Rio Xungu (PA) • 2016 ↑ 2005 ↓

Rio Xingu (PA) • 2005 ↑ 1988 ↓

Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais

AMAzônia em TempO

impactos do uso da terra em diferentes escalas

Steel Silva Vasconcelos
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo
Aline Maria Meiguins de Lima
Organizadores

Belém
2017

AMAzônia em TempO

impactos do uso da
terra em diferentes escalas

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

COORDENADORA
Aline Maria Meiguins de Lima

VICE-COORDENADORA
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo

MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

DIRETOR
Nilson Gabas
DIRETORA SUBSTITUTA
Roseny Mendonça

REITOR
Emmanuel Zagury Tourinho
VICE-REITOR
Gilmar Pereira da Silva

Embrapa
Amazônia Oriental

CHEFE-GERAL
Adriano Venturieri
CHEFE-ADJUNTO DE PESQUISA
& DESENVOLVIMENTO
Walkymário de Paulo Lemos

SÉRIE AMAZÔNIA EM TEMPO

CONSELHO EDITORIAL

Diógenes Salas Alves	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Edna Maria Ramos de Castro	Universidade Federal do Pará
Lourdes de Fátima Gonçalves Furtado	Museu Paraense Emílio Goeldi
Maria Assunção Faus da Silva Dias	Universidade de São Paulo
Maria Elvira Rocha de Sá	Universidade Federal do Pará
Milton Kanashiro	Embrapa Amazônia Oriental
Wagner Costa Ribeiro	Universidade de São Paulo

AMAzônia em TempO

impactos do uso da terra em diferentes escalas

Steel Silva Vasconcelos
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo
Aline Maria Meiguins de Lima
Organizadores

Embrapa Amazônia Oriental
Museu Paraense Emílio Goeldi
Universidade Federal do Pará

Belém
2017

Projeto Editorial
Ima Celia Guimarães Vieira
Iraneide Silva

Produção Editorial
Osimar Rodrigues Araújo
Aline Maria Meiguins de Lima

Projeto Gráfico e Editoração Eletrônica
Andréa Pinheiro
Osimar Rodrigues Araújo

Foto da Capa
Imagens Google Earth: Paragominas,
Altamira e Santarém/Pará;
Rio Amazonas (AM); Boa Vista (RO);
e Porto Velho (RO)

Revisão
Steel Silva Vasconcelos
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo
Aline Maria Meiguins de Lima

Amazônia em tempo: impactos do uso da terra em diferentes escalas/ Steel Silva Vasconcelos, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo, Aline Maria Meiguins de Lima, organizadores. Belém : Universidade Federal do Pará: Museu Paraense Emílio Goeldi: Embrapa Amazônia Oriental, 2017.

504 p.: il.

ISBN 978-85-63728-54-8

1. Amazônia (Brasil) – Sustentabilidade Ambiental. 2. Amazônia (Brasil) - Conservação. 3. Amazônia (Brasil) – Mudanças globais. 4. Amazônia (Brasil) - Desmatamento. I. Vasconcelos, Steel Silva. II. Ruivo, Maria de Lourdes Pinheiro. III. Lima, Aline Maria Meiguins de.

CDD 338.9811

Copyright © Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 2017
http://www.ppgca.propesp.ufpa.br

Apresentação

A Série Amazônia em Tempo, uma iniciativa do PPGCA – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, teve seu primeiro volume lançado em 2015 com a temática "Estudos Climáticos e Socioambientais". Este primeiro volume obteve, segundo o Comitê de Área de Ciências Ambientais da CAPES, a classificação L3, que corresponde a segunda maior categoria no QUALIS Livros (a maior é L4). Tal êxito, motivou a continuação da série, desta vez com a temática "Impactos do Uso da Terra em Diferentes Escalas".

