburi	20
3.4 Modelação espacial da desflorestação	22
4. Discussão	23
5. Conclusões	26
6. Referências Bibliográficas	27

1. Introdução

As florestas tropicais são muito ricas em biodiversidade e desempenham várias funções no sequestro de carbono, produção primária líquida e no ciclo hidrológico (Daily *et al.*, 2000; Houghton *et al.*, 2000; DeFries *et al.*, 1999). Nas últimas décadas, a desflorestação tornou-se a principal causa de alteração do coberto e uso do solo nos trópicos, causando vulnerabilidade às populações humanas locais (Cincotta & Engelman, 2000; Angelsen & Kaimowitz, 1999; Achard *et al.*, 1998; Barrow, 1991).

Estima-se que cerca de 20 a 25% das emissões de dióxido de carbono resultem da desflorestação e degradação florestal nos países em vias de desenvolvimento (Harris *et al.*, 2008; Houghton *et al.*, 2000). Alguns autores indicam o crescimento populacional, a pobreza, a extracção da madeira e agricultura itinerante como os principais factores da desflorestação nos trópicos (Sedano *et al.* 2005; Mather & Needle, 2000; Allen & Barnes, 1985). Outros porém, defendem que estes factores só contribuem para o aumento da desflorestação na presença de factores políticos, sociais e infraestruturas que influenciem a alteração de oportunidades económicas (Geist & Lambin, 2001; Angelsen & Kaimowitz, 1999; Hecht, 1985). Por exemplo, a fraca fiscalização florestal em muitos países africanos contribui para o aumento da extracção ilegal da madeira e dos impactos ambientais associados (Martens *et al.*, 2000).

Recentemente, a desflorestação evitada foi reconhecida como elegível para a compensação por redução de emissões de dióxido de carbono. Como resultado, foi lançado o mecanismo para a Redução de Emissões por Desflorestação e Degradação Florestal (REDD) nos acordos pós-Quito no âmbito da United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). À luz deste mecanismo, países em desenvolvimento podem receber incentivos financeiros para reduzir as emissões por desflorestação e degradação florestal, através de uma gestão sustentável das florestas (UNFCCC, 2006). Há consenso de que o REDD é uma oportunidade para estabelecer parcerias entre países desenvolvidos e em desenvolvimento em prol da estabilidade do clima global e de um desenvolvimento sustentável. A redução da desflorestação e degradação florestal em conjunto com acções de florestação e reflorestação, associadas a uma gestão sustentável das florestas, podem reduzir substancialmente os custos para alcançar as metas de estabilização climática e, ao mesmo tempo, contribuir para a melhoria das condições de vida das comunidades locais (Rose *et al.*, 2007).

Mesmo assim, existem vários aspectos nos quais as partes ainda não chegaram a acordo. Por exemplo, não há consenso quanto às medidas para a redução da

desflorestação/degradação florestal; as definições de degradação florestal, conservação florestal, gestão sustentável das florestas e aumento dos stocks de carbono ainda não são consensuais; as fontes de financiamento e as modalidades de distribuição dos fundos pelos países são ainda controversas (Verchot & Petkova, 2009; Parker *et al.*, 2008). A adopção de uma ou de outra abordagem em relação a estes aspectos significa maior ou menor ganho para um ou outro país/grupo de países pelo que, poderá determinar a participação ou não de muitos países no mecanismo REDD.

Dados do Inventário Florestal Nacional (Marzoli, 2008), indicam que a cobertura florestal natural em Moçambique é cerca de 40,1 milhões de hectares, dos quais 26,9 milhões constituem a floresta produtiva e 13 milhões estão integrados em áreas de conservação. Segundo o mesmo autor, a taxa de desflorestação anual nacional entre 1990 e 2002 foi de 0,58%, o que representa uma conversão anual de 219 000 ha de florestas para outros tipos de uso. Esta taxa foi estimada com base num modelo matemático similar ao adoptado pela FAO (FRA, 1990), o qual estabelece uma correlação entre a pressão populacional e a cobertura florestal. As principais causas de desflorestação no país consistem na agricultura, na colheita de lenha e produção de carvão, e na expansão de zonas habitacionais (Marzoli, 2008; Argola, 2004; Saket, 1994).

Sendo assim, o mecanismo REDD constitui, para Moçambique, uma oportunidade para uma gestão sustentável das florestas que promove os serviços dos ecossistemas e a biodiversidade em geral e que, ao mesmo tempo, gera rendimento para as comunidades locais. Neste contexto, foi elaborada a estratégia nacional de REDD (MICOA, 2010), a qual representa uma etapa importante na concepção da Proposta de Preparação de Aptidão/Elegibilidade do país para beneficiar de fundos de REDD.

Na estratégia do MICOA (2010) são identificadas várias áreas florestais ao longo do país, consideradas potenciais para uma intervenção segundo o mecanismo REDD. Todavia, para que uma determinada área seja elegível no âmbito do REDD é necessário, entre outros aspectos, conhecer a linha de base da desflorestação. Segundo Huettner *et al.* (2009), a linha de base corresponde ao padrão de distribuição espacial e à quantidade da desflorestação num período mínimo de dez anos antes do início da intervenção REDD. É usada para prever a quantidade e a localização da desflorestação que ocorreria se nenhuma medida de protecção fosse implementada. Por seu turno, esta previsão da desflorestação futura é comparada com o resultado de acções concretas, implementadas no âmbito de REDD, de modo a quantificar e localizar a desflorestação evitada. Portanto, a linha de base é crucial para medir o desempenho das actividades de REDD na redução das emissões e,

consequentemente, negociar de forma sustentável as metas de redução de emissões por desflorestação.

Nos últimos anos, quase todos os países da região de Miombo, onde se insere Moçambique, realizaram a cartografia de coberto e uso do solo, à escala nacional: África do Sul e Suazilândia, Base de dados nacional de coberto do solo (CSIR, 1999); Zimbabwe, Mapa do coberto florestal (Forestry Commission & GTZ, 1997); Tanzania, AFRICOVER (Di Gregorio & Jensen, 2000); Moçambique, Mapa de coberto e uso de solo (CENACARTA, 1998) e Inventário Florestal Nacional (Marzolli, 2008). Existem também alguns trabalhos de nível local, por exemplo: Jaiteh (2008), Temudo & Silva (2011), Sedano *et al.* (2005) e Spadavecchia *et al.* (2004).

O Miombo apresenta vários tipos de coberto com fisionomia similar, originando uma enorme heterogeneidade nas classes de coberto a uma escala pequena. A heterogeneidade espectral do Miombo tem sido apontada como o principal obstáculo para a sua classificação com imagens de satélite (Jaiteh, 2008). Este facto é agravado pela necessidade de obter imagens livres de nuvens, o que restringe o período de aquisição dos dados para o final da época seca (Agosto/Setembro). Entretanto, neste período, as imagens tendem a ser mais heterogéneas devido à ocorrência de queimadas, queda das folhas (espécies caducifólias), senescência induzida pela seca e à colheita das culturas agrícolas (Jaiteh, 2008). As variações sazonais anuais afectam a fenologia dos diferentes tipos de vegetação originando diferenças significativas nas estimativas do coberto do solo dependendo da data da imagem em análise (Sedano *et al.* 2005).

Segundo Temudo & Silva (2011) outro constrangimento para a cartografia do Miombo relaciona-se com a dinâmica espacial e temporal da agricultura itinerante. Todos os anos, durante a estação seca, novas áreas de floresta são cortadas para o cultivo (Coomes, *et al.* 2001). Especialmente, é uma prática que origina um mosaico complexo de floresta primária, áreas cultivadas e áreas de pousio, cuja vegetação pode ser arbustiva ou floresta secundária (Brown, 2006; Jansen *et al.* 2006). O tamanho das áreas cultivadas é bastante reduzido, o que é uma dificuldade adicional. Na área de estudo, por exemplo, a maioria das áreas agrícolas tem menos de 1 hectare (MAE, 2005).

A presente dissertação de mestrado pretende contribuir para a avaliação da elegibilidade da reserva de Mecuburi como área de intervenção de REDD. O trabalho foi realizado com recurso a detecção remota. Esta ferramenta tem sido largamente aplicada na cartografia de coberto e uso do solo, para estimar taxas de desflorestação, determinar os atributos biofísicos e as implicações socioeconómicas e ambientais das alterações de coberto do solo

em áreas extensas e de difícil acesso (Skole *et al.* 1994). A detecção remota constitui uma opção economicamente mais acessível para a medição das alterações do coberto florestal, comparada com a realização de inventários florestais. Os inventários continuam a ser essenciais para a validação da cartografia por detecção remota mas são, neste caso, realizados com uma menor frequência. Outra vantagem tem a ver com a disponibilidade gratuita de imagens do satélite Landsat, de cobertura global e com boa resolução espacial (30 metros) e temporal (16 dias) (USGS, 2008).

1.1 Objectivos

1.1.1 Objectivo geral

- ✓ Estabelecer a linha de base de desflorestação para a reserva de Mecuburi.

1.1.2 Objectivos específicos

- ✓ Cartografar as alterações do coberto florestal na reserva entre os anos 2002 e 2011;
- ✓ Determinar as taxas de desflorestação na reserva;
- ✓ Projectar a localização da desflorestação na reserva para o ano 2020.

1.2 Descrição da Área de Estudo

A Reserva Florestal de Mecuburi (RFM) é a maior do país e localiza-se no distrito de Mecuburi, província de Nampula, no Norte de Moçambique. Foi criada pela Portaria número 8459 - Boletim Oficial nº 29, I Série, de 22 de Julho de 1950, com o objectivo de impedir o avanço da agricultura e conservar o ecossistema ribeirinho garantindo a protecção da bacia hidrográfica do rio Mecuburi (Aguiar Macedo, 1968).

A RFM insere-se numa região de relevo que varia das planícies de aluvião nas proximidades dos cursos de água e nas zonas adjacentes, áreas de média altitude (300 e 500 m), às zonas montanhosas de Imala, entre 500 e 1 200 m de altitude. Predomina o clima quente, oceânico, seco (na zona norte da região) a chuvoso (no restante). Dados do Instituto Nacional de Meteorologia, Estação de Mecuburi (2001), indicam temperaturas médias anuais de 25° C, sendo Janeiro e Fevereiro os meses mais quentes (com 26.6 e 25.8°C, respectivamente) e Julho o mês mais frio e seco (com 21.2°C) (Ribeiro *et al.*, 2002). A precipitação média anual varia entre os 500 e os 2000 mm nas zonas mais chuvosas. A reserva é atravessada por várias linhas de água, permanentes e sazonais, sendo o rio Mecuburi a mais importante.

