



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/09.21.21.56-TDI

**ÍNDICE DE ANTROPIZAÇÃO DA VÁRZEA
AMAZÔNICA: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA DE
INTEGRAÇÃO DE DADOS CENSITÁRIOS E DE
SENSORIAMENTO REMOTO**

Vanessa Priscila Camphora

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de
Moraes Novo, e André de Lima,
aprovada em 29 de agosto de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3MFHAAE>>

INPE
São José dos Campos
2016

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@inpe.br

COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):

Presidente:

Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)

Membros:

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (CTE)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação de Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SID)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/09.21.21.56-TDI

**ÍNDICE DE ANTROPIZAÇÃO DA VÁRZEA
AMAZÔNICA: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA DE
INTEGRAÇÃO DE DADOS CENSITÁRIOS E DE
SENSORIAMENTO REMOTO**

Vanessa Priscila Camphora

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de
Moraes Novo, e André de Lima,
aprovada em 29 de agosto de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3MFHAAE>>

INPE
São José dos Campos
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Camphora, Vanessa Priscila.

C154i Índice de antropização da várzea Amazônica: Uma proposta metodológica de integração de dados censitários e de sensoriamento remoto / Vanessa Priscila Camphora. – São José dos Campos : INPE, 2016.

xxii + 126 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/09.21.21.56-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

Orientadores : Drs. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, e André de Lima.

1. Antropização. 2. Várzea Amazônica. 3. Análise multicritério. 4. Dados de sensoriamento remoto. 5. Dados censitários. I. Título.

CDU 528.8:531.435.12



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Vanessa Priscila Camphora**

"ÍNDICE DE ANTROPIZAÇÃO DA VÁRZEA AMAZÔNICA: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA DE INTEGRAÇÃO DE DADOS CENSITÁRIOS E DE SENSORIAMENTO REMOTO"

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Mestre** em

Sensoriamento Remoto

Dra. Evelyne Márcia Leão de Moraes Novo



Presidente / Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. André de Lima



Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Maria Isabel Sobral Escada



Membro da Banca / INPE / SJCampos - SP

Dr. Fabiano Morelli



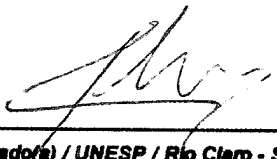
Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Helder Lima de Queiroz



Convidado(a) / IDSM/MCT / Belém - PA

Dr. Thiago Sanna Freire Silva



Convidado(a) / UNESP / Rio Claro - SP

Este trabalho foi aprovado por:

maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 29 de Agosto de 2016

“Tenha até pesadelos, se necessário for. Mas sonhe”.

Patrícia Rehder Galvão (Pagu)

AGRADECIMENTOS

Agradeço muito a todos que me ajudaram a concluir mais uma etapa da minha vida, fornecendo apoio e contribuindo para meu crescimento acadêmico e pessoal durante esses dois anos em que trabalhei nesta pesquisa.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pela infraestrutura de estudo imprescindível ao desenvolvimento desta pesquisa e aos seus professores por fornecer uma formação acadêmica de grande qualidade. À coordenação do programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto pelo fornecimento de materiais e informações necessárias ao desenvolvimento desta pesquisa.

À CAPES pelo auxílio financeiro através da concessão da bolsa de mestrado em Sensoriamento Remoto do INPE.

A meus orientadores Dra Evlyn Novo e Dr. André Lima pela orientação valiosa, repleta de sugestões e críticas construtivas. Agradeço também pela paciência e auxílio nos momentos difíceis através de um apoio dotado de conselhos, não apenas acadêmicos, mas que também alimentaram meu desenvolvimento pessoal. Ao Dr. Thiago Silva pela orientação inicial, pelo apoio e incentivo a seguir em frente e, especialmente, por acreditar na minha pessoa e me oferecer a oportunidade para desenvolver esta pesquisa.

A meus pais por terem investido e acreditado sempre na minha educação como a base do meu desenvolvimento profissional e pessoal. É neles que me espelho para ter forças ao acordar e me sentir capaz para enfrentar os desafios da vida. Agradeço pelo amor, companheirismo e amparo nos momentos difíceis.

A meu namorado Felipe Garcez que é meu alicerce de segurança e fonte de motivação. Agradeço por me ajudar a enfrentar a vida de cabeça erguida através de seu grande apoio, em todos os sentidos e possibilidades dessa palavra e por jamais permitir que eu desistisse dos meus sonhos.

A meus amigos de longa data que me acompanham desde a escola e que hoje, apesar da distância, continuam torcendo pelo meu sucesso, me auxiliando e aconselhando em muitas das etapas da vida. Às amigas novas construídas nesses anos Bruna Pechini, Bruna Braga e Anielli, pela grande amizade composta de carinho, risadas, apoio e parceria nos momentos difíceis. Gratidão especialmente à Bruna Pechini por estar sempre bem humorada e disposta a me fazer sorrir! E também por oferecer inúmeras vezes sua casa para descansar quando o trabalho era árduo e insistia que virássemos a madrugada até enxergarmos o fruto do nosso esforço!

À Vivian Froes Renó pelo apoio e pela troca de ideias. Agradeço também por ter compartilhado dados importantíssimos para o desenvolvimento desta pesquisa, dentre eles, o mapa de desflorestamento da várzea na planície de inundação do Baixo Amazonas.

RESUMO

A várzea amazônica é um ecossistema sazonalmente inundado pelos rios de origem andina, moldando um cenário de constante transição entre ambientes terrestres, úmidos e aquáticos. A variação deste padrão estrutural não é apenas decorrente de fatores naturais, mas também de atividades antrópicas, resultantes do histórico intenso de ocupação e extração de recursos naturais. Atualmente, a várzea é um dos ecossistemas mais vulneráveis da região amazônica brasileira, sujeita a diferentes níveis de pressões antrópicas diárias cuja quantificação em larga escala ainda é desconhecida. Neste contexto, o objetivo dessa pesquisa foi propor um índice do potencial de antropização que permitisse quantificar o grau de impacto humano na várzea amazônica a partir da integração de produtos de sensoriamento e de dados censitários. As variáveis indicadoras da antropização selecionadas foram: o desflorestamento acumulado entre 1975 e 2014; o número de focos de calor como *proxy* da ocorrência de queimadas na várzea entre 2003 a 2014; o número de domicílios rurais segundo o censo de 2010; o número de cabeças do rebanho bovino e bubalino dos municípios da várzea em 2014. Para tanto, foi selecionada uma porção de várzea do Baixo Amazonas compreendida entre Parintins (AM) e Almeirim (PA). Para a compatibilização espacial e a integração das informações em uma análise conjunta, foram adotadas quadrículas de 5x5 km² como unidade de análise e representação espacial de cada variável, aqui denominadas de indicadores antrópicos. O método de análise multicritério foi utilizado para combinação dos indicadores, a partir do uso da técnica *Analytic Hierarchy Process* - AHP. A AHP preconiza a participação de especialistas com conhecimento sobre as características naturais e antrópicas da área de estudo para determinação da importância relativa dos indicadores e a definição dos pesos equivalentes, utilizados na combinação algébrica dos indicadores para gerar um mapa síntese, classificatório com o grau de antropização em cada quadrícula. O mapa apresentou a ocorrência de ambientes mais impactados na porção central (entre os municípios de Juruti e Óbidos, Curuá e Santarém) e leste (entre os municípios de Monte Alegre e Prainha) da área estudada. A análise dos indicadores que compõem o índice de antropização permitiu identificar os fatores que mais influenciam na distribuição espacial da antropização na área de estudo. Os indicadores antrópicos de desflorestamento e de focos de calor foram considerados com elevado potencial de degradação do ambiente e influenciaram a identificação de locais com maior intensidade de antropismo. O índice proposto permitiu identificar um gradiente de antropização que varia de leste a oeste na várzea do Baixo Amazonas e que as áreas mais antropizadas, corroboram com informações da literatura sobre a ocorrência de maiores alterações na paisagem nesses locais, datadas desde o período pré-colonial. Assim, esta metodologia pode auxiliar na avaliação de ações mais imediatas de conservação dos recursos naturais e preservação dos serviços ecossistêmicos de várzea por tomadores de decisão, adequadas para cada região da várzea amazônica.

Palavras-chave: Antropização. Várzea Amazônica. Análise multicritério. Dados de Sensoriamento Remoto. Dados Censitários

ANTHROPIZATION INDEX OF AMAZON FLOODPLAIN: PROPOSAL INTEGRATION METHODOLOGY OF REMOTE SENSING AND CENSUS DATA

ABSTRACT

The Amazon floodplain is an ecosystem seasonally flooded by Andean rivers picturing a scenario of constant transition between terrestrial, wetland and aquatic environments. This variation in *várzea* pattern is related to both, natural factors and human activities, resulting from an intensive history of exploitation of natural resources. Currently the floodplain is one of the most vulnerable ecosystems in the Brazilian Amazon, subject to different levels of daily human pressures. The quantification in a large scale of this pressure is still unknown. The aim of this research was to propose an potential anthropization index which could help to quantify the degree of human impact on the Amazon floodplain by integrating remote sensing and census data. The following variables were selected to indicate anthropization: cumulative deforestation between 1975 and 2014; number of active fires as proxy of burning occurrence on the floodplain between 2003-2014; number of rural households according to the 2010 census; number of heads of cattle and buffalo's population in the municipalities of the floodplain in 2014. The *várzea* reach of the Lower Amazon located between Parintins (AM) and Almeirim (PA) was selected to carry out the study. To make sure that such information could be spatially integrated and made compatible for joint analysis, cells with 5x5 km² were adopted as the unit of analysis and spatial representation of each variable, here called the anthropic indicators. A multi-criteria analysis, Analytic Hierarchy Process - AHP, was used to combine the indicators into an index. This technique determines the relative importance of the indicators and the definition of equivalent weights based on of the knowledge of experts on the natural and anthropogenic characteristics of the study area. This information is then used in algebraic combination of the indicators, to generate a synthesis and a classification map that quantifies the degree of anthropization in each cell. The resulting map showed that the Central region, between the municipalities of Juruti and Obidos, Curuá and Santarém, and the Eastern region, between the municipalities of Monte Alegre and Prainha, were subjected to the highest degree of anthropization. The analysis of the indicators allowed identifying the most influential factors contributing to the anthropization and the spatial distribution of human disturbance in study area. The anthropic indicators of deforestation and active fires were considered with high potential for environmental degradation by the experts and strongly influenced the identification of highly impacted areas. The index identified a decreasing human disturbance ranging from east to west in the Lower Amazon *várzea*. The most disturbed areas, corroborated with the literature about the occurrence of major changes in the landscape. Thus, this approach can support the evaluation of immediate actions of natural conservation resources and preservation of floodplain ecosystem services by decision makers, appropriate for each region of the Amazon floodplain.

Keywords: Anthropization. Amazon Floodplain. Multi-criteria Analysis. Remote Sensing data. Census data.

LISTA DE FIGURAS

| | <u>Pág.</u> |
|---|-------------|
| Figura 2.1 - Localização de comunidades na várzea do Baixo Amazonas..... | 8 |
| Figura 2.2 - Atividades econômicas baseadas no ciclo hidrológico..... | 11 |
| Figura 2.3 Número efetivo do rebanho bovino e bubalino (número de cabeças) nos municípios estudados, cuja área é ocupada pela planície de inundação do Baixo Amazonas, de 2004 a 2008..... | 13 |
| Figura 2.4 - Ilustração e exemplificação do funcionamento da matriz de comparação pareada..... | 20 |
| Figura 2.5 - Ilustração e exemplificação do procedimento de normalização da matriz Mn e obtenção da ordem de prioridade dos indicadores (pesos)..... | 22 |
| Figura 2.6 - Coincidência espacial de pixels a partir da sobreposição de dados com representação matricial com a mesma resolução espacial..... | 26 |
| Figura 3.1 - Área de estudo: Região de várzea do Baixo Amazonas e respectivas sedes de municípios..... | 27 |
| Figura 3.2 Fluxograma Metodológico | 38 |
| Figura 3.3 - Órbitas/pontos e datas de aquisição das cenas do satélite OLI/LANDSAT 8. | 40 |
| Figura 3.4 - Imagem R6G5B4 do satélite OLI/LANDSAT 8: (a) Sem realce (b) Com realce..... | 41 |
| Figura 3.5 - (a) Imagem com divisão das cenas bem definidas (setas vermelhas) e variação na reflectância devido à presença de nuvens (seta laranja); (b) Mosaico com limite suavizado entre as cenas (setas vermelhas) e variação na reflectância não corrigida devido à presença de plumas e nuvens (seta amarela) e à variação do nível de água (seta laranja)..... | 44 |
| Figura 3.6 - Ilustração da integração das variáveis com diferentes formatos de representação espacial em uma mesma base de análise espacial: (a) variáveis representadas por área; (b) variáveis representadas por pontos. | 46 |
| Figura 3.7 – Cobertura de nuvens sobre os corpos hídricos permanentes detectadas na banda 5 do sensor TM/LANDSAT, identificadas por setas vermelhas..... | 49 |

| | |
|--|----|
| Figura 3.8 - Ilustração do método de determinação do índice de antropização IAVA: (a) Método de Combinação Linear Ponderada; (b) Mapas de antropização de cada especialista; (c) Média aritmética dos mapas de antropização individuais. | 59 |
| Figura 4.1 - Avaliação da máscara de áreas alagáveis: a) variação da topografia do limite de terreno no interior da e na borda da máscara; b) identificação de áreas de terra firme no mosaico OLI/LANDSAT, de acordo com os critérios descritos anteriormente. | 62 |
| Figura 4.2 - Resultado da correção da máscara de áreas alagáveis | 63 |
| Figura 4.3 - Avaliação da várzea do Rio Maicuru a) Localização da região b) variação topográfica entre a várzea do Rio Maicuru e a várzea do Baixo Amazonas. | 64 |
| Figura 4.4 - Diferença temática entre a identificação de corpos hídricos permanentes através do método de fatiamento da Banda 5 (infravermelho médio) e os corpos hídricos adicionados por edição vetorial. | 66 |
| Figura 4.5 – Mapeamento do desflorestamento entre 1970 e 2008 (cor amarela) e apenas em 2014 (cor vermelha)..... | 68 |
| Figura 4.6 - 'Áreas desflorestadas: (a) mapeadas em 2014 (cor vermelha), localizadas próximas à áreas desflorestadas entre 1970 e 2008 (cor amarela); (b) mapeadas em 2014, com formato arqueado devido a localização próxima às margens de corpos hídricos | 69 |
| Figura 4.7 - Valores absolutos de porcentagem de desflorestamento contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 71 |
| Figura 4.8 - Indicador antrópico de desflorestamento, com valores normalizados de porcentagem de desflorestamento contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 72 |
| Figura 4.9 - Gráfico da variação do número de focos de calor registrados pelo sensor MODIS/AQUA: em todos os meses dos anos de 2003 a 2014; no período seco após a correção, e porcentagem de focos de calor registrados no período seco. | 74 |
| Figura 4.10 - Valores absolutos do número de focos de calor contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 76 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.11 - Indicador antrópico de focos de calor, com valores normalizados do número de focos de calor contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 77 |
| Figura 4.12 - (a) Localização dos domicílios rurais e comunidades ribeirinhas na várzea; (b) domicílios localizados na interface várzea/terrafirme; (c) domicílios localizados às margens dos rios; (d) domicílios pertencentes à várzea, localizados no buffer de 500 m. | 80 |
| Figura 4.13 - Valores absolutos do número de domicílios rurais ribeirinhos contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 82 |
| Figura 4.14 - Indicador antrópico de domicílios rurais, com valores normalizados do número de domicílios ribeirinhos contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 83 |
| Figura 4.15 - Valores absolutos do número de reses bubalinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 85 |
| Figura 4.16 - Valores absolutos do número de reses bovinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 87 |
| Figura 4.17 - Rebanho (a) bubalino no interior dos corpos d'água e (b) rebanho bovino limitado ao ambiente terrestre, ambos localizados na várzea do Baixo Amazonas. | 89 |
| Figura 4.18 - Indicador antrópico do rebanho bubalino, com valores normalizados do número de reses bubalinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 90 |
| Figura 4.19 - Indicador antrópico do rebanho bovino, com valores normalizados do número de reses bovinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas. | 91 |
| Figura 4.20 - Variação do grau de antropização no Baixo Amazonas segundo o índice proposto por cada especialista. | 93 |
| Figura 4.21 - Mapa de distribuição espacial dos valores de CV na área de estudo. | 95 |
| Figura 4.22 - Variação do grau de antropização no Baixo Amazonas segundo o Índice de Antropização da Várzea Amazônica - IAVA. | 98 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.23 - Gráfico da porcentagem de ocorrência dos valores de intensidade de antropização, não considerando as bordas da máscara de áreas alagáveis. Apresenta as informações referentes ao índice de cada especialista e à média entre eles..... | 99 |
| Figura 4.24 - Elevados valores de intensidade do ÍAVA correspondente aos elevados valores de (a) desflorestamento e de (b) focos de calor. | 101 |
| Figura 4.25 - Localização de áreas com grau de antropização em até 20 % e com vegetação não florestal. | 103 |
| Figura 4.25 - Localização de áreas com grau de antropização em até 20 % e com variação da cota hídrica do Lago Grande de Curuai e das lagoas de Tamaru e Camapu, entre os períodos de seca e vazante na várzea do Baixo Amazonas..... | 105 |

LISTA DE TABELAS

| | <u>Pág.</u> |
|--|-------------|
| Tabela 2.1 - Legenda dos valores propostos na escala de Saaty (1980) para o julgamento da importância relativa de cada indicador. | 19 |
| Tabela 2.2 - Valores tabelados do <i>Random Index</i> (IR)..... | 23 |
| Tabela 3.1. População urbana e a porcentagem do crescimento populacional no período de 1970 a 2010 nos municípios de várzea, cujas sedes municipais se localizam às margens da região de várzea..... | 29 |
| Tabela 3.2 - Chave de interpretação dos alvos de interesse nas imagens OLI/LANDSAT..... | 42 |
| Tabela 3.3 - Valores adotados para equalização das cenas utilizadas para elaboração do primeiro mosaico. | 43 |
| Tabela 3.4 - Valores adotados para equalização das cenas utilizadas para elaboração do segundo mosaico. | 43 |
| Tabela 3.5 - Intervalo dos valores de reflectância escolhido em cada cena correspondente a classe água, para delimitação dos corpos hídricos permanentes. | 49 |
| Tabela 3.6 - Pacotes e algoritmos utilizados no script em R para extração das localizações dos domicílios rurais. | 51 |
| Tabela 3.7 - Matriz de correlação dos indicadores antrópicos | 56 |
| Tabela 3.8 – Valores absolutos e normalizados dos indicadores antrópicos..... | 58 |
| Tabela 4.1 - Pesos gerados na matriz de comparação pareada por cada especialista..... | 96 |

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

| | |
|---------|---|
| AM | Amazonas |
| AHP | <i>Analytic Hierarchy Process</i> |
| AVHRR | <i>Advanced Very High Resolution Radiometer</i> |
| CDR | <i>Landsat Surface Reflectance Climate Data Record</i> |
| CLP | Combinação Linear Ponderada |
| CNEFEE | Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos |
| DEM | <i>Digital Elevation Models</i> |
| FFAI | <i>Flooded Forest Anthropization Index</i> |
| IAVA | Índice de Antropização da Várzea Amazônica |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| INPE | Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| JERS | <i>Japanese Earth Resources Satellite</i> |
| LANDSAT | <i>Land Remote Sensing Satellite</i> |
| LaSRC | <i>Landsat Surface Reflectance Code</i> |
| MSS | <i>Multispectral Scanner System</i> |
| MODIS | <i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i> |
| NASA | <i>National Aeronautics and Space Administration</i> |
| NOAA | <i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i> |
| OLI | <i>Operational Land Imager</i> |
| PA | Pará |
| PPM | Pesquisa Pecuária Municipal |
| PRODES | Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite |
| SAR | <i>Synthetic Aperture Radar</i> |
| SIG | Sistemas de Informação Geográfica |
| SRTM | <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> |
| TM | <i>Thematic Mapper</i> |
| UTM | Universal Transversa de Mercator |
| WGS | <i>World Geodetic System</i> |
| WRS | <i>Worldwide Reference System</i> |

SUMÁRIO

| | <u>Pág.</u> |
|--|-------------|
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 5 |
| 2.1. Caracterização e importância da várzea amazônica | 5 |
| 2.2. Histórico de ocupação e exploração econômica na várzea do Baixo Amazonas .. | 7 |
| 2.3. Atividades antrópicas recentes na várzea do Baixo Amazonas..... | 11 |
| 2.4. Construção e aplicação de indicadores e de índices | 13 |
| 2.5. Suporte à decisão e Análise Multicritério..... | 17 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 27 |
| 3.1. Área de estudo | 27 |
| 3.2. Variáveis ambientais..... | 30 |
| 3.2.1. Desflorestamento | 31 |
| 3.2.2. Focos de calor | 32 |
| 3.2.3. Domicílios rurais..... | 33 |
| 3.2.4. Rebanho bovino e bubalino | 35 |
| 3.3. Dados complementares..... | 35 |
| 3.4. Metodologia..... | 37 |
| 3.4.1. Delimitação da área de estudo | 39 |
| 3.4.2. Processamento digital das imagens OLI/LANDSAT 8 e construção da chave de identificação dos tipos de uso e cobertura do solo..... | 40 |
| 3.4.3. Construção do espaço celular..... | 44 |
| 3.4.4. Construção dos indicadores antrópicos..... | 47 |
| 3.4.4.1. Cálculo da porcentagem de desflorestamento por quadrícula..... | 47 |
| 3.4.4.2. Contagem do número de focos de calor por quadrícula..... | 50 |
| 3.4.4.3. Contagem do número de domicílios rurais por quadrícula | 50 |
| 3.4.4.4. Contagem do número de reses bovinas por quadrícula..... | 51 |
| 3.4.4.5. Contagem do número de reses bubalinas por quadrícula | 53 |
| 3.4.5. Teste da colinearidade entre os indicadores..... | 55 |
| 3.4.6. Análise Multicritério | 56 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 3.4.6.1. | <i>Analytic Hierarchy Process - AHP</i> | 56 |
| 3.4.6.2. | Normalização dos valores de legenda de cada indicador | 57 |
| 3.4.6.3. | Combinação Linear Ponderada - CLP | 58 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES | 61 |
| 4.1. | Avaliação da máscara de áreas alagáveis | 61 |
| 4.2. | Edição vetorial da máscara de corpos hídricos permanentes | 65 |
| 4.3. | Análise dos indicadores antrópicos | 67 |
| 4.3.1. | Indicador de desflorestamento | 67 |
| 4.3.2. | Indicador de focos de calor | 73 |
| 4.3.3. | Indicador de domicílios rurais | 78 |
| 4.3.4. | Indicador de rebanho bovino e bubalino..... | 84 |
| 4.4. | Avaliação do Índice de Antropização..... | 92 |
| 5 | CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES | 107 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 111 |

1 INTRODUÇÃO

Antropização é o termo que define toda a transformação do espaço natural resultante da ação humana direta ou indireta (ELISSALDE, 2005). Praticamente todas as ações do ser humano modificam as características originais do ambiente e, dessa forma, grande parte das paisagens contemporâneas revelam uma combinação dinâmica e indissociável de elementos naturais e antrópicos (PINEDO-VASQUEZ et al., 2002; SILVA; SAMARCO, 2015). Contudo, a transformação gradativa dos atributos físicos, químicos e/ou biológicos de uma dada região pode produzir impacto ambiental negativo, cujo tipo e intensidade traduzem seu grau de degradação ambiental (SANCHEZ, 2006).

A degradação causa a perda progressiva da resiliência (SCHEFFER et al., 2001), isto é, o decréscimo da capacidade de recuperação de um sistema natural a uma perturbação causada por um agente externo, como a antropização (SANCHEZ, 2006). Assim, o ecossistema se torna sujeito à carência de recursos ecológicos e gradativamente vulnerável, cuja recuperação pode ser lenta ou até mesmo irreversível (BITAR; ORTEGA, 1998; SCHEFFER et al., 2001; MAGALHÃES et al., 2015).

A várzea é um dos ecossistemas mais vulneráveis da região amazônica brasileira (CASTELLO et al., 2013; QUEIROZ, 2013; MAGALHÃES et al., 2015), sujeita a pressões antrópicas diárias por cerca de 75% da população amazônica (aproximadamente 8 milhões de pessoas) que aí habitam, construindo moradias e/ou transformando o espaço para o desenvolvimento de atividades para subsistência e para geração de renda (QUEIROZ, 2013). Desde o período colonial a várzea foi o ambiente mais populoso da bacia amazônica, pois se apresentava favorável à ocupação devido ao fácil acesso proporcionado pelos paranás e furos¹ e pelos principais rios navegáveis da Amazônia, como o Amazonas e o Solimões. Esses sistemas aquáticos serviam como vias de penetração para o interior da bacia, viabilizando o surgimento das primeiras

¹ Paranás são cursos d'água que se formam nas laterais de rios de maior porte e adentram nas planícies de inundação, distanciando-se do canal principal e, posteriormente, desembocam no rio principal do qual se estenderam (HENDERSON, 1999; AB'SABER, 2004). Os furos são canais naturais desprovidos de correnteza própria que conectam dois rios, lagos ou paranás ao rio principal (ANDRADE, 1956).

vilas, fortes de proteção às terras sob domínio de Portugal e aldeamentos tutelados pela igreja católica, que deram origem às grandes cidades atuais na região (HARRIS, 2011).

Nas primeiras décadas do século XIX, grandes extensões das florestas inundáveis foram transformadas em plantações de cacau e, principalmente, de juta (WINKLERPRINS, 2006). A partir da década de 1960, foram implementadas políticas de colonização e expansão da economia na Amazônia que motivaram o adensamento populacional nos centros urbanos e a demanda por novas terras para o desenvolvimento de atividades pecuárias e extrativistas. Assim, novas áreas cobertas por floresta nativa foram substituídas por áreas de cultivo e de pastagem (BECKER, 2005; WALKER et al., 2009).

As políticas públicas de combate ao desflorestamento só se tornam efetivas a partir da década de 2000, com a criação de unidades de conservação e a introdução de medidas para controle e monitoramento do desmatamento. No entanto, essas diretrizes foram voltadas para terra firme, visto que apenas 1% da várzea amazônica se encontra sob proteção integral (WALKER et al., 2009; ALBERNAZ et al., 2012).

Atualmente, a criação de pastos para rebanhos bovinos e bubalinos está entre as principais causas do desflorestamento na várzea do Baixo Amazonas, localizada à jusante de Manaus, na porção oriental da Amazonia (RENÓ, 2010). As florestas inundáveis desta região ocupavam uma área 56% maior na década de 1970 do que a área ocupada em 2008 (RENÓ, 2010). Winklerprins (2006) e Renó (2010) sugerem que a ausência de formações florestais na em certas regiões do Baixo Amazonas pode estar associada à interferência antrópica ao longo dos anos, e não somente à variabilidade natural do ambiente, condicionada pela tolerância ao regime de inundação, como atribuído por outros autores (BARROS; UHL, 1997; WITTMANN et al. 2004; 2006).

Neste contexto, verifica-se que para analisar o grau de antropização, deve-se investigar não somente a presença humana, mas principalmente a forma na qual a população usa o seu ambiente (SANDERSON et al, 2002; GFN, 2014). Magalhães et al. (2015), por exemplo, quantificaram a intensidade da atividade humana, a partir das características fitofisionômicas e estruturais da floresta inundável. Por tratar-se de uma metodologia

baseada em dados coletados *in situ*, limitada à análise do impacto sobre florestas inundáveis, seus resultados não são possíveis de serem extrapolados para toda a várzea.

Não existe, até o momento, uma proposta de índice de antropização da várzea amazônica que permita a avaliação do grau do impacto humano em larga escala espacial. As imagens de satélite, entretanto, proporcionam uma visão sinóptica da região de interesse, fornecendo informações de baixo custo operacional e físico quando comparadas às atividades de campos (MELACK e HESS, 2010). Dentre essas informações, é possível identificar atividades antrópicas para grandes extensões de área.

As evidências de antropização podem ser utilizadas para gerar indicadores (RENÓ, 2016) que, combinados, podem compor um índice padronizado para direcionar a avaliação e a aplicação de ações mais imediatas na várzea por tomadores de decisão, que fomentem a recuperação de áreas degradadas e a conservação dos seus recursos e serviços ecossistêmicos (MAGALHÃES et al., 2015; RENÓ, 2016).

No entanto, deve-se considerar que cada variável ambiental está sujeita e responde de forma distinta ao impacto antrópico. O uso da técnica *Analytic Hierarchy Process*, desenvolvido por Saaty (1978), permite mensurar e hierarquizar a contribuição de cada indicador a partir da consulta a especialistas que conheçam as dinâmicas de uso e cobertura da várzea e sua realidade e distribuição espacial. Desta forma, a técnica permite que no processo de quantificação do grau de impacto antrópico seja incorporado o conhecimento de especialistas no fenômeno.

Nessa perspectiva, o objetivo geral dessa pesquisa é propor um índice de antropização para várzea amazônica, a partir de um estudo de caso na planície de inundação do Baixo Amazonas, compreendida entre os municípios de Parintins (AM) e Almeirim (PA). A finalidade da construção de um índice de antropização para várzea amazônica é proporcionar um produto para avaliação do potencial antrópico da paisagem, ou seja, indicar a localização de áreas com maior ou menor susceptibilidade a impactos ambientais negativos, a partir de um maior ou menor conjunto de evidências antrópicas em cada região.

A partir do objetivo geral foram formulados os seguintes objetivos específicos:

- 1) Identificar as variáveis ambientais que melhor representem as dinâmicas antrópicas de uso da terra na várzea amazônica;
- 2) Construir indicadores antrópicos espaciais a partir das variáveis selecionadas para comporem o Índice Antropização;
- 3) Integrar os indicadores e construir Índice de Antropização da Várzea Amazônica a partir da representação celular, do uso da técnica AHP e do conhecimento de especialistas para atribuição de pesos aos indicadores;
- 4) Quantificar e analisar o potencial antrópico nas diferentes regiões de várzea do Baixo Amazonas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Caracterização e importância da várzea amazônica

As áreas úmidas ou alagáveis (*wetlands*) são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, que fornecem serviços ambientais de grande relevância ecológica, tanto local quanto global. Dentre esses serviços ecossistêmicos estão o sequestro e estoque de carbono, a regulação dos fluxos de água doce dos rios, o abastecimento de aquíferos, a regulação do clima e a manutenção da biodiversidade (CASTELLO et al., 2013; COSTA et al., 2013; JUNK et al., 2014). Às margens dos rios amazônicos se encontra uma das mais extensas áreas úmidas do mundo, identificadas como planícies de inundação.

Hess et al. (2003) mapearam cerca de um terço da bacia amazônica e verificaram que 17% da região é composta por áreas úmidas (300 mil km²), formada por terras situadas abaixo de 500 m de altitude. Este estudo permitiu, pela primeira vez, realizar um mapeamento das áreas úmidas da Amazônia com resolução espacial de 100 m. Esse mapeamento foi estendido pelos mesmos autores, abrangendo toda a planície de inundação da Bacia Amazônica. Verificou-se que 14% da região amazônica (800 mil km²) correspondem a áreas sazonalmente inundáveis (HESS et al., 2015).

Dentre as planícies de inundação, a várzea amazônica se destaca por sua vasta extensão física e por se constituir em um ecossistema de elevada importância ecológica, econômica e social (JUNK et al., 2011; RENÓ et al., 2011). A várzea compreende áreas marginais do Rio Amazonas e de seus tributários Purus, Juruá e Madeira, denominados rios de água branca. Apesar da nomenclatura, os rios apresentam corpos hídricos de coloração turva, devido à presença de partículas orgânicas e inorgânicas com elevadas concentrações de argila e de sais minerais dissolvidos (SIOLI, 1956; citado por JUNK et al., 2010). A deposição destes nutrientes nas áreas adjacentes aos rios proporciona terras naturalmente mais férteis e produtivas para a várzea, quando comparadas às demais áreas da Amazônia (JUNK; PIEDADE, 2010).

Os sedimentos presentes nos rios de água branca são oriundos das nascentes, localizadas na região Andina e Pré-andina e de terrenos argilosos ao longo do curso d'água, que se encontram em constante erosão, decorrente da variação sazonal do nível da água desses rios, denominada de pulso de inundação (JUNK, 1997). O pulso de inundação da várzea proporciona um período terrestre e um aquático à planície aluvial, que varia conforme os períodos de enchente (Janeiro a Março), cheia (Abril a Junho), vazante (Julho a Setembro) e seca (Outubro a Dezembro) do Rio Amazonas (BARBOSA, 2005). Assim, encontram-se variados tipos de habitats na várzea, composto por grande biodiversidade de espécies com adaptações morfofisiológicas para sobreviver às variações fluviais da região, muitas delas endêmicas (JUNK; PIEDADE, 1997; JUNK et al., 2010).

Há uma evidente variação de fitofisionomias na várzea de leste para oeste. À leste, no Baixo Amazonas, se encontram grandes extensões de áreas ocupadas por plantas herbáceas, enquanto que as espécies arbóreas predominam na região oeste e central da Amazônia (PIEADADE et al., 1994; PAROLIN et al., 2004; WITTMANN et al., 2006).

As comunidades de herbáceas aquáticas, conhecidas por macrófitas, destacam-se pela multiplicidade de funções ecológicas e endemismo (JUNK; PIEDADE, 1997). Elas ocupam áreas extensas na várzea, e contribuem para os processos de sedimentação e consolidação do substrato, para a manutenção da diversidade de fauna, para a alimentação de rebanhos e para a manutenção da abundância de recursos pesqueiros (MELACK et al. 2004; ARRAUT et al., 2010; AFFONSO, 2012, PIEDADE et al., 2014). Além disso, as macrófitas são responsáveis por grande parte do balanço de carbono, fornecendo valores de biomassa e produtividade primária até três vezes superiores às espécies florestais de várzea (PIEADADE et al., 2005; SILVA et al., 2009).

A cobertura florestal, por sua vez, garante alimentação e abrigo para fauna, desempenhando um papel importante para manutenção da estrutura fisiológica do ecossistema e estabilidade do relevo fluvial (WITTMANN et al., 2010; PINEDO-VASQUEZ; SEARS, 2011; ARRAUT et al., 2013). A floresta ocupa aproximadamente 75% de toda a extensão da várzea amazônica e é composta pela maior riqueza de

espécies dentre as demais áreas alagáveis do mundo, marcada pelo elevado grau de endemismo (WITTMANN et al., 2004; 2006; 2010).

Além dos valores ecológicos, a floresta inundável apresenta grande relevância socioeconômica para as populações que ali habitam, transformando os recursos naturais da região em fontes de renda e de auto consumo (FEARNSIDE, 2008; RENÓ et al., 2011, QUEIROZ, 2013). Vale ressaltar que a saúde e o bem estar das populações ribeirinhas podem ser diretamente afetados pela derrubada das florestas, implicando na redução da qualidade da água para consumo humano e para animais de criação. Além disso, o desflorestamento pode afetar diretamente a temperatura da água, elevando-a e prejudicando a sobrevivência da biota aquática e, assim, causando a redução dos estoques pesqueiros (MCGRATH et al., 2007; CASTELLO et al., 2013).

Nessas circunstâncias, torna-se importante o desenvolvimento de técnicas apropriadas para inventário, quantificação e monitoramento da remoção da cobertura florestal de várzea. Visto que, apesar da estabelecida relevância das florestas inundáveis, as técnicas e esforços aplicados para conservação da cobertura arbórea ainda é incipiente (MELACK; HESS, 2010; CASTELLO et al., 2013).

2.2. Histórico de ocupação e exploração econômica na várzea do Baixo Amazonas

Análises arqueológicas e etno-históricas demonstram que as regiões de várzea foram as mais populosas da bacia amazônica no período pré-colombiano, com evidências da presença humana, datadas em até doze mil anos (ROOSEVELT, 1999). Isso possivelmente se deve à maior disponibilidade de recursos nesse ambiente, propiciado pela fertilidade dos solos e pela riqueza de espécies, quando comparadas ao ambiente de terra firme (DENEVAN, 1996).

Vale ressaltar que tanto os ambientes de várzea como os de terra firme apresentam uma grande heterogeneidade de paisagens, auxiliando, desta forma, no entendimento do padrão de ocupação na várzea. Denevan (1996) considera que grande parte dos assentamentos existentes naquele período estaria localizada às margens dos rios, em

regiões que não são atingidas pela inundação. Trata-se de áreas próximas ao topo de taludes fluviais (barrancos) que ocorrem no limite entre a terra firme e a calha principal do rio (Figura 2.1). Desta forma, tornava-se possível a implantação de agricultura para auto consumo, sem a influência das variações sazonais dos rios, e a garantia do acesso à água potável.

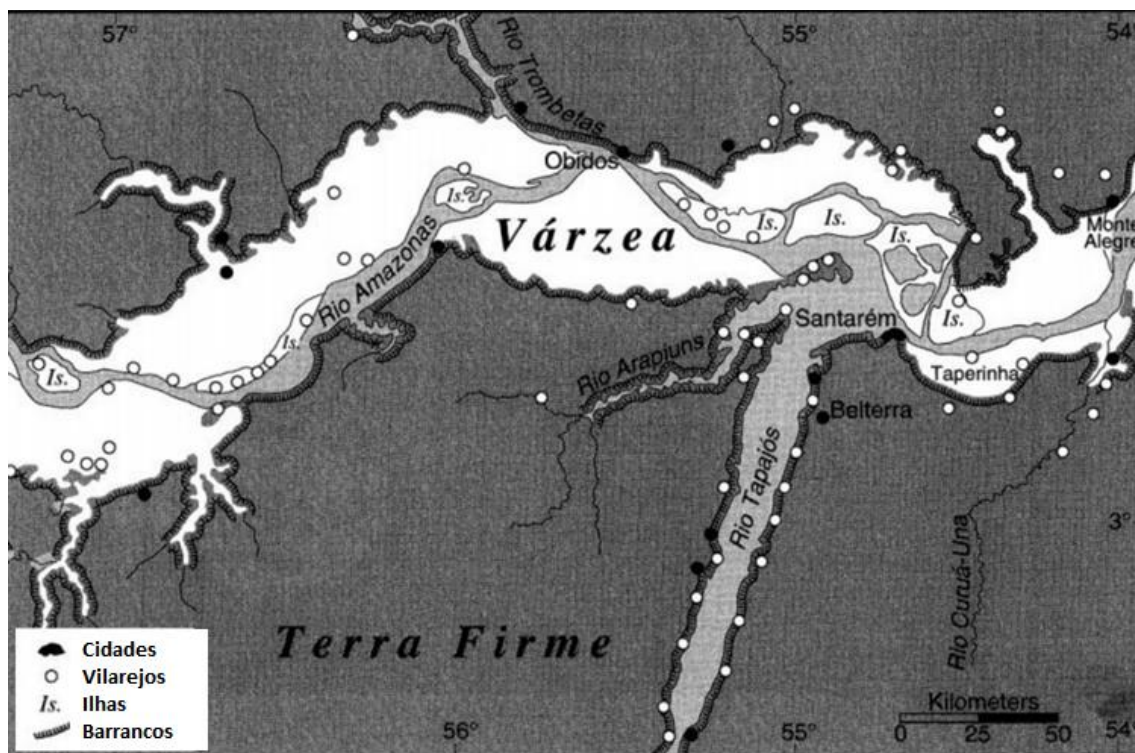


Figura 2.1 - Localização de comunidades na várzea do Baixo Amazonas.