Neste novo volume o principal objetivo é trazer uma abordagem ampla dentro das ciências ambientais sobre os efeitos das diferentes formas de uso da terra nos sistemas ambientais, nos mais diversos aspectos da relação sociedade-natureza. São 20 trabalhos, apresentados na forma de capítulos, envolvendo mais de 50 autores (autor principal e colaboradores). Destes, 11 são docentes do PPGCA e 15 são egressos/discentes do programa. Os demais constituem autores de outras instituições parceiras, que contribuem com sua experiência para a publicação.

A abordagem dos trabalhos é interdisciplinar, sendo uma maneira de divulgar para sociedade a produção científica produzida pelas instituições componentes do PPGCA: Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi e Embrapa Amazônia Oriental; que fazem parte do grupo de instituições responsáveis pela maior parte da produção científica gerada para a região Amazônica. E essa produção científica de destaque certamente foi uma das razões principais da elevação da nota do programa para 5 na última avaliação quadrienal da Capes, cujo resultado foi divulgado em setembro deste ano.

Desenvolver ciência na Amazônia tem sido um processo caracterizado pelos mais diversos desafios: recursos financeiros, logística, capacitação, além da grande dificuldade de atração e fixação de recursos humanos qualificados para a nossa região.

Porém, estamos certos de que realizar trabalhos desafiadores e de qualidade tem sido uma força motriz, para que a academia consiga fornecer suporte para a sociedade entender as mudanças que estão ocorrendo e como seus impactos podem influenciar nos cenários futuros.

Rômulo Simões Angélica
Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação
da UFPA, Pesquisador 1B do CNPq.

Sumário

IMPACTOS DO USO DA TERRA EM DIFERENTES ESCALAS..... 13

CAPÍTULO 1
As Ciências Ambientais e os impactos do uso da terra em diferentes escalas
Steel Silva Vasconcelos, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo & Aline Maria Meiguins de Lima.....15

CAPÍTULO 2
Antropoceno – o desafio de um novo campo científico interdisciplinar
Peter Mann de Toledo & Ima Célia Guimarães Vieira 35

MAPEAMENTO, MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DAS FORMAS DO USO DA TERRA..... 55

CAPÍTULO 3
Vulnerabilidade e integridade de padrões de uso e cobertura da terra na área de endemismo do Tapajós entre 2004 a 2012
Afonso Henrique Moraes Oliveira, Marcos Adami, Alessandra Rodrigues Gomes, Silvana Amaral, Lucieta Guerreiro Martorano, Igor da Silva Narvaes, Márcia Nazaré Rodrigues Barros & Maria de Nazaré Martins Maciel 57

CAPÍTULO 4
Mudanças de usos da terra e fragmentação da paisagem em áreas associadas à expansão da palma de óleo no município de Bonito, Pará
Jéssica Adrian Lima Farias, Arlete Silva de Almeida, João Silva Barbosa Júnior & Ima Célia Guimarães Vieira 75

CAPÍTULO 5
Dinâmica espaço - temporal do uso da terra na vila de Cuiarana, Salinópolis, Pará
Joyse Tatiane Souza dos Santos, Adriano Marlisom Leão de Sousa, Maria Isabel Vitorino & Hildo Giuseppe Garcia Caldas Nunes.....93

CAPÍTULO 6
Zonas ripárias e modelo de ocupação em bacias hidrográficas costeiras - rio Caripi, Pará
Priscilla Flores Leão Ferreira Tamasauskas, Aline Maria Meiguins de Lima, Mário Augusto Gonçalves Jardim & Edson José Paulino da Rocha 109

CAPÍTULO 7
Efeitos de intervenções técnico-produtivas para a sustentabilidade do uso da terra em agroecossistemas familiares no território do Baixo Tocantins, Pará
Lourdes Henchen Ritter Simões, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo & Arlete Silva de Almeida 133

ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS E AS FORMAS DE USO DA TERRA 165

CAPÍTULO 8
O Uso e Ocupação do Litoral Amazônico: os efeitos socioeconômicos e ambientais
Adrielson Furtado Almeida & Mário Augusto Gonçalves Jardim 167