Segundo Costa (1998), o Miombo é o principal tipo de vegetação da reserva. A palavra “Miombo” provém de várias línguas faladas no centro de África e denota a presença e dominância de uma ou mais espécies do género *Brachystegia* e *Julbernardia*, e da espécie *Isoberlina angolensis* (Fabaceae, Subfamília Caesalpinioideae) na região. De resto, o Miombo é o tipo florestal mais abundante na África sub-sahariana, numa extensão de aproximadamente 270 milhões de hectares (Campbell, 1996; Frost, 1996; Celender, 1983). Estima-se que existam no Miombo cerca de 8500 espécies de plantas superiores, das quais mais de 54% são endémicas (Rodgers *et al.*, 1996). Ao longo do rio Mecuburi encontra-se floresta de galeria, com dominância de espécies como *Spirostachys africana*, *Schinziophyton rautanenii*, *Milletia stuhlmanni* e ainda algumas pequenas árvores como *Friesodielsia obovatae* e várias espécies do género *Strychnus* (Ribeiro *et al.*, 2002).

A reserva ostenta uma boa diversidade de espécies faunísticas destacando-se as seguintes: Elefante-africano (*Loxodonta africana*), Kudu (*Tragelaphus strepsiceros*), Imbabala (*T. scriptus*), Piva (*Kobusellipsi prymus*), Chango (*Redunca arundinum*), Cabrito - cinzento (*Sylvicap pagrimmia*), Leopardo (*Panthera pardus*), Facochero (*Phacochoerus aethiopicus*) e o Leão (*Panthera leo*), para além de inúmeras espécies de insectos, répteis, pássaros e pequenos roedores (Anderson & Magane, 2000).

Estima-se que vivam na área da reserva cerca de 40 mil pessoas integradas em 12 mil agregados familiares e distribuídos por 15 regulados (Awasse & Mushove, 1999). A agricultura itinerante é a principal actividade de subsistência. É praticada maioritariamente em regime de consociação de culturas e em áreas com menos de 1 hectare (MAE, 2005).

Figura 1 representa a localização geográfica da área de estudo.

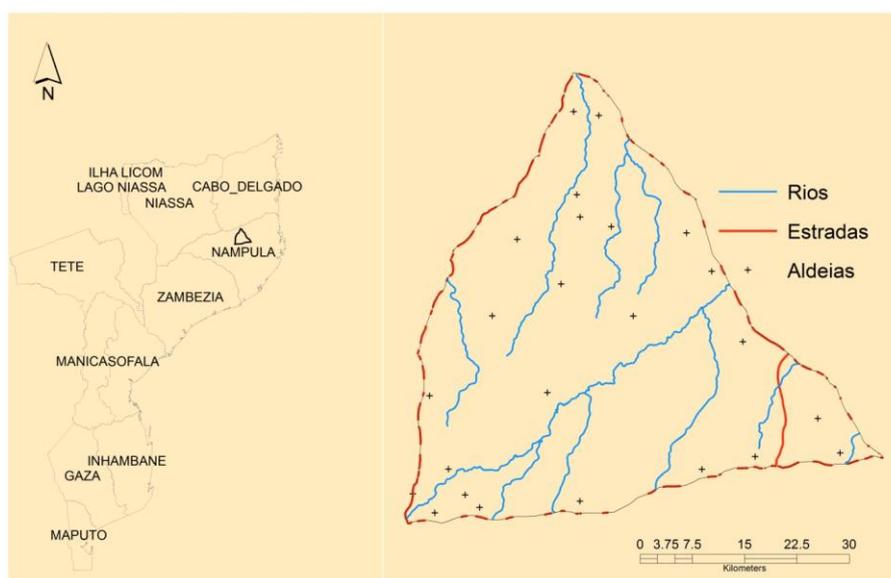


Figura 1. Localização da reserva florestal de Mecuburi.

2. Métodos

2.1 Aquisição de dados

As imagens de satélite Landsat 7 ETM+ da área de estudo foram seleccionadas e descarregadas gratuitamente a partir do sítio do USGS Global Visualization Viewer¹. Todas as imagens estão geometricamente corrigidas. As imagens Landsat 7 ETM+ desta colecção têm uma resolução de 28,5 m e um erro de posicionamento inferior a 50 m (Tucker, *et al.*, 2004), sendo assim apropriadas para estudos de detecção de alterações de coberto do solo.

A área de estudo é coberta pela imagem 165/70 (coluna/linha). Foram descarregadas as imagens das seguintes datas: 14/07/2002, 11/06/2007/ e 06/06/2011. A selecção das imagens obedeceu aos seguintes critérios:

- ✓ Imagens do período seco – permitem melhor distinção dos diferentes tipos de vegetação. O sinal verde corresponde à vegetação florestal, pois as gramíneas encontram-se secas por deficiência de água no solo;
- ✓ Livres de cobertura de nuvens – as nuvens e as respectivas sombras projectadas obstruem a resposta espectral dos objectos à superfície;
- ✓ Sem áreas queimadas – provocam confusão com as respostas espectrais de outros objectos e a subestimação da área de floresta, pois apesar de o fogo afectar mais o estrato herbáceo, o sinal da vegetação florestal fica alterado.

A informação geográfica sobre rios, estradas e aldeias dentro da área de estudo foi obtida a partir do sítio do Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção de Moçambique (CENACARTA).² O modelo digital do terreno foi obtido a partir do USGS (2004)³. Tem uma resolução de 90 metros.

2.2 Cartografia do coberto/uso do solo

2.2.1 Pré-processamento

2.2.1.1 Calibração Radiométrica Relativa

Tendo em conta que as imagens são de diversas datas, os efeitos atmosféricos e de ângulo de iluminação e observação são diferentes. A calibração radiométrica relativa é uma das técnicas usadas para normalizar as diferenças entre as imagens de diferentes datas, permitindo a sua comparação (Jensen *et al.*, 2006; Tokola *et al.*, 1998). Consiste em transformar as características espectrais das imagens com base na escala radiométrica de

¹ <http://glovis.usgs.gov/>

² <http://www.cenacarta.com/modules.php?name=Downloads>

³ <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/srtm/>

uma imagem considerada como de referência (Jensen *et al.*, 2006). Neste estudo, tomou-se como base a imagem de Junho de 2007. Digitalizaram-se sobre as imagens, pequenas áreas de treino de objectos cuja reflectância deveria variar muito pouco devido às suas características. A variação observada entre cada par de imagens deve-se a variações das condições atmosféricas e de iluminação/observação. Na área de estudo estes objectos pseudo-invariantes consistem de afloramentos rochosos, bancos de areia e superfícies de água profunda. Através de equações de regressão linear estabeleceu-se uma relação entre as reflectâncias dos objectos em cada banda na imagem de referência de 11/06/2007 e nas imagens de 14/07/2002 e de 06/06/2011, e nas imagens de 29/07/2007, 05/07/2008; 24/07/2011 e 05/05/2010, estas últimas usadas para o preenchimento de lacunas.

Houve necessidade de efectuar a calibração na imagem de 14/07/2002 pois, os declives das equações de regressão situaram-se substancialmente acima da unidade, (Figura 2A). Para as restantes imagens, os declives situaram-se muito próximo da unidade, o que significa uma maior semelhança das respectivas reflectâncias com as da imagem de referência. Mostra-se como exemplo a regressão para a imagem de Junho de 2011 (Figura 2B). Sendo assim, decidiu-se pela não realização da calibração radiométrica para estas imagens.

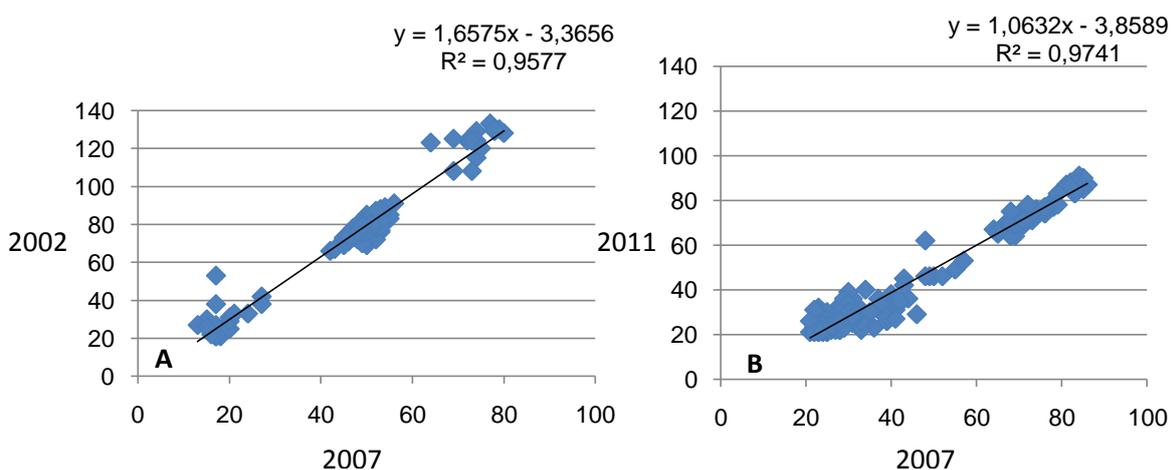


Figura 2. Gráficos de regressão linear ilustrando a correspondência das reflectâncias de objectos pseudo-invariantes na banda 4 da imagem de referência: **A** – com a banda 4 da imagem de Julho de 2002 e **B** – com a banda 4 da imagem de Junho de 2011.

2.2.1.2 Preenchimento de lacunas nas imagens

A 31 de Maio de 2003, o sensor do satélite Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper (ETM) registou uma avaria do *Scan Line Corrector* (SLC). Desde então, as imagens Landsat ETM apresentam lacunas, resultando na perda de aproximadamente 22% dos dados (The Yale Center for Earth Observation, 2011).

Scaramuzza *et al.* (2004) desenvolveram uma técnica para preencher as lacunas de uma imagem (primária) com base em dados de outra imagem (secundária). Dado que não foi possível obter imagens completamente livres de nuvens, aproveitou-se também a técnica de preenchimento de lacunas para eliminar as nuvens na área da reserva. Para o efeito, as nuvens e as respectivas sombras projectadas foram mascaradas (atribuição do valor zero), permitindo o seu preenchimento e obtenção de imagens livres de nuvens, pelo menos dentro dos limites da área de estudo (Figura 3).

As imagens secundárias, apresentadas no Quadro 1, foram seleccionadas com base nos seguintes critérios: com pouca cobertura de nuvens; com data o mais próximo possível das imagens primárias e ou mesma estação do ano, permitindo assim minimizar o efeito das variações da fenologia da vegetação.

Quadro 1. Imagens usadas no preenchimento de lacunas.