Fonte: Denevan (1996)

A colonização europeia das várzeas amazônicas foi protagonizada pelos portugueses e se deu a partir do século XVII para assegurar a posse das terras ribeirinhas para extração e comercialização de produtos florestais. Pode-se dizer que o sucesso da expansão da colonização portuguesa está associado a essa ocupação. Evidências históricas apontam que as várzeas foram os locais inicialmente ocupados pelas primeiras missões jesuíticas, assim como por habitações individuais e por vilarejos, servindo também como base para a fundação de cidades atuais na região do Baixo Amazonas, como Santarém, Óbidos, Monte Alegre e Alenquer (HARRIS, 2011).

As atuais cidades de Óbidos e Santarém surgiram a partir da organização de fortes na década de 1690, onde se iniciou o estabelecimento de fazendas para beneficiamento de produtos. Também havia estabelecimentos individuais de camponeses, cujas mercadorias eram transportadas para Belém para serem comercializadas. Atividades como a pesca, a pecuária, a caça e a agricultura geralmente eram realizadas por índios escravizados por missionários. Aqueles que se negassem a participar do modo de vida colonial eram exterminados pelos colonos, o que resultou no desaparecimento de alguns grupos indígenas (HARRIS, 2011).

A partir do século XVII e XVIII, o cacau apresentou destaque econômico, plantado por 90% das famílias ribeirinhas e cultivado, principalmente, nas margens mais elevadas do Rio Amazonas, entre as cidades de Santarém e Óbidos (HARRIS, 2011; WINKLERPRINS, 2006). No entanto, a partir de 1855 observa-se uma queda significativa na produção de cacau, em consequência de uma grande inundação em Santarém, que devastou a maioria das plantações na região. Na mesma época, observa-se o plantio de árvores para extração da borracha. Contudo, não se tratava de uma atividade dominante na região de várzea, ganhando destaque nas áreas de terra firme ao longo do rio Tapajós (WINKLERPRINS, 2006).

O cultivo da planta herbácea juta, para extração de fibras têxteis, foi introduzido no Brasil por imigrantes japoneses e disseminada em torno de 1930. A várzea do Baixo Amazonas apresentava condições ambientais e de solo ideais para o desenvolvimento da juta, obtendo seu auge de produção em 1965, chegando a quase setenta mil toneladas de juta. Entretanto, a produção decresce em 1990, ocasionada principalmente pela queda da qualidade dos produtos, uma vez que a maceração da planta era realizada em águas barrentas da várzea do Baixo Amazonas e posteriormente embalada e transportada com baixas condições de higiene. Assim, o produto brasileiro apresentava baixa competitividade comercial com as importações de juta oriundas do Sul da Ásia (WINKLERPRINS, 2006).

O setor madeireiro começou a se destacar na década de 1950, após o final da Segunda Guerra Mundial, quando os recursos madeireiros se tornaram cada vez mais cobiçados e

explorados (JUNK, et al., 2010). A maior parte da exploração da madeira ocorreu ao longo do Rio Amazonas e na região das ilhas do estuário, no estado do Pará. A floresta de várzea era abundante e a proximidade aos rios possibilitava a redução dos custos da exploração e transporte fluvial para acesso ao mercado (BARROS; UHL, 1997).

No início dos anos de 1990, serrarias maiores, que exploravam madeira proveniente da terra firme, investiram na exploração madeireira na várzea durante a estação chuvosa, devido à dificuldade de se retirar madeira de terra firme pela intensidade das chuvas e consequente danificação das estradas para o transporte (BARROS; UHL, 1997). A utilização de madeiras provenientes das florestas de terra firme e de várzea propiciava maior lucro à indústria e garantia o fornecimento de matéria prima durante o ano inteiro (BARROS; UHL, 1997).

Na década de 1950, a pecuária bubalina foi introduzida na várzea do Baixo Amazonas, representando cerca de 10% (160 mil búfalos) das 1,5 milhões de cabeças encontradas na Amazônia brasileira (SHEIKH et al., 2006). A apropriação dos campos naturais de várzea para o desenvolvimento de pastagens foi fundamental para a consolidação da pecuária na Amazônia brasileira, pois esses campos eram compostos por gramíneas altamente nutritivas para os rebanhos, devido à qualidade dos sedimentos dissolvidos na água dos rios que submergem periodicamente nas pastagens (SHEIKH et al., 2006; LOURENÇO JUNIOR; GARCIA, 2008).

O aumento da população urbana, a partir de 1970, significou o aumento da demanda por carne que, junto aos investimentos financeiros no setor agropecuário (crédito subsidiado pelo governo federal), também fomentaram a consolidação da pecuária na várzea do Baixo Amazonas e a demanda por novas terras para transformação em pastagens. Desde então, essa atividade econômica vem crescendo e se destacando na região (MITRAUD; MCGRATH, 2013).

2.3. Atividades antrópicas recentes na várzea do Baixo Amazonas

As comunidades de várzea do Baixo Amazonas são formadas por pequenos, médios e grandes produtores, que desenvolveram técnicas de manejo e aproveitamento dos recursos naturais proporcionados pelas florestas e restingas, direcionados pelo pulso de inundação e precipitação anual (Figura 2.2). Desta forma, as populações ribeirinhas geralmente estão envolvidas em mais de uma atividade econômica. As atividades como criação de gado, agricultura, extração de borracha e a coleta de sementes e de artigos medicinais, de origem vegetal e animal, ocorrem durante a época em que a água baixa. A pesca ocorre durante o ano todo, concentrada nos rios e em lagos sazonais ou permanentes formados na várzea (MCGRATH et al. 2007; RENÓ, 2010; MITRAUD; MCGRATH, 2013).

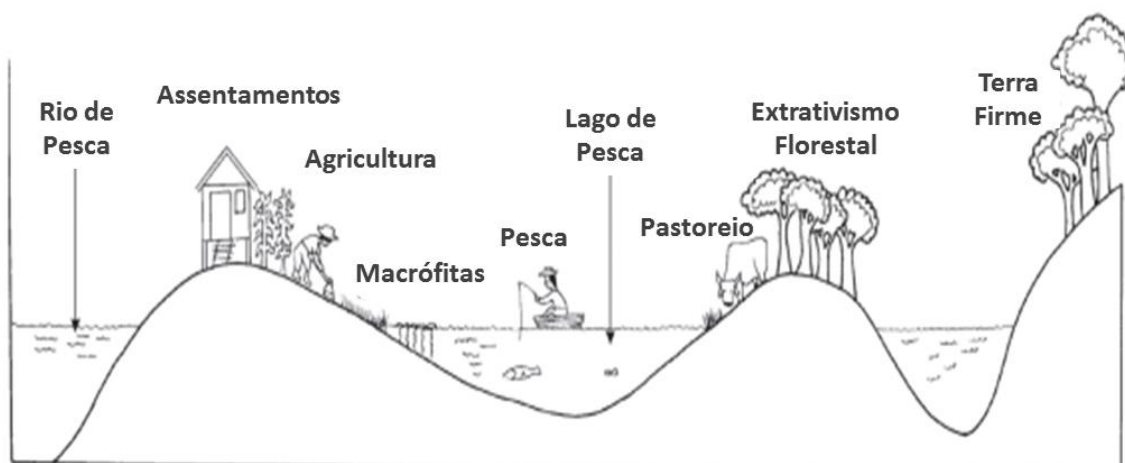


Figura 2.2 - Atividades econômicas baseadas no ciclo hidrológico.

Fonte: McGrath et al. (1993)

As atividades agropecuárias e a pesca estão entre as práticas mais comuns de uso da terra na várzea do Baixo Amazonas. A agricultura é destinada, principalmente, ao autoconsumo, enquanto que a pesca e a pecuária são atividades comerciais, sendo a pecuária a prática econômica que mais vem crescendo desde a década de 1970 no Baixo Amazonas (MERRY et al., 2004; SHEIK et al., 2006; RENÓ, 2010).

A pecuária inicialmente se desenvolveu nos campos naturais de várzea, porém com o crescente desenvolvimento da atividade, ocorre a conversão de áreas extensas ocupadas por florestas em pastagens (JUNK, 1997; MCGRATH et al., 1996; O'DWYER, 2005). O fogo desempenha um papel importante na eliminação da biomassa arbórea e posterior implantação de pastagem e de áreas de cultivo, pois se trata de uma ferramenta de manejo agropastoril de baixo custo operacional e financeiro aos produtores (MCGRATH et al., 1996; RICHERS, 2010).

Dentre os pecuaristas há pequenos criadores que possuem pastagens apenas nos campos de várzeas e se utilizam de marombas (currais suspensos) para abrigar os seus rebanhos durante a cheia do Rio Amazonas, como há também médios a grandes criadores, que utilizam as pastagens de várzea para manter o rebanho durante o período de seca do rio, e as pastagens não inundáveis de terra firme, para refugiar o rebanho durante a inundação (MERRY et al., 2004; SHEIKH et al., 2006; MITRAUD; MCGRATH; 2013). Desta forma, a atividade econômica pode ser vista como um indicador da renda familiar e da capacidade de investimento desses criadores (MCGRATH et al., 2007).

A criação de búfalos na várzea apresenta vantagens aos fazendeiros em relação ao gado bovino, por serem animais mais fortes, resistentes às doenças e capazes de suportar as condições adversas proporcionadas pelo ambiente de inundação (SHEIKH et al., 2006). No entanto, o rebanho bovino é mais numeroso nesta região (IBGE, 2014). A preferência pela criação de bovinos é sustentada por acordos comunitários entre a população ribeirinha, que limitam ou até mesmo proíbem a criação de búfalos em algumas regiões, pois os rebanhos bubalinos invadem as áreas agricultáveis e torna a terra menos produtiva, devido o constante pisoteio, prejudicando assim, a colheita (MCGRATH et al., 2007; MITRAUD; MCGRATH; 2013). Os rebanhos bubalinos também pisoteiam áreas de desova dos peixes e os conduzem para regiões mais distantes, afetando diretamente o estoque pesqueiro (SHEIKH et al., 2006).

Em 1974, foi realizada a primeira pesquisa de Pecuária Municipal pelo IBGE, indicando a presença de 481.532 reses bovinas e 27.335 reses bubalinas nos municípios que compõem o Baixo Amazonas. Em 2014, verifica-se que o crescimento do rebanho

bovino foi de 172% e do rebanho bubalino foi de 64% em 40 anos, registradas 1.314.448 reses bovinas e 44.989 reses bubalinas nesta região. Na Figura 2.3 é possível observar o crescimento desses rebanhos nos municípios do Baixo Amazonas.

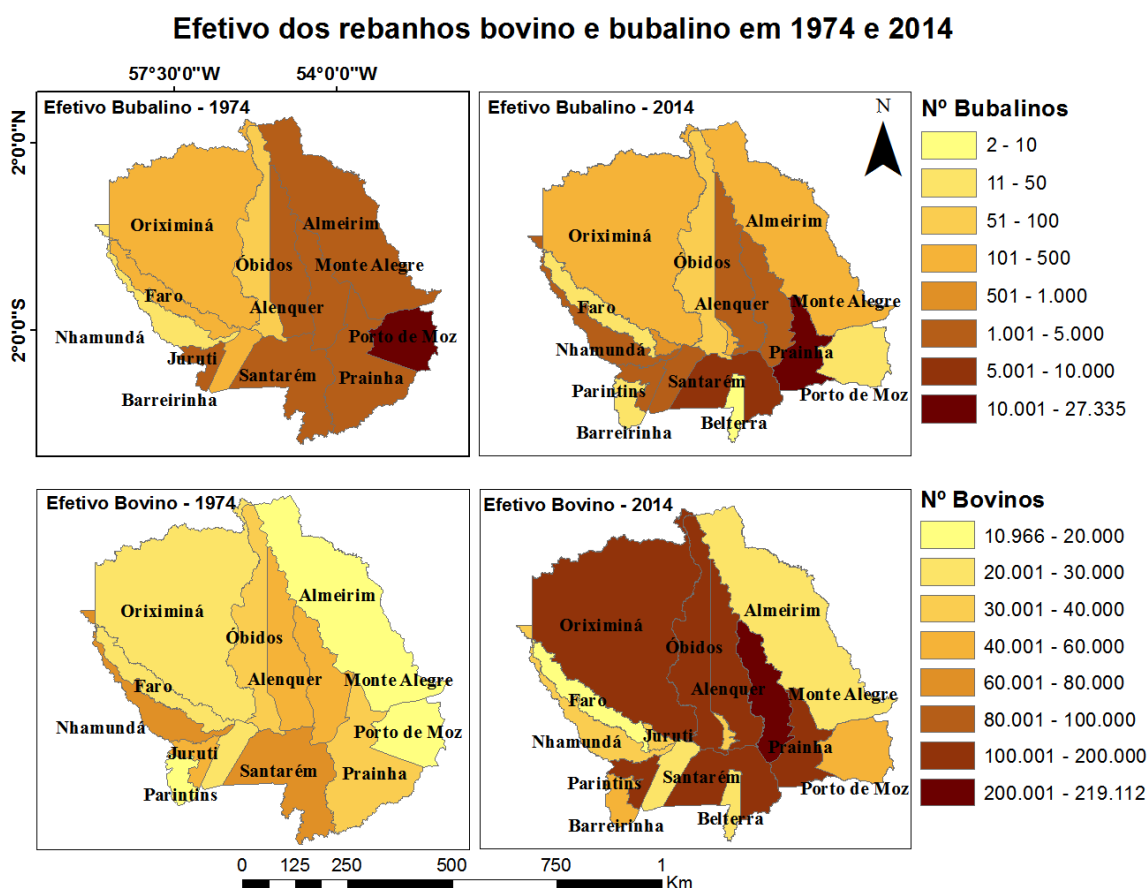


Figura 2.3 Número efetivo do rebanho bovino e bubalino (número de cabeças) nos município estudados, cuja área é ocupada pela planície de inundação do Baixo Amazonas, de 2004 a 2008.

2.4. Construção e aplicação de indicadores e de índices

Os indicadores são instrumentos desenvolvidos em decorrência da necessidade de traduzir dados em informações sobre a realidade, quantificando diversas características e as tornando passíveis de avaliação e análise (MITCHELL, 1996; VAZ et al., 2011). Assim, o uso de indicadores como instrumentos de análise ambiental permite definir padrões ou tendências comportamentais dos fenômenos analisados (CUNHA et al., 2001).

A combinação de indicadores gera um conjunto de valores numéricos que irá representar um índice, que pode permitir a previsão da ocorrência de fenômenos a partir de bases científicas e de métodos adequados, fornecendo, assim, suporte à tomada de decisão (SICHE et al., 2007). Desta forma, o planejamento de estratégias adequadas para gestão de territórios pode ser construído com base em diagnósticos da realidade local, a fim de definir as ações prioritárias, necessárias para cada localização geográfica (CUNHA et al., 2001).

Diante da importância em estruturar indicadores que permitam avaliar a influência das ações humanas sobre a superfície terrestre, Rees (1992) desenvolveu um índice para calcular o tamanho de área necessário para que a população da Terra mantenha hábitos sustentáveis de consumo (i.e. alimento, moradia, transporte, bens de consumo e serviços) e de uso da terra (i.e. energia elétrica, área construída, solo fértil, pastagens e floresta). Desta forma, este índice, denominado de *Ecological Footprint* (Pegada Ecológica), permite avaliar as consequências das ações humanas que causam rápida degradação ambiental e propor ações para que a população possa sobreviver de forma sustentável, ao nível individual e global (WACKERNAGEL; REES, 1996).

Indicadores globais podem mascarar alguns fenômenos que ocorrem em ambientes mais complexos e heterogêneos, como o ecossistema Amazônia. Neste ambiente, os indicadores de degradação ambiental geralmente estão associados à avaliação do desmatamento e de queimadas (FREITAS; GIATTI, 2009). Contudo, esses indicadores, embora caracterizem adequadamente a região, sozinhos, não são suficientes para subsidiar aos tomadores de decisão o planejamento de diretrizes adequadas para conservação e monitoramento dos recursos naturais ofertados pela floresta nativa, visto que o ambiente é altamente dinâmico, onde muitas atividades econômicas da população urbana e rural estão relacionadas a atividades dependentes dos recursos naturais e ecossistêmicos da floresta (FREITAS; GIATTI, 2009).

O uso de indicadores econômicos e sociais permite avaliar questões relativas ao bem estar da população e, conseqüentemente, refletem o impacto na qualidade ambiental e sanitária da região (VIANA et al., 2016). Rodrigues et al., (2009) relacionaram o Índice

de Desenvolvimento Humano - IDH, que é uma ferramenta de avaliação composta que inclui o grau de saúde, renda e educação de uma população, com indicadores de desflorestamento da Amazônia brasileira. Nesta pesquisa foi identificado o aumento crescente dos valores de IDH e do desflorestamento durante o estágio inicial das frentes de ocupação e desenvolvimento econômico na região. Com o estabelecimento da população, manteve-se o crescimento do desflorestamento, porém foi identificado o decréscimo contínuo do IDH. Dessa forma, este estudo sugere que a degradação das florestas em longo prazo pode representar um impacto negativo na qualidade de vida da população amazônica (RENÓ, 2016; VIANA et al., 2016).

O IDH apresenta informações objetivas, baseada em análises estatísticas quantitativas, que, quando avaliadas isoladamente, possivelmente são insuficientes para identificar corretamente o bem estar da população (RODRIGUES ET AL., 2009; RENÓ, 2016). Renó (2016) avaliou a relação entre bem estar e estrutura da paisagem de várzea. Para isto, foram construídos indicadores de bem-estar e da provisão de recursos ecossistêmicos relativos a opinião populações ribeirinhas de várzea, que habitam as margens do Rio Solimões e Amazonas, e indicadores de desflorestamento a partir dos dados de sensoriamento remoto produzidos por RENÓ et al. (2011). Os resultados indicaram que o bem-estar da população é afetado pela perda e fragmentação florestal de várzea, que afeta diretamente a provisão dos recursos naturais como alimentos, água, madeira, fibras e medicamentos, como também dos recursos ecossistêmicos, como controle de erosão, controle de enchentes, purificação do ar, purificação da água e controle de pragas e de doenças (RENÓ, 2016).

Neste contexto, observa-se que a conservação das florestas inundáveis de várzea apresenta grande importância não só ecológica e socioeconômica, mas também para manutenção do bem estar das populações ribeirinhas. Assim, torna-se imprescindível a identificação de áreas que se encontram mais ou menos degradadas, alteradas conforme o grau de impactos antrópicos a qual estão submetidas (CASTELLO et al., 2013; RENÓ, 2016).

Magalhães et al., 2015 elaboraram o *Flooded Forest Anthropization Index* – FFAI (Índice de Antropização das Florestas Inundáveis) para avaliar o grau de perturbações antrópicas sobre as florestas nos municípios de Belém (AM) e Óbidos (PA). O índice foi construído com base em 15 indicadores, divididos em três grupos: O primeiro grupo é composto por indicadores relativos à perturbações humanas que causam a degradação da paisagem e a redução da diversidade, como a extração de produtos não-madeireiros e a caça; o segundo grupo apresenta indicadores de distúrbios relativos à substituição ou destruição do ecossistema, tais como as atividades agropecuárias e a extração madeireira; e o terceiro grupo contém indicadores de atividades antrópicas com potencial para impactar o ecossistema tanto em perda de diversidade como em substituição e/ ou destruição do ecossistemas ao longo do tempo, como as queimadas e a mineração.

O FFAI permitiu comparar, de forma quantitativa e qualitativa, o grau de perturbações antrópicas nas regiões estudadas. Esses resultados sugerem áreas de interesse para o planejamento de medidas de conservação e contenção do impacto ambiental (FALCONE et al., 2010; MAGALHÃES et al., 2015). Contudo, diante da vasta extensão das áreas inundáveis da Amazônia e da variação da paisagem ao longo do ano, causada pelo regime de cheias dos rios, a coleta de informações em campo se torna restrita para algumas áreas e épocas do ano (MAGALHÃES et al., 2015).

Para tanto, o sensoriamento remoto vem sendo utilizado como alternativa a estas limitações, oferecendo imagens de satélite com resolução espacial suficiente para uma visão sinóptica e em macro escala regional (MELACK; HESS, 2010; XIMENES e AMARAL, 2010). Os estudos em larga escala para região amazônica permitem identificar grandes áreas de ocorrência de antropização e, assim, nortear as pesquisas de campo, sugerindo locais de interesse para avaliação mais detalhada *in loco*.

2.5. Suporte à decisão e Análise Multicritério

Dado um problema, seja ele qual for, há de se avaliar as possibilidades de solução e, então, adotar a(s) melhor(es) alternativa(s). Para isto, o uso de ferramentas adequadas de suporte à decisão é essencial para garantir a intervenção apropriada ao fenômeno de interesse. Dentre os métodos de tomada de decisão, a grande maioria é baseada em modelos racionais de julgamento das alternativas, que se baseiam em três etapas: identificação do problema; avaliação das alternativas; escolha da(s) alternativa(s) resposta(s) (CAMARA et al., 2001).

O método de apoio à decisão baseado em Análise Multicritério permite a modelagem de fenômenos que envolvam a avaliação de vários critérios, ou seja, a escolha de alternativas a partir de diferentes atributos que contribuem para a tomada de decisão. Para análises espaciais em ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) esse método está entre os mais utilizados, permitindo a construção de mapas descritivos ou preditivos de um território (CAMARA et al., 2001; MALCZEWSKI, 2006; CHANDIO et al., 2012; MOURA et al., 2014). As motivações para a vasta aplicação da análise multicritério em SIG estão associadas à simplicidade de utilização do método, devido à disponibilidade de *softwares* de geoprocessamento capazes de desenvolver as etapas de suporte a tomada de decisão e à possibilidade de fomentar escolhas baseadas em uma estruturação lógica e objetiva (MOURA et al., 2014).

A abordagem multicritério pode ser realizada a partir de diferentes técnicas, dentre as quais, a *Analytic Hierarchy Process* (Processo de Análise Hierárquica) - AHP, tem sido amplamente utilizada por tomadores de decisão relacionados as mais diversificadas áreas de trabalho e pesquisa, motivada por sua eficácia comprovada e facilidade de implementação (CAMARA et al., 2001; MOURA et al., 2014; VAIDYA; KUMAR, 2006; RUSSO; CAMANHO, 2015). Dentre os estudos que envolvem a metodologia AHP, destacam-se as aplicações em análise ambiental (HUANG et al., 2011) para: construção de modelos de avaliação da resiliência de corpos hídricos (ATAOUI; ERMINI, 2015) gestão de bacias hidrográficas (STEIGUER et al., 2003), restauração de áreas alagáveis (CONVERTINO et al., 2013), avaliação de impacto ambiental

(NESTE; KARJALAINEN, 2013) e mapeamento da vulnerabilidade causada pela ação antrópica (BERGER et al., 2007).

O objetivo do método, quando usado em SIG, é dar subsídios para a integração de dados (evidências) que permitam classificar o espaço em áreas mais ou menos adequadas para determinado uso, a partir da técnica de álgebra de mapas (MOURA et al., 2014; CAMARA et al., 2001; CHANDIO et al., 2012).

O Processo de Análise Hierárquica foi desenvolvido por Saaty (1978), segundo o qual, define-se a melhor evidência a partir de uma sequência de comparações pareadas entre todos os critérios de interesse. Deve-se considerar que cada variável analisada contribui de forma distinta para caracterizar o fenômeno de interesse e, para isto, essas comparações têm por objetivo avaliar e definir a importância relativa de cada informação. A teoria do método traduz a lógica de funcionamento da mente humana, visto que o cérebro permite agrupar variáveis a partir de propriedades comuns em diferentes níveis de importância, repetidas vezes, até que o nível máximo seja atingido, de tal modo a proporcionar uma hierarquia (SAATY, 1978; 1980; SILVA, 2007).

A definição da importância de uma variável sobre a outra é baseada na escala de valores de 1 a 9, definida por Saaty (1980). Neste intervalo, usualmente são utilizados apenas valores ímpares (1; 3; 5; 7; 9), de modo que o valor um (1) representa relevância igual entre as variáveis e o valor nove (9) representa extrema relevância de uma variável em relação a outra pareada (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Legenda dos valores propostos na escala de Saaty (1980) para o julgamento da importância relativa de cada indicador.

| Legenda: | Definição e explicação |
|--------------------|--|
| 1 | Importância igual: As duas variáveis contribuem igualmente para explicar o fenômeno |
| 3 | Importância moderada: Uma variável é ligeiramente MAIS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 5 | Importância essencial: Uma variável é evidentemente MAIS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 7 | Importância muito forte: Uma variável é fortemente MAIS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 9 | Importância extrema: Uma variável é extremamente MAIS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 2, 4, 6, 8 | Valores intermediários para julgamento, podem ser utilizados se houver necessidade |
| 1/3 | Importância moderada: Uma variável é ligeiramente MENOS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 1/5 | Importância essencial: Uma variável é evidentemente MENOS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 1/7 | Importância muito forte: Uma variável é fortemente MENOS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 1/9 | Importância extrema: Uma variável é extremamente MENOS importante que a outra para explicar o fenômeno |
| 1/2, 1/4, 1/6, 1/8 | Valores intermediários para julgamento, podem ser utilizados, se houver necessidade |

Adaptado de Saaty (1991)

Neste contexto, os julgamentos traduzem a relação entre dois elementos a partir de uma base numérica, agrupados em uma matriz quadrada de ordem n na qual cada valor (a_{ij}) representa a dominância de um critério inserido na coluna (j) sobre um critério inserido

na linha (i), ou seja os elementos da matriz são definidos como $a_{ij} = w_j/w_i$ onde $1 \leq i; j \leq n$ (Equação 2.1). Assim, o preenchimento da matriz de comparação sempre é realizado entre um indicador representado na coluna da esquerda e um indicador na linha superior. Dessa forma, a diagonal correspondente à comparação dos indicadores entre si é completada pelo valor um. A região inferior da diagonal recebe os valores inversos, recíprocos dos valores preenchidos na parte superior da mesma (Figura 2.4).

$$M_n = \begin{matrix} & A_1 & A_2 & \dots & A_n \\ \begin{matrix} A_1 \\ A_2 \\ \vdots \\ A_n \end{matrix} & \begin{bmatrix} w_1/w_1 & w_1/w_2 & \dots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & w_2/w_2 & \dots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & w_1/w_1 & w_n/w_n \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (2.1)$$

Sendo:

A_n os critérios analisados;

w_n os valores de importância relativa da escala.

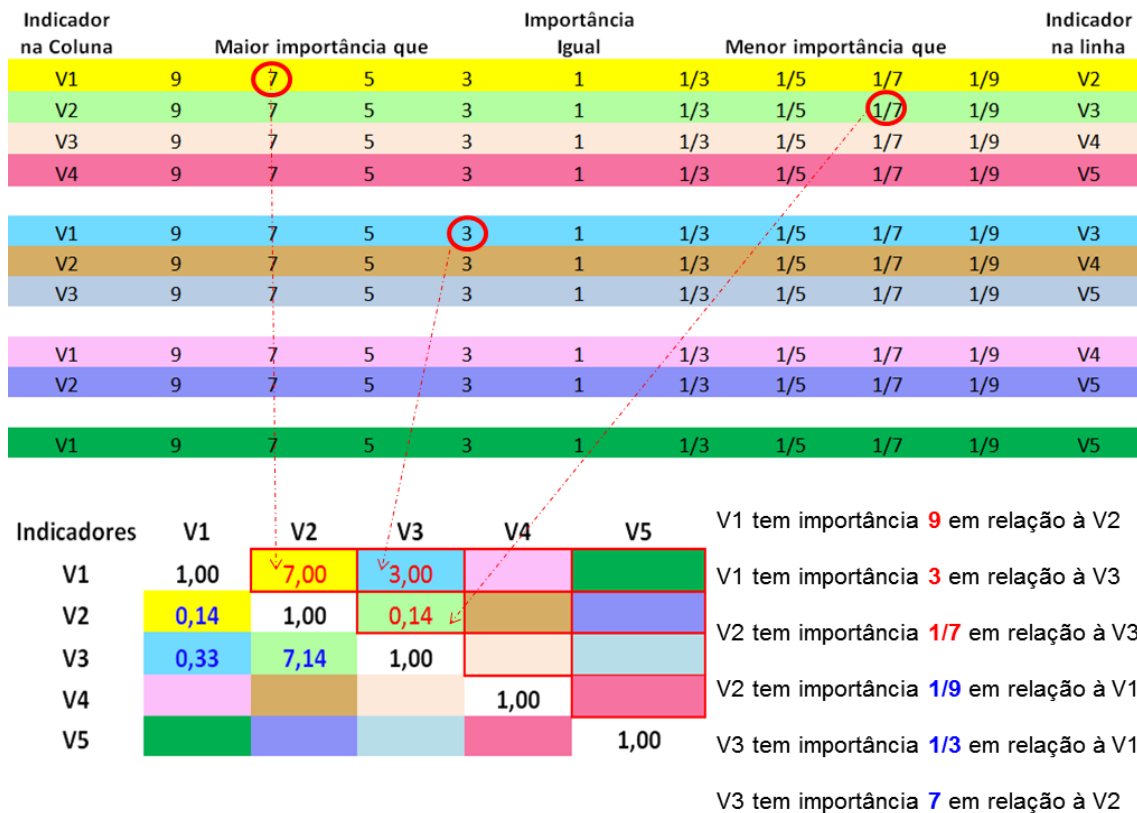


Figura 2.4 - Ilustração e exemplificação do funcionamento da matriz de comparação pareada.

Após a avaliação de importâncias relativas, a matriz quadrada M_n é normalizada (N_n), para o cálculo do autovetor, o qual é composto por elementos correspondentes aos pesos de cada critério. Para isso, realiza-se a somatória dos valores de cada coluna ($\sum_{i=1}^5 m_{ij}$). Em seguida, cada parcela (m_{ij}) é dividida pela soma efetuada (Equação 2.2).

$$N_n = \frac{m_{ij}}{\sum_{i=1}^5 m_{ij}} \quad (2.2)$$

Sendo:

i a(s) linha(s) da matriz, $1 \leq i \leq 5$;

j a(s) coluna(s) da matriz, $1 \leq j \leq 5$;

n a dimensão da matriz, $n = 5$;

N_n a matriz quadrada normalizada de dimensão n ;

m_{ij} os elementos da matriz M_n .

Os valores normalizados são somados por linha ($\sum_{j=1}^n n_{ij}$) e a somatória é dividida pelo número correspondente à dimensão da matriz quadrada n , gerando uma nova coluna (vetor $P_{n \times 1}$) com valores correspondentes aos autovetores (p_{i1}) da matriz (Equação 2.3). A ilustração do procedimento de normalização da matriz é demonstrada na Figura 2.5. Cada valor equivale ao próprio peso atribuído para cada indicador, cuja somatória deve ser um (1). Desta forma, o autovetor define a ordem de prioridade de cada indicador antrópico (Saaty, 1980).

$$P_{n \times 1} = \frac{\sum_{j=1}^5 \eta_{ij}}{n} \quad (2.3)$$

Sendo:

i a(s) linha(s) da matriz, $1 \leq i \leq 5$;

j a(s) coluna(s) da matriz, $1 \leq j \leq 5$;

n dimensão da matriz, $n = 5$;

N_n matriz quadrada normalizada de dimensão n ;

η_{ij} elementos da matriz normalizada N_n .

$P_{n \times 1}$ autovetor da matriz M_n , com dimensão $n \times 1$;

Normalização da matriz

| Normalização da matriz | | | | | | Etapa 1 | |
|------------------------|------|-------|------|------|------|----------------------------|--|
| Variáveis | V1 | V2 | V3 | V4 | V5 | | |
| $M_n =$ V1 | 1,00 | 7,00 | 3,00 | 1,00 | 1,00 | Exemplo Coluna 1: | |
| V2 | 0,14 | 1,00 | 0,14 | 0,20 | 0,20 | $\frac{1}{3,48} = 0,29$ | |
| V3 | 0,33 | 7,14 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | $\frac{0,14}{3,48} = 0,04$ | |
| V4 | 1,00 | 5,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | ... | |
| V5 | 1,00 | 5,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | |
| Total | 3,48 | 25,14 | 6,14 | 4,20 | 4,20 | | |

| Etapa 2 | | | | | | |
|------------|------|------|------|------|------|-------|
| Variáveis | V1 | V2 | V3 | V4 | V5 | Pesos |
| $N_n =$ V1 | 0,29 | 0,28 | 0,49 | 0,24 | 0,24 | 0,31 |
| V2 | 0,04 | 0,04 | 0,02 | 0,05 | 0,05 | 0,04 |
| V3 | 0,10 | 0,28 | 0,16 | 0,24 | 0,24 | 0,20 |
| V4 | 0,29 | 0,20 | 0,16 | 0,24 | 0,24 | 0,23 |
| V5 | 0,29 | 0,20 | 0,16 | 0,24 | 0,24 | 0,23 |

| Etapa 2 | |
|--|--|
| Exemplo Linha 1: | |
| $0,31 = \frac{(0,29 + \dots + 0,24)}{5}$ | |

Figura 2.5 - Ilustração e exemplificação do procedimento de normalização da matriz M_n e obtenção da ordem de prioridade dos indicadores (pesos).

Para verificar a consistência da matriz, ou seja, se os indicadores foram logicamente relacionados, o método prevê uma análise da consistência de julgamento, fornecida pela razão de consistência (RC). Esta razão varia de zero (0) a um (1), sendo que o valor zero indica que a ponderação é completamente consistente. Se for maior que um, os julgamentos devem ser realizados novamente (SAATY, 1991). A vantagem deste método é que ele permite realizar repetidamente as atribuições de importâncias conforme a necessidade e também a vontade do tomador de decisão (SAATY, 1991; MOURA et al., 2014).

A razão de consistência é obtida conforme a Equação 2.4, a partir da divisão entre o índice de consistência (IC) com o índice tabelado (Tabela 2.2) denominado de *Random Index* (IR), proposto por Saaty (1991). Para obtenção do IC, primeiro foram calculados os autovalores da matriz, também denominados de medidas de consistência ($MC_{n \times 1}$). Para isto, multiplicou-se a matriz M_n pelo autovetor $P_{n \times 1}$ (Equação 2.5). O resultado desta operação foi um vetor coluna $T_{n \times 1}$ no qual cada valor foi dividido pelo peso correspondente na mesma linha i , obtendo assim, os autovalores (Equação 2.6).

Posteriormente foi calculada a média dos autovalores (Equação 2.7) para, então, obter o IC, cujo calculo é demonstrado pela Equação 2.8.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (2.4)$$

Sendo:

RC a Razão de Consistência

IC o Índice de Consistência

IR o *Random Index*

Tabela 2.2 - Valores tabelados do *Random Index* (IR)

| n | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|-----------|------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|
| IR | 0.00 | 0.00 | 0.58 | 0.9 | 1.12 | 1.24 | 1.32 | 1.41 | 1.46 | 1.49 |

Adaptado de Saaty, 1991.

$$M_n \times P_{n \times 1} = T_{n \times 1} \quad (2.5)$$

Sendo:

n a dimensão da matriz;

M_n a matriz quadrada de dimensão n ;

$P_{n \times 1}$ a autovetor da matriz M_n de dimensão $n \times 1$;

$T_{n \times 1}$ o vetor coluna de dimensão $n \times 1$.

$$MC_{n \times 1} = \frac{T_{n \times 1}}{p_{i1}} \quad (2.6)$$

Sendo:

n a dimensão da matriz;

$MC_{n \times 1}$ o autovalor da matriz M_n de dimensão $n \times 1$;

$P_{n \times 1}$ o autovetor da matriz M_n de dimensão $n \times 1$;

$T_{n \times 1}$ o vetor coluna de dimensão $n \times 1$.

$$\mu = \frac{\sum_{i=1}^n mc_{i1}}{n} \quad (2.7)$$

Sendo:

i a(s) linha(s) do vetor $MC_{n \times 1}$, $1 \leq i \leq 5$;

n a dimensão da matriz;

μ a média das medidas de consistência;

mc_{i1} os elementos do vetor $MC_{n \times 1}$ de dimensão $n \times 1$.

$$IC = \frac{\mu - n}{n - 1} \quad (2.8)$$

Sendo:

IC o Índice de Consistência;

n a dimensão da matriz;

μ a média dos valores das medidas de consistência.

Os pesos que podem ser avaliados e utilizados a partir de diferentes técnicas, conforme o interesse do usuário e a finalidade desejada. A escolha dos pesos deve ser justificada para garantir a ponderação adequada e redução da subjetividade e aleatoriedade dos julgamentos. A base para a determinação de importâncias pode ser realizada através de avaliação orientada por dados ou por conhecimento de especialistas (SAATY, 1991; MOURA et al., 2014). O primeiro é baseado em mineração de dados para traçar tendências de hierarquia próximas à realidade, a partir de amostras conhecidas do fenômeno abordado. No segundo método são selecionados especialistas que conheçam bem o fenômeno e sua realidade espacial para hierarquizar a contribuição de cada variável (MALCZEWSKI, 1999; MOURA et al., 2014).

O SIG permite a utilização de diversos operadores para combinação de dados e pesos, baseados em inferência *fuzzy*, booleana, bayesiana, combinação linear ponderada e média ponderada ordenada (MALCZEWSKI, 1999; CAMARA et al., 2001; ZAMBON et al., 2005). Dentre esses operadores, se destaca a combinação linear ponderada - CLP, bastante utilizada em análise espacial por diversos autores (ZAMBON et al., 2005; SARTORI et al., 2012, MOURA et al., 2014). Na CLP, os pesos podem ser utilizados

para combinação algébrica com os indicadores (Equação 2.9), para, então, gerar um mapa síntese. Essa possibilidade torna essa técnica bastante útil para a criação de índices ou de indicadores compostos (MOURA et al., 2014).

$$A_{ij} = \sum_{k=1}^n P_k \times N_k \quad (2.9)$$

Sendo:

A_{ij} a posição na matriz (pixel);

n o número de planos de informação (variável);

k cada variável, $1 \leq k \leq n$;

P_k o peso atribuído a cada variável k ;

N_k os valores dos componentes de legenda de cada variável k .