CAPÍTULO 9
Impacto do uso da terra sobre a soberania alimentar dos quilombolas no Vale do Guaporé, na fronteira dos biomas Amazônico e Cerrado
Iris Gomes Viana, Marcos Silveira & Carolina Joana da Silva 185

CAPÍTULO 10
Relação entre as condições de infraestrutura urbana e as ocorrências de criminalidade em duas áreas de Belém, Pará (2012-2014
Helena Lucia Damasceno Ferreira & Roberto Araújo Oliveira dos Santos Júnior 215

CAPÍTULO 11
A exploração sustentável do uso da terra frente ao potencial biotecnológico da Amazônia e a evolução do marco legal da biodiversidade
Caroline Bastos do Amarante, Cristine Bastos do Amarante & Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo 237

CAPÍTULO 12
Malária na Amazônia Legal: uma análise ambiental e espacial
Andressa Tavares Parente, Everaldo Barreiros de Souza, Joaquim Carlos Barbosa Queiroz, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo & Rosana Maria Feio Libonati 263

CAPÍTULO 13
Estudos analíticos de carbono pirogênico em solos de Terra Preta Arqueológica
Milena Carvalho de Moraes, Vanda Porpino Lemos, Dirse Clara Kern & José Francisco Bêrredo da Silva 287

CAPÍTULO 14
Dinâmica do carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob diferentes coberturas vegetais na Amazônia Central
Vania Neu, Alex Vladimir Krusche & João B. S. Ferraz 313

A DINÂMICA DAS FORMAS DE USO DA TERRA, O CLIMA E OS RECURSOS HÍDRICOS 335

CAPÍTULO 15
Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental
Daniel Fernandes Rodrigues Barroso, Ricardo de Oliveira Figueiredo, Camila da Silva Pires & Fabíola Fernandes Costa 337

CAPÍTULO 16
Variabilidade do Regime Hidrológico da Calha do Rio Amazonas
Eliane de Castro Coutinho, Edson José Paulino da Rocha, Aline Maria Meiguins Lima, Lucy Anne Cardoso Lobão Gutierrez, Hebe Morganne Campos Ribeiro, Ana Júlia Soares Barbosa, Gleicy Karen Abdon Alves Paes & Carlos José Capela Bispo 369

CAPÍTULO 17
Padrões climáticos de precipitação e a produção de soja na Amazônia
Maurício N. Moura & Isabel Vitorino.....389

CAPÍTULO 18
Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água Preta, mananciais de Belém, Pará
Silvana do Socorro Veloso Sodré, Edson José Paulino da Rocha & Maria de Lourdes Souza Santos 411

CAPÍTULO 19
Seleção de pontos de amostragem para monitoramento de qualidade de água em escala de microbacia na Amazônia
Cristiane Formigosa Gadelha da Costa, Ricardo de Oliveira Figueiredo, Izabela Penha de Oliveira Santos, Pedro Gerhard, Camila da Silva Pires, Daniel Fernandes Rodrigues Barroso, Fabíola Fernandes Costa & Gabriel Lourenço Brejão.....467

Informação: Conselho Editorial, Organizadores e Autores 491
Índice Remissivo 501

Santarém(PA) • 1988
Impactos do uso da terra em diferentes escalas
Santarém(PA) • 2016

As Ciências Ambientais e os impactos do uso da terra em diferentes escalas

Steel Silva Vasconcelos, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo &
Aline Maria Meiguins de Lima

RESUMO

A diversidade das formas de cobertura da terra e seus usos decorrentes, da expansão do setor produtivo e da ocupação humana, resultam em mudanças (de curto, médio e longo prazo) que podem ser avaliadas em diversos contextos biofísicos e socioeconômicos. Estas podem ser consideradas como responsáveis pelas tendências, positivas ou negativas, observadas na qualidade dos ambientes antropizados e no grau de conservação/preservação dos ambientais naturais. A discussão em torno dos impactos do uso da terra em diferentes escalas visa uma abordagem interdisciplinar que avalie as forças motrizes, fatores de estado, pressão e impactos decorrentes. Os resultados obtidos no estudo desta temática podem ser utilizados na identificação de prioridades e fatores-chave necessários para sustentabilidade ambiental e socioeconômica na Amazônia.