Linha/Coluna	2007	2011	Observação
	11-07-2007	06-06-2011	Primária
165/70	29-07-2007	24-07-2011	Secundária
	05-07-2008	05-05-2010	Secundária

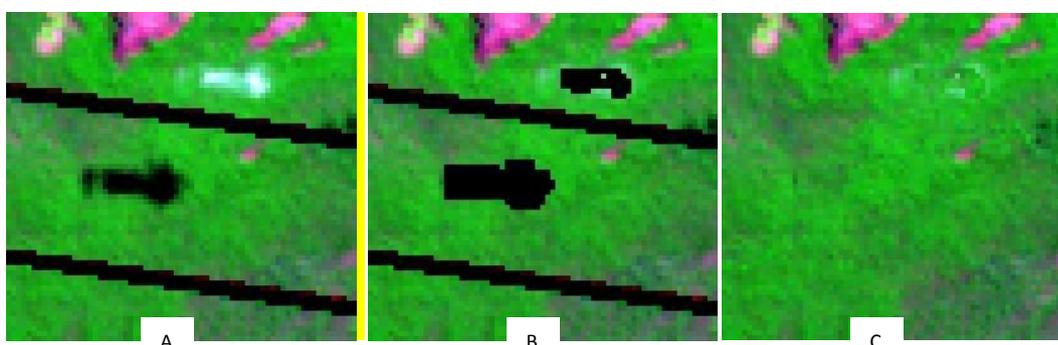


Figura 3. Parte de imagem Landsat da área de estudo: **A** – com lacunas resultantes da avaria do *Scan Line Corrector* (SLC), nuvens e respectivas sombras; **B** – com as lacunas, as nuvens e as sombras mascaradas; **C** – livre de lacunas, nuvens e sombras, como resultado do preenchimento com outras imagens.

2.2.2 Classificação das Imagens Landsat

A classificação de imagens é o processo de associar pixéis de uma imagem à uma determinada classe de interesse. Consiste em agrupar pixéis idênticos em classes equivalentes às categorias estabelecidas pelo investigador, comparando pixéis de identidade desconhecida com os de identidade conhecida (Palaniswami *et al.*, 2006).

Existem vários classificadores usados para diferentes propósitos (Dean & Smith, 2003, Liu *et al.*, 2002; Ozesmi & Bauer, 2002; Lo & Watson, 1998; Ernst & Hoffer, 1979). Os classificadores podem ser agrupados em supervisionados e não supervisionados. Nos supervisionados, o investigador define *à priori* as classes de interesse e treina o classificador, enquanto nos não supervisionados é o algoritmo de classificação que agrupa os pixéis em grupos “naturais” de acordo com a sua semelhança espectral, cabendo ao investigador, *à posteriori*, identificar as classes de coberto a que cada grupo corresponde (Waner & Campagna, 2009).

No presente estudo foi aplicado o classificador de Máxima Verossimilhança. É o classificador supervisionado mais usado e considerado um dos mais poderosos pois aplica a teoria de probabilidade Bayesiana (Perumal & Bhaskaran, 2010; IDRISI Klimanjaro Guide 2004; Richards, 1995). Segundo Richards & Jia (1999), todos os classificadores supervisionados obedecem aos seguintes passos: definição das classes de coberto nos quais a imagem deverá ser classificada; recolha e avaliação de áreas de treino para cada classe; atribuição de uma classe a cada pixel da imagem e avaliação da eficácia de classificação.

Foram adoptadas as categorias de coberto/uso de solo do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC 2006 CL AFOLU capítulo 3, secção 3.2, p.3.5), em conjugação com as categorias estabelecidas por Marzoli (2008) para Moçambique. Para efeitos de projectos REDD, estas classes são consideradas apropriadas pois são: consistentes com as linhas guias do IPCC e com os requisitos dos artigos 3.3 e 3.4 do protocolo de Kyoto; robustas como base para estimação de carbono; razoavelmente cartografadas através de detecção remota e, completas pelo facto de todos os tipos de coberto serem incluídos numa determinada classe. Acrescentaram-se às classes já definidas duas correspondentes aos solos agrícolas sem vegetação e às áreas ardidas por serem espectralmente diferentes das restantes classes.

A seguir apresenta-se a descrição detalhada de cada classe de coberto/uso do solo.

- I. **Floresta densa:** Inclui todas as áreas com vegetação lenhosa consistente com os padrões da definição de floresta em Moçambique (área com pelo menos 1 hectare

de superfície com uma cobertura de copas igual ou superior a 10%, com árvores de altura superior a 5 metros).

- II. **Floresta aberta:** Áreas com cobertura de copas inferior a 10% e com árvores de altura inferior a 5 metros. Inclui áreas arbustivas, arbustos em áreas húmidas e mosaicos de floresta com agricultura itinerante.
- III. **Agricultura:** áreas com culturas agrícolas e ou agroflorestais cuja estrutura da vegetação está abaixo dos padrões de definição da floresta densa e floresta aberta.
- IV. **Água:** áreas cobertas ou saturadas de água durante todo ano ou num determinado período.
- V. **Assentamentos humanos:** inclui aldeias e infraestruturas de transporte.
- VI. **Afloramentos rochosos:** áreas onde predominam os afloramentos rochosos.
- VII. **Solos agrícolas:** Inclui áreas agrícolas sem culturas por estarem em período de colheita ou por terem sido recentemente preparadas para a sementeira.
- VIII. **Ardido:** áreas aridas.

A imagem composta (RGB) obtida com as bandas Landsat 7, 4 e 3 mostrou-se a mais conveniente para a extracção das áreas de treino. Estas consistem de amostras de pixéis com valores representativos de cada classe de interesse. Procurou-se sempre que possível atingir o valor de 100N áreas de treino em cada classe, em que N é o número de bandas da imagem a classificar, valor aconselhado para alcançar uma classificação eficaz (Swain & Davis, 1978).

Às 7 bandas do Landsat 7 ETM+ adicionou-se o índice NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*. O NDVI realça o sinal da vegetação verde, tendo em conta que ela absorve mais radiação na região do visível e reflete mais na do infravermelho. O NDVI é calculado com base na expressão: $NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V}$. No caso do Landsat com as bandas 3 (vermelho) e 4 (infravermelho próximo).

Diferentes combinações de bandas foram usadas para avaliar a separabilidade entre as classes através da distância de Jeffries-Matusita (Richards & Jia, 1999). A distância de Jeffries Matusita (JM) calcula-se pela seguinte expressão: $JM = \sqrt{2(1 - e^{-\alpha})}$; $\alpha = \frac{1}{8}(U_u - U_b)^T X \left[\frac{C_u + C_b}{2} \right]^{-1} X (U_u - U_b) + \left\{ \frac{1}{2} \frac{(U_u + U_b)}{\sqrt{C_u \times C_b}} \right\}$; u e b são as classes em comparação; C_u e C_b as matrizes de covariância das classes e U a média do vector da classe.

O cálculo desta medida permite melhorar a recolha de áreas de treino, redefinindo o número de classes amostradas, agregando as semelhantes e/ou separando as distintas. A distância de JM tem um limite máximo de 2, correspondente a classes completamente separáveis e um mínimo de 0, denotando classes espectralmente idênticas. Avaliou-se também o rigor do classificador, através de matrizes de confusão construídas a partir de áreas de treino geradas por uma amostragem aleatória estratificada. Devido a falta de dados de campo, não foi possível efectuar a validação da classificação realizada.

Depois da classificação as classes agricultura e solos agrícolas foram combinadas numa única (agricultura). As imagens foram submetidas a um filtro para obter os mapas finais.

2.3 Cálculo das taxas de desflorestação

As emissões de carbono por desflorestação e degradação florestal podem ser estimadas com base em taxas brutas ou taxas líquidas de alteração dos stocks. Em ambos casos, o cálculo da desflorestação é feito com base na área de floresta no ano inicial (2002 no presente caso) do período de referência (*benchmark map*) e não a totalidade da área de estudo. No cálculo da taxa bruta assume-se que as árvores são removidas, a totalidade de carbono da sua biomassa é emitida e as áreas desflorestadas permanecem como tal durante todo o período de referência. Na taxa líquida, pelo contrário, as áreas desflorestadas que recuperem a cobertura florestal ao longo do período de referência são incluídas na classe *floresta* no ano final. No presente trabalho foram calculadas ambas as taxas. Para tal, as classes *floresta densa* e *floresta aberta* foram reunidas numa só – classe *floresta* – e as restantes classes agregadas noutra – classe *não floresta*.

O cálculo foi efectuado com recurso a uma extensão desenvolvida no programa ENVI (João Carreiras, comunicação pessoal, 2012), a qual permite determinar a quantidade e a localização de pixéis convertidos de floresta para não floresta e vice-versa, tendo como base a área florestal do início do período de referência. O número de pixéis é posteriormente convertido em área e a taxa de desflorestação calculada com base na equação de Puyravaud (2003): $R = \frac{1}{t_2 - t_1} * \ln\left[\frac{A_2}{A_1}\right]$, onde A_1 é área florestal no início do período de referência (t_1) e A_2 é área florestal no final do período de referência (t_2).

2.4 Modelação espacial da localização da futura desflorestação

Modelos espaciais explícitos podem projectar a localização da desflorestação futura com base em dados anteriores (Brown *et al.*, 2007). Uma das razões chaves para a utilização da modelação espacial no âmbito de REDD é que o coberto/uso de solo projectado no futuro pode ser associado aos stocks de carbono florestal para estimar as emissões de CO₂ correspondentes ao tipo de floresta e stock que estão naquela localização específica ao invés de se utilizarem valores médios conservadores (Harris *et al.*, 2008). Neste trabalho, aplicou-se o modelo espacial GEOMOD do programa Idrisi Taiga (Hall *et al.*, 1995, 2000; Pontius *et al.*, 2001). É um modelo que simula o padrão espacial de alteração de coberto/uso de solo para o futuro, mas também, para passado. Tem sido aplicado com sucesso para a análise de linhas de base de desflorestação para projectos de sequestro de carbono (Harris *et al.*, 2008; Brown *et al.*, 2007). O GEOMOD foi concebido particularmente de modo a conferir uma máxima aplicação aos dados disponíveis nas regiões tropicais, quase sempre insuficientes e de baixa qualidade, daí a sua habilidade de fazer a calibração com base em apenas um mapa de coberto/uso do solo (Pontius & Chen, 2006; Pontius *et al.*, 2001). Outros modelos espaciais requerem dados de pelo menos quatro anos para a calibração (Nualchawee *et al.*, 1981; Gastellu-Etchegorry & Sinulingga, 1988). No presente estudo usou-se informação de 2002 e 2011 para calibrar o modelo e depois simular a localização da desflorestação no período 2011 – 2020. Os seguintes dados foram usados para a modelação:

- i. Mapa de coberto do solo de 2002, com apenas duas classes - *floresta* e *não-floresta*;
- ii. Mapa de desflorestação bruta – consiste de um mapa com duas classes (*floresta/não floresta*), preparado com base no mapa das transições entre os três anos em análise (2002, 2007 e 2011). A classe *floresta* corresponde à área que se manteve como tal durante todo o período de referência enquanto a classe *não floresta* corresponde à combinação de todas as transições de *floresta* para *não floresta*;
- iii. Mapas dos factores – factores potencialmente correlacionados com a desflorestação na área de estudo. Foram considerados a topografia (elevação), as estradas, os rios e as aldeias. Os mapas criados consistem de distâncias euclidianas às estradas, aos rios e às aldeias e do modelo digital do terreno.