A base de dados poder apresentar formato vetorial ou matricial (*raster*). A forma matricial é mais adotada, pois favorece a modelagem e a combinação das variáveis, pois permite a representação contínua do espaço por *pixels* e a realização de operações algébricas entre matrizes (CÂMARA et al., 2001; MOURA, 2007). Contudo, geralmente os dados são compostos por resoluções espaciais distintas e, assim, há a necessidade de definir uma unidade de representação e análise em comum (tamanho de *pixel*) para todas as informações, para que, então, possam ser combinadas apropriadamente (Figura 2.6). Desta forma, os indicadores matriciais serão compostos pelo mesmo número de linhas e colunas (MOURA, 2007). No entanto, vale ressaltar que, para agrupar indicadores oriundos de fontes e resoluções diversas, estes devem ser padronizados (normalizados) para uma mesma escala de análise, garantindo a análise correta do fenômeno, sob uma mesma base numérica (SAATY; VARGAS, 2011; MOURA et al., 2014).

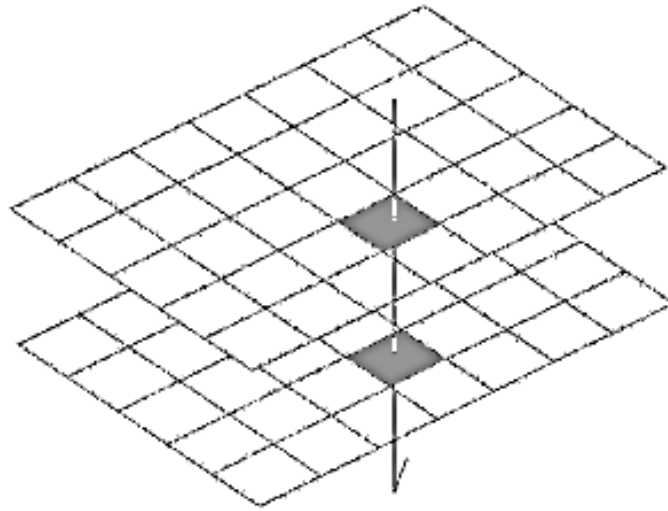


Figura 2.6 - Coincidência espacial de pixels a partir da sobreposição de dados com representação matricial com a mesma resolução espacial.

Fonte: Moura (2007).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na várzea do Baixo Amazonas, entre os municípios de Parintins (AM) a oeste e Almeirim (PA) a leste, entre as coordenadas de 03°S, 57°O e 01°N, 53°L (Figura 3.1). A escolha dessa região como área estudo de caso foi motivada pela ocorrência de um histórico contínuo de exploração e, conseqüente alteração da paisagem por atividades antrópicas. Além disso, há uma equipe de pesquisadores no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) que estuda essa região desde a década de 1990, havendo, portanto, informações sobre vários aspectos da região, dentre as quais, o mapa de desflorestamento referente ao ano de 2008 (RENÓ, 2010), que serviu de base para a atualização do desflorestamento acumulado até 2014.

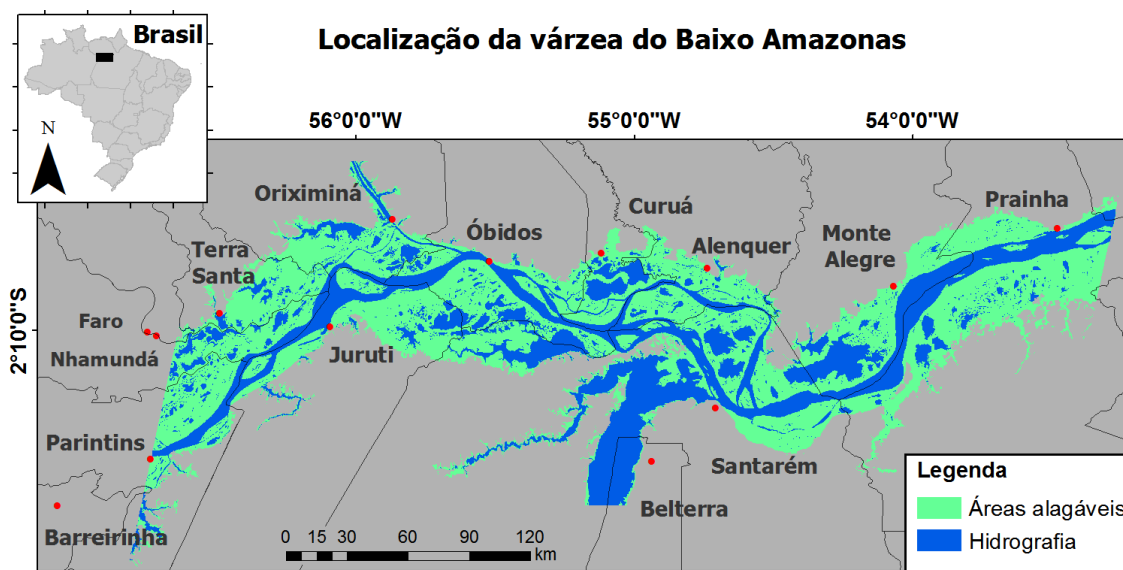


Figura 3.1 - Área de estudo: Região de várzea do Baixo Amazonas e respectivas sedes de municípios.

A planície de inundação do Baixo Amazonas é formada por um sistema aquático de lagos, canais, furos, igarapés e paranás interligados ao Rio Amazonas (rio principal) e seus afluentes: Rio Trombetas na margem Norte e os Rios Tapajós e Arapiuns na margem Sul. Lagos rasos e sazonais se formam no interior de diversas ilhas, circundadas por um anel de terras mais altas (restingas) com um ligeiro declive em

direção à parte central. Nas fronteiras dos corpos hídricos se encontram restingas e os campos sazonalmente inundados, que ocupam as áreas de transição entre restinga e lagos permanentes. A paisagem é dinâmica, sujeita à alternância anual entre cheia e seca do Rio Amazonas, a qual possibilita a remodelagem constante do ambiente físico a partir da erosão das restingas, assoreamento dos lagos e formação de novas ilhas (MCGRATH et al., 2007; MITRAUD; MCGRATH, 2013).

O trecho escolhido inclui a várzea de dezesseis municípios, sendo três pertencentes ao estado do Amazonas e treze ao estado do Pará, recobrando uma área total de aproximadamente 20.000 km². Dentre eles, há dez municípios que apresentam centros urbanos localizados próximos ao limite entre a várzea e a terra firme. São eles: Parintins, Terra Santa, Juruti, Oriximiná, Óbidos, Curuá, Alenquer, Santarém, Monte Alegre e Prainha (Figura 3.1). Essas cidades ribeirinhas originaram-se durante a colonização da várzea e, neste caso, a urbanização é reconhecida como “tradicional”, pois independeram das frentes de ocupação adotadas na década de 1960 para sua consolidação (TRINDADE JUNIOR et al., 2008; BECKER, 1990).

O adensamento populacional de longa data na região protagonizou uma expansão urbana rápida e contínua (SALTHER et al. 2010). Esse crescimento populacional urbano é observado em todas as sedes municipais localizadas próximas às margens dos rios que integram o Baixo Amazonas, no período de 1970 a 2010, com exceção do município de Terra Santa, no qual a taxa de urbanização foi decrescente (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. População urbana e a porcentagem do crescimento populacional no período de 1970 a 2010 nos municípios de várzea, cujas sedes municipais se localizam às margens da região de várzea

| População Urbana | | | | | | |
|-------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------------------------|
| | 1970 | 1980 | 1991 | 2000 | 2010 | Crescimento 1970 – 2010 |
| Alenquer | 11.367 | 17.753 | 21.958 | 25.160 | 27.722 | 59% |
| Curuá | - | - | - | 2.933 | 5.781 | 50% |
| Juruti | 3.072 | 5.048 | 7.973 | 10.780 | 15.852 | 81% |
| Monte Alegre | 6.007 | 10.673 | 16.987 | 20.921 | 24.565 | 75% |
| Óbidos | 8.993 | 17.666 | 20.147 | 22.978 | 25.466 | 65% |
| Oriximiná | 6.719 | 11.995 | 21.163 | 29.181 | 40.147 | 83% |
| Praíha | 1.714 | 3.348 | 4.196 | 7.149 | 8.959 | 81% |
| Parintins | 16.747 | 29.504 | 41.591 | 58.125 | 69.890 | 76% |
| Santarém | 61.324 | 111.493 | 180.018 | 186.297 | 215.790 | 71% |
| Terra Santa | - | - | - | 10965 | 10335 | -6% |

Fonte: Censos demográficos de 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010 (IBGE).

O fenômeno urbano se estabeleceu a partir de uma associação dinâmica entre a economia tradicional camponesa e o desenvolvimento de cadeias produtivas para a industrialização (BECKER, 1990; VISENTINI, 2004). Desta forma, a proximidade dos centros urbanos à várzea, significou uma forte influência sobre o modo de vida na mesma, desde o período colonial até a urbanização atual.

Na década de 1980, iniciaram-se as negociações de contratos informais (sociedades) entre ribeirinhos e investidores externos às comunidades, em sua maioria, residentes urbanos (LÔBO, 1993; MERRY et al., 2004). As sociedades tornavam os pequenos fazendeiros responsáveis pela assistência e criação de rebanhos bovinos e bubalinos

desses investidores na várzea Baixo Amazonas, em troca de uma parte da prole do rebanho (LÔBO, 1993; MERRY et al., 2004; LOURENÇO JÚNIOR; GARCIA, 2008).

A pecuária é o uso da terra mais comum na região e a atividade que mais vem crescendo desde a década de 1970 no Baixo Amazonas (MERRY et al., 2004; SHEIK et al., 2006; RENÓ, 2010), fomentada pelas sociedades entre fazendeiros e investidores independentes (MERRY et al., 2004). Nas restingas encontram-se as comunidades rurais, compostas por habitações e campos agrícolas, ocupados por pescadores e pequenos fazendeiros intercalados por propriedades maiores. Estão distribuídas nas margens do Rio Amazonas e seus afluentes, em terraços altos, no limite da várzea/terra firme. Essas comunidades exploram os lagos de acesso comunitário da várzea para pesca e as pastagens para criação de gado (MCGRATH et al., 2007; MITRAUD; MCGRATH, 2013).

Além dos campos naturais, o rebanho bovino e bubalino vem transformando a floresta de várzea em áreas de pastagem para a expansão da pecuária. Desta forma, a cobertura florestal encontra-se bastante degradada representando apenas 10% da cobertura vegetal existente na década de 1970, com a predominância de campos naturais de várzea, pastagens plantadas e florestas em processo de regeneração (MCGRATH et al., 2007; MELACK e HESS, 2010; RENÓ et al., 2010).

3.2. Variáveis ambientais

Cinco variáveis foram definidas para representar evidências da antropização e, posteriormente, constituírem indicadores antrópicos da várzea do Baixo Amazonas. As variáveis são derivadas de dados censitários e de sensoriamento remoto e informam o uso e a cobertura da terra mais representativos da região. São elas: desflorestamento, focos de calor, domicílios ribeirinhos, rebanho bovino e rebanho bubalino. De maneira geral, foi selecionado o maior conjunto de informações disponíveis e mais recentes de cada variável, a fim de retratar o estado atual da paisagem. A importância da escolha de cada uma delas é descrita abaixo.

3.2.1. Desflorestamento

Os mapeamentos iniciais do desflorestamento (TARDIN et al., 1974; SANTOS; NOVO, 1977a; SANTOS; NOVO, 1977b; SANTOS; NOVO, 1978) foram realizados a partir de imagens do sensor MSS/LANDSAT 1 (*Multispectral Scanner System/Land Remote Sensing Satellite*), o primeiro satélite de observação da Terra desenvolvido até então, lançado em julho de 1972 (NASA, 2014). A partir de 1988, com a disponibilidade de imagens do sensor TM/LANDSAT (*Thematic Mapper*), taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal por corte raso passam a ser produzidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) a partir do projeto PRODES (Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite). Neste projeto, as imagens LANDSAT com menor cobertura de nuvens disponíveis são selecionadas, georreferenciadas e submetidas a um realce de contraste para delimitação dos polígonos de desflorestamento pelo foto interprete (CÂMARA et al., 2013).

Apesar do grande interesse em desenvolvimento de projetos para avaliação do desflorestamento na Amazônia, eles são realizados predominantemente nas áreas de terra firme. As estimativas de desmatamento da Amazônia produzidas pelo PRODES omitem grande parte das áreas alagáveis na quantificação do desmatamento, pois o mapeamento é baseado na classificação da vegetação do Projeto RADAMBRASIL, o qual classifica a vegetação dessas áreas como formação pioneira, devido à influência fluvial constante. A vegetação pioneira é considerada como classe de “não floresta” pelo PRODES e, conseqüentemente, nunca foi objeto do monitoramento do desflorestamento (RENÓ, 2010).

Renó et al. (2011) mapearam o uso e cobertura da várzea localizada às margens do Rio Amazonas, entre as cidades de Parintins (AM) e Almeirim (PA). O estudo foi realizado a partir de imagens LANDSAT do sensor MSS e TM para o final da década de 1970 e para ano de 2008, respectivamente. A combinação dos mapas de cobertura vegetal permitiu quantificar o desflorestamento na região em 3.457 km², causado principalmente por agentes antrópicos. As informações de uso e cobertura da terra de Renó et al., (2011) foram utilizadas como base para o mapeamento do desflorestamento

em 2014, utilizado como variável antrópica nesta pesquisa, permitindo completar a série histórica de 40 anos a partir de imagens OLI/LANDSAT 8.

3.2.2. Focos de calor

As áreas desflorestadas geralmente são sucedidas por queimadas. O fogo é um instrumento de manejo agropastoril mais utilizado para abertura ou manutenção de áreas de pequeno à grande porte (NEPSTAD et al 1999). Fearnside (1990) afirma que as grandes queimadas florestais em florestas tropicais geralmente são resultantes de atividades antrópicas. De modo geral, as queimadas na Floresta Amazônica ocorrem no período vespertino, podendo estender-se por vários dias (FEARNSIDE, 1990).

O Programa Queimadas do INPE identifica a ocorrência de queimadas na Amazônia desde a década de 1980, a partir do processamento de dados de satélites ambientais. Este sistema de monitoramento produz diversos produtos, dentre eles, as coordenadas geográficas referentes a localização de focos de calor. De maneira geral, os focos de calor são detectados como pontos de anomalias termais no terreno, identificados na região do termal compreendida entre 3,7 a 4,1 μm (SETZER; PEREIRA, 1991; SETZER et al., 2013).

O sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), a bordo dos satélites AQUA e TERRA, destaca-se por apresentar uma importância significativa para os trabalhos de detecção de queimadas (GIGLIO, 2010). A bordo do satélite AQUA, ele percorre uma órbita ascendente que cruza o Equador (i.e. órbita polar) às 04h GMT e 17h GMT, produzindo duas imagens por dia. Este sensor é um instrumento desenvolvido pelo *Goddard Space Flight Center* (Laboratório da *National Aeronautics and Space Administration* - NASA) que apresenta fornece imagens de 12 bits, com resolução espacial de 250 m para as bandas 1 e 2, 500 m para as bandas 3 a 7 e 1 km para as bandas 8 a 36, sendo as bandas 20 a 36 referente a região termal do espectro eletromagnético, entre 3,7 μm a 14,4 μm (SHIMABUKURO; RUDORFF, 2006, PELLIKKA; HESS, 2010).

A identificação dos focos de calor é realizada por algoritmos específicos para cada sensor. O INPE desenvolveu seu próprio algoritmo para detectar focos MODIS (AQUA e TERRA), o qual preconiza a redução de possíveis erros de comissão associados a ruídos e à reflexão solar em corpos hídricos (SETZER, 2004; MORISETTE et al., 2005; PEREIRA, 2009; JESUS et al., 2011). O algoritmo MODIS-INPE classifica como foco de calor um dado pixel que apresente números digitais superiores a 3.000 na banda 20 (3,66 – 3,84 μm). Para identificar superfícies altamente refletivas que são, provavelmente, as causadoras dos falsos alarmes de queimadas, a banda 9 (0,44 – 0,45 μm) deve apresentar valores de números digitais menores que 3.300 (SETZER; PEREIRA, 1991; Li et al. 2001; MORISSETE et al., 2005).

As superfícies altamente refletivas podem ser identificadas na superfície da água, onde a luz solar é refletida sem interagir com a coluna d'água e conseqüentemente tem sua radiação registrada pelo sensor, dando origem ao efeito conhecido como *sun glint* (KAY et al., 2009). O *sun glint* ocorre quando o ângulo zenital solar é aproximadamente igual ao ângulo de visada do sensor fazendo com que a luz solar seja refletida sem interagir com a coluna d'água e conseqüentemente tenha sua radiação registrada pelo sensor (JENSEN, 2009). Este efeito pode ser identificado a partir do uso de máscaras de corpos hídricos da região ou da cobertura de nuvens proveniente de outros produtos do sensor MODIS (GIGLIO, 2010).

O produto de focos de calor obtido às 17h GMT pelo sensor AQUA/MODIS, derivado do algoritmo MODIS-INPE, foi utilizado como *proxy* da ocorrência de queimadas na várzea. Visando a obtenção do máximo de evidências disponíveis de focos de calor para este satélite, foi verificada que a disponibilidade desses dados se dá a partir de 24 de setembro de 2002. Porém, optou-se por obter os registros de focos de calor a partir de janeiro do ano seguinte, 2003, até dezembro de 2014, assegurando assim, a regularidade de aquisição dos dados ao longo de todo o ano durante o período analisado.

3.2.3. Domicílios rurais

As informações derivadas de sensoriamento remoto quando integradas a outras fontes de dados, permitem o desenvolvimento de estudos mais apurados em ambientes de

sistemas de informações geográficas, promovendo informações em escalas mais finas para corroborar na interpretação e delineamento dos resultados.

O censo demográfico é um levantamento estatístico das características sócio demográficas da população rural e urbana residente em todo o território nacional, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2011). Os dados coletados são agregados por setores censitários, que apresentam extensão territorial bastante abrangente para as áreas rurais, onde se localiza a população de várzea e de terra firme. Isto ocorre devido ao grande espaçamento das casas no meio rural, quando comparado ao ambiente urbano. No entanto, a extensão territorial ocupada por terra firme é maior que o território ocupado pela várzea e, desta forma, as informações demográficas fornecidas pelo censo são majoritariamente relacionadas à população que habita as áreas não alagáveis.

O IBGE (2005) adotou metodologias alternativas de coleta e disseminação dos dados, desenvolvendo em 2004 o cadastro nacional de endereços para fins estatísticos - CNEFEE. Neste cadastro há endereços de todas as unidades registradas pelos recenseadores, sendo os domicílios rurais identificados por suas coordenadas geográficas. A representação dos domicílios através de pontos de localização possibilitam compreender melhor os fenômenos socioeconômicos e demográficos, pois eles não respeitam os limites administrativos do Censo (ESPON, 2006). Assim, os domicílios rurais ribeirinhos, referentes ao censo de 2010, foram selecionados como indicadores da presença de moradores na região.

Reconhece-se a importância da influência da população residente dos centros urbanos, localizados próximos às margens dos rios, sobre a várzea (BECKER, 1990; VISENTINI, 2004, SHEIK et al., 2006; QUEIROZ, 2013). Entretanto, foram selecionadas apenas as informações referentes ao interior da várzea para composição das variáveis de antropização e, assim os efeitos de borda desta região não foram avaliados e, conseqüentemente, a população urbana não fez parte do cômputo desta pesquisa.

3.2.4. Rebanho bovino e bubalino

O IBGE também é responsável pelo levantamento de informações agropecuárias no território brasileiro. As investigações sobre o perfil agropecuário foram iniciadas em 1945 pelo Ministério da Agricultura e tornaram-se responsabilidade do IBGE em 1974, que fornece, desde então, os resultados do levantamento da Produção Pecuária Municipal - PPM (IBGE, 2002). A coleta de dados é realizada a partir de um questionário, respondido por um agente municipal, que fornece informações sobre as produções de leite, lã, ovos de galinhas e de codornas, mel, casulos de bicho-da-seda e sobre os efetivos dos rebanhos em todo o território nacional, com periodicidade anual.

Dentre os números de reses de animais de grande e pequeno porte, os rebanhos bovinos e bubalinos são os que ocorrem em maior número nos municípios pertencentes ao Baixo Amazonas (IBGE, 2014). Assim, o número de reses (i.e. cabeças) do rebanho bovino e bubalino também registrado pela PPM em 2014 foi definido como variável antrópica. Os dados de Renó (2016) sobre o número de reses bovinas, registrado por comunidades, também foram utilizados. Estas informações foram obtidas a partir de entrevistas realizadas em 68 comunidades ribeirinhas, localizadas na várzea do Baixo Amazonas.

3.3. Dados complementares

Foram utilizados dados complementares para delimitar a área de estudo e para auxiliar na construção dos indicadores antrópicos, descritos na tabela 3.2

| Dado e Fonte | Ano | Representação | Objetivo | Descrição do dado |
|---|------------------|----------------------|--|---|
| Máscara de áreas alagáveis (HESS et al., 2015) | 2013 | Vetorial: polígonos | <ul style="list-style-type: none"> • Delimitar a área de estudo | <ul style="list-style-type: none"> • 100 m de resolução espacial |
| DEM-SRTM (JARVIS, et al., 2008) | 2003 | Matricial | <ul style="list-style-type: none"> • Avaliar a qualidade temática da máscara de áreas alagáveis | <ul style="list-style-type: none"> • 3 arcos de segundo (90 metros) de resolução espacial. |
| Imagens OLI/LANDSAT 8 (USGS, 2014b) | 2014 | Matricial | <ul style="list-style-type: none"> • Avaliar a qualidade temática da máscara de áreas alagáveis • Mapear o desflorestamento em 2014 | <ul style="list-style-type: none"> • 30 m de resolução espacial • Produto CDR |
| Imagens TM/LANDSAT 5 (USGS, 2014a) | 2005 e 2010 | Matricial | <ul style="list-style-type: none"> • Mapear os corpos hídricos permanentes | <ul style="list-style-type: none"> • 30 m de resolução espacial • Produto CDR |
| Comunidades ribeirinhas (MENEZES, 2009) | 2009 | Vetorial: pontos | <ul style="list-style-type: none"> • Distribuir espacialmente o rebanho bovino na várzea | <ul style="list-style-type: none"> • Coordenadas geográficas |
| Mapeamento de uso e cobertura da terra (RENÓ et al., 2011) | 1975/1981 a 2008 | Vetorial: polígonos | <ul style="list-style-type: none"> • Mapear o desflorestamento em 2014 • Distribuir espacialmente o rebanho bubalino na várzea • Análise dos resultados | <ul style="list-style-type: none"> • 80 m de resolução • Produzido a partir de imagens MSS e TM LANDSAT |

3.4. Metodologia

O modelo de representação da superfície terrestre (Datum) utilizado foi WGS 84 (World Geodetic System) com a projeção cartográfica UTM (Universal Transversa de Mercator), cuja propriedade de conformidade preserva os ângulos de suas representações do espaço e apresenta distorções de áreas bem pequenas, não ultrapassando 0,5%. Além disso, esse modelo também facilita a representação de distâncias e o cálculo de área, uma vez que suas coordenadas são expressas em metros (TULLER; SARAIVA, 2016). A região de estudo ocupa duas zonas UTM no hemisfério sul, 21 e 22, sendo escolhida a 22S para representar todos os dados, pois esta já havia sido adotada em estudos anteriores na mesma área (RENÓ; 2010).

O fluxograma da Figura 3.2 apresenta os procedimentos metodológicos adotados para o desenvolvimento dessa pesquisa.

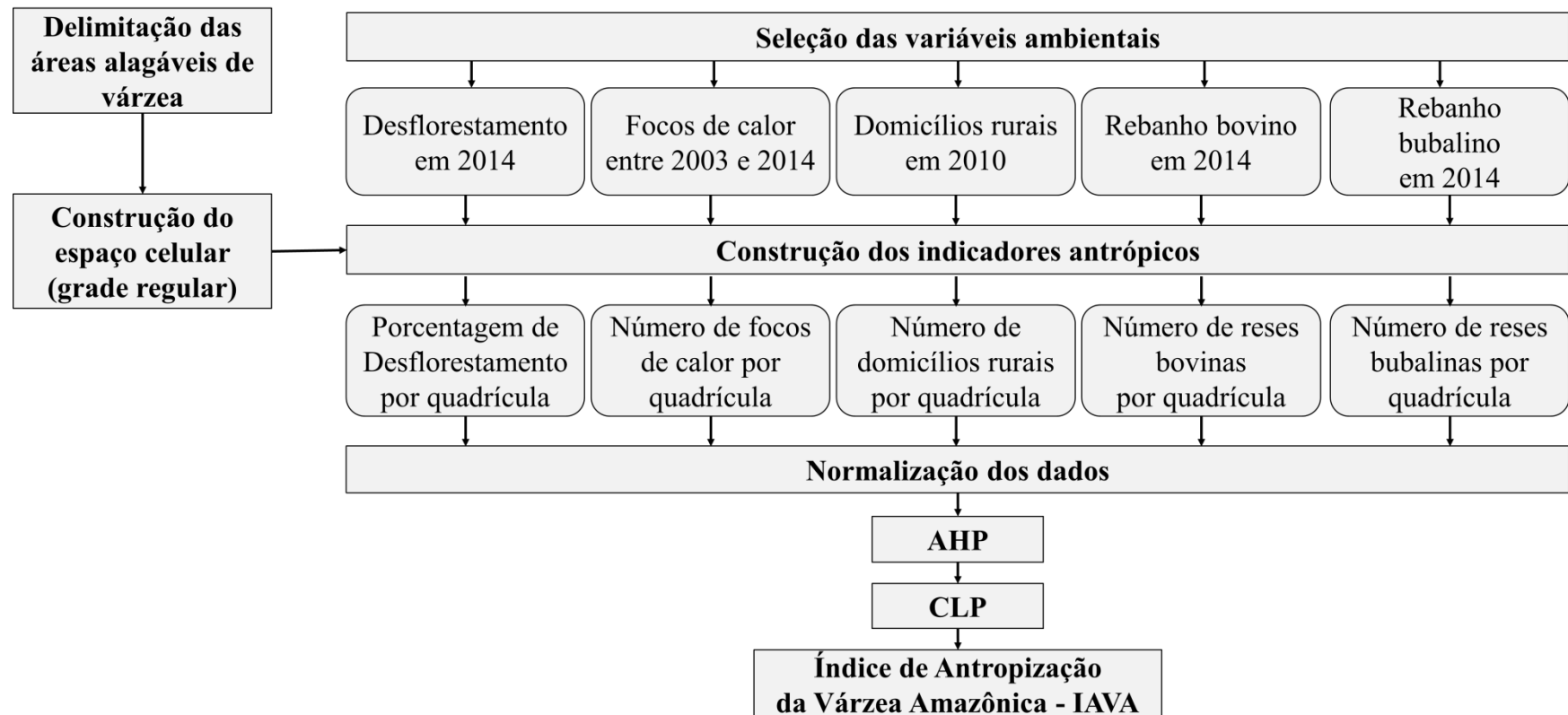


Figura 3.2 Fluxograma Metodológico

3.4.1. Delimitação da área de estudo

A máscara de áreas alagáveis da Bacia Amazônica foi elaborada por Hess et al. (2003) a partir de um mosaico de imagens SAR do satélite JERS-1 com 100m de resolução espacial. O produto foi posteriormente expandido para análises mais abrangentes dessa bacia (HESS et al., 2015) e disponibilizada desde 2012 (HESS et al., 2012). Rennó et al. (2013) corrigiram geometricamente a máscara mais recente (HESS et al., 2012) com base no dado topográfico DEM-SRTM (*Digital elevation model - Shuttle Radar Topography Mission*) com 90 m de resolução espacial.

Considerando que a dinâmica de ocupação humana na terra firme é bastante distinta daquela observada na várzea (O'DWYER, 2005; TRINDADE JUNIOR et al., 2008), a delimitação inadequada das áreas alagáveis do Baixo Amazonas pode causar uma interpretação equivocada sobre o comportamento dos indicadores de antropização. Assim sendo, foi essencial realizar uma verificação da qualidade temática da máscara de Hess et al. (2012) geometricamente corrigida por Rennó et al., (2013) e, então, utilizá-la na demarcação da área de estudo.

O limite entre a várzea e a terra-firme no Baixo Amazonas, definido pela máscara de áreas alagáveis foi avaliado. Para tanto, a máscara foi superposta ao DEM-SRTM para identificação das cotas topográficas no interior da planície de inundação e em suas margens. Imagens OLI/LANDSAT 8 de 2014 foram utilizadas para identificar se havia a presença de regiões características de terra firme inclusas na máscara como: áreas geométricas de solo exposto e de culturas agrícolas e a presença de construções urbanas. Estas áreas foram identificadas por interpretação visual, com base em uma chave de identificação de uso de cobertura do solo elaborada a partir das imagens OLI/LANDSAT. Assim, se identificadas essas classes, elas seriam excluídas da máscara manualmente, por meio de edição vetorial.

3.4.2. Processamento digital das imagens OLI/LANDSAT 8 e construção da chave de identificação dos tipos de uso e cobertura do solo

As imagens do sensor OLI/LANDSAT 8 são produtos *Landsat Surface Reflectance Climate Data Record - CDR*, que apresentam correção radiométrica e atmosférica gerada pelo algoritmo *Landsat Surface Reflectance Code - LaSRC*. Além disso, as imagens adquiridas estão ortorretificadas e no formato de reflectância da superfície terrestre (USGS, 2016).

A área de estudo ocupa parcialmente quatro cenas WRS-2 (*World Reference System*) do satélite OLI/LANDSAT 8, referentes às órbitas/pontos 228/61, 228/62, 227/61 e 227/62. Para cada cena foram adquiridas imagens em duas datas distintas (Figura 3.3) para garantir a completa visualização da cena em caso de cobertura de nuvem em uma das datas. Essas imagens são referentes ao período de menor nível de água do Rio Amazonas em 2014 (i.e. agosto a dezembro). Foram selecionadas imagens com baixa cobertura de nuvens, com base no protocolo proposto por Renó (2010).

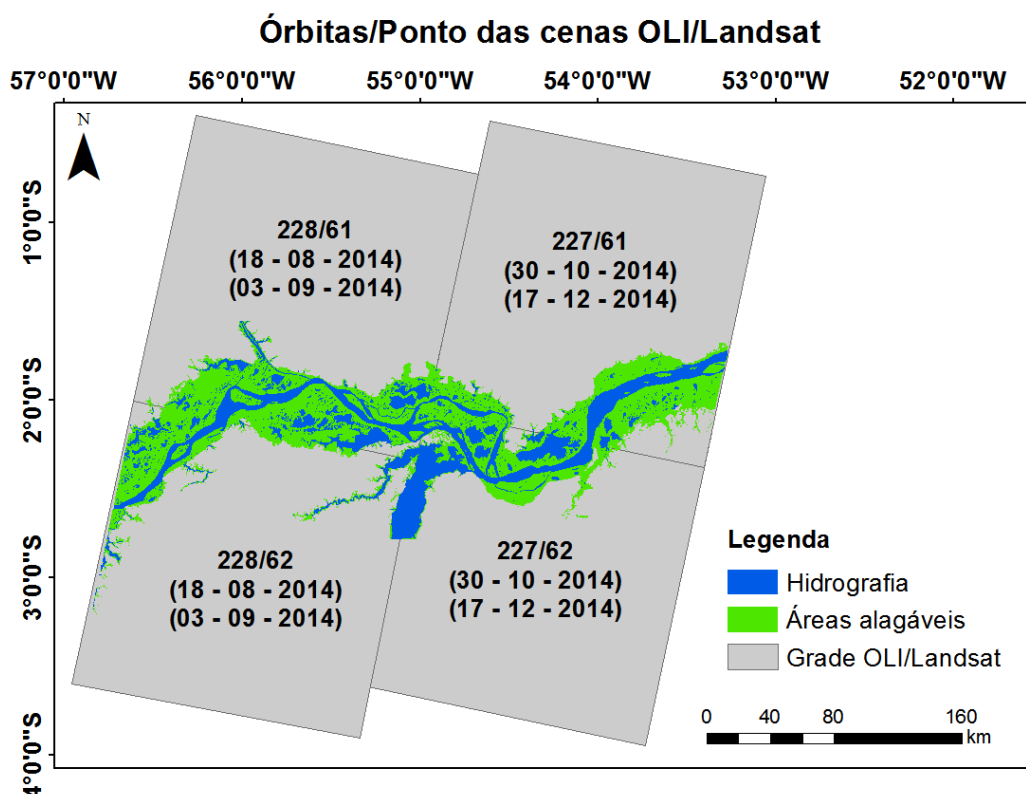


Figura 3.3 - Órbitas/pontos e datas de aquisição das cenas do satélite OLI/LANDSAT 8.

Para tornar semelhante o aspecto visual entre as cenas OLI/LANDSAT-8, realizou-se a equalização dos histogramas das imagens (RICHARDS, 1986). Para isto, foram geradas composições coloridas em falsa cor R6G5B4, referentes às bandas do infravermelho de ondas curtas (1,57 - 1,65 μm), infravermelho próximo (0,85 - 0,88 μm) e vermelho (0,64 - 0,67 μm), respectivamente, pois esta combinação permite identificar mais facilmente os limites entre solo, água e vegetação, (USGS, 2014), associados às cores rosa, preta e verde, respectivamente (Figura 3.4a).

Como o baixo contraste das imagens dificulta a distinção entre os alvos, foi primeiro realizado o ajuste dos histogramas das duas cenas 228/61 (Figura 3.4b), a partir da definição de um valor mínimo e máximo de porcentagem sobre os valores iniciais e finais do histograma. Esse ajuste de histograma permitiu o aumento de contraste e, conseqüentemente, o realce dos objetos da cena. O ajuste dessas imagens serviu como referência para as demais cenas, variando os valores de mínima e máxima porcentagem em cada uma, a fim de se assemelharem à referência e, conseqüentemente, tornarem o conjunto de quatro cenas semelhante entre si.

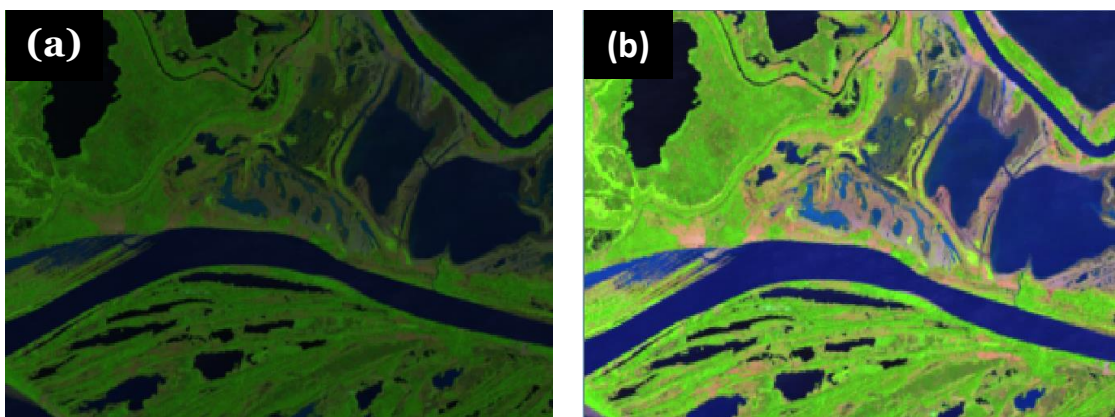
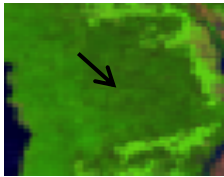
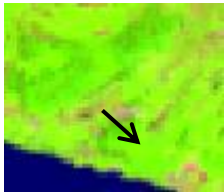

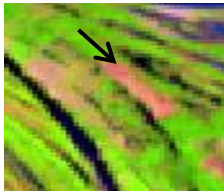
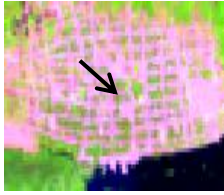



Figura 3.4 - Imagem R6G5B4 do satélite OLI/LANDSAT 8: (a) Sem realce (b) Com realce.

As porcentagens aplicadas foram escolhidas empiricamente, aceitando aquelas cujo contraste permitisse o maior realce de objetos para interpretação visual da imagem resultante. Segundo Machado e Quintanilha (2008), a análise visual e conhecimento prévio do intérprete sobre a região permite identificar características exclusivas dos objetos de interesse para estudo. Dessa forma, foi possível elaborar a chave de

identificação do uso e cobertura do solo (Tabela 3.2), para distinção dos alvos de interesse, como tipos de cobertura vegetação, áreas de solo exposto, agrícolas e urbanas.

Tabela 3.2 - Chave de interpretação dos alvos de interesse nas imagens OLI/LANDSAT.

| Classe | Forma e Limites | Cor | Descrição | Amostra |
|-------------------------|--|-----------------------------|---|---|
| Vegetação florestal | Irregular, com limites mal definidos | Verde escuro | Cobertura vegetal dominada por espécies arbóreas |  |
| Vegetação não florestal | Irregular, com limites mal definidos | Verde claro a brilhante | Qualquer tipo de cobertura vegetal que não seja florestal (e.g. campos e pastagens) |  |
| Áreas agrícolas | Geométrica, com limites bem definidos | Rosa escuro e roxo | Plantações diversas |  |
| Solo exposto | Geométrica, com limites bem definidos | Rosa escuro | Praias perenes e sedimentos recém-expostos com a descida da água |  |
| Área urbana | Geométrica, com limites mal definidos | Rosa claro | Assentamentos humanos relativos aos centros urbanos |  |
| Água | Irregular ou geométrica, com limites bem definidos | Azul claro, escuro ou preto | Copos hídricos como rios e lagos |  |

As composições R6G5B4 equalizadas foram salvas na forma de imagens sintéticas, e cada conjunto de quatro cenas serviu como base para geração de dois mosaicos, sendo o primeiro mosaico composto pelo conjunto de imagens registradas em agosto e outubro (Tabela 3.3) e o segundo mosaico pelas imagens registradas em setembro e dezembro (tabela 3.4).