Palavras-chaves: Amazônia, sustentabilidade ambiental, ambientais naturais.

Introdução

A discussão em torno dos processos de uso da terra e suas consequências sociais, econômicas e ecológicas é característica da abordagem interdisciplinar das Ciências Ambientais. Na região Amazônica este tema é relevante dada às transformações ocorridas, em função da expansão do setor produtivo e da ampliação do seu potencial energético (LAWRENCE; VANDECAR, 2014; FEARNSIDE, 2016; NOBRE et al, 2016). Onde são discutidos vários cenários de risco à manutenção do potencial hídrico da bacia Amazônica e de sua biodiversidade, quanto ecossistema Amazônico (DAVIDSON et al, 2012).

De outra forma, a região demanda por incentivos ao desenvolvimento socioeconômico, uma vez que apresenta elevado potencial para expansão agrícola, que tem substituído em alguns municípios as práticas extrativistas madeireiras do passado (LUDEWIGS et al, 2009; VANWEY et al, 2011). A mineração, o avanço industrial com sua verticalização, a utilização de áreas para a manutenção de extensos rebanhos e outras atividades, são realidades que sustentam economicamente os estados componentes e sua população (VILLAS BÔAS, 2003; MONTEIRO, 2005). O contraste entre as realidades que apontam à necessidade de ações voltadas a conservação/preservação e o que os municípios demandam para a melhoria dos índices de pobreza, remete ao maior desafio das políticas públicas voltadas à gestão e ordenamento territorial.

Para Mena (2008) as avaliações de uso e ocupação da terra devem ser utilizadas para a análise de trajetórias dominantes entre unidades geográficas; assim como, para a definição das transições (modelos núcleo-periferia) que demonstrem a conexão entre uso da terra e as demais relações socioeconômicas existentes.

A conversão de grandes áreas de floresta, em outras formas de cobertura da terra, pode ser analisada na perspectiva de uma série de mudanças políticas, econômicas e de mercado, segundo Schaldach et al (2017), tendo também como consequência alterações nas emissões de CO_2 dos solos e da vegetação, particularmente na fase de desmatamento, de N_2O resultantes da aplicação de fertilizantes e emissões de CH_4 de gado; logo, na perspectiva do setor agrícola a crescente demanda por ***commodities*** dos mercados mundiais pode representar uma parcela significativa do desmatamento e de emissões de gases responsáveis pelo efeito estufa na Amazônia, se as políticas governamentais atuais e os acordos multinacionais não forem totalmente implementados e outros mecanismos criados.

Além destes aspectos, os questionamentos sobre como as decisões políticas tomadas para a região Amazônica, seja como bacia hidrográfica ou como bioma, podem impactar no cenário climático global, abrem

outra perspectiva de discussão. Até onde é possível avaliar o que é mudança climática e o que é variabilidade climática? e de que forma a ocorrência de eventos extremos pode estar contribuindo para isto?. Khanna et al (2017) afirmam que mais de 20% da floresta Amazônica foi alterada nas últimas três décadas, provocando importantes mudanças hidroclimáticas, onde o desmatamento desde a década de 80 gerou reflexos na circulação atmosférica e na frequência das precipitações. Sorribas et al (2016) ampliam essa visão, indicando que as mudanças climáticas e seus efeitos sobre o regime hidrológico da bacia Amazônica podem afetar os processos biogeoquímicos, o transporte, a vulnerabilidade às inundações, a pesca e a geração hidrelétrica.

Para Rocha et al (2015) a bacia Amazônica comporta-se como um sumidouro de umidade da atmosfera (precipitação maior que evapotranspiração), representando uma importante fonte de umidade para o Centro, Sudeste e Sul do Brasil, assim como para o norte da Argentina; logo, os impactos no ciclo hidrológico regional são potencializados quando as alterações nos usos da terra em escala regional são acompanhadas por mudanças no clima em escala global.