No processo de calibração, o modelo cria empiricamente um mapa de vulnerabilidade à desflorestação, com base nos mapas dos factores, no mapa do coberto do solo de 2002 e na quantidade de desflorestação bruta entre 2002 e 2011. Parte-se do pressuposto que o

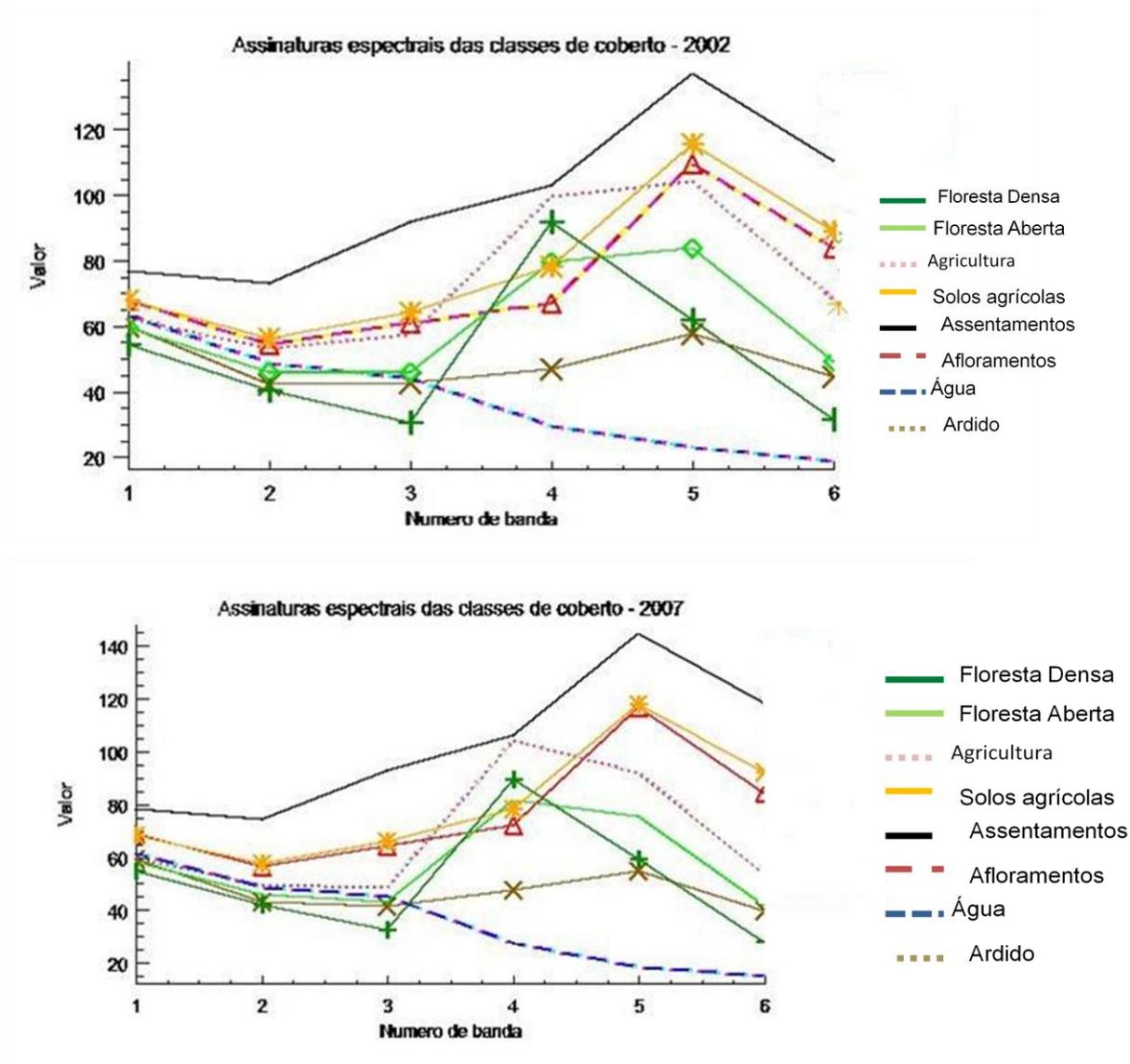
risco de desflorestação diminui com o aumento da distância aos factores de acessibilidade (estradas, rios e aldeias) e com o aumento da elevação do terreno. Fez-se uma combinação dos factores considerando que todos os factores têm igual peso na determinação do risco de desflorestação.

O mapa de vulnerabilidade apresenta valores elevados onde os mapas dos factores têm características similares às zonas desflorestadas no mapa de coberto/uso de solo do ano inicial e, valores baixos onde os mapas dos factores têm características similares às zonas não desflorestadas no mapa de coberto/uso de solo do ano inicial. Este mapa foi reclassificado resultando no mapa de potencial de alteração do coberto/uso do solo. Na calibração, o GEOMOD produz também um mapa simulado da desflorestação em 2011 seleccionando pixels com maior valor de vulnerabilidade até atingir a quantidade de desflorestação registada em 2011. De modo a aferir o poder preditivo do modelo, o mapa simulado foi comparado com o mapa de desflorestação bruta de referência. Esta comparação produz estatísticas (*Kappa for location*) que medem o grau de concordância do mapa de desflorestação simulado com o mapa de referência, quanto à localização da desflorestação (Pontius, 2002). O mapa de vulnerabilidade foi posteriormente usado para simular a localização da desflorestação em 2020 com base no mapa de desflorestação de 2011 e da taxa de desflorestação bruta extrapolada para o ano 2020.

3. Resultados

3.1 Características espectrais das classes de coberto/uso do solo

Os gráficos das assinaturas espectrais mostram uma semelhança das características espectrais de cada classe nas três imagens em análise (Figura 4). A banda 6 e o NDVI não estão representados nos gráficos dado que tem uma escala diferente das restantes bandas. No visível a vegetação (floresta densa, floresta aberta e agricultura) apresenta praticamente o mesmo comportamento espectral. Todavia, a floresta densa distingue-se da outra vegetação por apresentar a mais baixa reflectância no canal 3 como resultado da maior absorção da radiação promovida por uma quantidade de vegetação mais elevada.



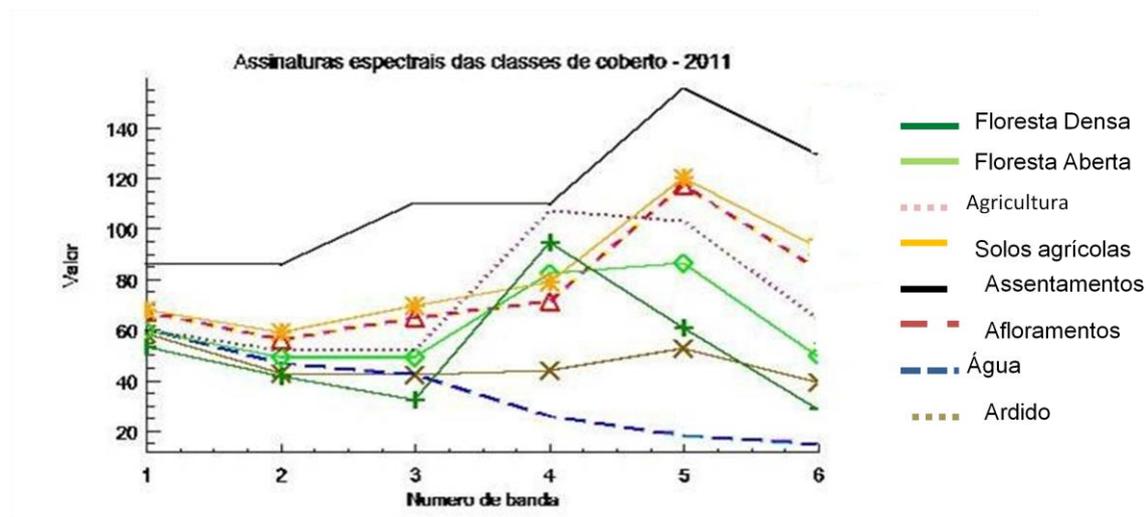


Figura 4. Assinaturas espectrais das classes de coberto nas três imagens em análise. O número 6 no eixo das abcissas corresponde à banda 7 do Landsat.

As curvas espectrais dos afloramentos rochosos e dos solos agrícolas são muito idênticas. De facto, as duas classes estão desprovidas de vegetação e apresentam uma enorme semelhança de brilho. A classe áreas aridas distingue-se das outras classes sobretudo no canal 4 onde regista a mais baixa reflectância, excepto em relação à água. Os assentamentos são a classe que mais se distingue de todas as outras e em praticamente todos os canais.

As distâncias de Jeffries-Matusita, apresentadas no Quadro 2, indicam uma boa separabilidade entre todos os pares de classes, excepto entre solos agrícolas e afloramentos rochosos. Os melhores resultados de separabilidade foram obtidos considerando a combinação de todas as bandas do Landsat 7 ETM com o NDVI.

Quadro 2. Distância de Jeffries-Matusita entre as classes de coberto nas três imagens em análise.

Pares de classes	Distância Jeffries-Matusita		
	2002	2007	2011
Afloramentos & Solos agrícolas	1.75	1.68	1.62
Floresta & Agricultura	1.99	1.96	1.99
Assentamentos & Solos agrícolas	1.95	1.97	1.97
Floresta & Floresta Aberta	1.99	1.98	1.99
Agricultura & Solos agrícolas	1.96	1.99	1.99
Ardido & Afloramentos	1.97	1.99	1.98
Assentamentos & Agricultura	1.94	1.99	1.99
Agricultura & Floresta	1.98	1.99	1.99
Floresta & Solos Agrícolas	1.98	1.99	1.98
Afloramentos & Assentamentos	1.99	1.99	1.99
Ardido e Floresta	2.00	1.99	2.00
Afloramentos & Agricultura	1.99	1.99	1.99
Afloramentos & Água	1.99	1.99	1.99
Ardido & Solos Agrícolas	1.99	1.99	1.99
Ardido & Agricultura	2.00	1.99	2.00
Ardido & Água	2.00	2.00	2.00
Ardido & Floresta Aberta	2.00	2.00	2.00
Afloramentos & Floresta Aberta	2.00	2.00	1.99
Assentamentos & Floresta Aberta	1.99	2.00	2.00
Solos & Floresta	2.00	2.00	2.00
Ardido & Assentamentos	2.00	2.00	2.00
Água & Agricultura	2.00	2.00	2.00
Água & Floresta	2.00	2.00	2.00
Água & Solos Agrícolas	2.00	2.00	2.00
Afloramentos & Floresta	2.00	2.00	2.00
Água & Floresta Aberta	2.00	2.00	2.00
Assentamentos & Floresta	2.00	2.00	2.00
Água & Assentamentos	2.00	2.00	2.00

Os resultados da avaliação do rigor do classificador, obtidos através das matrizes de confusão (Quadros 3, 4 e 5), indicam que todas as classes têm mais de 90% dos pixels correctamente classificados. A classe Floresta Aberta apresenta o maior erro de omissão (corresponde ao número de pixels que pertencem a uma classe mas que não são incluídas nessa classe), nas imagens de 2007 (9.35%) e 2011 (6.49%) e, em ambos casos por confusão com a classe afloramentos rochosos, a qual apresenta maior erro de comissão (pixels que pertencendo a outra classe são incluídas na classe de interesse). Os Afloramentos rochosos estão também associados ao maior erro de omissão (6.67%) dos Solos Agrícolas em 2002. A exactidão global foi de 97.11%, 97.03% e 97.62% para os anos 2002, 2007 e 2011, respectivamente.