Tabela 3.3 - Valores adotados para equalização das cenas utilizadas para elaboração do primeiro mosaico.

| Cena | Data | Min % | Máx % |
|-----------------------|-------------|--------------|--------------|
| 228/61 (Referência 1) | 18/08/2014 | 10 | 2 |
| 228/62 | 18/08/2014 | 10 | 2 |
| 227/61 | 30/10/2014 | 10 | 4 |
| 227/62 | 30/10/2014 | 10 | 7 |

Tabela 3.4 - Valores adotados para equalização das cenas utilizadas para elaboração do segundo mosaico.

| Cena | Data | Min % | Máx % |
|-----------------------|-------------|--------------|--------------|
| 228/61 (Referência 2) | 03/09/2014 | 10 | 2 |
| 228/62 | 03/09/2014 | 10 | 15 |
| 227/61 | 17/12/2014 | 10 | 13 |
| 227/62 | 17/12/2014 | 10 | 10 |

Para assegurar a qualidade do mosaico, foi definido um limite entre as imagens na região de intersecção das cenas. Esse limite foi definido a partir das informações espectrais dos pixels sobrepostos nesta região. Desta forma, na região de união das cenas evita-se a presença de variações radiométricas abruptas e de emendas sobre áreas homogêneas (BAGLI; FONSECA, 2006; BAGLI, 2007).

A Figura 3.5a apresenta o limite abrupto entre cenas adjacentes caracterizadas por diferenças radiométricas e ambientais entre as datas, indicado por setas vermelhas. A

Figura 3.5b apresenta o resultado do mosaico das imagens, com limites das cenas praticamente imperceptíveis em suas áreas de sobreposição. Contudo, a diferença de nível da água entre as datas (agosto e outubro, setembro e dezembro), a presença de pluma de sedimentos e de nuvens *cirrus* pouco densas impediram que fossem removidas completamente as diferenças entre os limites das órbitas/pontos presentes na região central do mosaico, pois estas características alteraram bastante a reflectância de uma cena em comparação à outra.

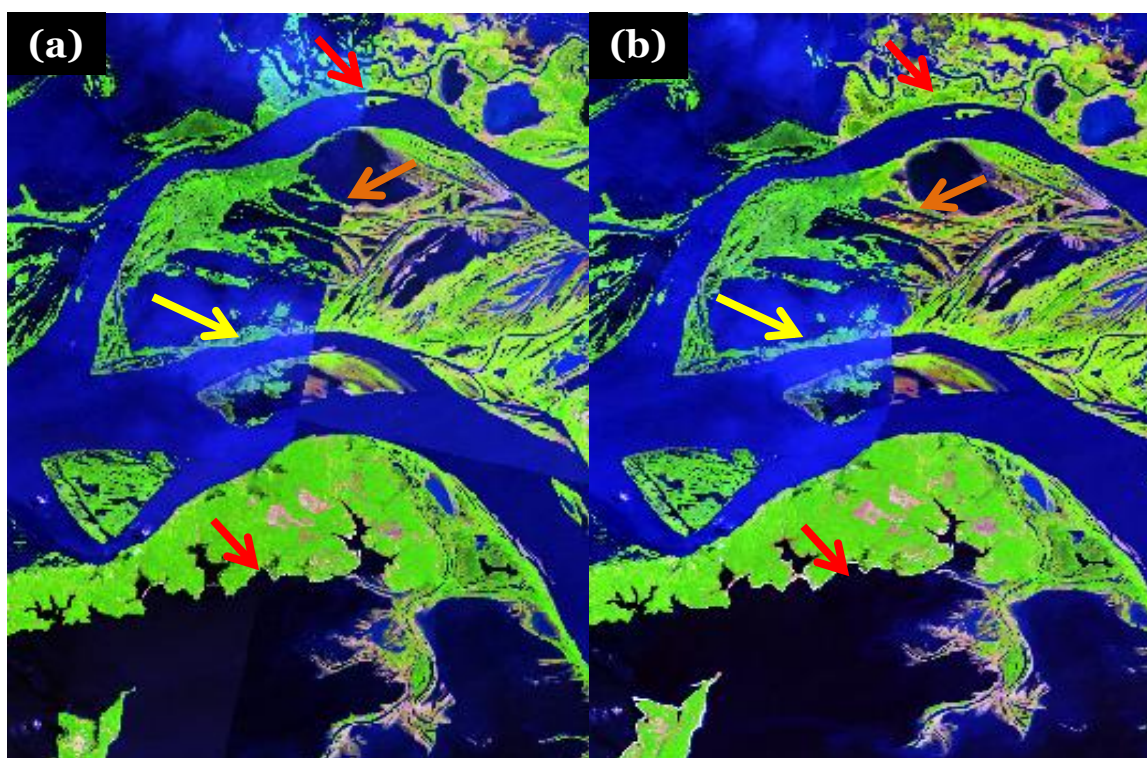


Figura 3.5 - (a) Imagem com divisão das cenas bem definidas (setas vermelhas) e variação na reflectância devido à presença de nuvens (seta laranja); (b) Mosaico com limite suavizado entre as cenas (setas vermelhas) e variação na reflectância não corrigida devido à presença de plumas e nuvens (seta amarela) e à variação do nível de água (seta laranja).

3.4.3. Construção do espaço celular

As variáveis selecionadas, como indicadores de antropização na várzea, apresentam escalas espaciais distintas. As imagens de sensoriamento remoto variam entre 1km e 30m de resolução espacial e os dados fornecidos pelo IBGE variam desde informações

integradas ao nível municipal como o número de reses (bovina e bubalina) até localizações pontuais como a dos domicílios rurais representadas por coordenadas geográficas.

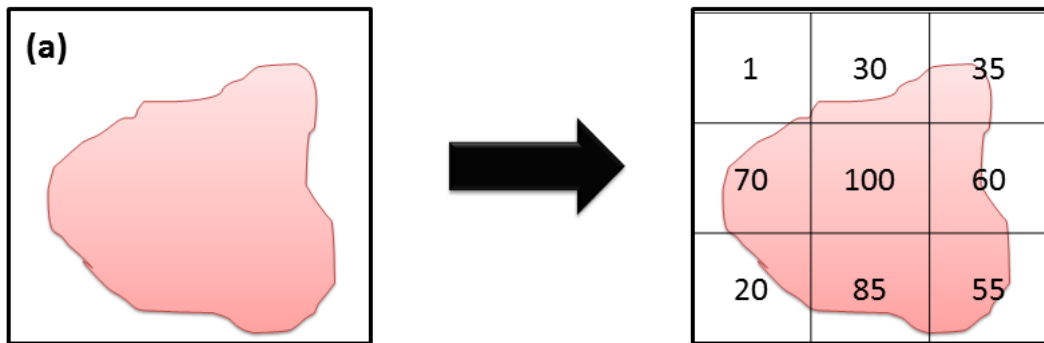
Para que tais informações pudessem ser integradas para análise conjunta e avaliadas como indicadores, selecionou-se uma única unidade de representação espacial compatível com as dimensões espaciais de todos os indicadores antrópicos. Para isso, adotou-se uma grade regular (i.e. espaço celular) cujo tamanho foi escolhido com base nos seguintes critérios:

- 1) As quadrículas que irão compor a grade regular devem ter um valor mínimo de 1x1 km, pois este é o tamanho do pixel das imagens MODIS/AQUA, que possuem a maior resolução espacial, quando comparadas aos outros dados;
- 2) Os focos de calor são representações pontuais no espaço, mas podem ter um erro de posicionamento de até 1 km em qualquer direção (PEREIRA, et al., 2012). Com base nesta informação, a dimensão das quadrículas precisa, necessariamente, apresentar um tamanho mínimo de 2x2 km, para incorporar o erro de localização.
- 3) A análise do rebanho bovino foi baseada na localização das comunidades ribeirinhas, que também são representadas por pontos representativos das suas coordenadas geográficas. No entanto, deve-se considerar que a mesma possui uma extensão física cujo valor é desconhecido;
- 4) O padrão de distribuição dos domicílios rurais mostra que as moradias se localizam próximas entre si e, neste caso, pode-se supor que seu agrupamento deve indicar que pertencem a uma mesma comunidade. Assim, o tamanho mínimo das quadrículas deve ser suficiente para representação das comunidades.

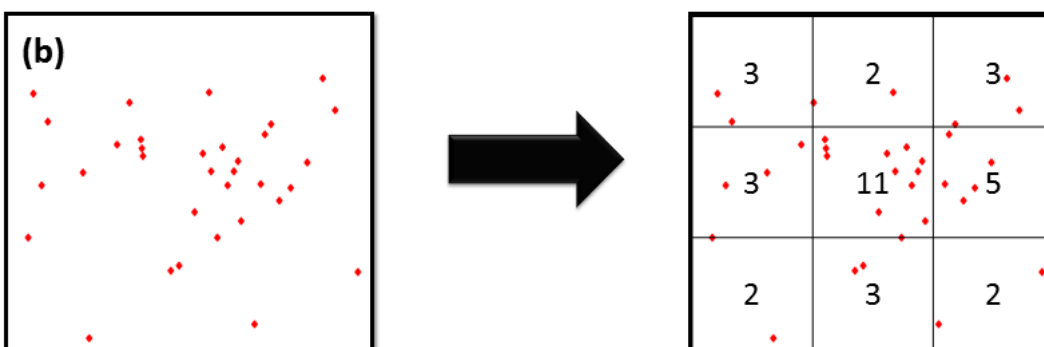
Com base nestes critérios adotou-se o tamanho de 5x5 km para cada quadrícula que compõe a grade. Desta forma, a unidade de integração de todos os dados foi definida em

25 km². A grade regular foi construída com base nos limites da máscara de áreas alagáveis, apresentando um número constante de células em cada linha e coluna.

As informações das variáveis foram associadas, às quadrículas da grade regular, a partir de operações de porcentagem (FIGURA 3.6a) e número de ocorrências (Figura 3.6b). Desta forma, foram obtidos cinco (5) indicadores antrópicos, com representações vetorial e espacialmente coincidentes. São eles: a porcentagem de desflorestamento por quadrícula, o número de domicílios rurais por quadrícula, o número de focos de calor por quadrícula, o número de reses bovinas por quadrícula e o número de reses bubalinas por quadrícula. A associação algébrica realizada será explicada com maiores detalhes na seção 3.4.4.



Porcentagem e/ou Tamanho da classe em cada quadrícula



Quantidade de pontos presentes em cada quadrícula

Figura 3.6 - Ilustração da integração das variáveis com diferentes formatos de representação espacial em uma mesma base de análise espacial: (a) variáveis representadas por área; (b) variáveis representadas por pontos.

3.4.4. Construção dos indicadores antrópicos

3.4.4.1. Cálculo da porcentagem de desflorestamento por quadrícula

Para mapear o desflorestamento ocorrido em 2014 foram utilizados o mapa de cobertura florestal em 2008 e de desflorestamento acumulado até 2008 (RENÓ et al., 2011) e os mosaicos OLI/LANDSAT de 2014, que eram geometricamente compatíveis com as cenas TM utilizadas por Renó et al., (2011), não sendo, portanto, necessário o registro entre eles.

Os polígonos da classe de cobertura florestal em 2008 foram sobrepostos aos mosaicos OLI/LANDSAT de 2014 e, no interior desses polígonos, foi observado se em 2014 ainda havia a presença de floresta. Assim, regiões correspondentes a floresta inundáveis no interior desses polígonos demonstraram que não ocorreu desflorestamento e a presença de campos, pastagens, solo exposto e áreas urbanas no interior desses polígonos demonstraram que a vegetação florestal presente em 2008 foi convertida em outros tipos de uso e cobertura do solo, logo, foram classificadas como áreas de desflorestamento.

Nesta etapa, também foram utilizadas as imagens do Google Earth, a fim de auxiliar na identificação de alvos mal interpretados no sensor OLI. A metodologia adotada para o mapeamento do desflorestamento foi a interpretação visual e edição vetorial realizada manualmente, com base na chave de identificação de uso e cobertura do solo elaborada anteriormente. O mapa de desflorestamento acumulado em 2008 foi somado ao mapa de desflorestamento em 2014, gerando assim, um mapa de desflorestamento acumulado até 2014, com 30 m de resolução espacial.

Com a união dos mapas, havia a possibilidade de ocorrer áreas de desflorestamento no interior de corpos hídricos, pois o mapa de 2008 foi baseado em segmentação multidata, que permitiu a combinação de dados espectrais de 1975/1981 e de 2008, dando origem a polígonos mais generalizados, cuja alocação em uma classe dependia da proporção do alvo no interior do polígono. Além da generalização causada pelo uso de segmentação multidata, o mapa gerado por Renó et al., (2011) foi reamostrado para 80 m, com intuito

de compatibilizar as cenas do sensor TM de 30 m com a resolução do sensor MSS, de 80 m. Para corrigir este problema, foi elaborada uma máscara de corpos hídricos, contendo apenas aqueles permanentes ao longo do ano, visto que a região de várzea está sujeita a variação sazonal da extensão dos corpos hídricos, ocasionada pela oscilação interanual da vazão do Rio Amazonas (JUNK, 1989; RUDORFF et al. 2014).

Para assegurar a delimitação apenas dos corpos hídricos permanentes da várzea, foram selecionadas quatro cenas WRS-1 do produto CDR TM/LANDSAT 5, referentes ao período de seca do Rio Amazonas, registradas na data de 21/10/2005 para órbitas/pontos 227/61 e 227/62 na data de 10/10/2010 para as órbitas/pontos 228/61 e 228/62, garantida a baixa cobertura de nuvens. Foram escolhidas imagens dos anos de 2005 e de 2010, em decorrência dos eventos de fortes secas nestes anos (MARENGO et al., 2011), assegurando uma melhor delimitação dos corpos de água apenas permanentes.

Foi utilizada apenas a banda 5 das imagens TM/LANDSAT 5, referente ao infravermelho médio, com comprimento de onda entre 1,55 - 1,77 μm . Neste intervalo, toda a energia incidente é absorvida, e conseqüentemente, a reflectância é praticamente nula, apresentando tonalidade escura (i.e. preta) na imagem, destacando-se assim dos demais alvos. Isto ocorre porque a água presente na área de estudo é composta por uma elevada concentração de sólidos suspensos que causam elevada reflectância em comprimentos de onda do visível e do infravermelho próximo (JENSEN, 2009).

As imagens CDR TM/LANDSAT 5 apresentam valores de reflectância de superfície que podem variar de -0,2 a 1,6. Porém, considera-se válido apenas o intervalo de 0 a 1, pois os demais valores são considerados como possíveis ruídos na cena (USGS, 2016). Desta forma, foram excluídos os valores abaixo de zero e acima de um da imagem, para que, então, pudesse ser realizado o fatiamento das cenas. As imagens foram fatiadas em duas classes, água e terra (não água), cujos limiares foram testados empiricamente (Tabela 3.5). A classe de água foi vetorizada e, então, criada uma máscara de corpos hídricos permanentes.

Tabela 3.5 - Intervalo dos valores de reflectância escolhido em cada cena correspondente a classe água, para delimitação dos corpos hídricos permanentes.

| Órbita/ Ponto | Intervalo da classe água |
|----------------------|---------------------------------|
| 228/61 | 0 – 0,13 |
| 228/62 | 0 – 0,16 |
| 227/61 | 0 – 0,14 |
| 227/62 | 0 – 0,15 |

Contudo, ainda era possível identificar, por interpretação visual das cenas TM/LANDSAT, que haviam corpos hídricos mal delimitados pelo fatiamento proposto, pois nestas regiões os valores de reflectância dos pixels não pertenciam aos intervalos adotados, confundindo-se com os valores dos alvos terrestres, devido à ocorrência de nuvens e sombras de nuvens sobre a superfície líquida (Figura 3.7). Para corrigir este problema, os corpos hídricos omitidos foram incluídos na máscara por meio de edição vetorial, realizada manualmente.

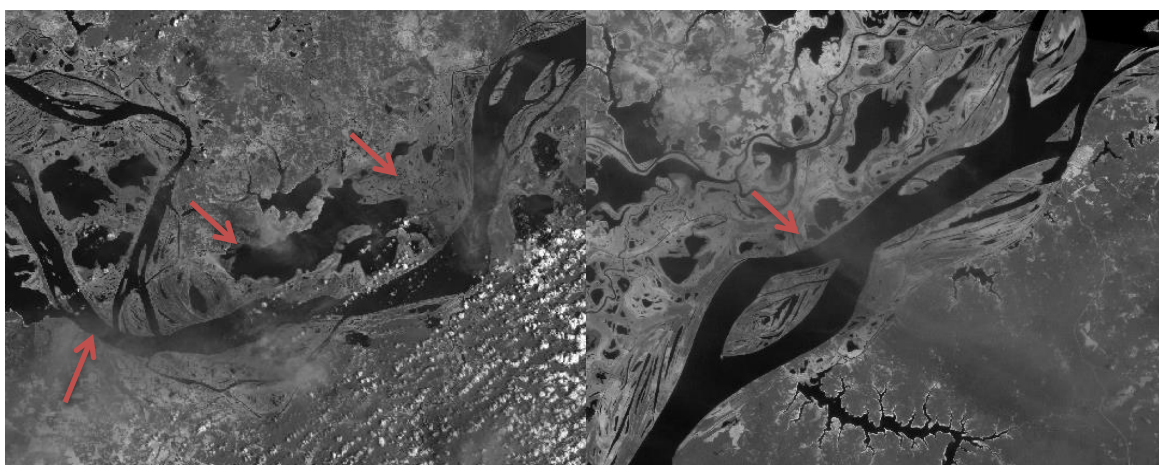


Figura 3.7 – Cobertura de nuvens sobre os corpos hídricos permanentes detectadas na banda 5 do sensor TM/LANDSAT, identificadas por setas vermelhas.

A máscara de corpos hídricos foi subtraída do mapa de desflorestamento acumulado em 2014, obtendo-se, assim o mapa final de desflorestamento em 2014. Posteriormente, o mapa foi associado à grade regular, utilizando a operação algébrica de porcentagem.

Assim, foi possível calcular a porcentagem de área desflorestada em cada quadrícula que compõem o espaço celular.

3.4.4.2. Contagem do número de focos de calor por quadrícula

A área de estudo apresenta grande parte de seu território composta por amplas superfícies hídricas, podendo estar sujeitas ao efeito *sun glint*. A máscara de corpos hídricos permanentes foi utilizada para avaliar a ocorrência de *sun glint* na área de estudo.

Tendo em vista o caráter conservador (redução de erros de comissão) do algoritmo MODIS-INPE e que as coordenadas geográficas dos focos de calor podem apresentar até 1km de distância em relação à sua localização real no terreno (MORISSETTE et al., 2005; PEREIRA, et al., 2012), foi calculada a distância euclidiana entre os focos de calor e a máscara de corpos hídricos permanentes. Assim, os pontos inseridos no interior dos corpos hídricos, que apresentavam valores acima de 1 km de distância da borda da máscara, foram excluídos.

Mesmo com a eliminação de focos de calor no interior da máscara de corpos hídricos permanentes, poderiam ser contabilizados os falsos positivos identificados no período em que a extensão da água é mais abrangente. Para evitar este problema, inicialmente foram eliminados os focos de calor registrados fora do período de seca do pulso de inundação, utilizando apenas aqueles registrados nos meses de outubro, novembro e dezembro, entre 2003 a 2014.

Os focos de calor selecionados e, definidos como *proxy* de queimadas na área de estudo, foram recortados para a máscara de áreas alagáveis e o número de focos de calor foi contabilizado por quadrícula da grade regular.

3.4.4.3. Contagem do número de domicílios rurais por quadrícula

Os dados do CNEFE são disponibilizados em formato de texto comum (.txt) e, para a extração das coordenadas geográficas dos domicílios rurais para utilização em SIG, foi utilizado um script em R, desenvolvido por Silva (2014, comunicação pessoal). O script

é baseado em três algoritmos pertencentes a duas bibliotecas de funções e dados (pacotes), descritos na Tabela 3.6. Os algoritmos empregados transformaram os valores de latitude e longitude de cada endereço em objetos com referência espacial, os quais foram exportados como pontos em formato vetorial na projeção de interesse nesta pesquisa.

Tabela 3.6 - Pacotes e algoritmos utilizados no script em R para extração das localizações dos domicílios rurais.

| Pacote | Algoritmo | Output |
|---------------|-----------------------|---|
| sp | <i>Spatial points</i> | Transforma as coordenadas em objetos, neste caso, em pontos |
| gdal | <i>CRS-class</i> | Atribui referência espacial aos objetos, cuja projeção é escolhida pelo usuário |
| gdal | <i>writeOGR</i> | Exporta os objetos em formato vetorial |

Foi feito um *buffer* de 500m no exterior da máscara de áreas alagáveis para abranger certos domicílios que, apesar de estarem localizados fora da máscara de várzea, apresentavam o mesmo padrão de distribuição daqueles que estavam no interior dela e, possivelmente, pertenciam à mesma comunidade de várzea. Considerando a resolução de 100 m da máscara, que serviu como delimitador entre a várzea e a terra firme, pode-se considerar que essas moradias externas a máscara de várzea também pertencem a ela, sendo apenas um problema associado à diferença de resolução espacial entre os dados.

A partir da localização dos domicílios ribeirinhos calculou-se o indicador antrópico do número de domicílios presentes por quadricula da grade regular.

3.4.4.4. Contagem do número de reses bovinas por quadricula

O número de cabeças de gado é fornecido pela PPM por municípios (G_{α}). No entanto, apenas uma parte do município pertence à área de estudo e, dessa forma, o número de reses do rebanho bovino foi recalculado (g_{α}) de maneira proporcional à extensão da área de várzea localizada naquela porção do município (A_{α}) a partir da Equação 3.1.

$$g_{\alpha} = \frac{(G_{\alpha} \times A_{\alpha})}{At_{\alpha}} \quad (3.1)$$

Sendo:

α o(s) município(s), $1 \leq \alpha \leq 16$;

g_{α} o número de reses bovinas recalculado para várzea de cada município;

G_{α} o número de reses bovinas (PPM) de cada município;

A_{α} a área de várzea de estudo de cada município;

At_{α} a área total de cada município.

O número de reses recalculado para cada município foi distribuído nas comunidades de várzea. Para isto, primeiro foi observado que algumas comunidades já dispunham do número de reses pertencentes a elas, registrado por meio de entrevistas realizadas por Renó (2016) em 10 municípios da região ($R_{\alpha,\beta}$). O número total de reses documentadas em cada município foi subtraído do número de reses bovinas recalculado (g_{α}), conforme o município ao qual a(s) comunidade(s) pertence(m) (Equação 3.2).

$$r_{\alpha} = g_{\alpha} - \sum_{\alpha=1}^{16} R_{\alpha,\beta} \quad (3.2)$$

Sendo:

α o(s) município(s), $1 \leq \alpha \leq 16$;

β as comunidades com dados de cada município;

r_{α} o número total de reses bovinas nas comunidades não entrevistadas;

g_{α} o número de reses bovinas recalculado para várzea de cada município;

$R_{\alpha,\beta}$ o número de reses bovinas em cada comunidade entrevistada de cada município.

Assim, o valor resultante equivale ao número total de reses bovinas restante na várzea de cada município (r_{α}) a ser distribuído para as demais comunidades (k_{α}), cujo número de reses era desconhecido. Esse valor foi distribuído igualmente entre as comunidades ribeirinhas, fornecendo, assim, o número de reses bovinas estimado para cada comunidade não entrevistada (\mathfrak{B}_k), determinado pela Equação 3.3.

Foi considerada uma distribuição isotrópica do rebanho pela ausência de conhecimento sobre a real distribuição desses rebanhos entre a várzea a terra firme.

$$\mathfrak{B}_k = \frac{r_\alpha}{k_\alpha} \quad (3.3)$$

Sendo:

α o(s) município(s) , $1 \leq \alpha \leq 16$;

\mathfrak{B}_k o número de reses bovinas para cada comunidade não entrevistada ;

r_α o número total de reses bovinas nas comunidades não entrevistadas;

k_α cada comunidade não entrevistada em cada município.

O gado foi distribuído nas comunidades de várzea em razão da tendência deste rebanho em manter-se espacialmente mais confinado que o búfalo devido suas limitações físicas (SHEIK et al., 2006). O número de reses atribuído às comunidades foi inserido na grade regular, na qual cada quadrícula apresenta o número total de cabeças do rebanho bovino pertencente a uma ou mais comunidade(s) presente(s) no seu interior. Assim, quando as quadrículas apresentavam mais de uma comunidade, as reses foram somadas. Desta forma, a limitação da falta de informação sobre a real extensão das comunidades, é minimizada pela grade regular, sugerindo que a localizações dos rebanhos bovinos estão distribuídas em um espaço de 25 km².

3.4.4.5. Contagem do número de reses bubalinas por quadrícula

Foi considerado que o efetivo do rebanho bubalino por município, fornecido pela PPM, se encontra integralmente na várzea, pois a criação de búfalos ocorre preferencialmente neste ambiente. Esse pressuposto se baseia no fato de que os búfalos possuem um número reduzido de glândulas sudoríparas e, devido a isto, não suportam temperaturas superiores a 34°C. Na Amazônia, a temperatura máxima diária pode atingir 45°C, provocando elevada mortalidade no rebanho. Na várzea isto não ocorre devido ao acesso aos corpos d'agua em abundância, para que o rebanho possa se refrescar (SHEIKH et al., 2006).

Como citado na seção anterior, apenas uma parte do município pertence à área de estudo, assim como apenas uma parte da extensão total da várzea de cada município. Assim, foi calculada a extensão total de várzea localizada em cada município (Vt_α), a partir do mapeamento de Hess et al. (2015) e, então, foi considerado que nesta área está presente o número de reses bubalinas fornecidas pela PPM (B_α).

O número de reses do rebanho bubalino fornecido pela PPM foi recalculado (b_α) proporcionalmente para a extensão de área de várzea presente no interior da área de estudo, em cada município (A_α) (Equação 3.4).

$$b_\alpha = \frac{(B_\alpha \times A_\alpha)}{Vt_\alpha} \quad (3.4)$$

Sendo:

α o(s) município(s) , $1 \leq \alpha \leq 16$;

b_α o número de reses bubalinas recalculado para várzea de cada município;

B_α o número de reses bubalinas (IBGE) de cada município;

A_α a área de várzea de estudo de cada município;

Vt_α a área total de várzea de cada município.

Como o búfalo apresenta elevada mobilidade espacial na várzea, ao contrário do que acontece com o rebanho bovino, foram identificadas na várzea áreas de sua possível localização, para uma distribuição espacial adequada dos rebanhos. Desta forma, eles foram espacialmente distribuídos em áreas sem a presença de corpos hídricos permanentes e sem cobertura florestal, em cada município. Para tanto, a máscara de corpos hídricos permanentes e o mapa de cobertura florestal (RENÓ et al., 2011) foram subtraídos da área total de estudo, ou seja, da máscara de áreas alagáveis. Adotou-se esse critério considerando que é bastante plausível assumir que os rebanhos estão inseridos em sua maior parte do tempo fora da água, mas próximo aos lagos e em regiões sem cobertura florestal densa.

As áreas de várzea atribuídas à localização dos rebanhos (v_α) foram combinadas à grade regular, de modo que cada quadrícula passou a apresentar em seu interior uma

porção de área com presença do rebanho bubalino, pertencente a um ou mais municípios ($Q_{\alpha,\delta}$). Desta forma, foi estimado o número de reses presente em cada porção de área localizada no interior da quadrícula (Y_{δ}), demonstrado na Equação 3.5. Quando se observou a presença de mais de uma área na mesma quadrícula, os valores foram somados.

$$Y_{\delta} = \frac{b_{\alpha} \times Q_{\alpha,\delta}}{v_{\alpha}} \quad (3.5)$$

Sendo:

α o(s) município(s) , $1 \leq \alpha \leq 16$;

δ as quadrículas da grade regular;

Y_{δ} número de reses bubalinas de cada quadrícula;

b_{α} número de reses bubalinas recalculado para várzea de cada município;

v_{α} área de várzea com presença bubalina de cada município;

$Q_{\alpha,\delta}$ área de várzea com presença bubalina de cada município em cada quadrícula.

3.4.5. Teste da colinearidade entre os indicadores

Colinearidade significa que variáveis quantitativas são correlacionadas, ou seja, quando os valores de uma variável se elevam, ocorre o mesmo com a outra, representando uma correlação positiva. Se os valores de uma variável tende a diminuir e os valores da outra aumentam, ocorre uma correlação negativa ente elas. Quando ocorre elevada colinearidade, o ideal é substituir as variáveis explicativas, pois elas irão representar informações muito semelhantes e, assim, as inferências realizadas podem ser errôneas ou pouco confiáveis (MOORE, 2007). Neste contexto, foi realizado um teste de colinearidade com os indicadores antrópicos.

A colinearidade pode ser identificada a partir de uma matriz de correlação, avaliando as varáveis por meio de comparações pareadas. Para mensurar o grau da correlação linear entre as variáveis ambientais escolhidas para esta pesquisa, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson (r). Ele varia entre valores de -1 e 1, de modo que: r = 1 identifica uma correlação positiva; r = -1 identifica uma correlação negativa; r = 0

identifica-se que as variáveis não dependem linearmente uma da outra e, portanto, não apresentam correlação (MOORE, 2007). Os valores de entre 0,10 e 0,30 são considerados como baixa correlação e valores acima de 0,70 são considerados como forte correlação (DANCEY; REIDY, 2005).

Os valores quantificados por quadrículas de cada indicador foram analisados na matriz de correlação (Tabela 3.7). Os valores de r encontrados foram próximos a zero para todas as relações pareadas entre as variáveis, sendo o maior valor encontrado na relação entre o desflorestamento e o rebanho bubalino, aproximadamente em 0,3. Contudo, ainda se considera uma relação fraca e não significativa.

Tabela 3.7 - Matriz de correlação dos indicadores antrópicos

| | V1 | V2 | V3 | V4 | V5 |
|----|----|----------|----------|----------|----------|
| V1 | 1 | 0,115043 | 0,233497 | 0,00878 | 0,241034 |
| V2 | - | 1 | 0,087476 | 0,092032 | -0,05459 |
| V3 | - | - | 1 | 0,01544 | 0,309627 |
| V4 | - | - | - | 1 | -0,04562 |
| V5 | - | - | - | - | 1 |

Sendo: V1: Focos de calor; V2: Domicílios rurais; V3: Desflorestamento; V4: Rebanho Bovino; V5: Rebanho bubalino.

3.4.6. Análise Multicritério

O método de Análise Multicritério escolhido para construir o índice de antropização da várzea amazônica foi o AHP. Para isto, foi necessária a normalização dos valores de legenda de cada indicador antrópico, para que estes se tornassem comparáveis e fossem associados matematicamente por meio de álgebra de mapas, a partir da técnica de CLP.

3.4.6.1. *Analytic Hierarchy Process - AHP*

O método AHP permitiu determinar a ordem de prioridade entre os indicadores e os pesos referentes a cada um. Para isso, quatro pesquisadores (i.e. especialistas) com conhecimento sobre as características naturais e antrópicas da área de estudo foram consultados para determinar a importância relativa dos indicadores. Esses pesquisadores

trabalham de forma independente, porém três são vinculados ao INPE e um está vinculado a *University of Maryland* nos Estados Unidos.

Eles receberam individualmente uma matriz (quadrada de ordem 5) para preenchimento, como descrito na seção 2.5 (Figura 2.3, p.15), atribuindo valores de importância (em termos de influência sobre a antropização) para cada indicador antrópico em relação aos outros, com base na escala de Saaty (1980), descrita na Tabela 2.1 (p. 21). Esse procedimento resultou em quatro matrizes de comparação pareada as quais foram normalizadas e, então, foram obtidos os pesos de cada indicador. Assim foram estabelecidas quatro hierarquias distintas para os indicadores antrópicos, de acordo com o conhecimento e opinião de cada pesquisador.

3.4.6.2. Normalização dos valores de legenda de cada indicador

Cada indicador é composto por valores que variam em amplitude (i.e. diferença máxima observada) e unidade de medida. O método mais usual para padronizar dados diferentes é o de reescalonamento do intervalo de valores de cada variável para uma mesma escala numérica (JIANG; EASTMAN, 2000; SAATY, 2011). Assim sendo realizou-se a normalização nos dados, dividindo todos os valores pelo valor máximo correspondente de cada um, de modo que estes passaram a variar entre zero (0) e um (1). Logo, cada quadrícula de cada indicador antrópico recebeu um novo valor, conforme a Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Valores absolutos e normalizados dos indicadores antrópicos

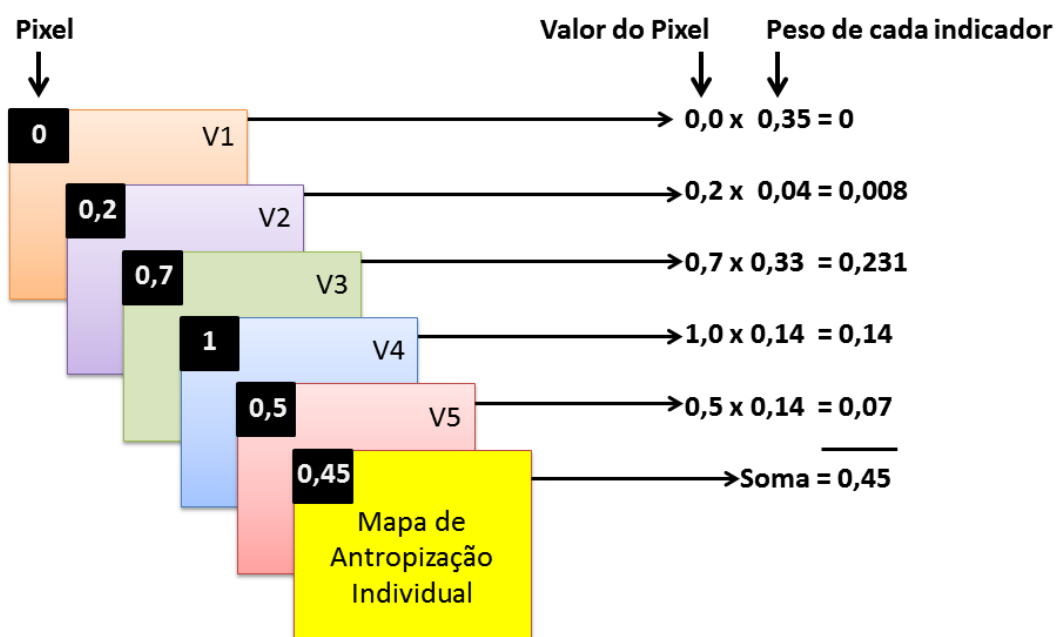
| Indicadores | Valor absoluto | Valor normalizado |
|--|-----------------------|--------------------------|
| Pctg. de desflorestamento por quadrícula | Min.: 0 | Min.: 0 |
| | Max.: 58 | Max.: 1 |
| Nº de focos de calor por quadrícula | Min.: 0 | Min.: 0 |
| | Max.: 28 | Max.: 1 |
| Nº de domicílios rurais por quadrícula | Min.: 0 | Min.: 0 |
| | Max.: 382 | Max.: 1 |
| Nº de reses bovinas por quadrícula | Min.: 0 | Min.: 0 |
| | Max.: 15.000 | Max.: 1 |
| Nº de reses bubalinas por quadrícula | Min.: 0 | Min.: 0 |
| | Max.: 250 | Max.: 1 |

3.4.6.3. Combinação Linear Ponderada - CLP

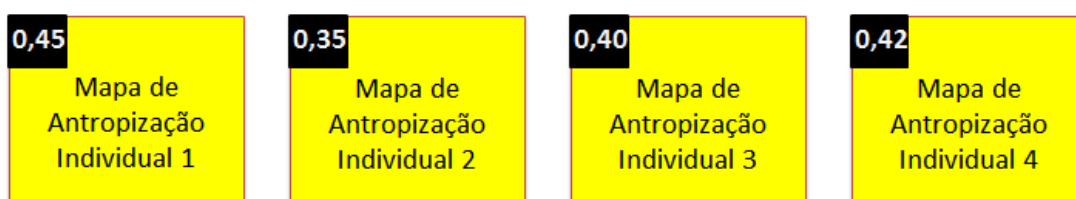
Os indicadores foram transformados em representação matricial para que pudessem ser combinados entre si, a partir de álgebra de mapas (CÂMARA et al., 2001; MOURA, 2007). Assim, cada quadrícula de 5x5 km² se transformou em um pixel com 5 km de resolução espacial.

Os pesos (P_x) obtidos na AHP foram multiplicados pelos pixels com valores normalizados (0-1) referentes ao indicador correspondente. Os resultados das multiplicações foram somados, gerando um único mapa matricial, no qual cada pixel representa o resultado desta soma ponderada (Figura 3.8a). Esta soma ponderada foi realizada quatro vezes, uma para cada especialista (e), gerando assim, quatro mapas individuais de antropização (Figura 3.8b). Posteriormente, foi calculada a média entre os valores dos quatro mapas de antropização individuais, obtendo um mapa síntese para avaliação do potencial de antropização na várzea do Baixo Amazonas (3.8c).

(a) Combinação Linear Ponderada dos Mapas de Antropização Individuais



(b) Determinação do Mapa representativo do Índice de Antropização Final



(c)

$$\mu = \frac{0,45 + 0,35 + 0,40 + 0,42}{4}$$



Figura 3.8 - Ilustração do método de determinação do índice de antropização IAVA: (a) Método de Combinação Linear Ponderada; (b) Mapas de antropização de cada especialista; (c) Média aritmética dos mapas de antropização individuais.

O nível de dispersão entre os valores dos mapas de antropização dos especialistas foi expresso em termos do coeficiente de variação (CV). O CV indicou que a dispersão entre a média e o desvio padrão na grade regular variou entre 1 a 21%. Sabendo que valores até 30% descrevem uma distribuição de dados homogêneos (HOEL, 1981; CORREA, 2003), concluiu-se que o mapa da média da intensidade de antropização é um produto final representativo dos cenários criados pelos especialistas.

O valor de cada quadrícula, no mapa representativo do potencial de antropização da várzea do Baixo Amazonas, varia entre zero (0) e um (1), de modo que o valor zero representa pixels sem ocorrência de antropização e o valor um indica pixels no qual ocorrem os valores máximos observados de todos os indicadores antrópicos. Desta forma, foi possível comparar a variação do grau de antropização entre as quadrículas (pixels), e então, determinar as regiões com maior e com menor potencial de impacto antrópico na várzea do Baixo Amazonas.