Freitas e Freitas (2015) discutem que a Amazônia retrata o dilema da ***region-nation-world*** por atuar em três dimensões: representaria a maior biblioteca natural e viva do planeta; uma região economicamente estratégica para o Brasil e o mundo; e relevante pelo seu funcionamento físico como mecanismo de estabilidade climática. Disto advém a necessidade de discutir de forma interdisciplinar as mudanças de uso e cobertura da terra na Amazônia considerando os aspectos biofísicos e socioeconômicos envolvidos tanto na dimensão territorial (GOTTMANN, 2012) quanto de bacia hidrográfica (AFONSO, 2015) ou quanto bioma Amazônico (AB'SABER, 2002). As diferentes configurações espaciais destas unidades remetem a análises específicas que contemplam atores sociais e componentes ambientais próprios, quem traduzem a riqueza da diversidade dos sistemas Amazônicos.

Mapeamento, monitoramento e avaliação das formas do uso da terra

O arranjo espaço-temporal de ocupação pode ser avaliado segundo uma iniciativa multi-escalar e multi-dimensional, observada segundo (BATISTELLA; MORAN, 2005): Dimensão espacial - localização e infra-estrutura regional; Dimensão temporal - caracterização de fases de ocupação; Dimensão socioeconômica e demográfica - caracterização de elementos socioeconômicos e culturais; e Dimensão socioeconômica e demográfica regional - indicadores econômicos de produção e dinâmica populacional. Onde a integração destas dimensões através da análise dos componentes temáticos, integrados em uma base de dados georreferenciados permite a compreensão da evolução destes espaços.

A temática *"mapeamento, monitoramento e avaliação das formas do uso da terra"* tem várias abordagens, mas basicamente tende a auxiliar a identificação de cenários voltados ao planejamento e ordenamento territorial, além da componente de monitoramento para o acompanhamento dos cenários existentes e previsão dos futuros. Nesta proposta, o processo e a dinâmica das forças motrizes que condicionam as intervenções que os sistemas Amazônicos estão sofrendo são avaliados considerando: a vulnerabilidade e integridade dos padrões de uso e cobertura da terra, as mudanças de usos e a fragmentação da paisagem em áreas associadas à expansão de atividades extrativistas, a dinâmica espaço - temporal do uso da terra em bacias hidrográficas costeiras, além dos efeitos de intervenções em agroecossistemas (Figura 1).

Figura 1. Estrutura temática.

A importância da temática pode ser observada a partir dos dados do PRODES (2017), que indicam claramente que a região Amazônica teve flutuações negativas (redução das taxas anuais de desmatamento) de 2004 a 2017 nos seus estados componentes (Figura 2). Porém, os mesmos dados apontam que a tendência de decréscimo anual, sofreu uma alteração a partir de 2012 (Figura 3).

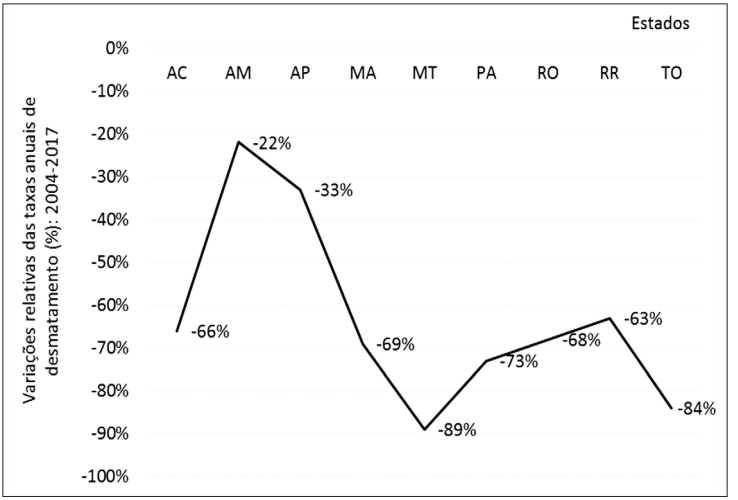


Figura 2. Taxas anuais estimadas a partir dos incrementos de desmatamento do projeto PRODES por estado da Amazônia Legal.