Quadro 3. Matriz de confusão para a classificação de 2002.

Classificação	Áreas de treino								Total	EC
	Ardido	Afloram	Agua	Assent	Agric	S.Agric	F.Aberta	F.Densa		
Ardido	83	0	0	0	0	0	0	0	83	1.19
Afloram	1	114	0	0	0	6	0	0	121	5
Agua	0	0	42	0	0	0	0	0	42	0
Assent	0	0	0	46	0	0	0	0	46	4.17
Agric	0	0	0	2	44	0	0	0	46	0
S. Agrícolas	0	6	0	0	0	98	1	0	105	5.77
F. Aberta	0	0	0	0	0	0	60	1	61	1.64
F. Densa	0	0	0	0	0	0	0	201	201	0.5
Total	84	120	42	48	44	104	61	202	705	
EO	0	5.79	0	0	4.35	6.67	1.64	0		

Quadro 4. Matriz de confusão para a classificação de 2007.

Classificação	Áreas de treino								Total	EC
	Ardido	Afloram	Agua	Assent	Agric	S.Agric	F.Aberta	F.Densa		
Ardido	61	0	0	0	0	0	0	0	61	1.61
Afloram	1	83	0	0	0	0	4	0	88	9.78
Agua	0	0	77	0	0	0	0	0	77	0
Assent	0	0	0	26	0	0	0	0	26	0
Agric	0	0	0	0	62	4	0	0	66	1.59
S.Agrícolas	0	0	0	0	1	90	0	1	92	5.26
F.Aberta	0	9	0	0	0	1	97	0	107	3.96
F. Densa	0	0	0	0	0	0	0	190	190	0.52
Total	62	92	77	26	63	95	101	191	707	
EO	0	5.68	0	0	6.06	2.17	9.35	0		

Quadro 5. Matriz de confusão para a classificação de 2011.

Classificação	Áreas de treino								Total	EC
	Ardido	Afloram	Agua	Assent	Agric	S.Agric	F.Aberta	F.Densa		
Ardido	74	0	0	0	0	0	0	0	74	0
Afloram	0	108	0	0	0	0	7	0	115	4.42
Agua	0	0	53	0	0	0	0	0	53	0
Assent	0	0	0	25	0	0	1	0	26	0
Agric	0	0	0	0	62	0	0	0	62	0
S.Agrícolas	0	0	0	0	0	58	0	2	60	1.69
F.Aberta	0	5	0	0	0	0	72	0	77	10
F.Densa	0	0	0	0	0	1	0	204	205	0.97
Total	74	113	53	25	62	59	80	206	672	
EO	0	6.09	0	3.85	0	3.33	6.49	0.49		

EO – erro de omissão e Ec – erro de comissão.

3.2 Cartografia da alteração do coberto/uso do solo na reserva de Mecuburi

A Figura 5 mostra os mapas de coberto/uso do solo nos anos em análise (2002, 2007, 2011).

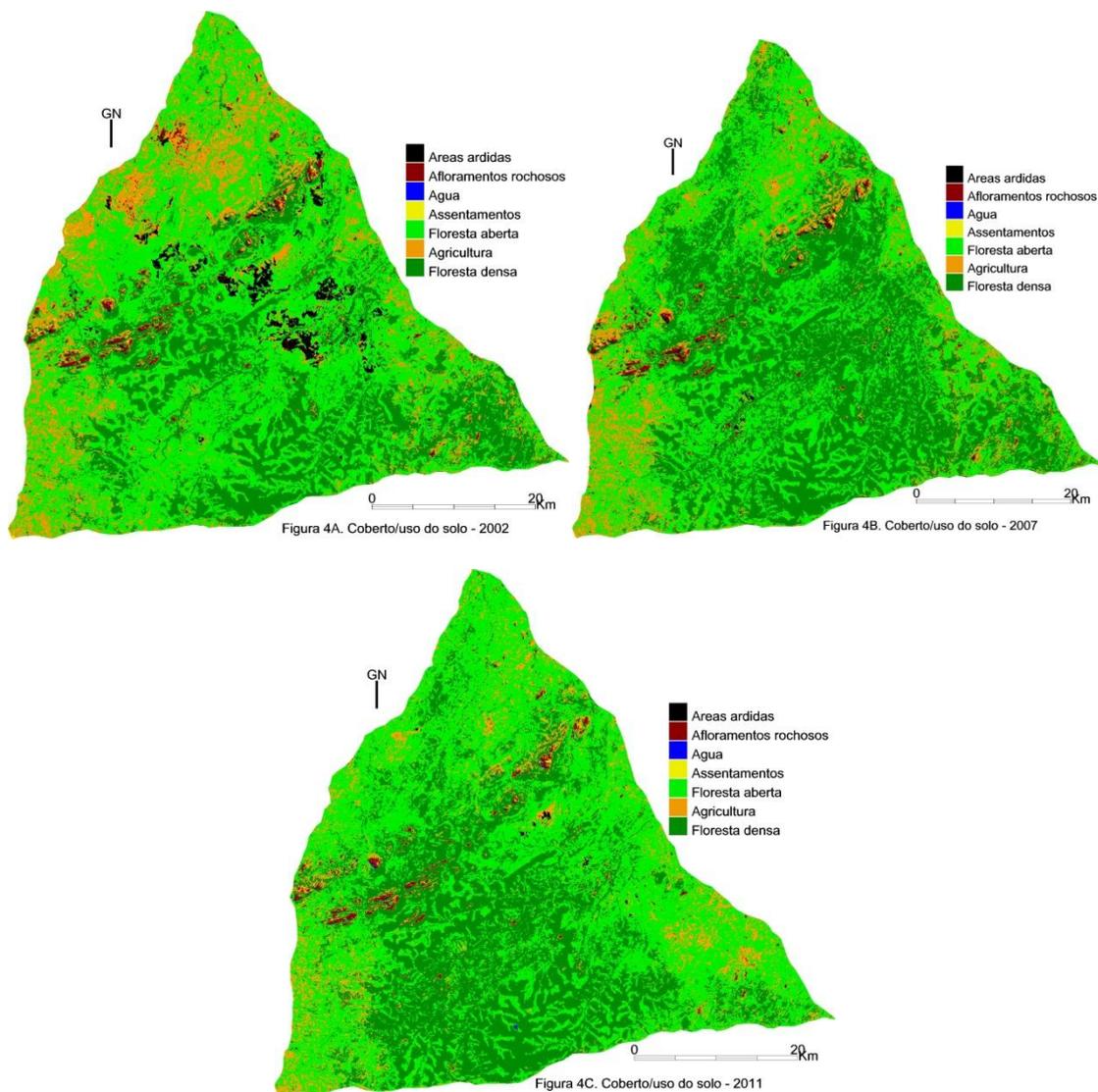


Figura 5. Mapas de coberto/uso do solo.

A área em hectares, ocupada por cada classe em cada ano está representada na Figura 6. A classe floresta densa registou um elevado aumento entre 2002 e 2007 (8010 ha/ano) e uma diminuição de 3761 ha/ano entre 2007 e 2011. A floresta aberta diminuiu no primeiro sub período (4406 ha/ano) mas aumentou no segundo sub período (5355 ha/ano), aproximando-se à área do início do período de referência. A agricultura e as áreas ardidas diminuíram ao longo de todo período de referência. As transições entre as classes estão apresentadas nos Quadros 6, 7 e 8.

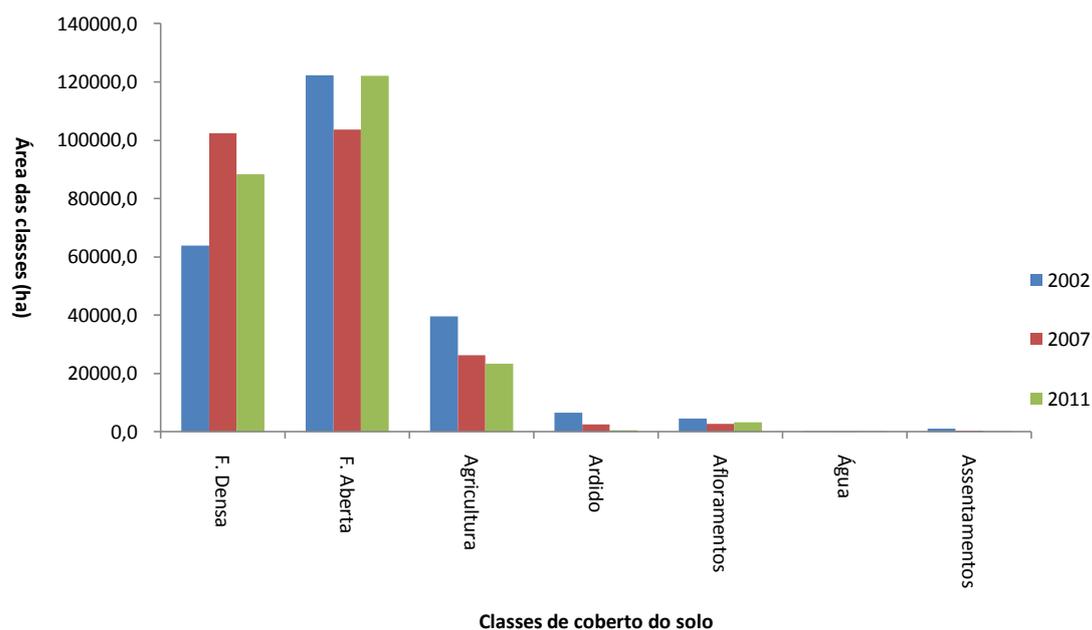


Figura 6. Área ocupada por cada classe de coberto na área de estudo nos anos 2002, 2007 e 2011.

Quadro 6. Transições entre as classes de coberto de solo - 2002/2007.