O mapa de antropização final com representação matricial, obtido pela média aritmética representa espacialmente o índice de antropização final, que denominado de Índice de Antropização da Várzea Amazônica – IAVA, descrito matematicamente pela Equação 3.6.

$$IAVA = \frac{\sum_{e=1}^4 (\sum_{x=1}^5 V_x \times P_{ex})}{e} \quad (3.6)$$

Sendo:

IAVA o Índice de Antropização da Várzea Amazônica;

e os especialistas consultados, $1 \leq e \leq 4$;

x cada indicador antrópico, $1 \leq x \leq 5$;

V_x os valores de cada quadrícula de cada indicador antrópico;

P_{ex} os pesos atribuídos a cada indicador antrópico por cada especialista.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Avaliação da máscara de áreas alagáveis

A avaliação da máscara de áreas alagáveis, a partir do dado DEM-SRTM, indicou que a topografia da planície de inundação do Baixo Amazonas, varia regularmente de 0-10 m no interior da máscara, sendo que 68% do terreno apresenta até 5 m. No entanto, nas margens da máscara a variação da topografia do terreno foi de 20-150 m (Figura 4.1a).

A sobreposição da máscara sobre os mosaicos OLI/LANDSAT mostrou que grande parte do terreno acima de 20m apresentava áreas condizentes com alvos de terra firme como: (1) áreas geométricas e extensas de solo exposto e/ou de agricultura; (2) construções urbanas referentes às sedes municipais; (3) polígonos pequenos e isolados, distantes da borda e/ou cercados por terra firme. A Figura 4.1b ilustra as áreas com a presença dos alvos supracitados, que foram excluídas da máscara manualmente por edição vetorial. Verificou-se também que haviam áreas de borda cuja topografia era inferior a 20 m, porém, também apresentavam alvos característicos de terra firme, logo também foram eliminadas da máscara.

Avaliação da máscara de áreas alagáveis

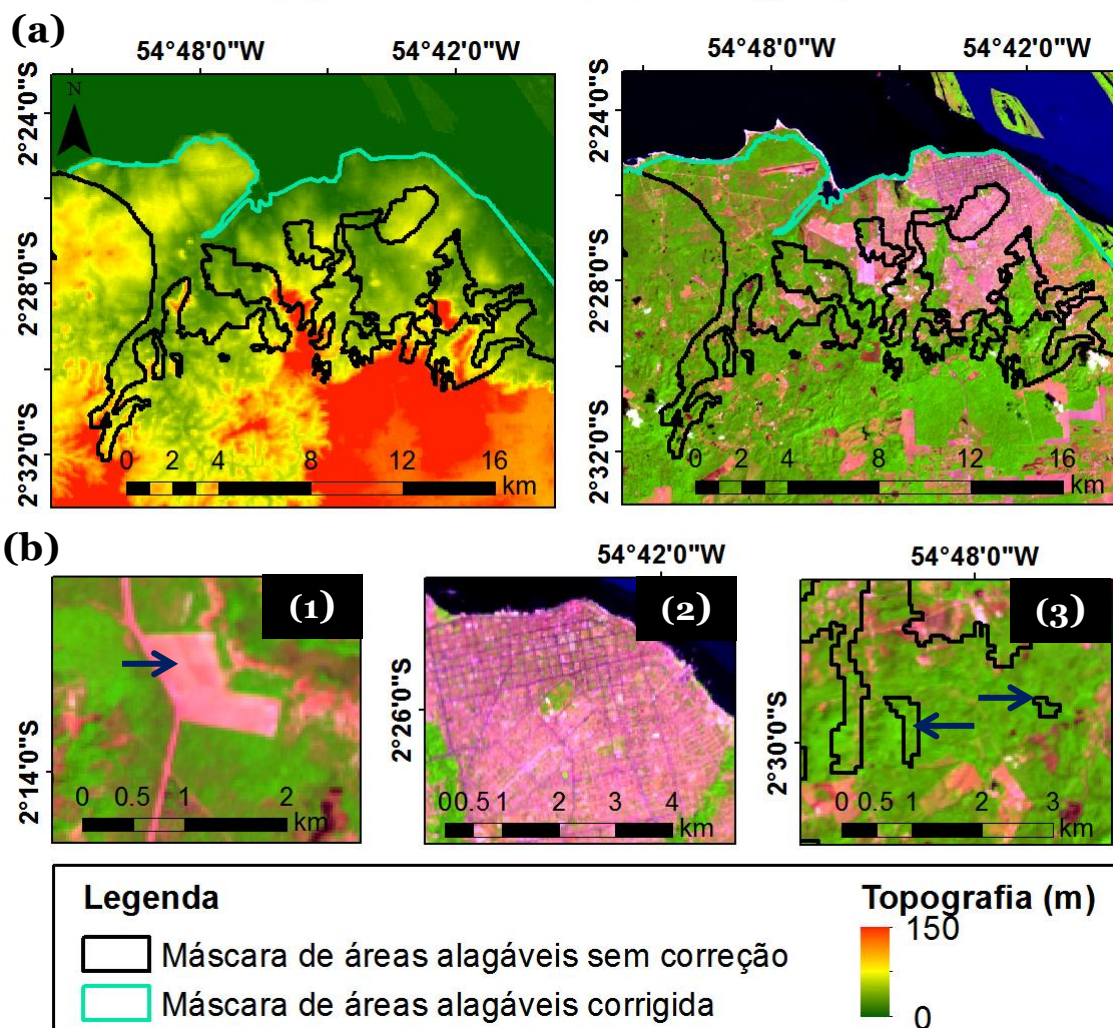


Figura 4.1 - Avaliação da máscara de áreas alagáveis: a) variação da topografia do limite de terreno no interior da e na borda da máscara; b) identificação de áreas de terra firme no mosaico OLI/LANDSAT, de acordo com os critérios descritos anteriormente.

A edição vetorial da máscara de áreas alagáveis permitiu uma melhor delimitação da área de estudo, tendo sido excluídos aproximadamente 1.660 km² de áreas de terra firme presentes na borda da máscara. A diferença é equivalente à 12% da área original da máscara elaborada por Hess et. al (2012) e corrigida por Rennó (2013) (Figura 4.2).

Correção da máscara de áreas alagáveis

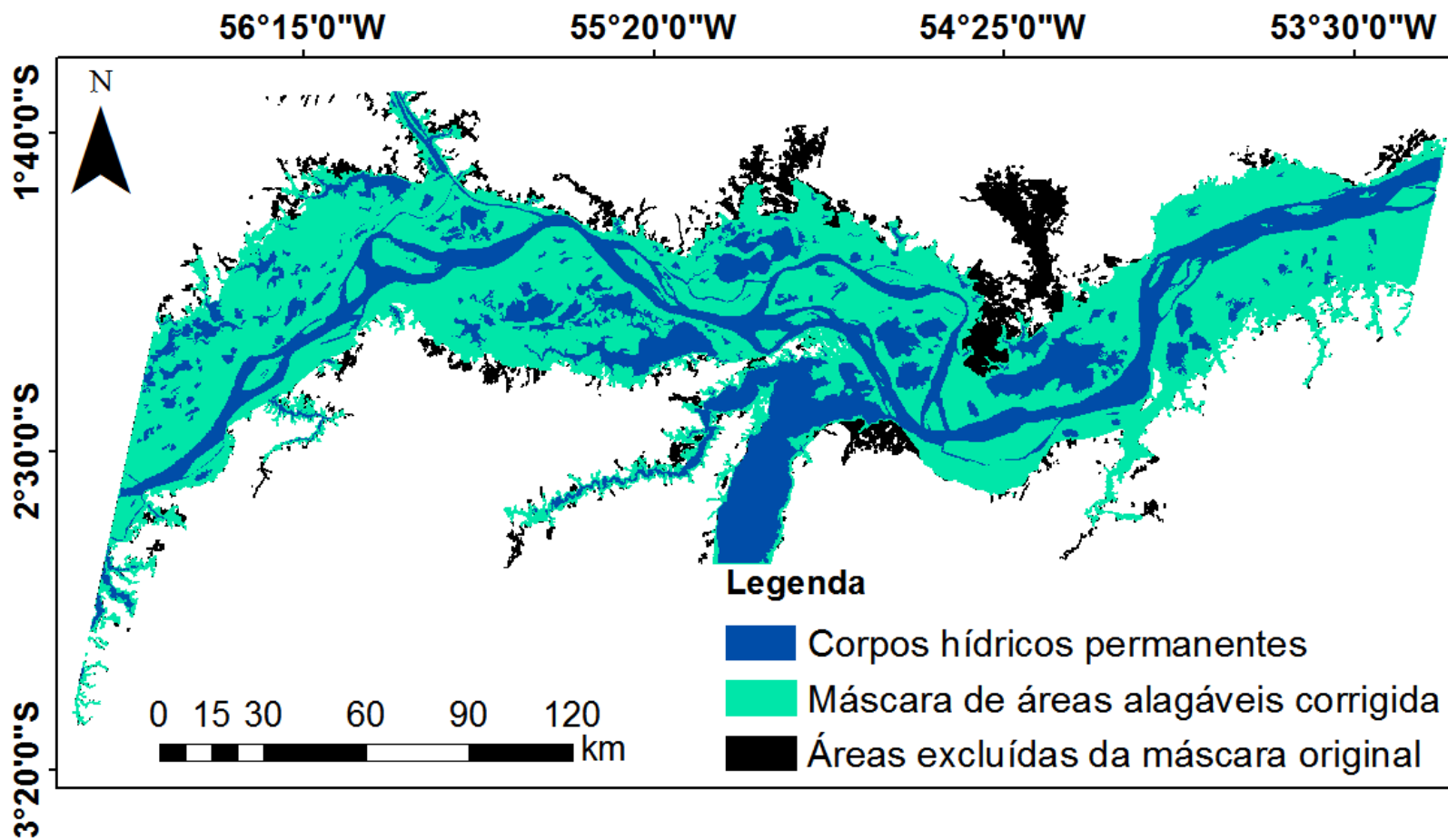


Figura 4.2 - Resultado da correção da máscara de áreas alagáveis

A região excluída da máscara, que está destacada na Figura 4.3^a, representa uma área de várzea, banhada pelo Rio Maicuru, onde a análise topográfica do terreno constatou a presença de terras mais elevadas entre 15-30 m (Figura 4.3b), quando comparadas ao restante da planície do Baixo Amazonas. Essa topografia observada é condizente com a topografia observada em áreas de terra firme e, desta forma, possivelmente a região não permanece completamente alagada na época de cheia do Rio Amazonas, que caracteriza a planície aluvial da área de estudo. Além disso, a região encontra-se a uma distância de 30 km à calha principal do Rio Amazonas e, neste contexto, acredita-se que a região possa apresentar uma dinâmica de uso e ocupação do solo distinta das áreas de várzea banhadas pelo rio principal. Assim sendo, a várzea do Rio Maicuru foi excluída das análises deste estudo.

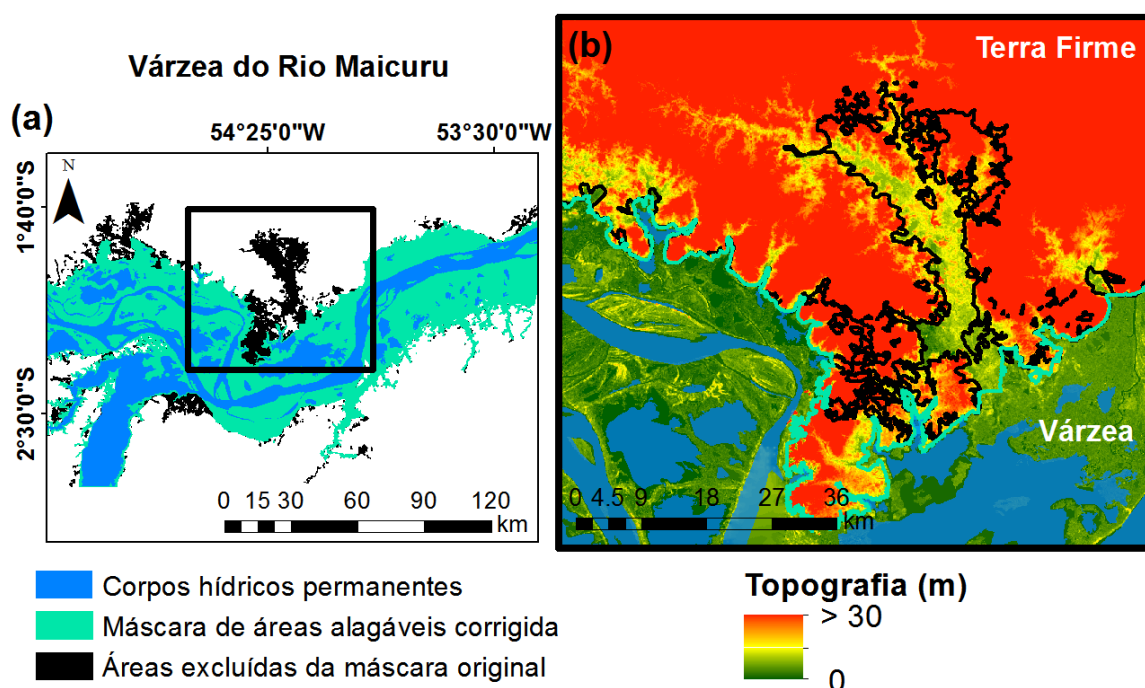


Figura 4.3 - Avaliação da várzea do Rio Maicuru a) Localização da região b) variação topográfica entre a várzea do Rio Maicuru e a várzea do Baixo Amazonas.

4.2. Edição vetorial da máscara de corpos hídricos permanentes

A inclusão dos corpos hídricos omitidos pelo fatiamento da banda 5 na máscara de corpos hídricos permanentes, realizada manualmente por edição vetorial, totalizou em aproximadamente 800 km² de superfícies líquidas, equivalente a 23% do total de área coberta por corpos hídricos permanentes (Figura 4.4). A extensão total de área coberta por corpos d'água permanentes na região estudada equivale a aproximadamente 6.700 km², ocupando 33% da área de estudo.

Correção da máscara de corpos hídricos permanentes

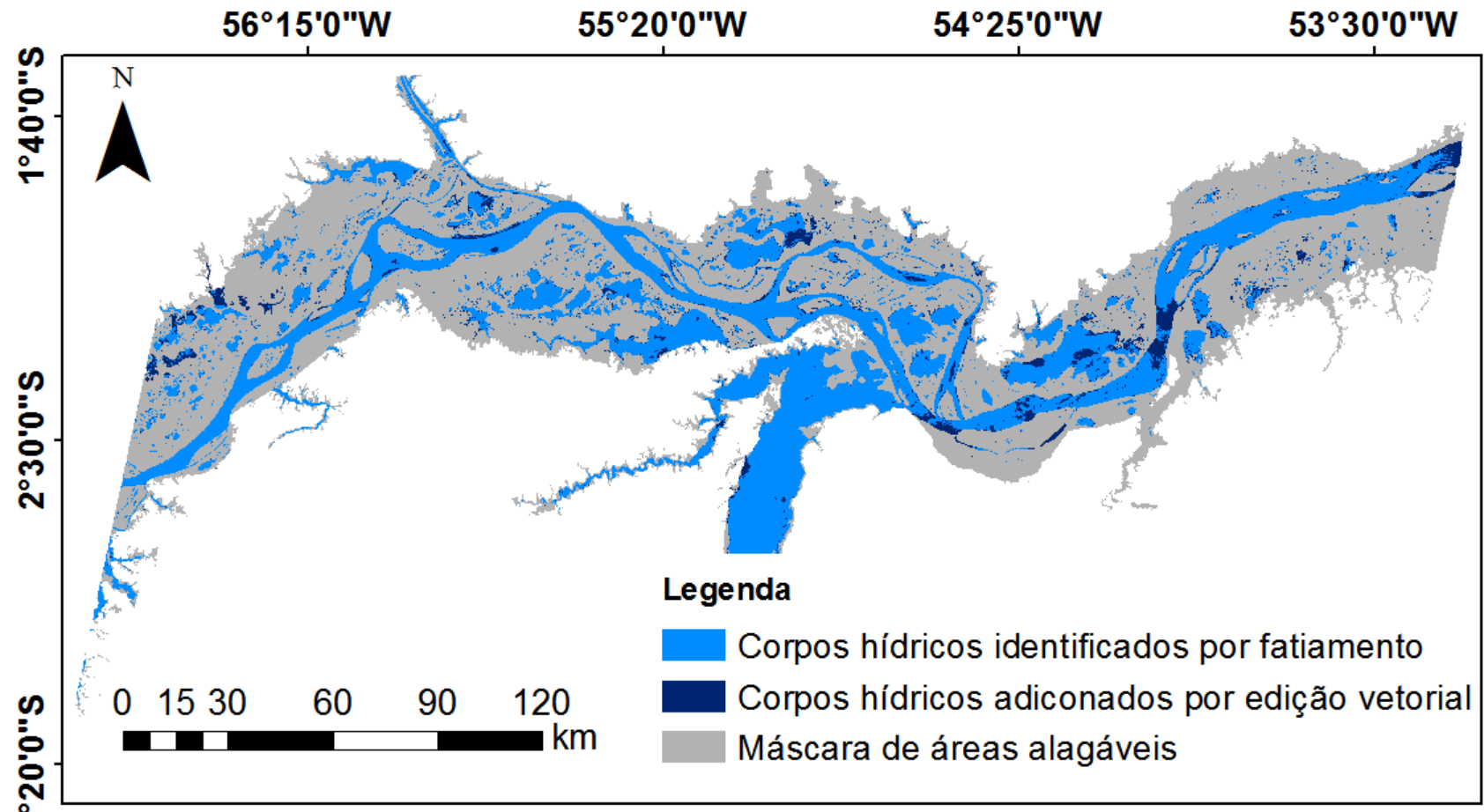


Figura 4.4 - Diferença temática entre a identificação de corpos hídricos permanentes através do método de fatiamento da Banda 5 (infravermelho médio) e os corpos hídricos adicionados por edição vetorial.

4.3. Análise dos indicadores antrópicos

4.3.1. Indicador de desflorestamento

O mapeamento do desflorestamento entre 2008 e 2014 revelou a perda de 3,5% da cobertura florestal de várzea neste período. O desflorestamento acumulado entre 1970 e 2014 recobre 2.520 km² (20%) da área de estudo não ocupada por corpos hídricos permanentes, dentre os quais 83 km² foram áreas mapeadas em 2014 (Figura 4.5).

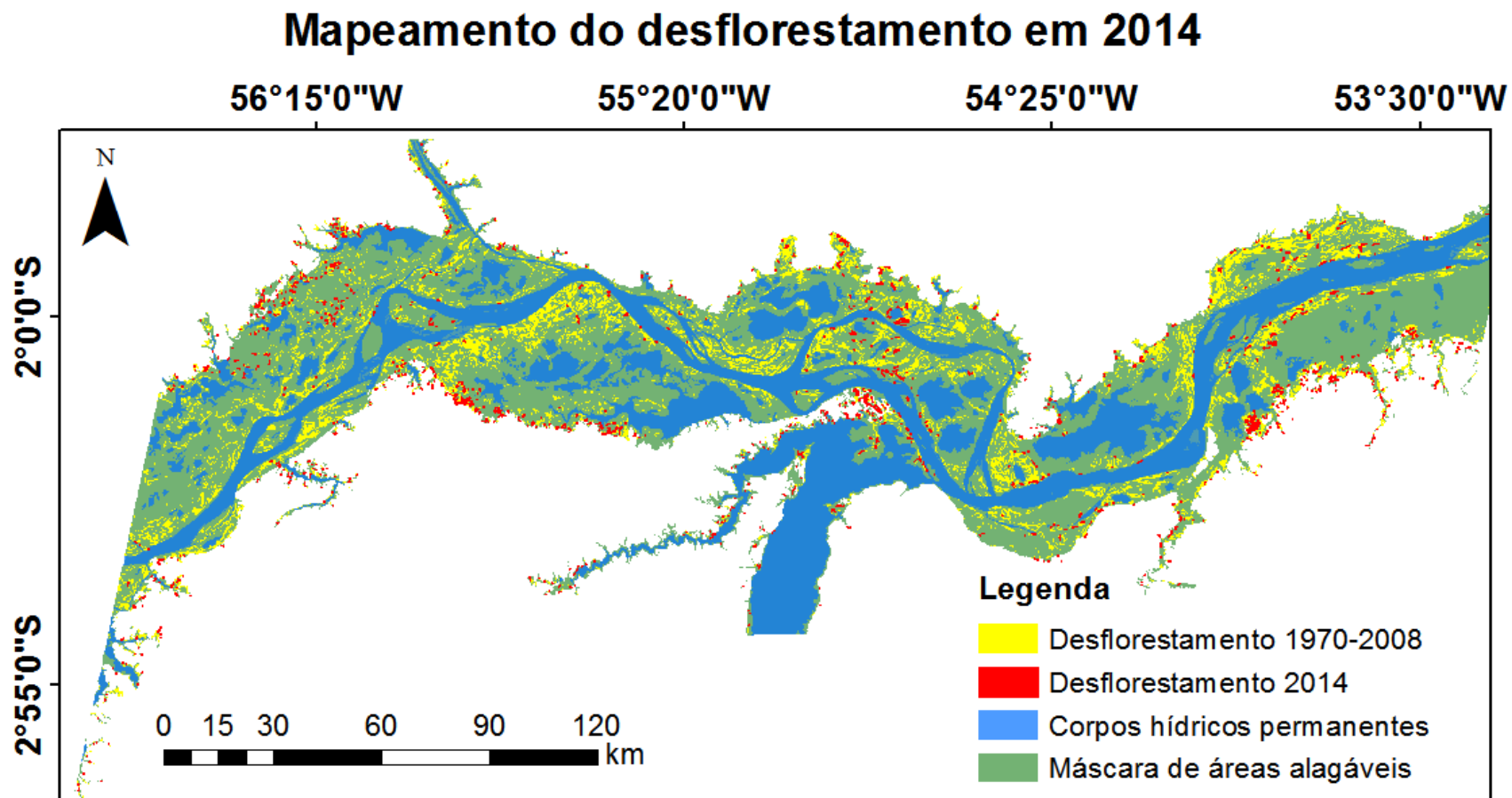


Figura 4.5 – Mapeamento do desflorestamento entre 1970 e 2008 (cor amarela) e apenas em 2014 (cor vermelha).

As áreas identificadas como desflorestadas em 2014 se localizam próximas às áreas que já se encontravam sem cobertura florestal em 2008 (Figura 4.6a) e/ou às margens de rios e, neste caso, o desflorestamento muitas vezes acompanha o formato circular e arqueado dos rios e lagos na região (Figura 4.6b).

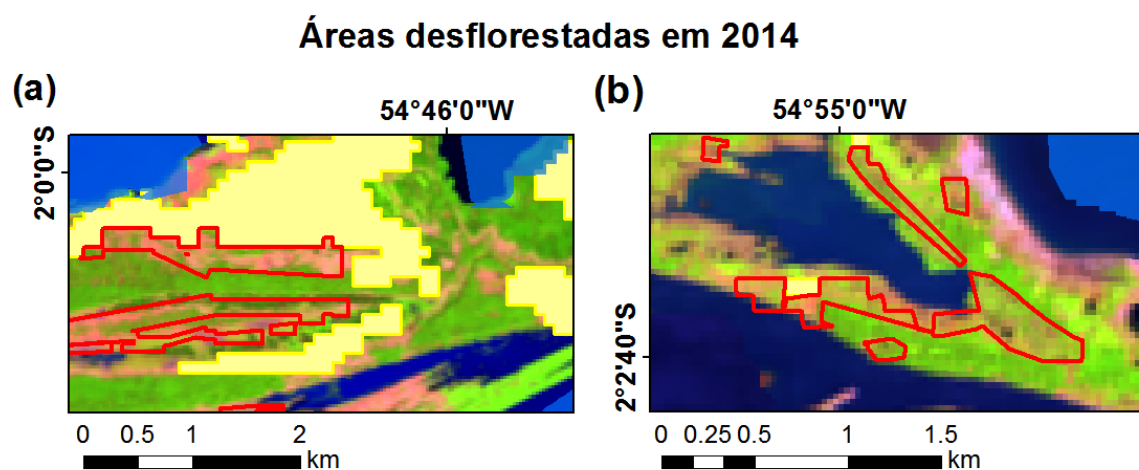


Figura 4.6 - Áreas desflorestadas: (a) mapeadas em 2014 (cor vermelha), localizadas próximas às áreas desflorestadas entre 1970 e 2008 (cor amarela); (b) mapeadas em 2014, com formato arqueado devido a localização próxima às margens de corpos hídricos

No tocante à atribuição de pesos aos indicadores antrópicos, o desflorestamento foi considerado como o indicador de maior impacto antrópico para três dos quatro especialistas consultados. Para um dos especialistas o desflorestamento foi considerado o segundo indicador mais importante. A relevância do desflorestamento dentre os indicadores antrópicos foi atribuída ao fato de que ele remove toda a cobertura vegetal da paisagem natural, causando impactos diretos sobre a biodiversidade vegetal e indiretos sobre a fauna terrestre e aquática (NAIMAN; DECAMPS, 1993; GARDNER et al., 2009; ARRAUT et al., 2013). Além disso, a retirada da cobertura florestal torna o ambiente suscetível à atuação das outras variáveis analisadas, como a indução de queimadas, formação de pastagens para pecuária e construção de moradias.

Observou-se a predominância de áreas com valores mais elevados de porcentagem de desflorestamento, acima de 50%, entre os municípios de Juruti e Óbidos e na porção leste entre Monte Alegre e Prainha (Figura 4.7). São áreas nas quais se encontram

grandes extensões de desflorestamento tanto na terra firme quanto na várzea (RENÓ, 2010; INPE, 2010).

A figura 4.8 mostra o indicador antrópico de desflorestamento, com valores normalizados de porcentagem de desflorestamento por quadrículas, para o período de 2014. Por se tratar de um indicador construído a partir da fotointerpretação, que permite avaliar a paisagem com maior cautela e riqueza de detalhes, quando comparada a um método automático, ele possivelmente é uma representação do espaço bem próxima a realidade, com grande nível de confiabilidade.

Valores absolutos de desflorestamento por quadrícula

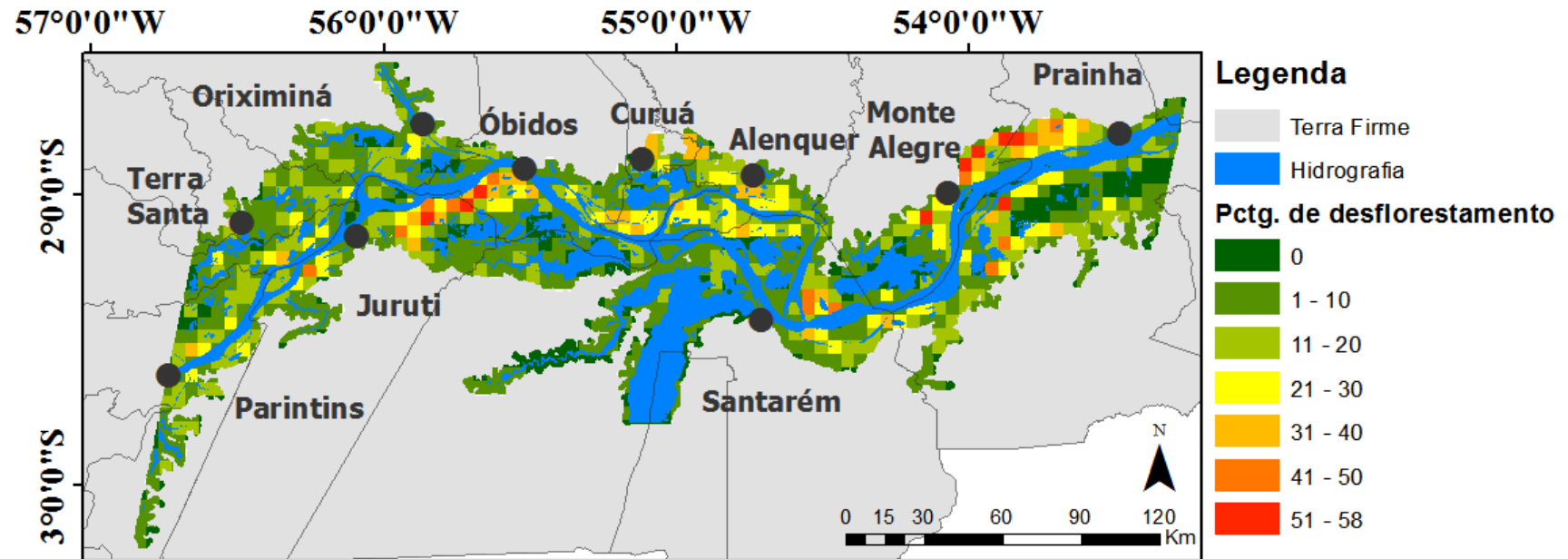


Figura 4.7 - Valores absolutos de porcentagem de desflorestamento contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

Valores normalizados de desflorestamento por quadrícula

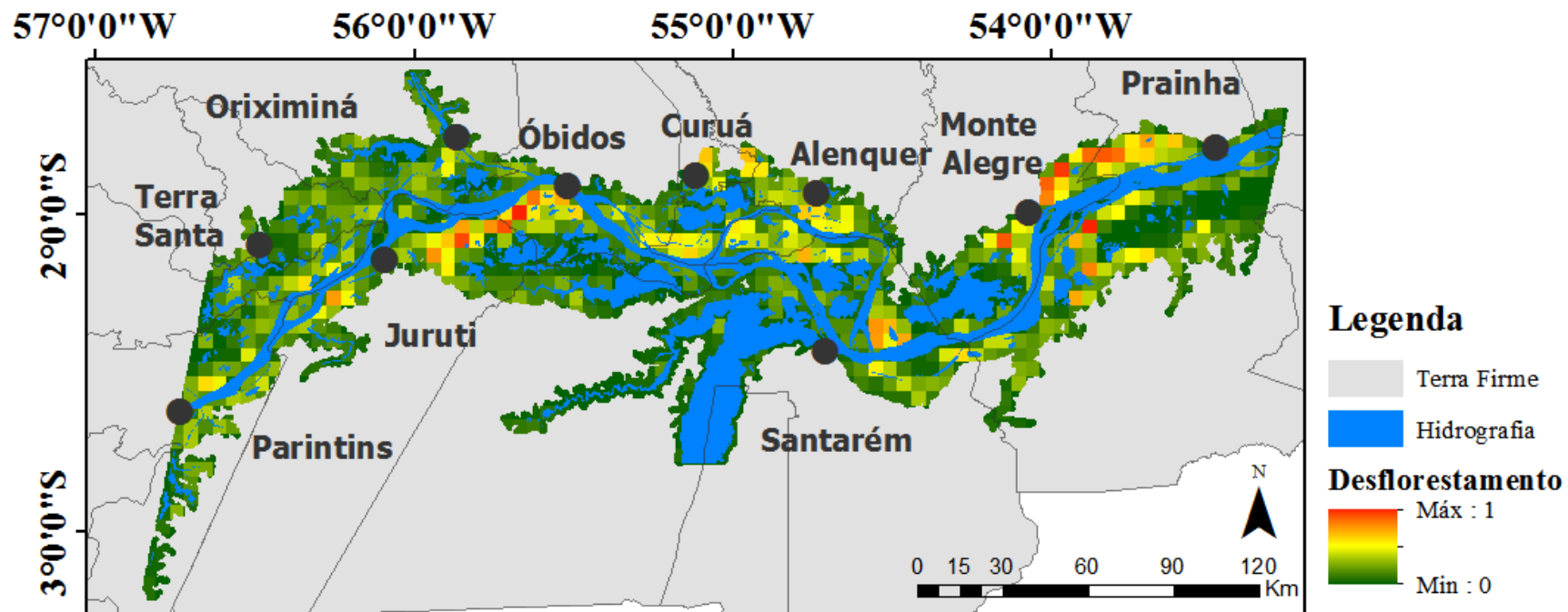


Figura 4.8 - Indicador antrópico de desflorestamento, com valores normalizados de porcentagem de desflorestamento contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

4.3.2. Indicador de focos de calor

O desflorestamento aumenta o risco de queimadas, pois áreas cuja cobertura florestal já se encontra degradada tornam-se susceptíveis ao fogo no período seco (NEPSTAD et al., 1999; ARAGÃO et al., 2008; PIEDADE et al., 2010). O fogo, por sua vez, é utilizado como instrumento de manejo agropastoril para prática de agricultura itinerante e para eliminação de plantas invasoras presentes nos pastos, favorecendo a presença de vegetação mais palatável aos rebanhos (PINEDO-VAZQUEZ et al., 2003; PIEDADE et al., 2010). O impacto do fogo é intenso, pois afeta não somente a biota local, como também compromete a química da água e da atmosfera (NEPSTAD et al., 1999; ARAGÃO et al., 2008) e, devido a isto, recebeu uma avaliação de importância elevada também.

Para construção do indicador antrópico de focos de calor, inicialmente, foram eliminados os focos de calor registrados fora do período de seca do Rio Amazonas, que ocorre de janeiro a setembro, devido à elevada probabilidade de corresponderem a falsas detecções, decorrentes do efeito *sun glint*, visto que se encontravam em áreas adjacentes aos corpos hídricos permanentes, as quais se tornam completamente alagadas pelo extravasamento da água dos rios.. Esses focos representaram 30% do número total de focos identificados na várzea do Baixo Amazonas.

Os focos de calor selecionados como *proxy* da ocorrência de queimadas na várzea do Baixo Amazonas são referentes ao período de seca, registrados nos meses de outubro, novembro e dezembro, entre de 2003 e 2014. A análise do número de focos presentes no interior da máscara de corpos hídricos permanentes permitiu verificar a ocorrência de dois (2) focos de calor no interior da máscara com valores acima de 1 km de distância de sua borda, equivalente a 0,3% do número total, os quais foram eliminados. Esta análise permitiu inferir que o algoritmo utilizado para obtenção do produto de focos de calor, registrados na várzea do Baixo Amazonas, fornece dados com baixo percentual de erros de comissão, conforme já salientado por outros autores (SETZER, 2004; MORISETTE et al., 2005; PEREIRA, 2009; JESUS et al., 2011).

A figura 4.9 mostra que a porcentagem de focos de calor registrados no período seco foi elevada (65%, em média) para todo o período de 2003 a 2014, exceto para os anos de 2007 e 2008. O número de focos de calor registrados apenas no período de seca (cor preta) e em todos os meses do ano (cor cinza) apresenta um aumento expressivo a partir de 2009. No período entre 2003 e 2008, o valor máximo de focos de calor registrados foi 29, em 2004 e no período de 2009 a 2014, o ano de 2014 apresentou 188 identificações de focos de calor. As detecções de focos de calor nos períodos supracitados foram, em média, 11 e 103, respectivamente.

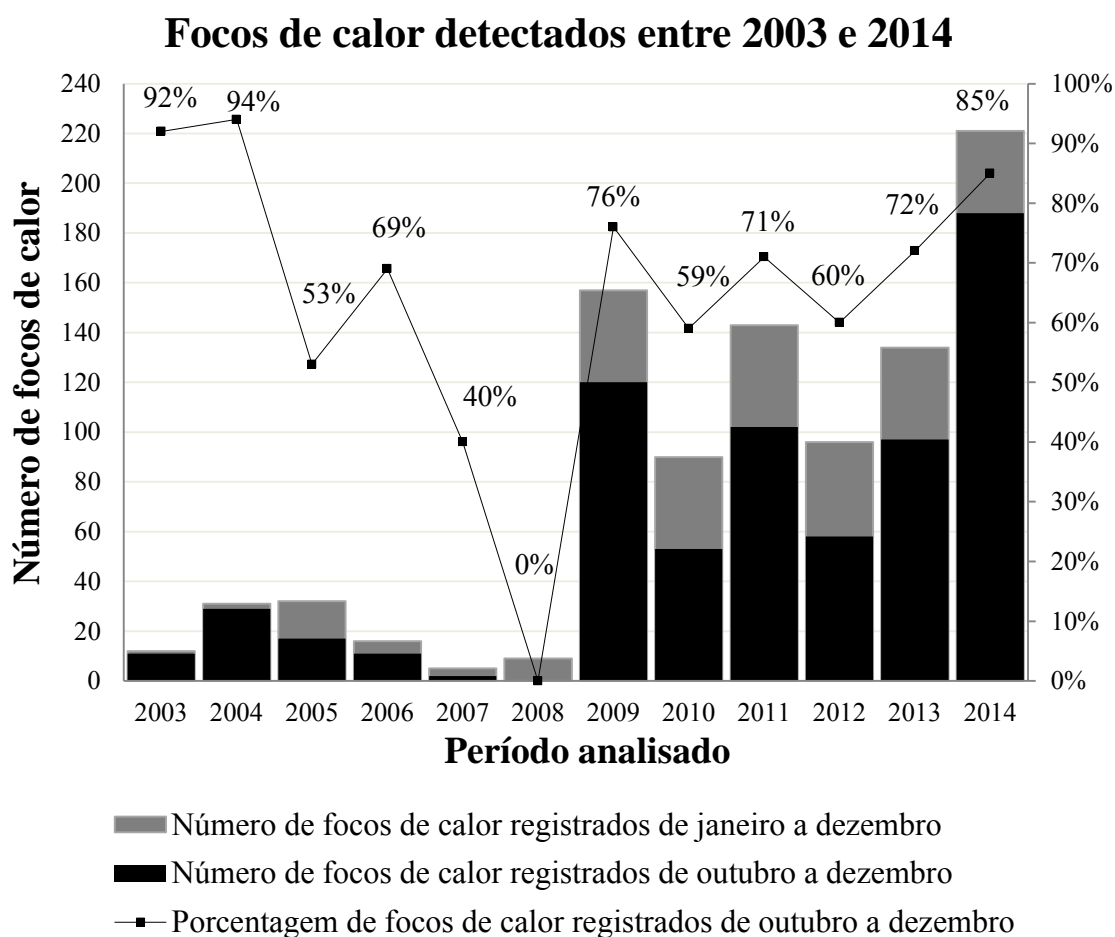


Figura 4.9 - Gráfico da variação do número de focos de calor registrados pelo sensor MODIS/AQUA: em todos os meses dos anos de 2003 a 2014; no período seco após a correção, e porcentagem de focos de calor registrados no período seco.

Em 2008, foram registrados apenas oito focos de calor na área de estudo, entre os meses de janeiro a setembro e, portanto, foram eliminados. Esse baixo registro anual

possivelmente foi influenciado pelas cotas elevadas de água, acima do normal, dos principais rios que formam a várzea do Baixo Amazonas: Amazonas e Tapajós, no período de outubro de 2008 a junho de 2009 (ANA, 2009). A elevação não esperada do nível da água foi causada pela intensa precipitação na região, decorrente do fenômeno *La Niña*, que provocou o maior evento de cheia já identificado na região (MARENGO et al., 2011; VALE et al., 2011). Assim, a elevada pluviosidade nesta área reduz a possibilidade de ocorrência de queimadas, como também aumenta a cobertura de nuvens, impedindo a identificação adequada dos focos de calor pelos satélites.