Fonte: PRODES (2017)

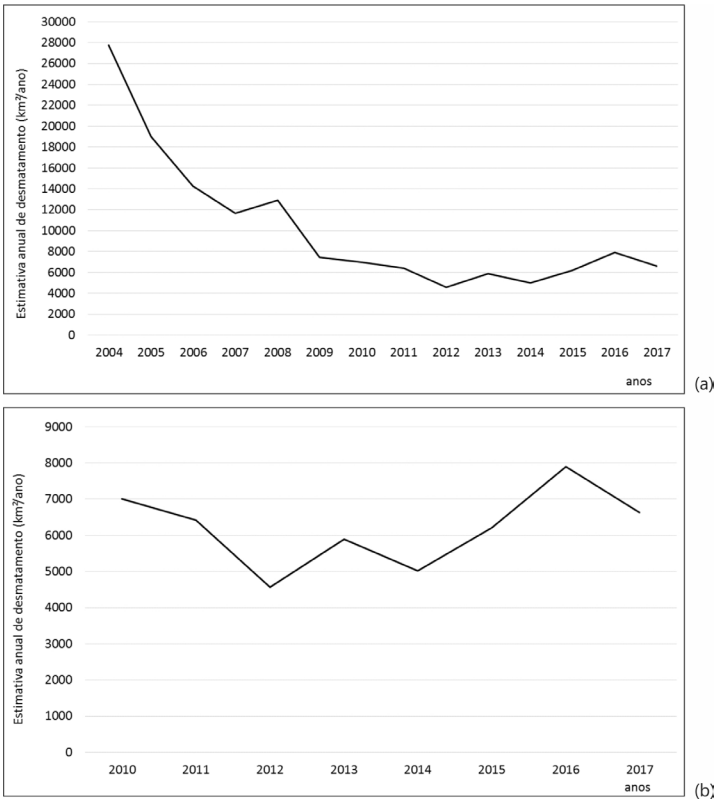


Figura 3. Estimativa anual de desmatamento do projeto PRODES para a Amazônia Legal. (a) 2004-2017; (b) 2010-2017.

Fonte: PRODES (2017)

Coe et al (2013), Defries et al (2013), Panday et al (2015) dentre outros autores indicam vários fatores que podem explicar estas flutuações: o pasto continua a ser o uso predominante da terra após o desmatamento, embora as culturas de commodities, como soja e milho, estejam se expandindo rapidamente; os estados da fronteira do desmatamento da Amazônia (Mato Grosso, Pará e Rondônia) representaram 85% de todo o desmatamento da Amazônia de 1996 a 2005; e de 2006 a 2010, o desmatamento anual diminuiu drasticamente, particularmente em Mato Grosso, indo para 30% de sua média histórica (1996-2005).

O monitoramento continuado permite avaliar as razões que influenciam tais variações, como já observado por Pivello (2011), que atestou para os estados de Mato Grosso e Pará o maior número de eventos de incêndio na Floresta Amazônica; estas áreas estariam localizadas principalmente na fronteira com o cerrado, onde o clima é mais sazonal e a atividade humana é mais intensa (arco do desmatamento).

A ocorrência e propagação do fogo é ampliada por ocasião dos eventos extremos, aumentando o impacto do desmatamento e a mortalidade das árvores muito além dos limites das bordas do desmatamento; desta forma, as cicatrizes de incêndio florestal na Amazônia aumentam durante os anos de seca extrema, particularmente nas bordas entre as áreas florestais e as desmatadas, onde a associação entre um ambiente de floresta seca (solo) e as fontes de ignição das atividades antrópicas (principalmente as práticas agrícolas de corte e queima) promovem a propagação de incêndios em direção às áreas de floresta intactas (NOBRE et al, 2016).