		2002						
2007	A. ardidadas	Aflorm	Água	Assent	F. aberta	Agricul	F. densa	Total
A. ardidadas	286.02	214.56	73.17	0.81	414.27	226.62	50.94	1266.39
Afloram	70.47	2099.25	24.66	51.12	154.44	251.46	10.44	2661.84
Água	0.45	9.54	1.89	0.18	4.23	0.99	1.98	19.26
Assent	0.18	22.59	0.36	62.55	22.32	55.71	2.25	165.96
F. aberta	3241.53	803.88	5.85	161.37	78668.64	20091.96	3955.68	106928.9
Agricul	70.56	355.14	2.52	300.51	8808.39	13675.5	2743.74	25956.36
F. densa	2083.95	285.57	10.08	0.27	40888.35	3546.99	54036	100851.2
Total	5753.16	3790.53	118.53	576.81	128960.64	37849.23	60801.03	237849.93

Quadro 7. Transições entre as classes de coberto de solo - 2007/2011

		2007						
2011	A. ardidadas	Afloram	Água	Assent	F. aberta	Agricul	F. densa	Total
A. ardidadas	21.24	4.41	0	0	244.53	13.95	15.93	300.06
Afloram	160.56	2009.43	4.14	47.52	136.62	322.56	29.88	2710.71
Água	93.87	35.19	5.49	0.27	15.48	1.62	10.26	162.18
Assent	0	4.32	0	19.71	1.89	25.38	0.72	52.02
F. aberta	683.73	311.4	5.13	27.63	84420.81	13854.15	29048.67	128351.52
Agricul	200.61	281.25	2.88	66.24	7880.4	9367.56	2667.78	20466.72
F. densa	106.38	15.84	1.62	4.59	14229.18	2371.14	69077.97	85806.72
Total	1266.39	2661.84	19.26	165.96	106928.91	25956.36	100851.21	237849.93

Quadro 8. Transições entre as classes de coberto de solo - 2002/2011.

		2002							
2011		A. ardidas	Afloram	Agua	Assent	F. aberta	Agricul	F. densa	Total
A.ardidas		119.07	31.41	0	0	48.69	100.8	0.09	300.06
Afloram		88.83	2095.2	6.12	86.58	113.4	292.05	28.53	2710.71
Agua		41.13	53.64	37.89	0	18.99	1.44	9.09	162.18
Assent		0	5.94	0	23.67	4.95	17.46	0	52.02
F.aberta		4059	1023.21	36	246.6	85883.4	24752.88	12350.43	128351.52
Agricul		297.36	408.51	7.29	215.73	7492.32	9209.61	2835.9	20466.72
F.densa		1147.77	172.62	31.23	4.23	35398.89	3474.99	45576.99	85806.72
Total		5753.16	3790.53	118.53	576.81	128960.64	37849.23	60801.03	237849.93

As principais transições verificam-se entre as classes floresta aberta, agricultura e floresta densa. Não menos importantes são as transições registadas da classe áreas ardidas para as classes floresta aberta, agricultura e floresta densa, denotando uma redução de incidência de incêndios ao longo do período de referência.

3.3 Taxa de desflorestação na reserva de Mecuburi

Os mapas da Figura 7 indicam a localização da desflorestação bruta nos períodos 2002 – 2007 e 2002 - 2011 e o Quadro 9 apresenta as taxas de desflorestação líquida e bruta para os sub períodos 2002 – 2007 e 2007 - 2011 e para o período 2002 – 2011.

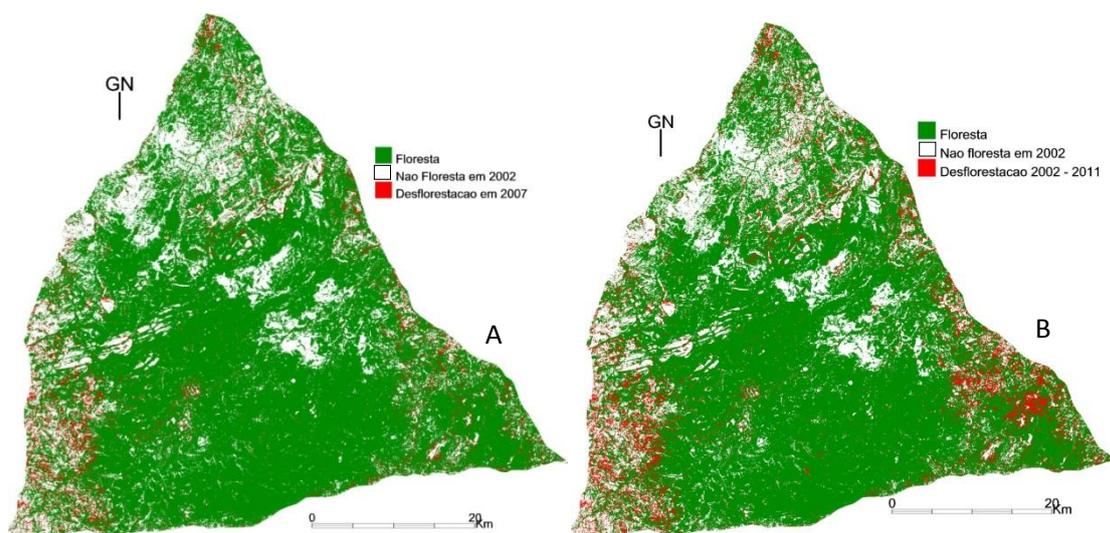


Figura 7. Mapas de desflorestação bruta nos períodos: A – 2002/2007; B – 2002/2011.

Os mapas mostram que a desflorestação localiza-se próximo das principais estradas que delimitam a reserva, sobretudo junto aos três vértices. Verifica-se também uma tendência de progressão da desflorestação em direcção à parte central da reserva, onde se situa a maior porção da floresta densa.

Como era espectável, a taxa de desflorestação líquida é inferior à taxa bruta. Esta diferença reflecte o facto de a taxa bruta captar a redução da área florestal do início do período de referência que, na taxa líquida é compensada pela inclusão das áreas regeneradas. O Quadro 10 apresenta a tendência da área florestal bruta e líquida ao longo do período de análise, calculada tendo em conta a área no início do período e as alterações ocorridas nos anos subsequentes.

Quadro 9. Desflorestação anual bruta e líquida (ha/ano) e respectivas taxas (%/ano) para os sub períodos 2002/2007, 2007/2011 e para o período de referência 2002/2011.

Desflorestação	2002/2007		2007/2011		2002/2011	
	Área (ha/ano)	%/ano	Área (ha/ano)	%/ano	Área (ha/ano)	%/ano
Bruta	2322.00	1.29	1969.85	1.16	2165.49	1.23
Líquida	641.47	0.35	1969.85	1.10	1231.86	0.72

Quadro 10. Área florestal bruta e líquida ao longo do período de referência.

	2002	2007	2011
Área Bruta	186003.9	174393.9	166514.5
Área Líquida	186003.9	182796.6	174917.0

3.4 Modelação espacial da desflorestação

A Figura 8 mostra o mapa de potencial de alteração do coberto/uso do solo, resultado da reclassificação do mapa de vulnerabilidade à desflorestação. A calibração resultou num *Kappa for location* de 0.7405.

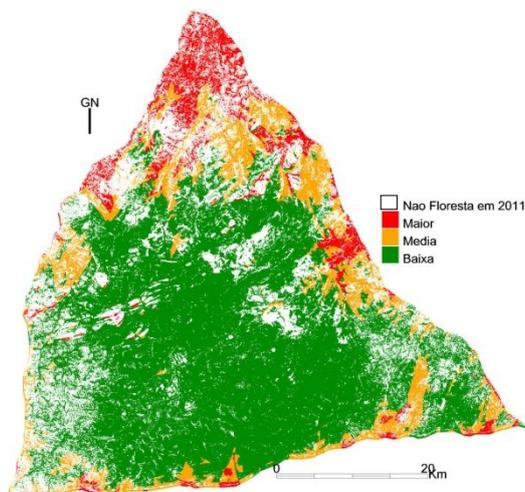


Figura 8. Mapa de potencial de alteração do coberto/uso do solo.

A Figura 9 mostra o mapa da localização da desflorestação projectada para o ano 2020, produzido pelo GEOMOD com base na desflorestação estimada para o ano 2020 (19485 ha), no mapa de desflorestação de referência de 2011 e no mapa de vulnerabilidade à desflorestação.

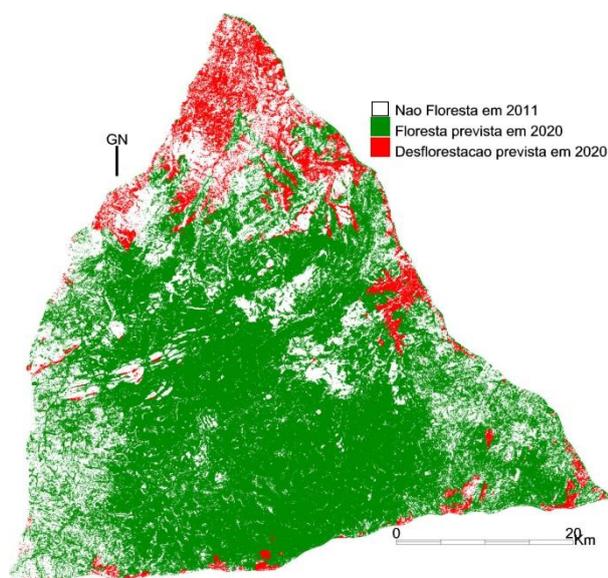


Figura 9. Mapa da desflorestação projectada para 2020.

4. Discussão

A inclusão do NDVI parece, como se esperava, ter contribuído para melhorar a separabilidade entre as classes de coberto. Os elevados valores da exactidão global explicam-se pelo facto de as áreas de treino para a construção das matrizes de confusão terem sido gerados aleatoriamente a partir das áreas de treino usados para a classificação das imagens. Idealmente devia usar-se áreas de treinos confirmados no campo como pertencentes a cada uma das classes de coberto/uso de solo (Campbell, 1987). O procedimento aplicado neste estudo avaliou o rigor do algoritmo em classificar cada classe de coberto/uso de solo em conformidade com as áreas de treino digitalizadas pelo analista e, não a concordância das classes dos mapas obtidos com o que realmente se verifica no terreno.

A análise dos quadros das transições evidencia aspectos que resultam de possíveis erros de classificação mas também, das diferenças nos períodos de aquisição das imagens. As elevadas transições entre a floresta aberta e a floresta densa sugerem que para além da conversão real, poderão ter existido erros associados com dificuldades de separar espectralmente as duas classes. Por outro lado, a imagem de 2002 corresponde ao período mais seco na área de estudo, e isso parece ter influenciado bastante a classificação das duas classes. Segundo Frost (1996), a maioria das árvores e arbusto do Miombo são decíduas e sofrem senescência e queda das suas folhas durante a estação seca, concretamente entre Julho e Agosto. Adicionalmente é neste período que se verifica a maior incidência de queimadas para abertura de áreas agrícolas e para outras actividades de subsistência. Como consequência, o sinal da vegetação é extremamente afectado o que pode ter resultado na subestimação da floresta densa na imagem de julho de 2002, verificando-se o contrário na imagem de junho 2007, período relativamente mais húmido. Num estudo para avaliar a cartografia do coberto do solo com imagens MODIS nas áreas de Miombo da província da Zambézia, Moçambique, Sedano, *et al.* (2005), reconheceram que as variações de fenologia originam diferenças significativas nas estimativas de coberto do solo dependendo da data da imagem em análise.