A elevação anômala da cota de água na região atinge coberturas vegetais que não são cobertas por água durante o pulso de inundação anual e que, portanto, não são fisiologicamente adaptadas a períodos prolongados de submersão. Assim, após a redução do nível da água, essa vegetação, com sua vitalidade comprometida, pode secar e tornar-se altamente inflamável. Esse fenômeno pode explicar o elevado registro de focos de calor no ano de 2009, visto que a partir da metade deste ano as cotas de água diminuíram rapidamente, dando origem a um período de grande seca na região, que se estendeu até outubro de 2010 (MARENGO et al., 2011).

O mapa com valores absolutos da distribuição de focos de calor mostrou que o número de registros é baixo para grande parte da várzea, concentrando a ocorrência de quadrículas com números de focos de calor mais elevados na porção leste da área de estudo, em Prainha (Figura 4.10). O maior valor registrado foi de 28 focos, representado pelo pixel com cor vermelha no município de Prainha. A figura 4.11 mostra o indicador antrópico de focos de calor, com valores normalizados do número de ocorrências de focos de calor por quadrículas, para o período de 2003 a 2014. Este indicador possivelmente apresenta um bom nível de confiabilidade como preditor do potencial de antropização. Isso se deve ao fato de que, apesar das localizações dos focos poderem estar deslocadas em até 1 km de distância de sua localização real no terreno (PEREIRA et al., 2012), o espaço celular minimizou esse problema de representação espacial.

Valores absolutos de focos de calor por quadrícula

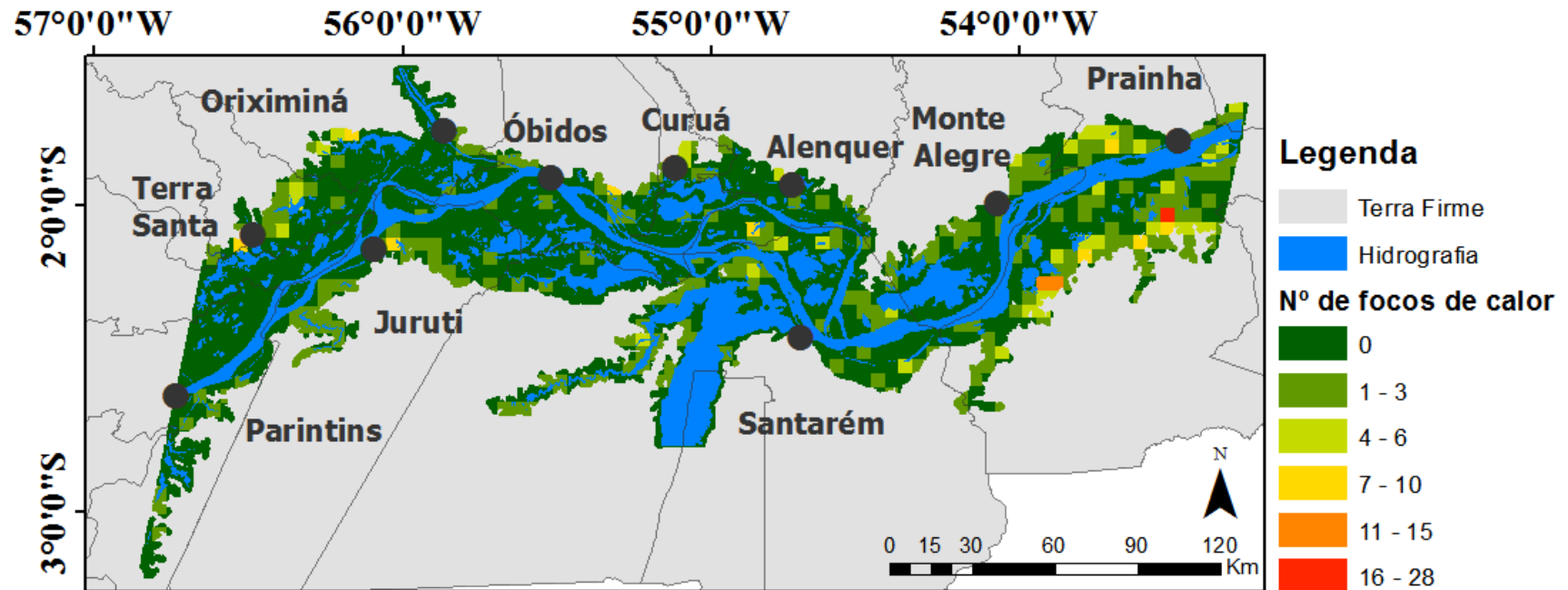


Figura 4.10 - Valores absolutos do número de focos de calor contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

Valores normalizados de focos de calor por quadrícula

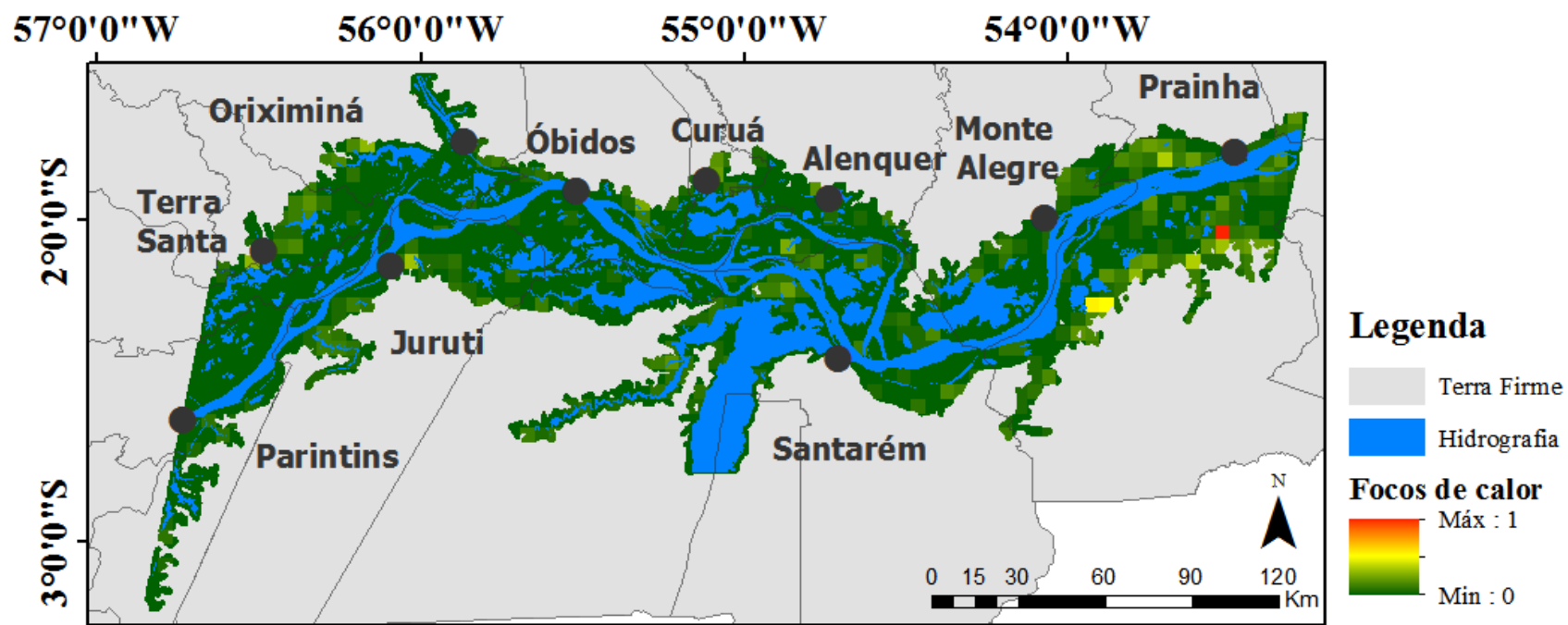


Figura 4.11 - Indicador antrópico de focos de calor, com valores normalizados do número de focos de calor contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

4.3.3. Indicador de domicílios rurais

Os domicílios rurais representam a variável com menor peso dentre as demais, pois sua interferência na paisagem é relativamente menor, comparada aos demais indicadores. A grande maioria da população ribeirinha se mantém por meio de atividades extrativistas para autoconsumo, de modo que as grandes extensões de desflorestamento contínuas estão mais associadas à presença de proprietários residentes na terra firme, donos dos grandes rebanhos presentes na várzea, que ficam sob os cuidados de um ou mais membros da comunidade (LÔBO, 1993; MERRY et al., 2004).

Conforme resultados de King (2016), a renda média por domicílio nos município da várzea ao longo do Solimões/Amazonas variou entre cerca de R\$ 60,00 e R\$ 400,00, com base em dados fornecidos pelo censo de 2010. Trata-se de uma renda que não permite o investimento necessário para desflorestar grandes áreas e a adquirir um rebanho numeroso.

Vale ressaltar que os domicílios rurais representam unidades territoriais permanentes, os quais, em número elevado, representam comunidades ou assentamentos nos quais o uso do solo tende a ser mais intensivo e duradouro. Desta forma, podem provocar a ocorrência de áreas com impactos ambientais consideráveis em decorrência da fragmentação florestal a qual o ambiente é submetido (BARRETO et al., 2006).

Os domicílios rurais no interior da várzea estão localizados próximos entre si, geralmente agrupados por comunidades (Figura 4.12a). Esses agrupamentos muitas vezes são definidos devido ao parentesco entre os residentes (O'DWYER, 2005). Os domicílios se localizam preferencialmente em áreas ocupadas desde o período da colonização, como proposto por Denevan (1996), no topo de taludes fluviais (barrancos) localizados na interface entre várzea e terra firme (Figuras 4.12b), como também às margens dos rios (Figuras 4.12c), em que o assoalho das residências é construído suspenso (palafitas), de acordo com a exigência dos ciclos naturais de cheia e vazante do rio Amazonas.

Verificou-se que haviam domicílios inseridos no exterior da máscara de áreas alagáveis que se localizam próximos aos agrupamentos presentes em seu interior. Tais inconsistências foram associadas a prováveis imprecisões das coordenadas dos domicílios em relação aos limites da várzea e à imprecisão da delimitação da máscara em decorrência de erros inerentes ao método de mapeamento e da diferença de resolução espacial do produto (HESS et al. 2003, RENNÓ et al. 2013, HESS et al. 2015). Para contornar essa limitação utilizou-se um *buffer* no limite da máscara, que permitiu incluir esses domicílios na contabilidade geral da várzea. Desta forma, as moradias que se localizavam em um raio de até 500m de distância do limite da máscara, foram consideradas como moradias construídas no interior da várzea (Figura 4.12d).

Localização de domicílios rurais e comunidades na várzea

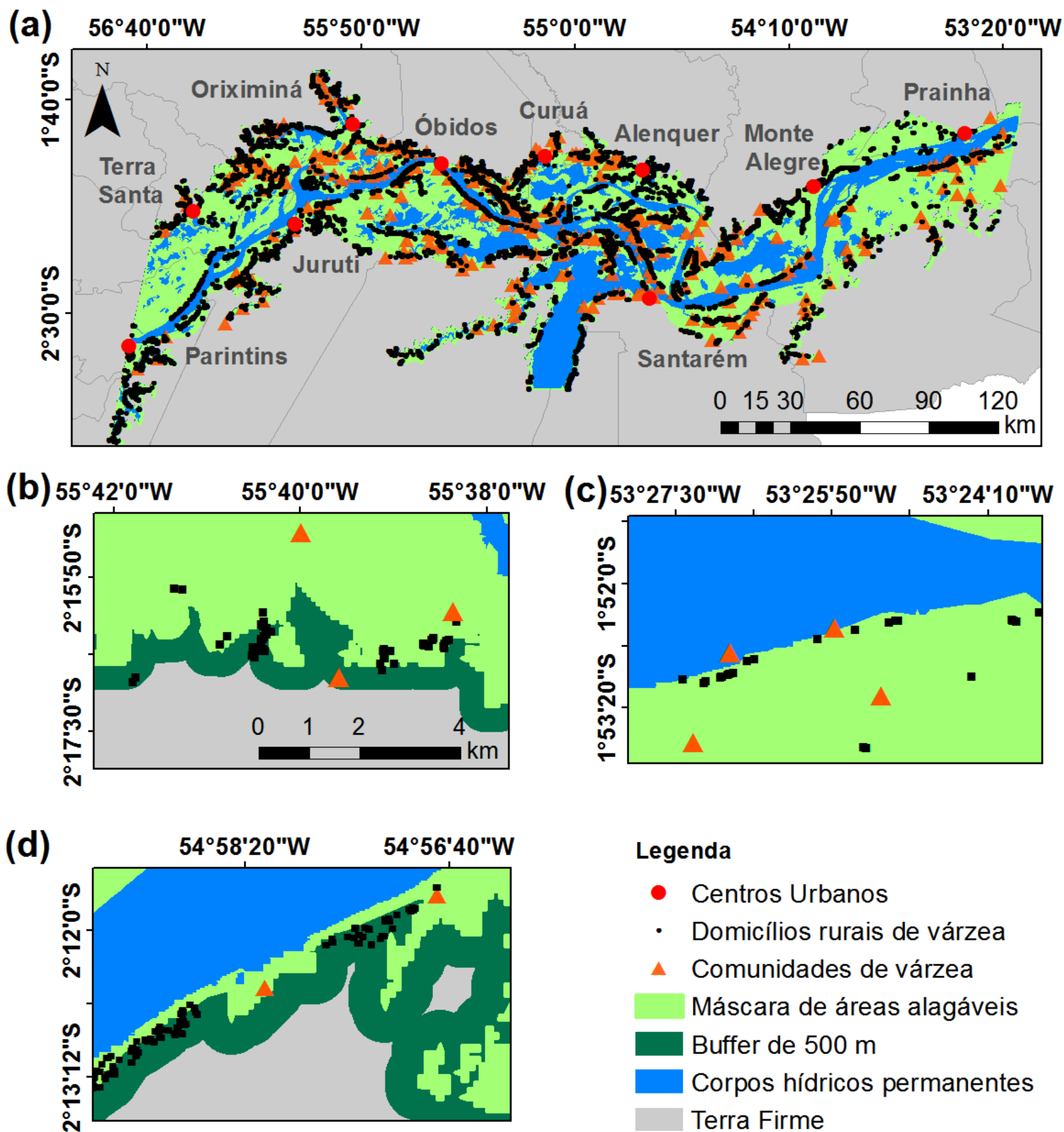


Figura 4.12 - (a) Localização dos domicílios rurais e comunidades ribeirinhas na várzea; (b) domicílios localizados na interface várzea/terrafirme; (c) domicílios localizados às margens dos rios; (d) domicílios pertencentes à várzea, localizados no buffer de 500m.

De forma geral, a densidade demográfica na várzea é baixa, apresentando alguns valores mais expressivos no município de Santarém e em algumas localidades próximas aos centros urbanos (Figura 4.13). O indicador antrópico do número de domicílios rurais em 2010 é apresentado na Figura 4.14. A confiabilidade de uso deste indicador é alta, pois a coleta de dados do IBGE é realizada por diversos recenseadores que visitam toda extensão territorial brasileira para o levantamento demográfico.

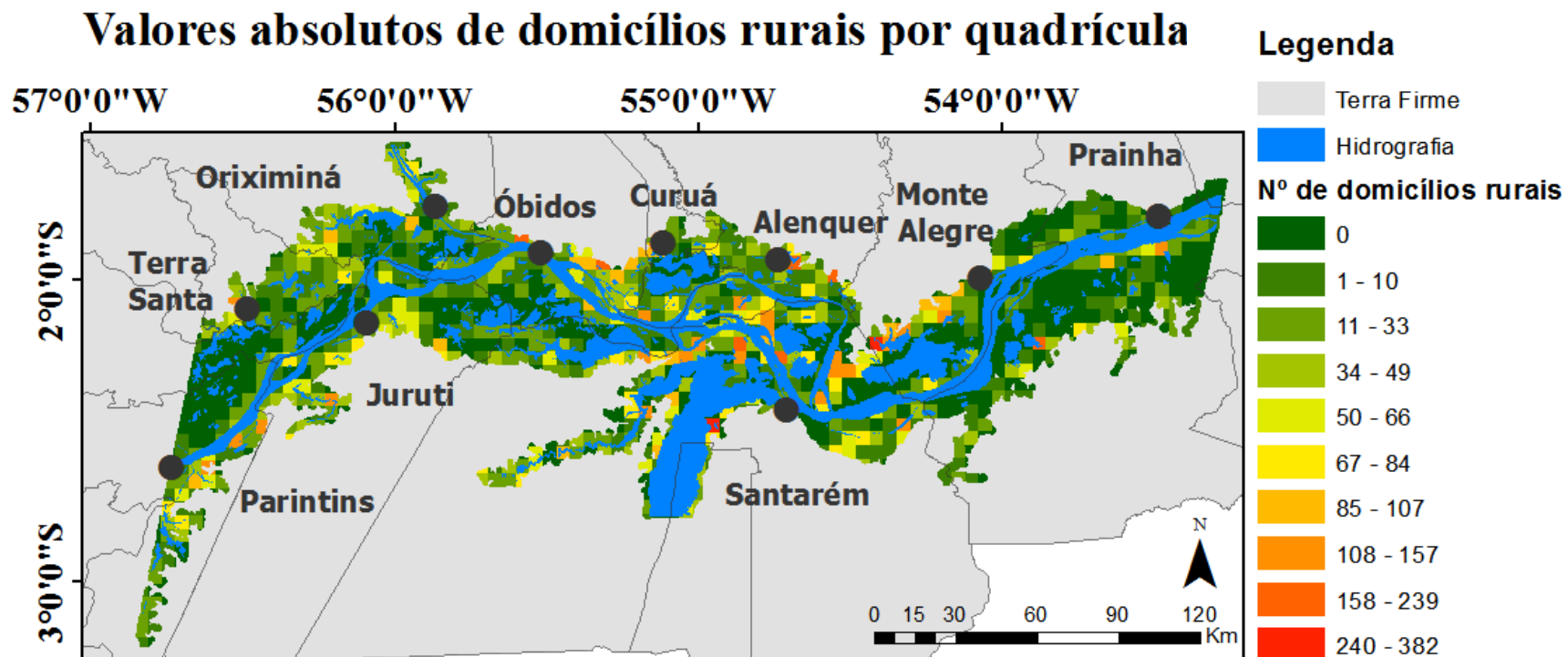


Figura 4.13 - Valores absolutos do número de domicílios rurais ribeirinhos contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

Valores normalizados de domicílios rurais por quadrícula

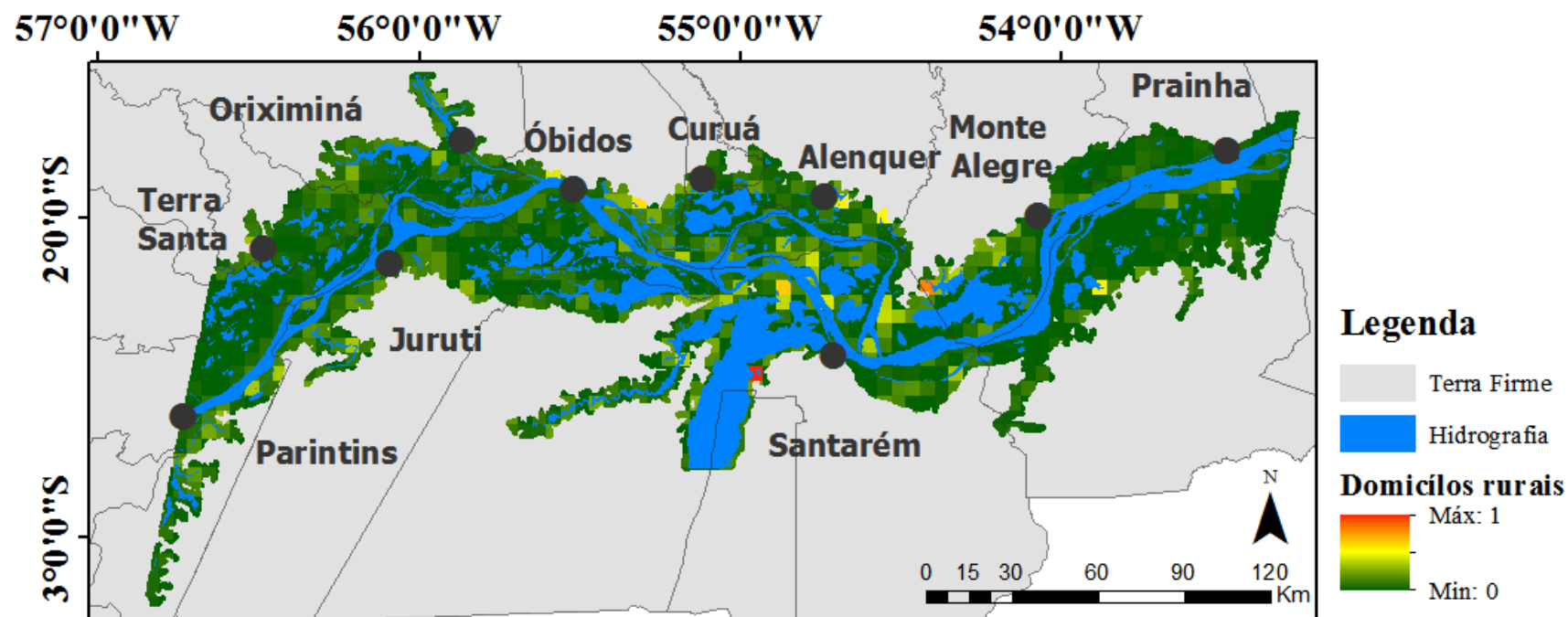


Figura 4.14 - Indicador antrópico de domicílios rurais, com valores normalizados do número de domicílios ribeirinhos contabilizados por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

4.3.4. Indicador de rebanho bovino e bubalino

A pecuária foi apontada como a variável de importância média na hierarquia por todos os especialistas, considerada como agente causadora de degradação e compactação do solo pelo pisoteio animal, causando também assoreamento dos rios e contaminação da água pelo acúmulo de dejetos, afugentando a fauna aquática (JUNK, 2001; WINKLERPRINS, 2002; SHEIK et al., 2006; MCGRATH et al., 2007).

O número máximo de reses observado nos rebanhos bovino e bubalino são 15.000 e 250 respectivamente e, devido a isto, o mapa com os valores normalizados do rebanho bovino aparenta ter valores muito inferiores em relação ao mapa de rebanho bubalino. Ao analisar ambos os mapas sob uma mesma escala quantitativa, isto é, a partir de seus valores absolutos, é possível compará-los e identificar mais facilmente as áreas com maior concentração de rebanhos bovinos e bubalinos.

Os búfalos foram introduzidos na Amazônia em 1895, na Ilha de Marajó, no estado do Pará, pelo criador Vicente Chermont de Miranda. Desta forma, a partir dessa data, o rebanho bubalino foi avançando gradativamente na várzea, no sentido de leste para oeste (PIEDADE et al., 2010) alcançando, na década de 1990, a região de Prainha e Monte Alegre (SHEIK et al., 2006). Esses municípios apresentaram os maiores valores de rebanhos bubalinos dentre os demais, segundo dados da PPM de 2010 e, da mesma forma, o mapa de distribuição espacial do gado bubalino apresenta o maior número de reses nestes municípios, com um gradiente decrescente do número de reses de leste a oeste na área de estudo (Figura 4.15).

Valores absolutos de reses bubalinas por quadrícula

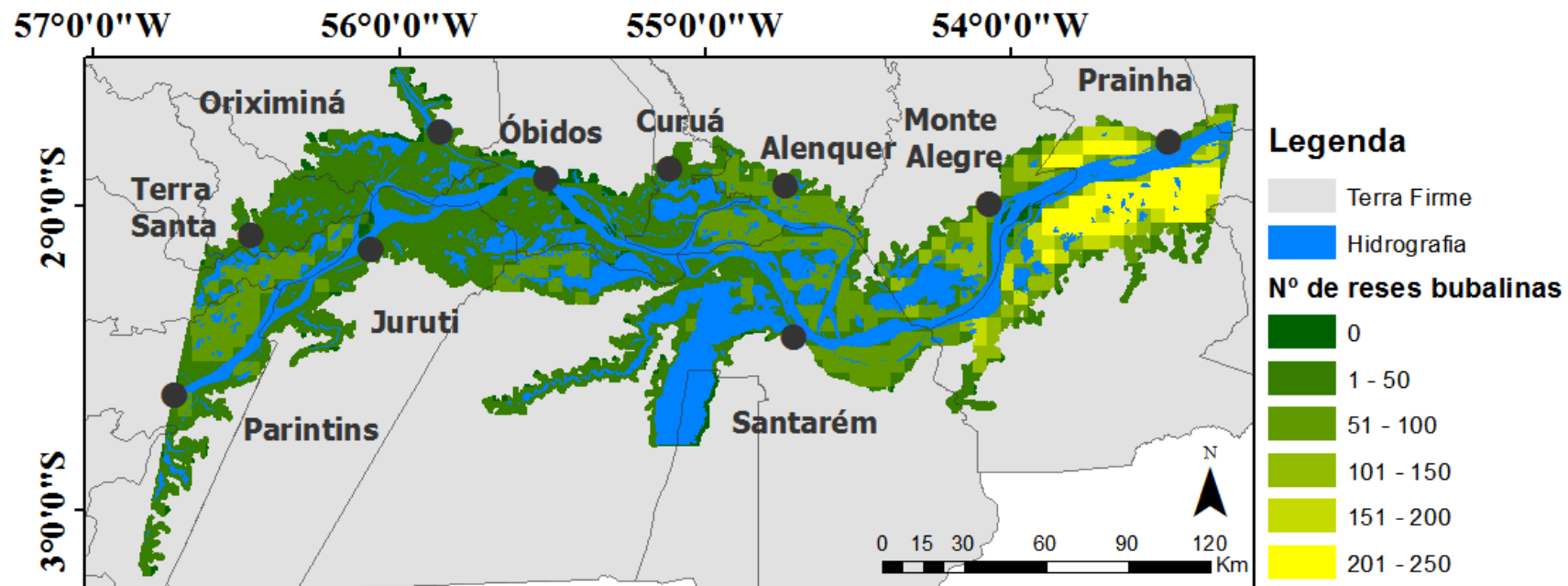


Figura 4.15 - Valores absolutos do número de reses bubalinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

O mapa de distribuição do rebanho bovino mostrou os rebanhos apresentam maior número de reses em regiões onde a ocorrência de rebanhos bubalinos é menor (Figura 4.16). Os maiores valores observados ocorrem nas comunidades pertencentes aos municípios localizados na região central da área de estudo, como Alenquer, Santarém, Óbidos e Curuá. A localização do rebanho bovino no mapa é próxima ao limite entre a várzea e a terra firme ou às margens de rios devido ao método adotado, pois nestas áreas se localizam as comunidades rurais. Contudo, o método de mapeamento reflete a realidade de ocorrência desses rebanhos várzea, pois a localização junto às margens facilita o transporte para terra firme na cheia e seu transporte hidroviário para o abate nos centros urbanos (MERRY et al., 2004; SHEIK et al., 2006).

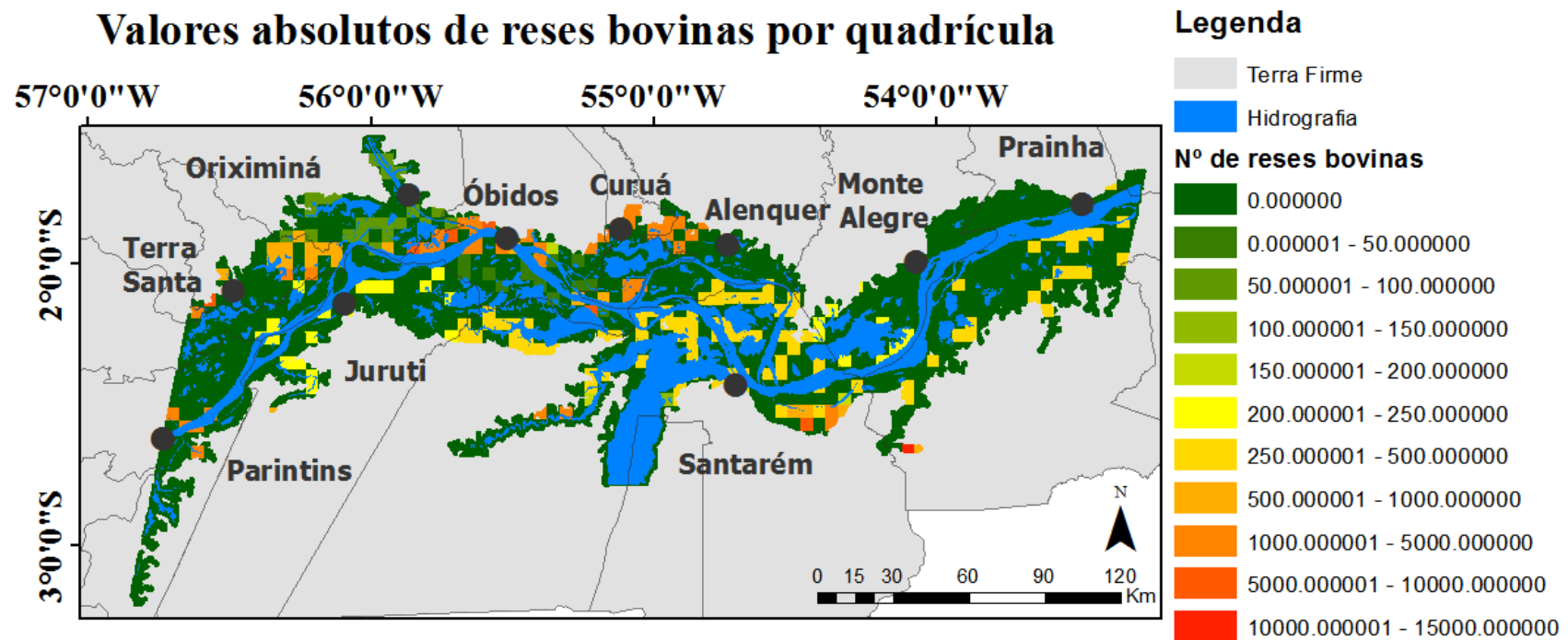


Figura 4.16 - Valores absolutos do número de reses bovinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

Ainda que, tanto o rebanho bovino quanto o bubalino tenham o mesmo destino, o método de mapeamento do rebanho bubalino permitiu que as reses se encontrassem tanto próximas quanto distantes das vias de transporte fluvial. Assim, o método adotado também permitiu demonstrar a realidade de localização dos rebanhos, pois eles apresentam uma grande mobilidade na várzea, devido sua força física e capacidade de manter-se por longos períodos dentro de rios e lagos e atravessar áreas inundadas e de difícil acesso, alimentando-se da vegetação flutuante (Figura 4.17a). Já o rebanho bovino não possui uma morfologia adaptada à natação, sendo mais vulneráveis a predadores aquáticos e a doenças oriundas da água. Assim, o rebanho bovino mantém-se mais afastado dos corpos d'água (Figura 4.17b) (SHEIK et al., 2006).

Neste contexto, verifica-se que o rebanho bubalino é capaz de impactar de forma mais significativa que o rebanho bovino, uma vez que impacto do gado sobre a várzea é mais localizado devido suas limitações físicas. No entanto, vale ressaltar que os rebanhos bovinos são mais numerosos e, portanto, podem impactar a região de forma bastante significativa.



Figura 4.17 - Rebanho (a) bubalino no interior dos corpos d'água e (b) rebanho bovino limitado ao ambiente terrestre, ambos localizados na várzea do Baixo Amazonas.
Fonte: RENÓ (2014, comunicação pessoal).

Os indicadores antrópicos do número de reses bubalinas (Figura 4.18) e bovinas (4.19) possivelmente são os indicadores que apresentam menor confiabilidade de representação da realidade, em comparação aos demais. Isso se deve ao fato de que o levantamento realizado pela PPM é baseado em questionários respondidos por um único representante do município e, dessa forma, a qualidade das informações varia conforme a região. Além disso, ao distribuir o rebanho bovino na várzea, considerando uma distribuição isotrópica no município, há a possibilidade de que os dados analisados representem valores super ou subestimados dos rebanhos.

Valores normalizados de reses bubalinas por quadrícula

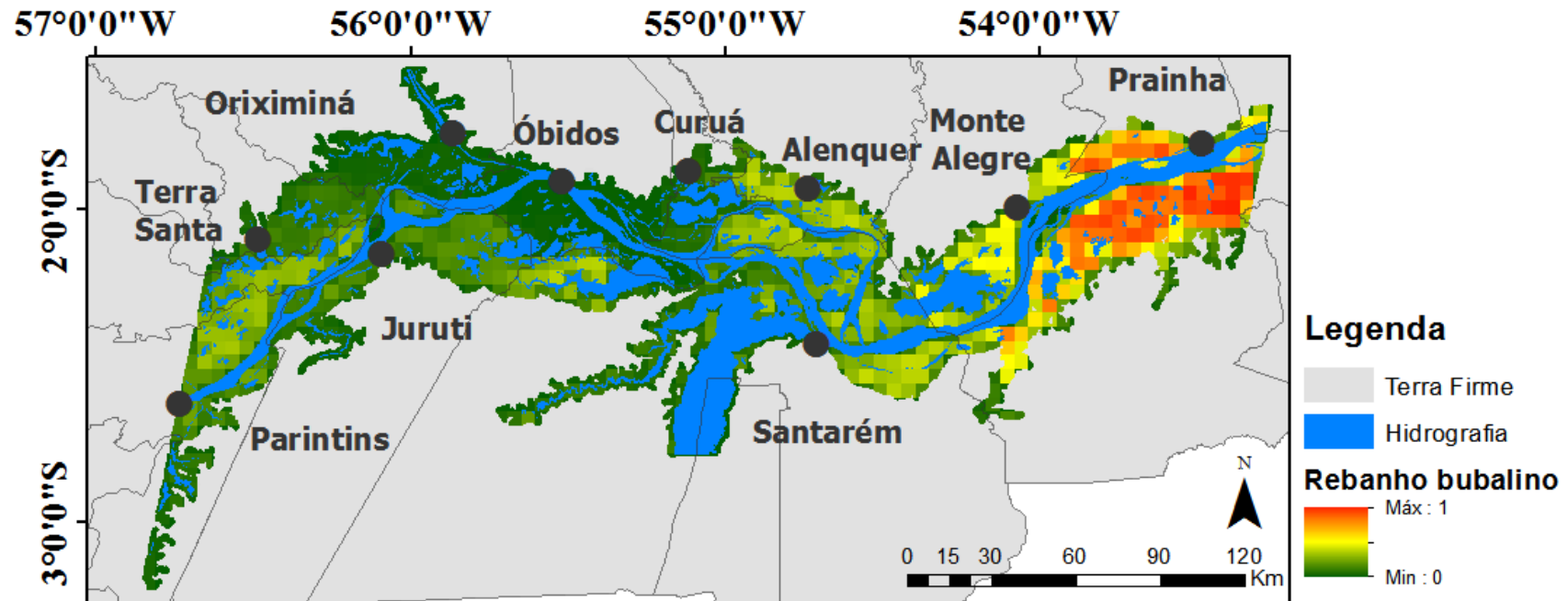


Figura 4.18 - Indicador antrópico do rebanho bubalino, com valores normalizados do número de reses bubalinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

Valores normalizados de reses bovinas por quadrícula

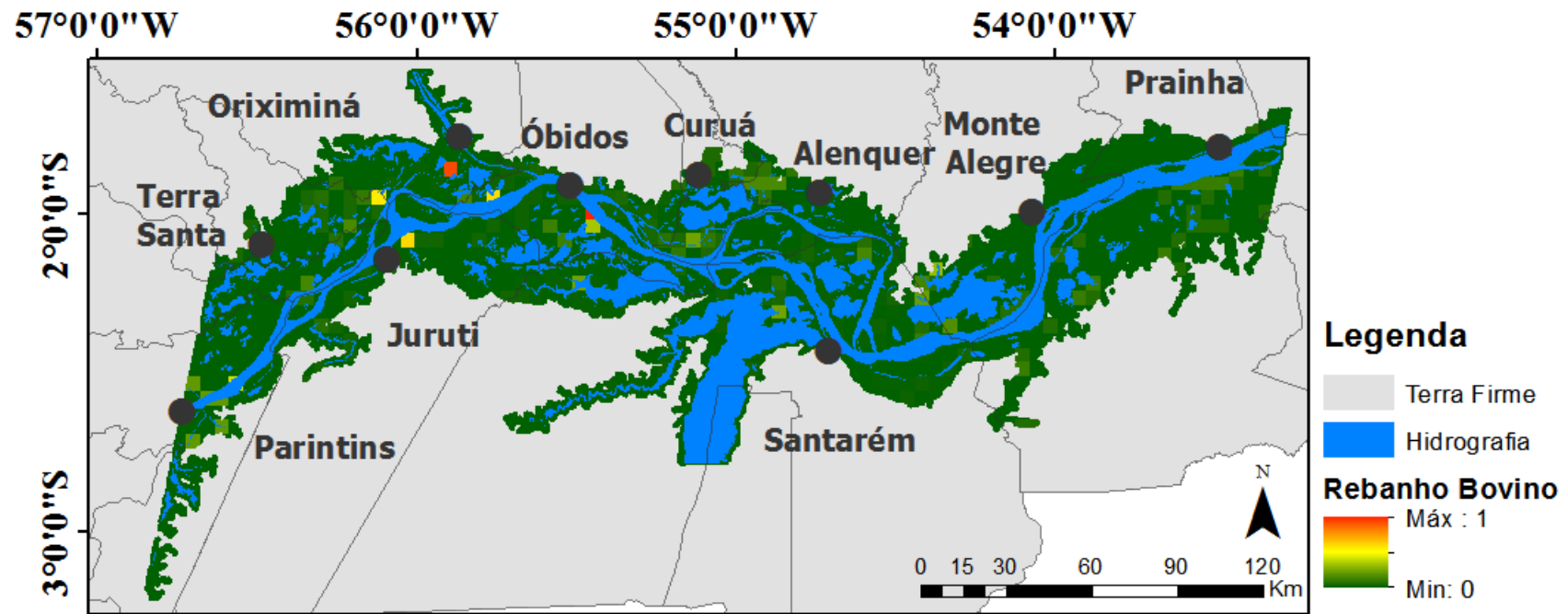


Figura 4.19 - Indicador antrópico do rebanho bovino, com valores normalizados do número de reses bovinas contabilizadas por quadrículas na várzea do Baixo Amazonas.

4.4. Avaliação do Índice de Antropização

A importância relativa dos indicadores antrópicos determinada pelos diferentes especialistas foi bastante semelhante, indicando haver uma percepção comum do que sejam as atividades de maior impacto sobre o ambiente. Essa convergência de percepção pode ser observada nos mapas resultantes, em que o padrão espacial das áreas mais ou menos antropizadas na região apresenta grande similaridade, apenas variando na intensidade com que ocorre o antropismo (Figuras 4.20).

Índice de apropriação de cada especialista

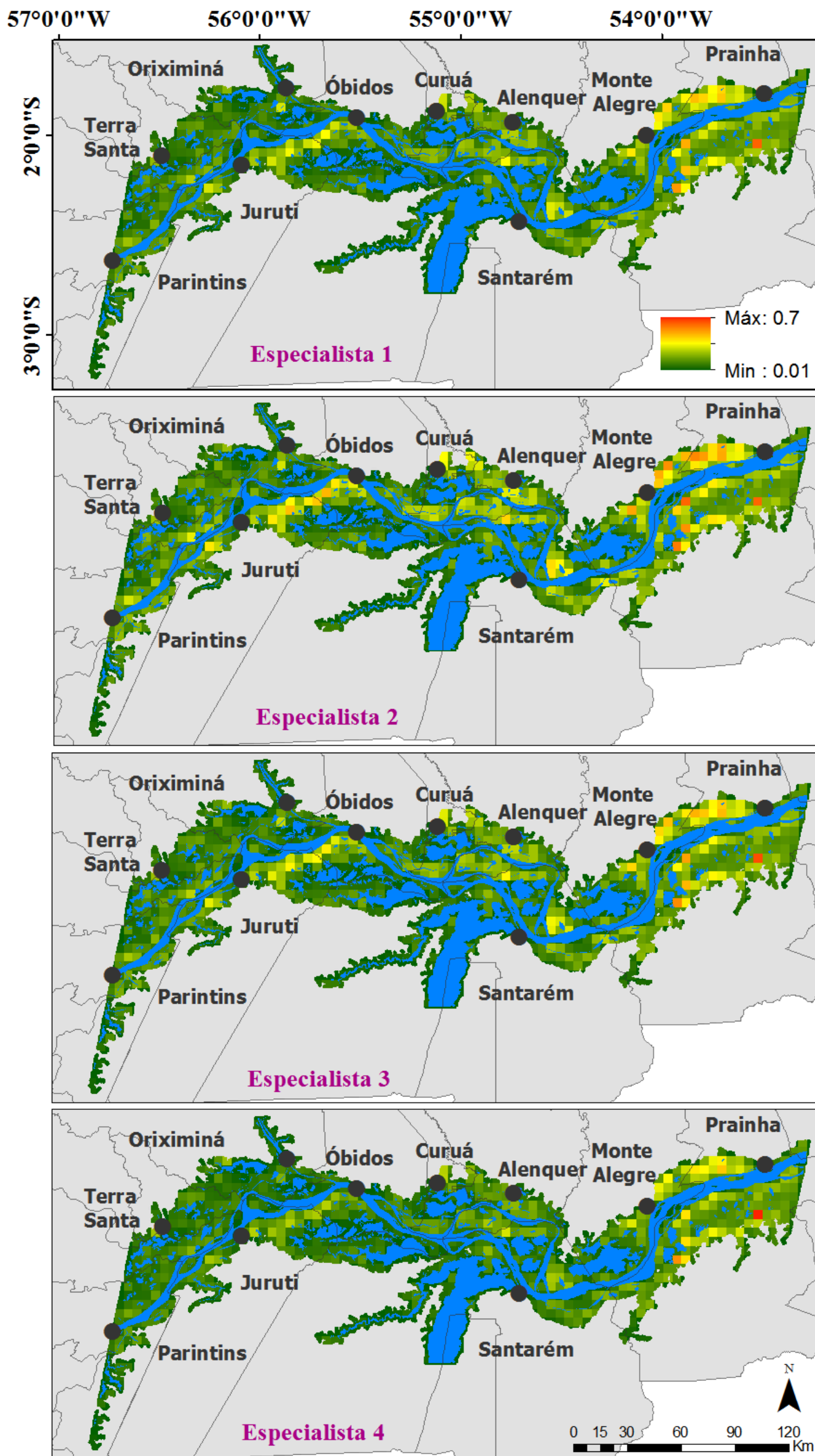


Figura 4.20 - Variação do grau de antropização no Baixo Amazonas segundo o índice proposto por cada especialista.

Ao avaliar a distribuição espacial dos valores do coeficiente de variação, referente aos mapas de antropização de cada especialista (figura 4.21), observou-se que os valores mais elevados se localizam na porção noroeste da área de estudo, porém há grande ocorrência de valores acima de 10 % por toda extensão do mapa. Essa variação entre os mapas dos especialistas ocorreu devido aos pesos atribuídos na AHP, pois apesar da hierarquia ser bastante semelhante entre eles, os valores numéricos dos pesos, gerados na matriz de comparação pareada, foram diferentes (Tabela 4.1), pois cada especialista fez um julgamento de importância relativa entre as variáveis de maneira privativa e individual.

Assim, ao multiplicar os pesos pelos valores normalizados de cada indicador e realizar a soma ponderada os mapas apresentaram valores distintos, identificados pelo coeficiente de variação. Contudo, os valores não ultrapassaram 20 % e, portanto, não representam uma variação significativa, que pudesse influenciar no mapa de antropização final.

Coeficiente de Variação

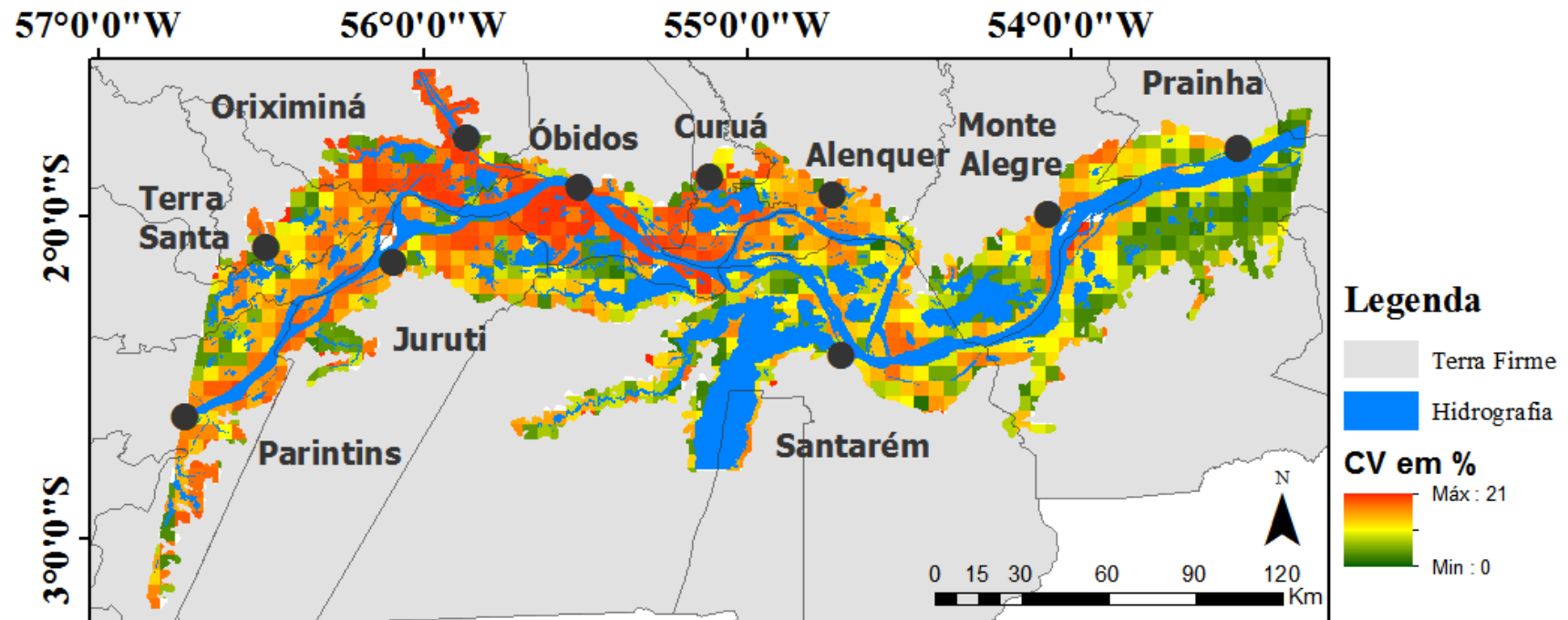


Figura 4.21 - Mapa de distribuição espacial dos valores de CV na área de estudo.

Tabela 4.1 - Pesos gerados na matriz de comparação pareada por cada especialista.

| Indicadores | Pesos por especialistas | | | |
|-------------------|-------------------------|----------------|----------------|----------------|
| | Especialista 1 | Especialista 2 | Especialista 3 | Especialista 4 |
| Desflorestamento | 0,035 | 0,47 | 0,38 | 0,26 |
| Domicílios rurais | 0,04 | 0,04 | 0,03 | 0,03 |
| Focos de calor | 0,33 | 0,27 | 0,36 | 0,50 |
| Reses bubalinas | 0,14 | 0,14 | 0,13 | 0,13 |
| Reses bovinos | 0,14 | 0,08 | 0,10 | 0,07 |

Para gerar o mapa síntese do grau de antropização, foi extraída a média dos valores atribuídos para cada quadrícula entre os quatro mapas individuais. Desta forma, obteve-se, um produto que considera a opinião de todos os especialistas participantes, denominado de Índice de Antropização da Várzea Amazônica (IAVA).

O valor zero no mapa de antropização representa pixels ocupados por corpos hídricos e, devido a isso, não há ocorrência de nenhum dos indicadores antrópicos analisados. Isso não significa, entretanto, que tais áreas sejam isentas de antropização, pois os corpos hídricos estão sujeitos a diferentes tipos de impactos humanos diretos como, por exemplo, as atividades pesqueiras, a navegação e a utilização da água para lazer e recreação, e impactos indiretos, como lançamento de resíduos de mineração, dejetos oriundos da pecuária, etc (GOMES, 2010). Porém, essas informações não fizeram parte do escopo deste trabalho. As demais áreas apresentam valores a partir de 0,01 o que denota a ocorrência de antropismo terrestre nestes pixels.

A análise da frequência de ocorrência de cada valor encontrado no índice de antropização demonstrou que 65% dos pixels do mapa apresentam intensidade de antropização até 0,1 dentre os quais, 55% se localizam na borda da máscara de áreas alagáveis. Os pixels presentes nas bordas apresentam pequenas extensões de área de várzea no interior das quadrículas e o restante preenchido por áreas de terra firme. Assim, são pouco relevantes para caracterização da antropização na várzea, pois os pixels com valor até 0,1 necessariamente não caracterizam áreas com baixa intensidade de antropização, apenas significa que os indicadores analisados apresentam valores

menores que aqueles encontrados no interior da máscara por não preencherem a área total do pixel.

Reconhece-se que há influência dos impactos antrópicos que ocorrem nas bordas da máscara sobre a várzea como a presença de domicílios rurais com residentes de terra firme proprietários de rebanhos presentes na várzea, a translocação de rebanhos entre a várzea e terra firme durante períodos de cheia dos rios, adensamento populacional de populações que trabalham nos centros urbanos mas residem na várzea, onde o custo de vida e da propriedade são menores, etc (BECKER, 1990; VISENTINI, 2004, SHEIK et al., 2006; QUEIROZ, 2013). Entretanto, as variáveis selecionadas são apenas referentes a informações sobre os impactos antrópicos que ocorrem no interior da várzea e, assim, os efeitos de borda desta região não foram avaliados pelo índice de antropização proposto.

Por essa razão, foram excluídos da análise os pixels da borda a fim de evitar falsas interpretações sobre a presença de áreas com baixa intensidade de antropização (Figura 4.22). Assim, os valores de intensidade de antropização até 0,1 passaram a representar 15% dos pixels do mapa (Figura 4.23), sendo a maior parte do mapa (60%) representada por pixels com valores de até 0,2. Nenhum pixel atingiu valor um (1) no índice, o que significa que em nenhuma das quadrículas ocorreu, simultaneamente, o valor máximo observado de todos os indicadores.

Índice de Antropização da Várzea Amazônica - IAVA

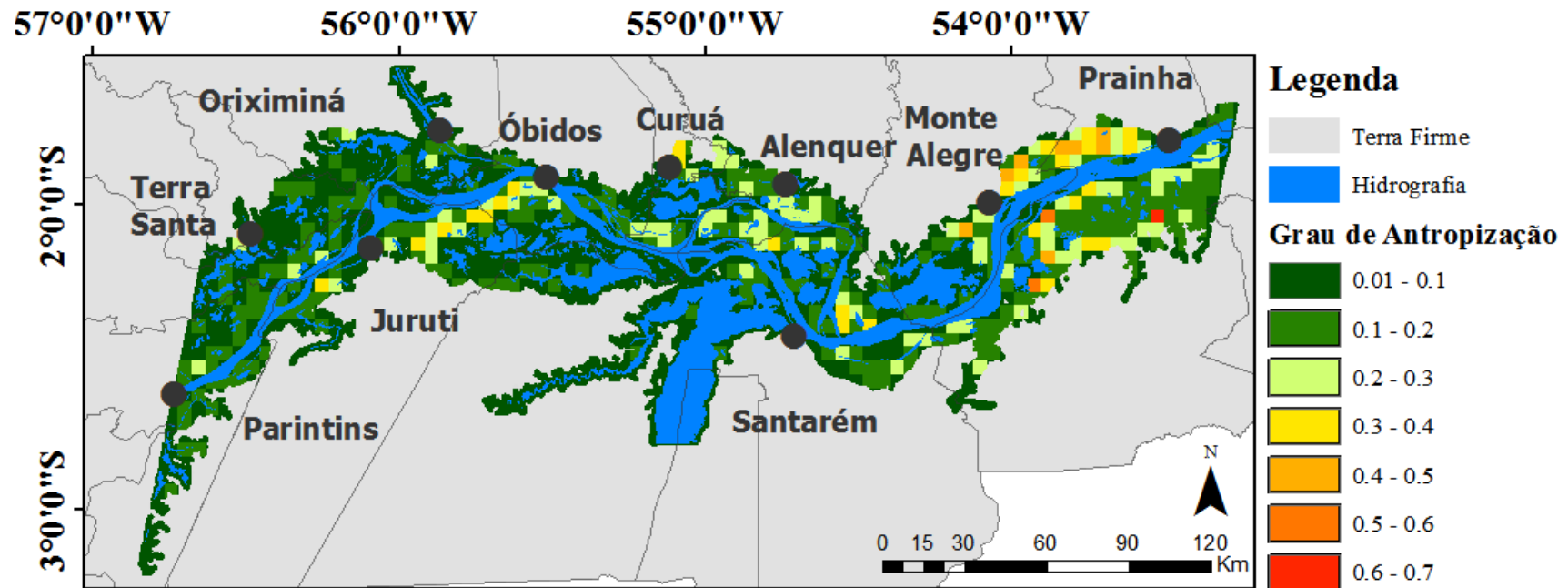


Figura 4.22 - Variação do grau de antropização no Baixo Amazonas segundo o Índice de Antropização da Várzea Amazônica - IAVA.

Grau de Antropização na várzea

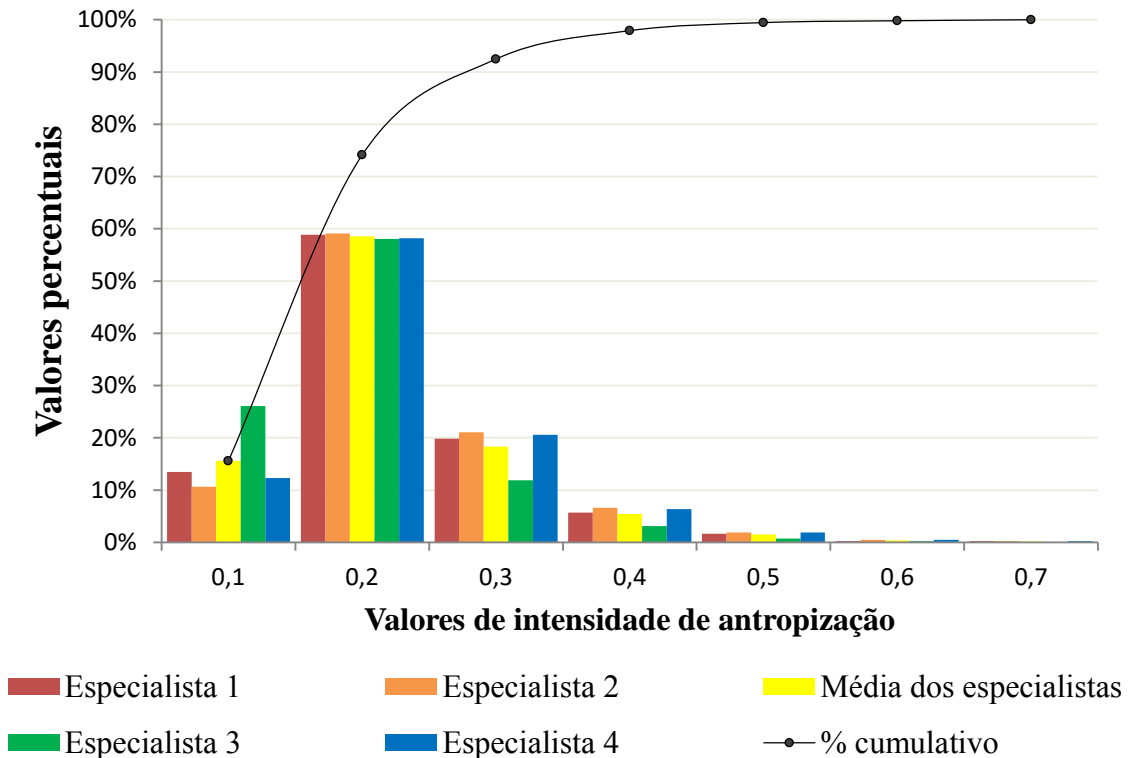


Figura 4.23 - Gráfico da porcentagem de ocorrência dos valores de intensidade de antropização, não considerando as bordas da máscara de áreas alagáveis. Apresenta as informações referentes ao índice de cada especialista e à média entre eles.

A metodologia empregada forneceu um índice potencial de antropização que pode ser interpretado através de um mapa cujas áreas (pixels) mais antropizadas são aquelas que estão sob a pressão dos indicadores considerados com maior potencial de degradação do ambiente, pelo método AHP. Assim, o índice reflete o grau de impacto na paisagem provocado pelo homem, a partir do qual se podem identificar áreas com um potencial maior ou menor de impacto antrópico e, conseqüentemente, de degradação ambiental. O mapa permite, portanto, inferir sobre fatores que contribuem para que o grau de antropização seja variável no espaço, permitindo a adoção de medidas para conter o processo.

O índice não foi dividido em classes qualitativas, pois a análise comparativa entre as intensidades de antropismo nas áreas de várzea do Baixo Amazonas sugere uma forma

de avaliação mais representativa, uma vez que o índice é fortemente influenciado pelo valor mínimo e máximo observado de cada variável. Além disso, sabe-se que a área de estudo encontra-se bastante degradada, de modo que as áreas identificadas com valores reduzidos de intensidade de antropização não devem ser caracterizadas, necessariamente, como áreas de baixo impacto ambiental e/ou social ou isentas de preocupação. Em linhas gerais, observa-se que em nenhuma unidade territorial o impacto antrópico foi completamente ausente, mas que a maioria deles apresenta, no mínimo, 20% (0,2) de área degradada, com regiões sujeitas a até 70% (0,7) de impacto humano, variando conforme o tipo de atividade associada à região.

As áreas com maiores valores de intensidade de antropização variam entre 0,4 e 0,7 e se localizam a na porção leste da área de estudo, nos municípios de Monte Alegre e Prainha. Nesta região foram registrados: altas porcentagens de desflorestamento; elevado número de focos de calor e elevado número de búfalos. São áreas que sofreram um intenso processo de desflorestamento, visto que na década de 1970 algumas delas ainda encontravam-se cobertas por vegetação florestal.

Contudo, o padrão de distribuição da intensidade de antropização foi fortemente influenciado pela variável desflorestamento. Foi constatado que vários pixels referentes a maiores porcentagem de desflorestamento correspondem aos pixels com maior intensidade de antropização (Figura 4.24a). Este direcionamento sobre a intensidade de antropização ocorreu devido a relevância deste indicador apontada pelos pesquisadores. Também foi observado que o pixel com maior número de ocorrência de focos de calor é também o pixel representado pelo maior grau de antropização (Figura 4.24b). Diante disso, verificou-se que a elevada frequência de ocorrência desta variável sobre uma região simboliza sua importância como indicador de elevada intensidade de antropização.

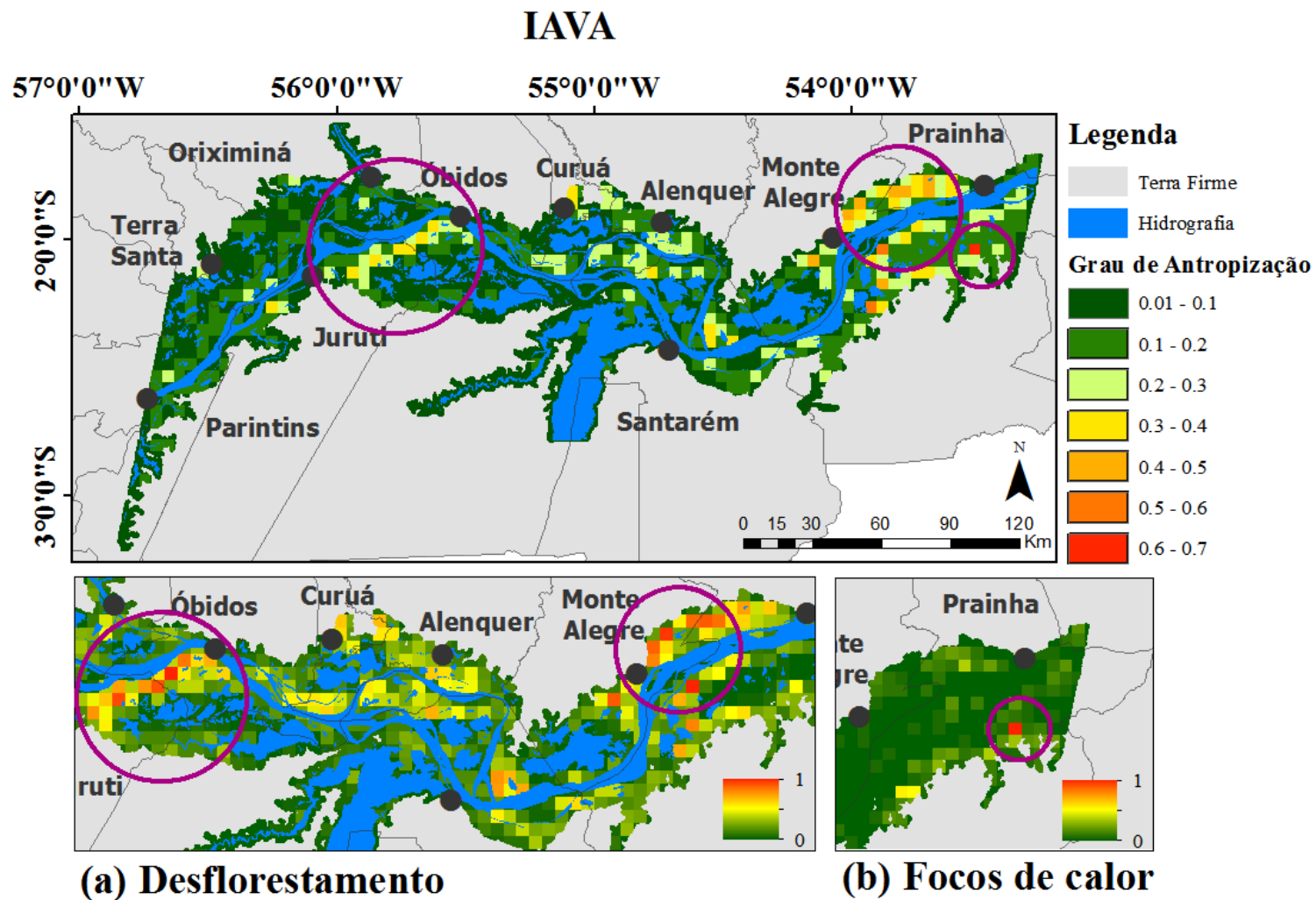


Figura 4.24 - Elevados valores de intensidade do ÁVA correspondente aos elevados valores de (a) desflorestamento e de (b) focos de calor.

A vegetação não florestal de várzea predomina na área de estudo, localizada em locais representados por quadrículas cujo índice de antropização atinge no máximo 0,2 (Figura 4.25), observadas principalmente os municípios de Terra Santa e ao sul de Prainha.

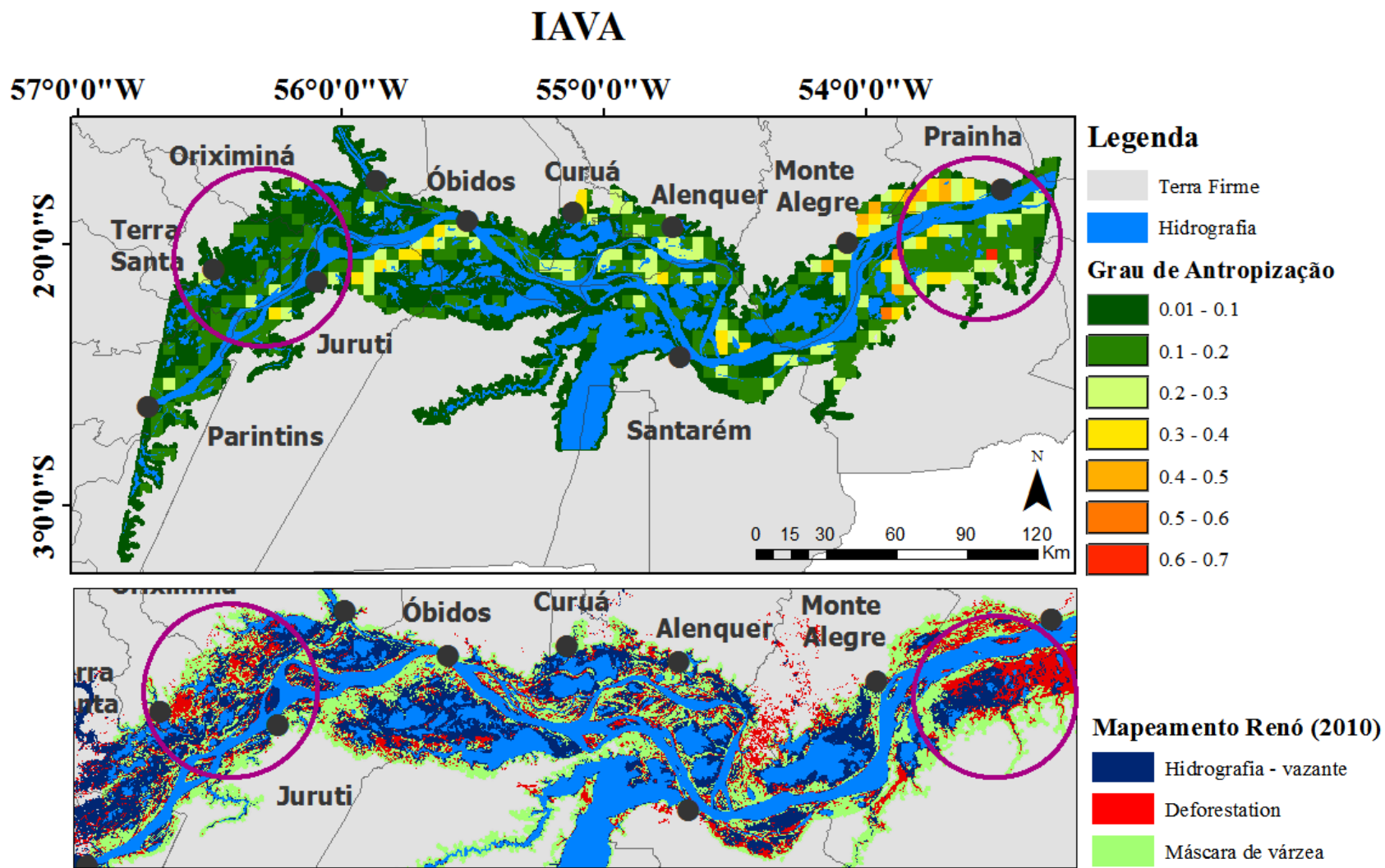


Figura 4.25 - Localização de áreas com grau de antropização em até 20 % e com vegetação não florestal.

O ano de referência para determinar a porcentagem de desflorestamento foi o de 1975/1981 (RENÓ, 2010), entretanto as áreas classificadas como vegetação não florestal neste período podem ter sido originalmente ocupadas por florestas antes da década de 1970, não havendo, portanto, como mapeá-las. Esta justificativa é sustentada por observações de campo sobre a composição florística, com a prevalência de espécies residuais da flora de florestas de várzea densa e de espécies pioneiras nos campos de várzea (RENÓ, 2010).

Além disso, o plantio da juta resultou em um intenso desflorestamento da várzea do Baixo Amazonas, a qual apresentava condições ambientais e de solo ideais para o desenvolvimento do cultivo, iniciando em 1930 e culminando em 1965, chegando a quase setenta mil toneladas de juta (WINKLEPRINS, 2006). Por fim, na década de 1950 foi introduzido o gado bubalino na região, com grande intensificação a partir da década de 1990 (SHEIK et al., 2006, LOURENÇO JÚNIOR; GARCIA, 2008).

Foram observados também pixels com até 0,2 de intensidade de antropização no Lago Grande de Curuai, ao sul de Óbidos e nas lagoas Tamaru e Camapu situadas a leste de Monte Alegre (Figura 4.25). Esses lagos apresentam extensas superfícies líquidas nas cheias e estão sujeitos à instabilidade de variação intra-anual da cota de água durante os períodos de enchente e vazante. O lago grande de Curuai, por exemplo, apresenta elevação do nível de água decorrente do pulso de inundação anual dos Rios Amazonas, Tapajós como também das precipitações (BARBOSA, 2005; RUDORFF et al., 2014).

Renó (2010) verificou que há uma diferença evidente de abrangência hídrica desses lagos em comparação às demais regiões da várzea do Baixo Amazonas, durante o período de vazante e de seca do Rio Amazonas. Desta forma, essas áreas também se tornam menos propensas à incidência recorrente de focos de calor e, portanto, apresentam intensidades menores de antropização, segundo o IAVA.

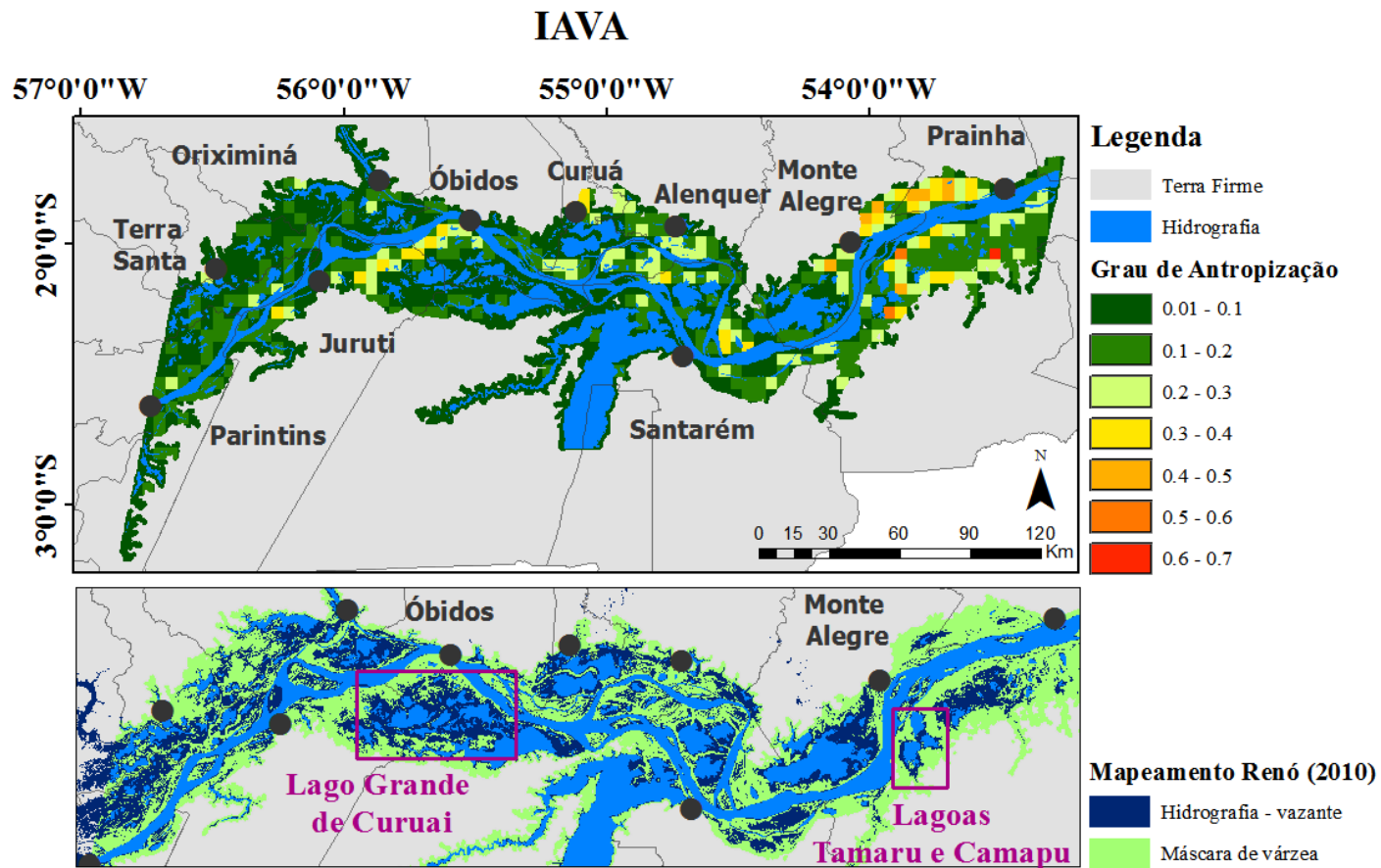


Figura 4.25 - Localização de áreas com grau de antropização em até 20 % e com variação da cota hídrica do Lago Grande de Curuai e das lagoas de Tamaru e Camapu, entre os períodos de seca e vazante na várzea do Baixo Amazonas.

Os resultados indicaram que o IAVA proposto permitiu identificar a existência de um gradiente decrescente de intensidade de antropização, que varia de leste para oeste na várzea do Baixo Amazonas. Também foi observado que nenhuma área encontra-se completamente isenta de antropização.

A região leste da área de estudo, entre Monte Alegre e Prainha, ao apresentar valores mais elevados de grau de antropização, determinados pelo IAVA, possivelmente apresenta maior susceptibilidade a ocorrência de impactos ambientais negativos, pois os resultados indicam que há uma maior concentração de evidências antrópicas nesta região que nas demais. Esses resultados, obtidos em macro escala regional (áreas de 25 km² por município), possivelmente podem direcionar pesquisas de campo, sugerindo locais de interesse para avaliação mais detalhada *in loco*, diante da vasta extensão das áreas inundáveis da Amazônia e da limitação de recursos humanos (logísticos e financeiros) para proporcionar investigações em campo por grandes extensões territoriais (MAGALHÃES et al., 2015).

5 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Conclusões quanto aos indicadores antrópicos e ao método de distribuição espacial das variáveis:

- a) A utilização de quadrículas regulares de 5x5 km² permitiu integrar as informações de diferentes resoluções espaciais em uma mesma unidade de análise e representação para avaliação adequada das variáveis selecionadas. Da mesma forma, a normalização dos valores absolutos, com diferentes amplitudes e unidades de medida, permitiu que as variáveis fossem compatibilizadas e analisadas em conjunto;
- b) As quadrículas que não foram completamente ocupadas por terrenos de várzea, apresentaram valores baixos de antropização, pois essas quadrículas contém uma porção de área de terra firme que não fazia parte do escopo das análises desta pesquisa. Desta forma, não foi possível analisar a intensidade de antropização nestas áreas, presentes no limite entre várzea/terra firme;
- c) A escolha dos indicadores antrópicos de desflorestamento e de focos de calor permitiram definir o padrão de distribuição espacial do impacto antrópico na área de estudo, em vista do seu elevado potencial de degradação ambiental atribuído pelos especialistas;
- d) A escolha de diferentes tipos de uso e ocupação do solo para representar a pressão antrópica permitiu produzir um índice de antropização que pode ser considerado como uma ferramenta útil para inferir sobre áreas mais propensas à intervenção de medidas mitigadoras ou de conservação da biodiversidade, visto que atualmente as políticas adotadas pelos tomadores de decisão são predominantemente relacionadas apenas ao controle do desflorestamento (BARLOW et al., 2016).

Conclusões quanto ao índice de antropização:

- a) O índice desenvolvido permitiu definir áreas mais antropizadas e menos antropizadas com base na ocorrência dos valores mínimos e máximos observados de cada variável e dos pesos atribuídos. Foi considerado satisfatório, em termos qualitativos, pois as áreas com impacto antrópico corroboram com informações sobre alteração da paisagem descritas na literatura;
- b) A análise quantitativa da intensidade de antropização mostrou que há áreas possivelmente subestimadas no interior da várzea, devido a forte dependência do índice ao valores máximos observados de cada variável e à presença de amplas áreas cobertas por corpos hídricos, que não foram inclusos na avaliação da antropização;
- c) Tendo em vista que o índice apresenta áreas possivelmente subestimadas, adotou-se a avaliação qualitativa do mesmo, a fim de verificar, em termos de comparação, as áreas que apresentavam maiores e menores intensidades de impacto antrópico;

Conclusões quanto à metodologia de desenvolvimento do índice de antropização:

- a) Verificou-se que a metodologia de AHP foi satisfatória para definir a hierarquia em termos qualitativos (importâncias relativas) e quantitativa (pesos) dos indicadores antrópicos, apresentando avaliações semelhantes entre todos os especialistas consultados;
- b) A utilização da média dos valores de intensidade de antropização atribuídos individualmente por cada especialista foi satisfatória, visto que o método permitiu a utilização do conhecimento de todos os pesquisadores para obtenção de um índice padronizado;
- c) A densidade do número de observações de cada variável por quadrícula não foi utilizada nesta pesquisa, visto que nenhuma das variáveis selecionadas apresenta um padrão de distribuição no espaço e, portanto, tornariam a estimativa do

número de ocorrências por km² subjetiva. Para tanto o método de contagem do número de observações de cada variável por quadrícula mostrou-se satisfatório;

Recomendações para trabalhos futuros quanto a escolha das variáveis:

- a) Sugere-se que para composição de um índice mais completo para caracterizar a intensidade antrópica na várzea, a inclusão de indicadores relativos aos impactos sobre os corpos hídricos, pois estes representam quase 35% da área de estudo;
- b) Análise da frequência de ocorrência de queimadas por quadriculas pode permitir uma avaliação mais adequada sobre a influência das queimadas na várzea, apontando locais com maior susceptibilidade e/ou preferenciais ao desenvolvimento de atividades agropastoris. Para tanto, sugere-se avaliações prévias sobre as diferenças de número de queimadas identificadas em datas posteriores à utilização do novo algoritmo de detecção proposto pelo INPE em 2012;
- c) A inclusão de variáveis relacionadas a população urbana, que habita os centros localizados próximos as margens da várzea podem ser úteis para complementar as informações sobre a presença e influência da população sobre o ambiente de várzea.