A maior incidência de queimadas na imagem de 2002 em comparação com as de 2007 e 2011 explica, por seu turno, as transições de ardido para floresta aberta e floresta densa registadas ao longo de todo o período de referência. Os afloramentos rochosos e os cursos de água encontram-se circundados por algum tipo de vegetação e, como tal, a sua exposição ao satélite poderá ter sido influenciado pela fenologia da vegetação circundante que, como se discutiu acima, é afectada pelo período de aquisição das imagens. Este

aspecto poderá estar na origem das transições daquelas classes para as classes floresta aberta e floresta densa que, naturalmente são impossíveis.

Impossíveis são também as transições directas de agricultura para floresta densa tendo em conta o intervalo de tempo do sub período 2002/2007 e a dinâmica da regeneração natural da floresta de Miombo. Na maioria dos casos, a regeneração dá-se através da rebentação de toças e do banco de plântulas e, em ambos casos, o crescimento das árvores é lento, e o desenvolvimento aéreo torna-se significativo apenas a partir dos 8 anos (Frost, 1996; Grundy 1995). Erros de classificação resultantes de dificuldade de separar espectralmente culturas e ou vegetação em estágios iniciais de regeneração com a floresta, poderão estar na origem da ocorrência destas transições.

Mesmo assim, o aumento da floresta que se verifica no período de referência está em linha com outros estudos que revelam uma tendência de aumento da área florestal em algumas zonas das regiões tropicais (Mondal & Southworth, 2010; Arroyo-Mora *et al.*, 2005; Perz & Skole, 2003). Na área de estudo, este aumento pode ser o reflexo da redução da área de produção de algodão e conseqüente aumento de áreas de pousio (IAM, 2011). Entretanto, as florestas regeneradas são, em geral, ecologicamente não equivalentes às florestas originais (Lugo & Helmer, 2004). Em áreas de Miombo, por exemplo, Williams, *et al.* (2008), constataram diferenças de espécies dominantes em florestas regeneradas consoante o tempo e, mesmo em fases mais avançadas de regeneração, a composição específica foi sempre diferente do Miombo original.

A abordagem da taxa líquida assemelha-se até certo ponto à aplicada por Marzoli (2008), para estimar taxas de desflorestação em Moçambique entre 1990 – 2002. A taxa líquida obtida neste estudo (0.72) situa-se ligeiramente acima da taxa média anual nacional (0.58) mas, substancialmente inferior à taxa média anual na província de Nampula (1.18). Refira-se, no entanto, que o sub período 2007/2011 apresenta uma taxa líquida (1.10) próxima da média anual de Nampula. A taxa bruta é substancialmente superior à taxa líquida em todo período de referência, reflectindo o facto de acumular a desflorestação registada em todos os anos em análise.

As disparidades que se verificam entre as transições e as taxas de desflorestação resultam do facto de, no âmbito da iniciativa REDD, as taxas de desflorestação serem calculadas considerando apenas a área classificada como floresta (floresta aberta + floresta densa) no ano inicial do período de referência (2002) – *benchmark map*. Esta abordagem permite evidenciar o facto de em regiões com agricultura itinerante, áreas florestais serem progressivamente invadidas para a agricultura enquanto áreas agrícolas abandonadas

recuperam a cobertura florestal que, sabe-se, é ecologicamente diferente da floresta original. Isto é extremamente importante quando se trata de projectos de REDD em que a estimativa de carbono na biomassa deve ser feita considerando os diferentes tipos de coberto vegetal presente na área de interesse.

As taxas de desflorestação obtidas neste estudo sugerem que a reserva de Mecuburi se enquadra no quadrante III na matriz que divide as áreas candidatas a REDD de acordo com as taxas de desflorestação e a cobertura florestal. O quadrante III consiste de áreas com taxas de desflorestação maiores que 0.22%/ano e cobertura florestal maior que 50% e que, segundo Da Fonseca *et al.*, 2008, tem um enorme potencial para a implementação de projectos REDD.

Os mapas resultantes da modelação mostram que a zona norte da reserva tem a maior área projectada para ser desflorestada. Esta tendência segue o padrão da distribuição da densidade populacional que, por seu turno, encontra-se concentrada ao longo das estradas Mecuburi-Muite e Imala-Muite (Awasse & Mushove, 2000; Aguiar Macedo, 1968). O conhecimento da localização específica de áreas projectadas para desflorestação permitirá estimar as emissões de CO₂ correspondentes ao tipo de floresta e stock naquela localização, evitando-se o uso de valores médios conservadores. No caso particular da área de estudo, a maior área projectada para desflorestação consiste basicamente de floresta aberta, a qual deverá conter stock de carbono relativamente baixo, comparado com a floresta densa mais concentrada na zona sul da reserva. Adicionalmente, pode ser importante para decidir sobre as estratégias e a melhor alocação de recursos que permita evitar ou, no mínimo reduzir a desflorestação, tendo em conta as características sociais e económicas das comunidades locais.

A dinâmica da alteração de coberto/uso do solo e a tendência da taxa de desflorestação parecem correlacionar-se com o envolvimento das comunidades locais na gestão da reserva de Mecuburi. Um programa de Maneio Comunitário dos Recursos Naturais (MCRN), iniciado em 1997 (FAO, 1996), envolveu algumas comunidades da reserva de Mecuburi através de comités locais de gestão de recursos naturais e grupos de interesse. Com este programa, a reserva passou a contar com fiscais comunitários de recursos naturais para além de se ter verificado um aumento da consciência ambiental no seio das comunidades Siteo & Maússe - Siteo, (2009). Nhandumbo & Izidine (2009) reportaram que o MCRN teve um impacto positivo na conservação da biodiversidade e manutenção de serviços de ecossistema poucos anos após o seu início. Em várias outras regiões tropicais, autores destacam a importância da participação das comunidades locais na gestão dos

recursos naturais, nomeadamente na conservação das florestas (Mondal & Southworth, 2010; FAO, 2006).

O período da implementação do MCRN na reserva de Mecuburi compreende o primeiro sub período de análise no presente estudo no qual se registou um aumento da área florestal e redução da área agrícola. Todavia, não há dados que testemunhem que o aumento da área florestal é consequência do MCRN. Do mesmo modo, não há informação que permita relacionar a redução da área florestal no sub período 2007/2011 com o término do MCRN que, segundo Siteo & Maússe - Siteo, 2009, provocou frustração no seio das comunidades locais, verificando-se envolvimento de elementos antes activos na fiscalização de recursos naturais, em derrube da floresta para agricultura e outras finalidades.

Este trabalho constitui um ponto de partida para futuros estudos em torno de uma eventual intervenção do mecanismo REDD na reserva de Mecuburi. O sucesso dessa intervenção dependeria, em grande medida, de um envolvimento directo das comunidades locais e da capacidade de o REDD resultar em rendimentos superiores aos obtidos através de formas de uso de solo que conduzam a desflorestação. De resto, desde 2007 que a produção de algodão, principal cultura de rendimento na área de estudo, enfrenta uma evolução negativa, o que pode favorecer o REDD. Segundo (IAM, 2011), verifica-se um crescente desinteresse por parte dos produtores, como resultado de preços baixos de compra ao produtor, em virtude da instabilidade do mercado internacional.

5. Conclusões

- ✓ A maior porção da floresta densa situa-se na zona central da reserva;
- ✓ Ao longo das estradas e próximo das aldeias, verifica-se um mosaico de floresta aberta e agricultura itinerante;
- ✓ A taxa de desflorestação registada no período de referência mostra que a floresta está a reduzir a um ritmo acelerado;
- ✓ A reserva tem um elevado potencial para um projecto REDD (cobertura florestal > 50% e taxa de desflorestação > 0.22%/ano).

6. Referências Bibliográficas

1. Achard, F., Eva, H., Glinni, A., Mayaux, P., Richards, T. & Stibig, H. J. (Eds.) 1998. Identification of deforestation hot spot areas in the humid tropics. *Trees Publication Series B*, Research Report No. 4, Space Application Institute, Global Vegetation Monitoring Unit, Joint Research Centre. Brussels: European Commission.
2. Aguiar Macedo, J. M. 1968. *A Reserva Florestal de Mecubúri*. Comunicação No 22. Instituto Nacional de Investigação Agronómica de Moçambique. Lourenço Marques.
3. Allen, J. C., Barnes, D. F., 1985. The causes of deforestation in developing countries. *Annals of the Association of American Geographers* 75 (2), 163–184.
4. Anderson, J. L.; Magane, S. (2000). *An Assessment of the Wildlife CBNRM Potential of the Mecuburi and Matibane Forest Reserves, the Mahel pilot Project and the Goba Community Project*. FAO. Working paper n° 10. Maputo.
5. Angelsen, A., Kaimowitz, D., 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14, 73–98.
6. Argola J. 2004. *Causas de mudança de cobertura florestal na região do Corredor da Beira*. Tese de Licenciatura em Engenharia Florestal, Universidade Eduardo Mondlane.
7. Arroyo-Mora, J. P., Sanchez-Azofeifa, G. A., Rivard, B., Calvo, J. C., Janzen, D. H., 2005. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture Ecosystems & Environment* 106, 27– 39.
8. Awasse, A & Mushove, P. 2000. Um modelo de Gestão de uma Reserva Florestal. FAO/MOZ-056 Internal Report. Mimeo.
9. Barrow, C. J. 1991. *Land degradation: Development and breakdown in terrestrial environments*. Cambridge: Cambridge University Press.
10. Brown, S., Andrasko, K., Hall, M., Dushku, A., Ruiz, F., Marzoli, W., Maser, O., Guerrero, G. & DeJong, B. 2006. Baselines for land-use change in the tropics: application to avoided deforestation projects *Mitigation Adaptation Strategy Global Change* 12: 1001–26.
11. Campbell, B. 1996. *The Miombo in Transition. Woodlands and Welfare in Africa*. CIFOR. Bogor, Indonesia.
12. Campbell, J., 1987. *Introduction to Remote Sensing*, New York: Guilford Press.
13. Celender, N. 1983. Miombo Woodland in Africa- Distribution, Ecology and Pattern. Versitet. International Rural Development Center. *Arbest rapport*, Working paper 16. Uppsala Suécia.

14. Cincotta, R. P., & Engelman, R. 2000. Nature's place: Human population and the future of biological diversity. Washington, DC: *Population Action International*.
15. Coomes, O. T., Grimard, F., Diaz, V., 2001. *Peasant farm size and family size: a causality analysis from the Peruvian Amazon*. Working Paper, Department of Geography, McGill University, Montreal.
16. Costa, F. 1998. *Reservas Florestais de Nampula: Situação actual e Perspectivas*. Relatório de Consultoria.
17. Da Fonseca, G. A. B., Rodriguez, C. M., Midgley, G., Busch, J., Hannah, L. & Mittermeier, R. A. 2007. No Forest Left Behind. *PLoS Biol* 5(8).
18. Daily, G. C., Soderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R. 2000. The value of nature and nature of value. *Science*, 289, 395–396.
19. Dean, A. M & Smith, G. M. 2003, An evaluation of per – parcel land cover mapping using maximum likelihood class probabilities. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (14), 2905-2920.
20. DeFries, R., Field, C., Fung, I., Collatz, G., & Bounoua, L. 1999. Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 803–815.
21. Di Gregorio A, Jansen L. J. M. 2000. *Land Cover Classification System*. Rome: Food and Agricultural Organization.
22. Ernst, C. L. & Hoffer, R. M. 1979. *Digital processing of remotely sensed data for mapping wetland communities*. LARS Technical Report 122079. Laboratory for Applications of Remote Sensing. Purdue University, West Lafayette.
23. FAO. 2006. *Global Forest Resources Assessment 2005 Main Report*. www.fao.org/forestry/fra2005.
24. FAO. 1996. *Support for community Forestry and Wildlife Management*. Projecto GCP/MOZ/056/NET/Government Cooperative Programme. Maputo.
25. FRA.1993. Forest resources assessment 1990 –Tropical countries. *Forestry paper* 112.
26. Frost, P. 1996. The Ecology of Miombo Woodlands. IN: Campbell (ed). *The Miombo in transition Woodland and Welfare in Africa*. Pp 19-39.
27. Gastellu-Etchegorry, J.P., Sinulingga, A.B. 1988. Designing a GIS for the study of forest evolution in Central Java. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* 79 (2), 93–103.
28. Geist, H. J., Lambin, E. F. 2001. *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational scale case study evidence*. LUCR Report Series No. 4. University of Louvain, Louvain-la-Neuve.

29. Grundy, I. M. 1995. *Regeneratiomn and managemento of Brachystegia spiciformis and Julbernardia globiflora*. Troupin in Miombo Woodland, Zimbabwe. D. Phil. Thesis, University of Oxford.
30. Hall, C. A. S., Tian, H., Qi Y., Pontius, G., Cornell, J & Uhlig, J. 1995. Modeling spatial and temporal patterns of tropical land use change *J. Biogeogr.* 22 753–7.
31. Harris, N. L., Petrova, S., Stolle, F & Brown, S. 2008. Identifying optimal areas for REDD intervention: East Kalimantan, Indonesia as a case study. *Environmental Research Letter.* 3 (2008) 035006.
32. Hecht, S. B. 1985. Environment, development, and politics:capital accumulation and the livestock sector in Amazonia. *World Development* 13 (6), 663–684.
33. Houghton, R. A., Skole, D. L., Nobre, C. A., Hackler, J. L., Lawrence, K. T., & Chomentowski, W. H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature*, 403, 301–304.
34. Huettner, M., Leemans, R., Kok, K & Ebeling, J. 2009. A comparison of baseline methodologies for Reducing Emissions from Deforestation and Degradation. *Carbon Balance and Management* 2009, 4:4.
35. IAM. 2011. *Relatório Sobre o Ponto de Situação do Subsector do Algodão*. I Trimestre de 2011. Maputo.
36. IDRISI Klimanjaro. 2004. *Guide to GIS and Image Processing Volume 2*, Idrisi Production, Clark Labs,USA, pp.57-82
37. IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: *Agriculture, Forestry and Other Land Use*, vol. 4.
38. Jaiteh, M. S. 2008. *Land Cover Dynamics in Miombo Ecosystems*. VDM Verlag Dr. Muller.
39. Jansen, L. J. M., Bagnoli, M., Chimenti, S., Dell’Agnello, A., Focacci, M., Monaco, S. A., Sorini, P., Stoppioni, S., Urbano, F. 2006. Satellite image interpretation of land-cover types in Manica and Maputo Provinces at nominal scale of 1:250,000 and at national level at nominal scale 1:1,000,000. Technical Report No. 1. Integrated Assessment of Mozambican Forests (AIFM) project. Agriconsulting S.p.A., Rome, Italy.
40. Jansen, D. T., Fredeen, A. L., & Wheate, R. D. 2006. Radiometric correction techniques and accuracy assessment for landsat TM data in remote forested regions. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 32, 330–340.
41. Liu, X. H., Skidmore, A. K. & Oosten, V. H. 2002. Integration of classification methods for improvement of land-cover map accuracy, *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*.

42. Lo, C. P. & Watson, L. J. 1998. The influence of geographic sampling methods on vegetation map accuracy evaluation in a swampy environment. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64:1189-1200.
43. Lugo, A. E., Helmer, E. 2004. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management* 190, 145 – 161.
44. MAE. 2005. *Perfil de Desenvolvimento do Distrito de Mecuburi – Nampula*. Ministério da Administração Estatal. Maputo.
45. Marzoli, A. 2008. *Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique*. Agriconsulting. Maputo.
46. Mather, A. S., Needle, C. L., 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal* 166 (1), 2–13.
47. Martens, B., Sunderlin, W., Ndoye, O., Lambin, E. F. 2000. Impact of macro-economic change on deforestation in South Cameroon: integration of household survey and remotely-sensed data. *World Development* 28, 983 – 999.
48. MICOA. 2010. *Estratégia Nacional de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal. Reduzir as emissões de carbono e a pobreza melhorando o manejo das florestas*. Documento para debate. Maputo.
49. Mondal, P & Southworth, J. 2010. Protection vs. commercial management: Spatial and temporal analysis of land cover changes in the tropical forests of Central India. *Forest Ecology and Management* 259 (2010) 1009 – 1017.
50. Nhantumbo, I. & Izidine, S. 2009. *Preparing for REDD in dryland forests: Investigating the options and potential synergy for REDD payments in the miombo eco-region (Mozambique country study)*. International Institute for Environment and Development (IIED), London, UK.
51. Nualchawee, K., Miller, L., Tom, C., Christenson, J., Williams, D. 1981. Spatial inventory and modeling of shifting cultivation and forest land cover of northern Thailand with inputs from maps, air photos and Landsat. Texas A&M University, College Station, TX.
52. Ozesmi, S. L & Bauer, M., 2002, Satellite Remote Sensing of Wetlands, *Wetlands Ecology and Management*, 10, pp. 381- 402.
53. Palaniswami, C., Upadhyay, A. K & Maheswarappa, H. P. 2006."Spectral mixture analysis for subpixel classification of coconut", *Current Science*, Vol. 91, No. 12, 1706 -1711.
54. Parker, C., Mitchell, A., Trivedi, M., & Mardas, N. 2008. *The Little REDD Book A guide to governmental and non-governmental proposals for reducing emissions from deforestation and degradation*. Global Canopy Foundation. Oxford.

55. Perumal, K & Bhaskaran, R. 2010. Supervised Classification Performance of Multispectral Images. *Journal of Computing*, Volume 2, Issue 2.
56. Perz, S. G., Skole, D. L. 2003. Social determinants of secondary forests in the Brazilian Amazon. *Social Science Research* 32, 25–60.
57. Pontius Jr, R. G. 2002. Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68, 1041–9.
58. Pontius Jr, R. G., Cornell, J & Hall, C. A. S. 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85 191–203.
59. Pontius Jr, R. G., Chen, H. 2006. Modeling With Geomod. Clark University.
60. Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology Management*. 177 593 – 6.
61. Ribeiro, N., Mushove, P., Awasse, A & Simango, S. 2002. *Caracterização Ecológica da Floresta de Galeria do Rio Mecubúri na Reserva Florestal de Mecuburi, Província de Nampula*. Uicn/Uem/Dnffb. Maputo.
62. Richards, J. A & Jia, X. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. 3th Edition. Springer.
63. Richards, J. A. 1995. *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*, Springer-Verlag, pp. 265-290.
64. Rodgers, A., Salehe, J., & Howard, G. 1996. The Ecology of Miombo Woodlands. Em B. B. Campbell (Ed.), *The Miombo in transition: Woodlands and welfare in Africa* (pp. 11 – 57). Bogor, Indonesia: Center of International Forestry Reserch.
65. Rose, S., Helal, A., Eickhout, B., Fisher, B., Kurosawa, A., Rao, S., Riahi, K. & van Vuuren, D. 2007. Land in climate stabilization modeling: Initial observations. Energy Modeling Forum Report, Stanford University.
66. Saket, M., 1994. *Report on the updating of the exploratory national forest inventory*. FAO/UNDP MOZ/92/013 Project document, July 1994. MADER/DNFFB/UIF, Maputo.
67. Scaramuzza, P., Micijevic, E., & Chander, G. 2004. SLC gap-filled products, *Phase 1 Methodology*. Disponível em: http://landsat.usgs.gov/documents/SLC_Gap_Fill_Methodology.pdf (visitado a 29 de Dezembro de 2011).
68. Sedano, F., Gong, P., Ferrão, M. 2005. Land-cover assessment with MODIS imagery in Southern African miombo ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 98, 429–441.

69. Skole, D & Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1998. *Science* 260: 1905–1909.
70. Spadavecchia, L., Williams, M., Wright, J. 2004. *Synthesis of Remote Sensing Products and GIS Database to Estimate Landuse Change: an Analysis of the Nhambita Community Forest, Mozambique.*
71. Swain, P. H., & Davis, S. M. 1978. *Remote sensing: The quantitative approach.* New York' McGraw-Hill.
72. Temudo, M. P. & Silva, J. M. N. 2011. Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. *Journal of Land Use Science*, DOI:10.1080/1747423X.2011.595834.
73. The Yale Center for Earth Observation. 2011. *Filling Gaps in Landsat ETM Images.* <http://www.yale.edu/ceo>
74. Tokola, T., Löfman, S., & Erkkilä, A. 1998. Relative calibration of multitemporal Landsat data for forest cover change detection. *Remote Sensing of Environment*, 68, 1–11.
75. Tucker, C. J., Grant, D. M., Dykstra, J. D. 2004. NASA's Global Orthorectified Landsat Data Set. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70 (3), 313-322.
76. UNFCCC. 2006. *Background paper for the workshop on reducing emissions from deforestation in developing countries*, August 2006, Rome, Italy. Part I. Scientific, socio-economic, technical and methodological issues related to deforestation in developing countries *Working paper No.1.*
77. USGS. 2008. *Imagery for Everyone: Timeline set to release entire USGS Landsat archive at no charge.* Technical Announcement April, 2008 <http://landsat.usgs.gov/>.
78. USGS. 2004. *Shuttle Radar Topography Mission*, 1 Arc Second scene SRTM_u03_n008e004, Unfilled Unfinished 2.0, Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland, February 2000. <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/srtm/>
79. Verchot, L. V & Petkova, E. 2009. *The State of REDD Negotiations: Consensus Points, Options for Moving Forward and Research Needs to Support the Process.* A Background Document for the UN-REDD Sponsored Support to Regional Groups. UN-REDD/CIFOR. Bogor.
80. Warner, T. A & Campagna, D. J. 2009. *Remote Sensing with Idrisi Taiga.* A Beginner's Guide. Geocarto International Center. Hong Kong.
81. Williams, M, Ryan, C. M, Rees, R. M, Sambane, E, Fernando, J & Grace, J. 2008. Carbon Sequestration and Biodiversity of re-growing Miombo Woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 254 (2008): 145 – 155.