Recomendações para trabalhos futuros quanto ao método adotado:

- a) Sugere-se a adoção de um fator de correção para análise das quadriculas que não são inteiramente ocupadas por áreas de várzea. Assim o numero de observações descrito nestas quadriculas apresentaria relevância proporcional à extensão de área de várzea ocupada no interior das mesmas;
- b) A diferença de amplitude entre as variáveis, especialmente os valores máximos observados do rebanho bovino e bubalino, influenciam a estimativa da intensidade de antropização. Sugere-se que para trabalhos futuros, ao invés da normalização dos dados, seja inclusa a definição de pesos, também, aos valores

observados de cada variável, de modo a definir, através de consultas a especialistas e moradores da região de várzea, a relevância relativa dessas observações;

- c) Sugere-se que os critérios utilizados pelos especialistas para definição da importância relativa dos indicadores também possam ser revistos e explorados a partir de novas perspectivas, uma vez que estes foram escolhidos com base apenas na importância ecológica de cada variável. Neste contexto, variáveis como rebanhos poderiam ser consideradas com maior relevância que o desflorestamento e focos de calor, visto que indicam áreas que certamente foram submetidas a processos de desflorestamento e queimadas antes de se tornarem áreas de pastagem. Assim sendo, essas áreas estão sujeitas a maiores intensidades de degradação ambiental que aquelas sujeitas apenas ao desflorestamento. A escolha de critérios baseado na confiabilidade dos indicadores em representar, adequadamente, a realidade, visto que algumas informações de algumas variáveis são mais precisas que as outras;
- d) A aplicação das recomendações poderá contribuir e completar as informações obtidas pelo IAVA. Contudo, o produto gerado poderá ser útil para definir áreas sujeitas a perda de habitats, promovida pela degradação florestal e, conseqüentemente, sujeitas a redução da biodiversidade. Desta forma, os tomadores de decisão poderiam definir regiões prioritárias para: desenvolvimento de práticas sustentáveis; recuperação ambiental; e conservação, promovendo a manutenção dos estoques de carbono e serviços ecossistêmicos, garantindo também, o sustento das comunidades ribeirinhas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB´SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p.15-25.
- AFFONSO, A. G. **Relação entre parâmetros ambientais e a densidade de pirarucu nos lagos de várzea de Mamirauá: uma análise multi-sensor**. 2012. 147 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/08.14.10.45-TDI) Tese (Doutorado em Sensoriamento remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CEP9QB>>. Acesso em: 28 set. 2016.
- AFFONSO, A. G.; NOVO, E. M. L. M.; MELACK, J. M.; HESS, L. L. Identificação e quantificação do desflorestamento nas áreas alagáveis nos municípios à margem do Rio Solimões / Amazonas nos estados do Pará e Amazonas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 13, 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3235-3242. ISBN 978-85-17-00031-7. (INPE-14678-PRE/9652). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.24.18.53>>. Acesso em: 28 set. 2016.
- ALBERNAZ, A.L.; PRESSEY, R.L.; COSTA, L.R.F.; MOREIRA, M.P.; RAMOS, J.F.; ASSUNÇÃO, P.A.; FRANCISCON, C.H. Tree species compositional change and conservation implications in the white-water flooded forests of the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 869–883, 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Monitoramento hidrológico**. Boletim nº 7 10/07/2009 Bacia do Amazonas. Brasília-DF. 2009.
- ANDRADE, G.O. Furos, Paranás e Igarapés: análise genética de alguns elementos do sistema potamográfico amazônico. **Boletim Carioca de Geografia**, p. 15-50, 1956.
- ARAGAO, L.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**. Series B, Biological sciences, v. 363, n. 1498, p. 1779-85, 27, maio 2008.
- ARRAUT, E. M.; MARMONTEL, M.; MANTOVANI, J. E.; NOVO, E. M. L. M.; MACDONALD, D. W.; KENWARD, R. E. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. **Journal of Zoology**, vol. 180, no. 3, p. 247-256, 2010.
- ARRAUT, E. M.; SILVA, T. S. F.; NOVO, E. M. L. M. Dinâmica de inundação e secas extremas nas áreas alagáveis amazônicas: impactos ecológicos e biogeoquímicos. In: BORMA L.; NOBRE, C. (Ed.). **Secas na Amazônia: causas e consequências**. Oficina de Textos. São Paulo – Brasil, 2013, p. 373–406.

ATAOUIA, R.; ERMINI R. Overall performance of water distribution system: a methodology. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, v. 3, n.1, p. 19-28, 2015.

BAGLI, V. V. **Mosaico de imagens baseado em múltiplas resoluções**. 2007. 112 p. (INPE-14807-TDI/1250). Dissertação (Mestrado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2007. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/04.11.12.32>>. Acesso em: 28 set. 2016.

BAGLI, V. V.; FONSECA, L. M. G. Seamless mosaicking via multiresolution analysis and cut line definition, Signal and Image Processing. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SIGNAL AND IMAGE PROCESSING, 2006, Hawaii, USA. **Proceedings...** Piscataway, NJ: IEEE, 2006. p. 14-16.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2005. Disponível em: <<http://urlib.net/6qtX3pFwXQZGivnJSY/KfjFc>>. Acesso em: 29 set. 2016.

BARLOW, J.; LENNOX, G.D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A.C.; NALLY, C.M.; THOMSON, J.R.; FERRAZ, S.F.B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARRY, L.; SOLAR, R.R.C.; VIEIRA, I.C.G.; ARAGÃO, L.E.O. C.; BEGOTTI, R.A.; BRAGA, R.F.; CARDOSO, T.M.; OLIVEIRA JR, R.C.; SOUZA JR, C.M.; MOURA, N.G.; NUNES, S.S.; SIQUEIRA, J.V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.M.; MELLO, F.Z.V.; VEIGA, R.C.S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T.A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, 535, p. 144–147, 2016.

BARRETO, P.; SOUZA JUNIOR, C.; ANDERSON, A.; SALOMÃO, R.; WILWS, J.; NOGUERÓN, R. **Human pressure on the brazilian Amazon forests**. Belém, Brasil. Imazon; Washington, USA: World Resource Institute. 2006.

BARROS, A.; UHL, C. Padrões, problemas e potencial da extração madeireira ao longo do rio Amazonas e do seu estuário. In: BARROS, A. C.; VERÍSSIMO, A. (Ed.). **A expansão da atividade madeireira na Amazônia: impactos e perspectivas para o desenvolvimento do setor florestal no Pará**. Belém, Pará: Imazon. Série Amazônia, 1997. v. 4, p. 109-135.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 71-86, 2005.

BECKER, B. Agriculture and development in Brazil: the expansion of the agricultural frontier. **Regional Dialogue**, v. 1, n.2, Nagoya, United Nations Centre for Regional Development, p.160-184, 1980.

BERGER, M. V. S.; SILVA, M.C. DA; SALDANHA, J.C.S. Análise da vulnerabilidade da RPPN Cafundó. In: MORAIS, A. C. de; SANTOS, A. R. dos. (Ed.). **Geomática e Análise Ambiental**. Vitória, ES: EDUFES, 2007.

BITAR, O.Y.; ORTEGA, R.D. Gestão Ambiental. In: OLIVEIRA, A.M.S.; BRITO, S.N.A. (Ed.). **Geologia de Engenharia**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), 1998. cap. 32, p.499-508.

CÂMARA, G.; VALERIANO, D.; VIANEI, J. **Metodologia para o cálculo da taxa anual de desflorestamento na Amazônia Legal**. Coordenadoria Geral de Observação da Terra Programa Amazônia – Projeto PRODES, São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. 24 p. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/metodologia_TaxaProdes.pdf> Acesso em 15 de maio de 2014.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A.M.V. (Ed.). **Introdução à ciência da geoinformação**. 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2001. 344p. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/sergio/2004/04.22.07.43>>. Acesso em: 20 abril 2014.
CHANDIO, I.A.; MATORI, A.N.B.; WANYUSOF, K.B.; TALPUR, M.A.H.; BALOGUN, A. L.; LAWAL, D.U. GIS-based analytic hierarchy process as a multicriteria decision analysis instrument: a review. **Arabian Journal of Geosciences**. v.6, p. 1-8, 2013.

CONVERTINO, M.; BAKER, K.M.; VOGEL, J.T.; LU, C.; SUEDEL, B.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis to select metrics for design and monitoring of sustainable ecosystem restorations. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 76–86, 2013.

CASTELLO, L.; MCGRATH, D.G.; HESS, L.L.; COE, M.T.; LEFEBVRE, P.A.; PETRY, P.; MACEDO, M.N.; RENO, V.; ARANTES, C.C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation Letters** v. 6, p. 217–229, 2013.

CORREA, S. M. B. B. **Probabilidade e estatística**. Belo Horizonte: PUCMINAS, 2003.

COSTA, M. P. F.; SILVA, T. S. F.; EVANS, T.L. Wetland classification. In: WANG, G.; WENG, Q. (Ed.). **Remote sensing of natural resources**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013. p. 461-478.

CUNHA, J. M. P.; PEREZ, J. R. R.; AIDAR, T. Proposta metodológica de elaboração de indicador educacional sintético para os municípios. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v.18, n.1/2, jan./dez. 2001.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 2006.

DENEVAN, W. M. A bluff model of riverine in prehistoric Amazonia. **Annals of Associação Americana de Geógrafos**, v. 86, n. 4, p. 654-681.

ELLISALDE, B. Anthropization. In: **Enciclopédia eletrônica Hypergéó**. English - Society and environment - Concepts. 2005. Disponível em: <<http://www.hypergeo.eu/spip.php?article312#>>. Acesso em 15 junho 2014.

EUROPEAN SPATIAL PLANNING OBSERVATION NETWORK (ESPON). **The modifiable areas unit problem**. Luxemburgo, 2006. Final Report.

FALCONE, J.A., CARLISLE, D.M., WEBER, L.C. Quantifying human disturbance in watersheds: variable selection and performance of a GIS-based disturbance index for predicting the biological condition of perennial streams. **Ecological Indicators** 10, 264–273. 2010.

FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, v. 80, n. 1, p. 101-114, 2008 .

FEARNSIDE, P. M. Fire in the tropical rain forests of the Amazon Basin. p. 106-116 In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Heidelberg, Alemanha: Springer-Verlag,, 1990.490p.

FREITAS, C. M.; GIATTI, L. L. Environmental sustainability and health indicators in the Legal Amazonia, Brazil. **Cadernos da Saúde Pública** [online]. 2009, vol.25, n.6, pp.1251-1266. ISSN 1678-4464. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2009000600008>.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology letters**, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GAYOSO, S. Territórios e mercado de terras no Baixo Amazonas: expansão da sojicultura e valorização fundiária. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 6, 2012, Belém-PA, Brasil. **Anais...** Belém: UFPA, 2012.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK (GFN). **Footprint science** - introduction. Disponível em: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint_science_introduction/> Acesso em 15 de maio de 2014.

GIBBS, H.K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D.C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N.F. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIGLIO, L. **MODIS collection 5 active fire product user's guide**. Universidade de Maryland, Departamento de Geografia, 2010.

GOMES, N. A. Mudanças Climáticas: Impactos Ambientais nos Recursos Hídricos da Amazônia, decorrentes de seus usos múltiplos in: **Amazônia: Dinâmica do carbon e impactos socioeconômicos e ambientais**. 2010.

HARRIS, M. The floodplain of the lower Amazon as a Historical Place. In: VASQUEZ, M. P.; RUFFINO, M.L.; PADOCH, C.; BRONDÍZIO, E. S. (Ed.). **The Amazon várzea: the decade past and the decade ahead.** [S.l.]: Springer, 2011. Cap. 1. p. 37-52.

HENDERSON, P.A. O ambiente aquático da Reserva Mamirauá. In: QUEIROZ, H.L.; CRAMPTON, W.G.R. (eds.). **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá.** Brasília: Sociedade Civil Mamirauá/CNPq, 1999. p.1-9.

HESS, L.L.; MELACK, J.M.; AFFONSO, A.G.; BARBOSA, C.; GASTIL-BUHL, M.; NOVO, E.M.L.M. Wetlands of the lowland Amazon Basin: extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar, **Wetlands**, v. 35, p. 745-756, 2015.

HESS, L.L.; MELACK, J.M.; NOVO, E.M.L.M. ; BARBOSA, C.C.F.; GASTIL, M. **LBA-ECO LC-07 JERS-1 SAR wetlands masks and land cover, Amazon Basin: 1995-1996.** Data set. Disponível em: <<http://daac.ornl.gov>> Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. 2012.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C.; GASTIL, M. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation. **Remote Sensing of Environment**. v. 87, p. 404-428, 2003.

HOEL, P. G. **Estatística elementar.** Rio de Janeiro: Ed. Atlas, 1981.

HOMMA, A. K. O.; WALKER, R. T.; SCATENA, F. N.; CONTO, A. J. DE; CARVALHO, R. DE A.; FERREIRA, C. A. P.; SANTOS, A. I. M. Redução dos desmatamentos na Amazônia: política agrícola ou ambiental. In: HOMMA, A. K. O. (Ed.). **Amazônia: meio ambiente e desenvolvimento agrícola.** Brasília: EMBRAPA, 1998. p.119-142.

HUANG, I.B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: ten years of applications and trends. **Science of the Total Environment**. v. 409, n. 19, p. 3578–3594, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção pecuária municipal.** 2014. Disponível em: <<http://downloads.ibge.gov.br/>>. Acessado em 25 de maio de 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Base de informações do censo demográfico 2010:** resultados do universo por setor censitário. Rio de Janeiro, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Modalidades alternativas de censos demográficos:** reflexo sobre a base territorial e cadastro de endereços. Rio de Janeiro: Estudos de Modalidades Alternativas de Censos Demográficos- EMACD, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisas agropecuárias**. Rio de Janeiro, 2002

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Perfil da pecuária municipal**. 1974. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acessado em 15 de janeiro de 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo demográfico de 1970; 1980; 1991; 2000; 2010**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 março 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cadastro Nacional de Endereços para fins Estatísticos – CNEFE 2010**. Disponível em: <<http://downloads.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 26 abril 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Dados pontuais de focos de calor**. 2003-2014. Programa de Monitoramento de Focos. Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas/>>. Acesso em: 27 de maio de 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Projeto PRODES**: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. São José dos Campos, 2012. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 22 junho 2014.

MENEZES, D. P. **Construção de banco de dados georreferenciados que integre dados geográficos e estatísticos produzidos sobre os habitats e realidade socioeconômica das comunidades ribeirinhas do Baixo Amazonas**. Manaus: IPAM, 2009.

JARVIS, A.; REUTER, H.I.; NELSON, A. GUEVARA, E. **Hole-filled SRTM for the globe** Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m. 2008. Disponível em: <<http://www.cgiar-csi.org/data>>. Acesso em: 25 de junho de 2014.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução de EPIPHANIO, J. C. N. São José dos Campos, SP: Parênteses, 2009. 598 p. (Prentice Hall Series in Geographic Information Science) Tradução de: Remote Sensing of the environment: an earth resource perspective.

JESUS, S.C.; SETZER, A. W.; MORELLI, F. Validação de focos de queimadas no Cerrado em imagens TM/LANDSAT-5. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 15., 2011, Curitiba, PR, Brasil. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p.8051.

JIANG, H.; EASTMAN, J. R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, v.14, n.2, p.173-184, 2000.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI R. L.; ESTEVES, F. A.; CUNHA, C. N.; MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NÓBREGA, R. L. B. Definição e classificação das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. In: CUNHA, C.N., PIEDADE, M.T.F., JUNK, W.J. (Org.). **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. 1. ed. Cuiabá: INCT-INAU – EdUFMT, 2014. p. 13-76. Disponível em: <http://www.inau.org.br/classificacao_areas_umidas_completo.pdf>. Acesso em: 11 de dezembro de 2014.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY J.M.; WITTMANN, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, p. 623-640, 2011.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization, In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Orgs.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer. p. 615. 2010.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P (Ed.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer. p. 615. 2010.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. The Role of floodplain forests in an integrated sustainable management concept of the natural resources of the Central Amazonian várzea. In: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Ed.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer. p. 615. 2010.

JUNK, W. J. Sustainable use of the Amazon River floodplain: problems and possibilities. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 4, n. 3, p. 225-233. 2001.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river floodplain systems. **Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences**. p. 106, p.110 - 127. 1989.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: JUNK W. J. (Ed.). **The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 1997. p. 147 – 186.

JUSTICE, C.; GIGLIO, L.; KORONTZI, S.; OWENS, J.; MORISETTE, J.; ROY, D. The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**. v. 83, p. 244-262. 2002.

KARJALAINEN, T.P.; NESTE, J. **A literature review - the use of multi-criteria decision analysis in environmental impact assessment.** Imperia Project, 2013. Report on the use of MCDA in EIA and SEA.

KING, M. F. **Population well-being in the Brazilian Amazon Basin:** correlations between land use, land cover, demographics and the human development index. São José dos Campos: INPE, version: 2015-10-28. 103 p. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3JTTFU2>>. Acesso em: 29 set. 2016.

LI, Z.; KAUFMAN, Y.; ICHOKU, C.; FRASER, R.; TRISHCHENKO, A.; GIGLIO, L.; JIN, J. Z.; YU, . A review of AVHRR-based fire detection algorithms: principles, limitations and recommendations. In: AHERN, F.; GOLDAMMER, J.; JUSTICE, C. O.; (Ed). **Global and regional wildfire monitoring from space:** planning a coordinated international effort. SPB Academic Publishing, 2001. p. 199–225.

LÔBO; G. Notas sobre a parceria pecuária do médio Amazonas paraense. **Papers do NAEA Nº 024.** Belém, 1993.

LOURENÇO JÚNIOR, J. B.; GARCIA, A.R. Panorama da bubalinocultura na Amazônia. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DA PECUÁRIA DA AMAZÔNIA, 1., 2008, Belém, PA. **Anais...** Belém, PA.: Instituto Frutal; SEBRAE-PA, 2008.

MACHADO, C. A. S.; QUINTANILHA, J. A. **Módulo de treinamento:** Sistemas de Informações Geográficas (Sig) e geoposicionamento: uma aplicação urbana. São Paulo: USP, 2008.

MAGALHÃES, J. L. L.; LOPES, M. A.; QUEIROZ, H. L. Development of a Flooded Forest Anthropization Index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. **Ecological Indicators.** v. 48, p. 440-447, 2015.

MALCZEWSKI, J. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation,** v. 8 p. 270– 277, 2006.

MALCZEWSKI, J. **GIS and multicriteria decision analysis.** New York: John Wiley & Sons, 1999.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A.; CHOU, S.C.; TOMASELLA, J.; OLIVEIRA, G. S.; ALVES, L. M. **Riscos das mudanças climáticas no Brasil:** análise conjunta brasil-reino unido sobre os impactos das mudanças climáticas e desmatamento na Amazônia. São José dos Campos: INPE, 2011. Projeto colaborativo realizado pelo Centro de Ciência do Sistema; Terrestre (CCST) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); do Brasil e o Met Office Hadley Centre (MOHC) do Reino Unido. (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/02.19.13.05-PRP). Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3DJGBBE>>. Acesso em: 29 set. 2016.

MCGRATH, D.; CASTRO F.; FUTEMA C. **Manejo comunitário de lagos de várzea e o desenvolvimento sustentável da pesca na Amazônia**. Belém: Núcleo de Altos Estudos Amazônicos - NAEA. 1996.

MCGRATH, D.; ALMEIDA, O.; MERRY, F. D. The influence of community management agreements on household economic strategies: cattle grazing and fishing agreements on the lower Amazon floodplain. **International Journal of the Commons**, v. 1, p. 67-87, 2007.

MCGRATH, D.; ALMEIDA, O.; MERRY, F. Acordos para criação de gado e manejo de pesca na várzea do Baixo Amazonas. **Papers do NAEA**, n. 263, mar. 2010. Belém: NAEA, 2010.

MELACK, J. M.; HESS, L. L.; GASTIL, M.; FORSBERG, B. R.; HAMILTON, S. K.; LIMA, I. B. T.; NOVO, E. M. L. M. Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing. **Global Change Biology**, v. 10, p. 530–544, 2004.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands. In the Amazon Basin In: JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P (Ed.). **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Springer, 2010.. 615 p.

MERRY, F. D.; SHEIKH, P. A.; MCGRATH, D. G. The role of informal contracts in the growth of small cattle herds on the floodplains of the Lower Amazon. **Agriculture and Human Values**, v.21, p.377-386, 2004.

MITCHELL, G. Problems and fundamentals of sustainable development indicators. **Sustainable Development**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 1996.

MITRAUD, S. F.; MCGRATH, D. **Projeto várzea: 20 anos construindo um Sistema de cogestão dos recursos naturais no Baixo Amazonas**. Brasília, DF: WWF-Brasil, 2013.

MOORE, D. S. **The Basic Practice of Statistics**. New York, Freeman. 2007.

MORISSETTE, J. T.; GIGLIO, L.; CSISZAR, I.; SETZER, A.; SCHROEDER, W.; MORTON, D.; PEREIRA, J. A. R.; JUSTICE, C. O. Validation of MODIS Active Fire Detection Products Derived from Two Algorithms. **Earth Interactions** v. 9, p. 1-25, 2005.

MOURA, A. C. M.; JANKOWSKI, P.; COCCO, C. Contribuições aos estudos de análises de incertezas como complementação às análises multicritérios - sensitivity analysis to suitability evaluation. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 26., 2014, Gramado, RS. **Anais...** Gramado: SBC/UFRGS, 2014.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseado em Análise Multicritério. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, p.2899-2906. 2007

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological applications**, v. 3, n.2, p. 209-212, 1993.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION - NASA. **The LANDSAT program**. Disponível em: <<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 30 de maio de 2014.

NEPSTAD, D. C.; VERSSIMO, D.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505–508, 1999.

O'DWYER, E. A construção da várzea como problema social na região do Baixo Amazonas. In: LIMA, D. (Ed.). **Diversidade sócioambiental nas várzeas dos Rios Amazonas e Solimões - perspectivas para o desenvolvimento da sustentabilidade**. Manaus: Ibama, 2005. v. 1, p. 207-264.

PAROLIN, P.; SIMONE, O DE; HAASE, K; WALDHOFF, D; HOTTENBERGER, S; KUHN, U; KESSELMEIER, J; KLEISS, B; SCHIMIDT, W; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W J. Central Amazonian floodplain forests: Botanical Review. **The New York Botanical Garden**, v. 70, n. 3, p. 357-380, 2004.

PELLIKKA, P.; REES, W. G. **Remote Sensing of Glaciers: techniques for topographic, spatialand thematic mapping of glaciers**. Leiden: Taylor & Francis Group. 2010.

PEREIRA, A. A.; PEREIRA, J. A.; MORELLI, F.; BARROS. D. A.; ACERBI-JR, F. W.; SCOLFORO, J. R. Validação dos focos de calor utilizados no monitoramento orbital de queimadas por meio de imagens TM. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 2, p. 335-343, 2012.

PEREIRA, A.A. **Uso de geotecnologia para detecção e análise de queimadas e focos de calor em unidades de conservação no norte de Minas Gerais, 2009**. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PIEDEDE, M. T. F.; VAL, V. M. F. A.; LOPES, A.; HENRIQUE, H. S.; FÉ, L. M. L.; WITTMANN, F. Organismos aquáticos e de áreas úmidas em uma Amazônia em transição. **Ciência e Cultura**, v.66, n.3, p. 34-40. ISSN 2317-6660. 2014.

PIEDEDE, M. T. F.; SCHOENGART, J.; JUNK, W. J. O manejo sustentável das áreas alagáveis da Amazônia Central e as comunidades de herbáceas aquática. **Uakari**, v. 1, n. 1, p. 29-38, 2005.

PIEIDADE, M.T.F.; LONG, S.P.; JUNK, W.J. Leaf and canopy photosynthetic CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the central Amazon floodplain. **Oecologia**. v. 97, p.193-201, 1994.

PINEDO-VASQUEZ, M. A.; SEARS, R. R. Várzea forests: multifunctionality as a resource for conservation and sustainable use of biodiversity. In: PINEDO-VASQUEZ, M. A.; RUFFINO, M.L.; PADOCH, C.; BRONDÍZIO, E. S. (Ed.), **The Amazon varzea: the decade past and the decade ahead**, New York: Springer Science plus Business Media B.V., 2011. p. 187-206. DOI 10.1007/978-94-007-0146-5_14.

PINEDO VASQUEZ, M.; MCGRATH, D. G.; XIMENES, T. Brazil (Amazonia).. In: BROOKFIELD, H.; PARSONS, H.; BROOKFIELD, M. (Ed.). **Agrodiversity: learning from farmers across the world**. New York: UNU, 2001. p. 43-78.

PINEDO-VÁSQUEZ, M.; PASQUALLE, J.B.; TORRES, D.C.; COFFEY, K. A tradition of chance: the dynamics relationship between biodiversity and society in sector Muyuy, Peru. **Environmental Science & Policy, Organismos aquáticos e de áreas úmidas em uma Amazônia em transição**, v. 5, n.1, p. 43-53, 2002.

QUEIROZ, H. As principais ameaças à conservação do Bioma Amazônia e a experiência do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM). In: **Conferências 2013 do BIOTA-FAPESP** Educação, 19 de setembro, São Paulo. Disponível em: <http://www.fapesp.br/eventos/2013/09/Bioma/Helder_Queroz.pdf> Acesso em: 26 agosto 2015

RENNÓ, C. D.; NOVO, E. M. L. M.; BANON, L. C. Correção geométrica da máscara de áreas alagáveis da bacia amazônica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013.

RENÓ, V. F. **Avaliação do desflorestamento da várzea do Baixo Amazonas com imagens LANDSAT obtidas em 1975/1981 e 2008**. 2010. 123 p. (sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/05.05.12.21-TDI). Dissertação (Mestrado em sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP. 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/37EGEAL>>. Acesso em: 29 set. 2016.

RENÓ, V. F. **As várzeas amazônicas: alterações da paisagem e seus impactos na integridade florística, provisão de serviços ecossistêmicos e bem-estar de comunidades ribeirinhas**. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos. 2016. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3MAKUPL>>. Acesso em: 29 set. 2016.

RENÓ, V. F. **Fotografia de rebanhos bovino e bubalino na várzea do Baixo Amazonas** (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos). São José dos Campos, INPE, 2014. Comunicação pessoal.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M.; SUEMITSU, C.; RENNO, C. D.; SILVA, T. S. F. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical LANDSAT MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 3446–3456, 2011.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M. Utilização de imagens MSS/LANDSAT para o mapeamento da cobertura florestal da planície do Lago Grande de Curuai, PA. In: SIMPOSIO DE LA SOCIEDAD DE ESPECIALISTAS LATINOAMERICANOS EN PERCEPCIÓN REMOTA Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN ESPACIAL (SELPER), 13., 2008, Havana, Cuba. **Anais...**Havana: SELPER, set. de 2008.

REES, W. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economies leaves out. **Environment and Urbanization**, v. 4, n. 2, p. 121-130, 1992.

RICHARDS, J.A. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. Berlin: Springer-Verlag, 281 p, 1986.

RICHERS, B. T. T. Agricultura migratória na várzea: ameaça ou uso integrado? **Uakari**, v. 6, n.1, p. 27-37, 2010.

RODRIGUES, A. S. L.; EWERS, R. M.; PARRY, L.; SOUZA, C.; VERÍSSIMO, A.; BALMFORD, A. Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. **Science (New York, N.Y.)**, v. 324, n. 5933, p. 1435–7, 12 jun. 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19520958>>. Acesso em: 02 Setembro, 2016.

ROOSEVELT, A. C. Twelve thousand years of human-environment interaction in the Amazon Floodplain. In: PADOCH C; AYRES J.M.; PINEDO-VASQUEZ M.; HENDERSON A. (Ed.). **Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains**. New York: The New York Botanical Garden Press, 1999. p. 371-392.

RUDORFF, C. M.; MELACK, J. M.; BATES, P. D. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. **Water Resources Research**, v. 50, n. 1, p. 635-649, 2014.

RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M.; RISSO, J.; DE AGUIAR, D. A.; PIRES, B.; AMARAL, D.; FABIANI, L.; CECARELLI, I. Remote Sensing Images to Detect Soy Plantations in the Amazon Biome The Soy Moratorium Initiative. **Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 1074-1088, 2012. doi: (10.3390/su4051074).

RUSSO, R. F. S. M.; CAMANHO, R. Criteria in AHP: A systematic review of literature. **Procedia Computer Science** , v. 55, p. 1123-1132, 2015.

SAATY, T. L; VARGAS, L. G. **Models, methods, concepts & applications of the analytic hierarchy process**. New York: Springer, 2011

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. **Prediction, projection and forecasting**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. 251p.

SAATY, T. L. **Analytical hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation**. New York, NY, USA: MCGraw-Hill, 1980.

SAATY, T. L. Exploring the interface between the hierarchies, multiple objectives and the fuzzy sets. **Fuzzy Set and Systems**, v. 1, p. 57–68, 1978.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 495 p, 2006.

SANDERSON, E. W.; JAITEH, M.; LEVY, M. A.; REDFORD, K. H.; WANNEBO, A.V.; WOOLMER, G. The Human Footprint and The Last of the wild. **BioScience**, v. 52, n.10, p. 891-904. 2002.

SANTOS, A. P.; NOVO, E. M. L. M. **Use of LANDSAT data for the establishment, control and supervision of pasture projects in the southeast Amazon region**. São José dos Campos: INPE, 1977a. (INPE-1152-PE/104).

SANTOS, A. P.; NOVO, E. M. L. M. **Use of LANDSAT data to monitor pasture project in Amazonia**. São Jose dos Campos: INPE, 1977b. (INPE-1009-NTE/079).

SANTOS, A. P.; NOVO, E. M. L. M. **Deforestation planning for cattle grazing in Amazon basin using LANDSAT data**. São José dos Campos: INPE, 1978. (INPE-1225-PE/126).

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente sig. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 36, n.6, p. 1079-1090, 2012.

SATHLER, D.; MONTE-MÓR, R. L.; CARVALHO, J. A. M.; COSTAL, A. Urban hierarchy in the brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Estudos Populacionais**, v.27, n. 2, p. 251-268, 2010.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, J. A.; FOLKE, C.; WALKER, B. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, p. 591–596, 2001.

SETZER, A. W.; SOUZA, P. A. L.; MORELLI, F. Modificação do algoritmo de focos de queima AVHRR do INPE e sua avaliação com um método dinâmico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16., Foz do Iguaçu, PR, Brasil, **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013.

SETZER, A. W. Representatividade e limitações dos dados da detecção orbital de queimadas do INPE. In: CONFERÊNCIA CIENTÍFICA DO LBA – EXPERIMENTO DE GRANDE ESCALA DA BIOSFERA-ATMOSFERA NA AMAZÔNIA, 3., 2004, Brasília. **Anais...** Sessão Oral. p. 79. Livro de Resumos. Disponível em:

<ftp://lba.cptec.inpe.br/presentations/LBAIII-conference-july2004-brasil/july28,2004/S19>. Acesso em: 20 nov. 2014.

SETZER, A. W.; PEREIRA, M. Operational detection of fires in Brazil with NOAA-AVHRR. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 24., Rio de Janeiro, Brazil, **Proceedings...** Environmental Research Institute of Michigan (ERIM), 1991. p. 469–482.

SHEIKH, P. A.; MERRY, F. D.; MCGRATH, D. G. Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin: Comparisons and conflicts. **Agricultural Systems**, v. 87, p. 313-330, 2006.

SHIMABUKURO, Y. E.; RUDORFF, B. F. T. Dados do sensor MODIS para o mapeamento e monitoramento da cobertura vegetal e uso da terra. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL - GEOPANTANAL, 2006, Campo Grande. **Anais...** Campinas: Embrapa Informática Agropecuária; São José dos Campos: INPE, 2006. p. 929-938. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2006/12.08.13.53>>. Acesso em: 15 janeiro de 2015.

SICHE, J. R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus Indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**. v. 10, n. 2, p. 137–148. 2007.

SILVA, D. M. R. **Aplicação do método AHP para avaliação de projetos industriais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - PUC Rio, Rio de Janeiro, 2007.

SILVA, K.C.; SAMMARCO, Y. M. Relação ser humano e natureza: um desafio ecológico e filosófico. **Monografias ambientais**. Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 01–12, 2015.

SILVA, T. S. F. **Script R para extração da localização de domicílios rurais fornecidos pelo IBGE** (Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP, Rio Claro-SP) São José dos Campos, INPE, 2014. Comunicação pessoal.

SILVA, T. S. F.; COSTA, M. P. F.; MELACK, J. M. Annual Net Primary Production of Macrophytes in the Eastern Amazon Floodplain. **Wetlands**, v. 29, p. 747-758, 2009.

SORICHETTA A.; HORNBY G.M.; STEVENS F.R.; GAUGHAN A.E.; LINARD C.; TATEM A.J. High-resolution gridded population datasets for Latin America and the Caribbean in 2010, 2015, and 2020. **Scientific Data**, v. 2, n. 150045, 2015. doi:10.1038/sdata.2015.45.

STEIGUER, J.E., J. DUBERSTEIN, AND V. LOPES, 2003. The Analytic Hierarchy Process as a means for integrated watershed management. In: **First interagency conference on research in the watersheds**, October 27-30, Benson, Arizona, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 2003.

STEVENS, F. R.; GAUGHAN, A. E.; LINARD, C.; TATEM, A. J. Disaggregating

census data for population mapping using random forests with remotely-sensed and ancillary data. **PLoS ONE** **10**, v. 10, n. 2, e0107042, 2015.
doi:10.1371/journal.pone.0107042.

TARDIN, A. T.; TOLEDO, F. L.; ARAUJO, P. M. **Projeto**: uso de imagens do satélite ERTS no levantamento de projetos agropecuários (XINGU). São José dos Campos: INPE, 1974. (INPE 470-RI/190).

THOMAS, S.; ALMEIDA, O.; PINHEIRO, E.; RIVERO, S.; MORI, J. Projeto de assentamento agroextrativista e a construção do desenvolvimento sustentável das várzeas amazônicas. **Papers do NAEA** N° 346. Belém. 2014

TRINDADE JUNIOR, S. C. C. **A cidade e o rio na Amazônia**: mudanças e permanências face às transformações subregionais Belém: (s.n), 2008. . Projeto de Pesquisa vinculado à PróReitoria de Pesquisa e PósGraduação da UFPA.

TULLER, M.; SARAIVA, S. **Fundamentos de geodésia e cartografia**. Porto Alegre: Bookman, 2016.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **Product guide**: provisional LANDSAT 8 surface reflectance product, 2016. v.2.0.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Imagens CDR OLI/LANDSAT 8**. Disponível em: < <http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em 14 agosto 2014a.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Imagens CDR TM/LANDSAT 5**. Disponível em: < <http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em 26 abril 2014b.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Frequently asked questions about the LANDSAT missions**. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/best_spectral_bands_to_use.php>. Acesso em 26 abril 2014c.

VAIDYA, O. S.; KUMAR, S. Analytic hierarchy process: an overview of applications. **European Journal of Operational Research**, v. 169, p. 1-29, 2006.

VALE, R.; FILIZOLA, N.; SOUZA, R.; SCHONGART, J. A cheia de 2009 na Amazônia Brasileira. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 41, n. 4, p. 577-586, 2011.

VAZ, C.L.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; MOURA, A. C. M. Modelo de análise espacial para avaliação da susceptibilidade à degradação das águas na Bacia do Rio das Velhas/Mg. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19, 2011, Maceió, **Anais....** Viamão: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2011.

VIANA, R. L.; FREITAS, C. M.; GIATTI, L. Saúde ambiental e desenvolvimento na Amazônia legal: indicadores socioeconômicos, ambientais e sanitários, desafios e perspectivas. **Saúde e sociedade**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 233-246, Mar. 2016

VISENTINI, Y. **Cidade e história na Amazônia**. Curitiba: Editora da UFPR, 2004.

WACKERNAGEL, M.; REES, W. **Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth**. Philadelphia, PA: New Society Publishers, 1996. 160 p.

WALKER, R.; DE FRIES, R.; VERA-DIAZ, C.; SHIMABUKURO, Y.; VENTURIERI, A. A expansão da agricultura intensiva e pecuária na Amazônia Brasileira. In: KELLER, M.; GASH, J.C.H.; DIAS, P.S. (Ed). **Amazônia e mudança global**. Washington, DC: American Geophysical Union. 2009.

WINKLERPRINS, A. M. G. Jute cultivation in the Lower Amazon, 1940–1990: an ethnographic account from Santarém, Pará, Brazil. **Journal of Historical Geography**, v. 32, p. 818-838. 2006.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of Amazonian floodplain forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P.(Ed.) **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Berlin: Springer Verlag, 2010. cap. 4, p.61–102.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; MONTERO, J. C.; MOTZER, T.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; QUEIROZ, H. L.; WORBES, M. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334–1347, 2006.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 2-3, p. 199-212, 2004.

XIMENES, A. C.; AMARAL, S. Predição de parâmetros estruturais de florestas tropicais a partir de técnicas de Transformada de Fourier e delimitação manual de copas aplicadas em imagens de alta resolução espacial. **Caminhos de Geografia (UFU)**, v. 11, p. 202-207, 2010.

ZAMBON, K. L.; Carneiro, A. A. F. M.; Silva, A. N. R.; Negri, J. C. Análise de decisão multicritério na localização de usinas termoeletricas utilizando SIG. **Pesquisa Operacional**, v.25, n.2, p.183-199. 2005.