Disto advém a segunda parte da publicação: Aspectos socioeconômicos e as formas de uso da terra. Para Oliveira et al (2013) existem dois grandes serviços oferecidos pelos ecossistemas amazônicos: a regulação climática e o armazenamento de carbono; estes ainda destacam que a expansão das pastagens influenciaria na redução da precipitação, podendo chegar a um ponto em que a pecuária se tornaria inviável nas regiões onde ocupa, como tende a ocorrer na porção oriental do estado do Pará e no norte do Maranhão, que segundo estes autores, com todos os efeitos combinados, teriam a produtividade regional das pastagens reduzida em até 33% no prazo máximo de 2050.

Aspectos socioeconômicos e as formas de uso da terra

A integração entre a dimensão socioeconômica e os modelos de uso da terra deve delinear o processo de tomada de decisão, colocando neste conjunto a mobilidade populacional, as relações sociais e o patrimônio fundiário como elementos importantes de investigação; destacando a importância de se considerar como ocorrem as relações espaciais, seja pelo padrão de distribuição dos elementos de análise, seja pelas mudanças que decorrem da dependência espacial dos fenômenos (URIARTE et al, 2010; CÔRTES; D'ANTONA, 2014).

Na abordagem referente aos *"aspectos socioeconômicos e as formas de uso da terra"* busca-se entender o reflexo do uso e ocupação da terra em diversos contextos: do litoral amazônico, em áreas quilombolas, no espaço urbano, no uso do potencial biotecnológico da Amazônia, na evolução de problemas sociais como a malária na Amazônia Legal e sobre os recursos hídricos frente a expansão de áreas de produção agrícola (Figura 1).

As pressões sobre a Floresta Amazônica Brasileira, associadas as atividades agrícolas, podem ser historicamente avaliadas desde o Programa de Colonização do Governo Federal, na década de 1970, com a relação entre a abertura de estradas e o processo de colonização. A influência das estradas associada à intensificação das mudanças na forma de uso da terra nas áreas próximas, caracterizam os centros rodoviários e urbanos típicos da região Amazônica; onde a rodovia Transamazônica (datada do início da década de 1970) tornou-se um claro exemplo, com os centros de população já estabelecidos, tendendo a ser um fator relevante no aumento das taxas de desmatamento (SOARES-FILHO et al, 2004; ROZON et al, 2014).

Os dados do INPE mostram um alto nível anual de desmatamento em 2004 (27.772 km²), caindo para o terceiro maior valor anual em 2015 (5.831 km²); desde 1988, 413.506 km² foram desmatados, tais números podem ser relacionados as ocupações de terra; à medida que os processos de reforma agrária de ação direta se desenrolam, os proprietários de terras provavelmente respondem com desmatamento preventivo para reivindicar mais fortemente a terra e/ou para garantir uma maior compensação paga pelo governo quando eventualmente é expropriado para reforma agrária (DINIZ et al, 2015; BROWN; BROWN et al, 2016; AGUIAR et al, 2017; CELENTANO et al, 2017).

Para D'Antona et al (2015) a dinâmica populacional e as mudanças de uso e cobertura da terra devem ser relacionadas a uma perspectiva analítica mais ampla e integrativa, buscando superar a classificação dicotômica de rural e de urbano, especialmente na Região Norte, onde é identificada a forma de ocupação de "fronteira agrícola", nos anos 1960 e 1970; e quatro décadas depois, a característica de "floresta urbanizada" constituindo-se de uma rede urbana que conecta áreas consideradas rurais, pequenas, médias e grandes cidades.

Desta forma, a região Amazônica passa a integrar um número significativo de processos vinculados as demandas socioeconômicas dos municípios componentes, que veem principalmente na agricultura e na pecuária uma fonte de sustentabilidade econômica, onde destaca-se: que a atual distribuição do rebanho amazônico mostra a consolidação e o avanço da fronteira pecuária, onde o arco do gado tornou-se contínuo, incluindo os municípios que vão desde o Estado do Pará até o Estado do Acre, ao longo de milhares de quilômetros a sudoeste (WALKER et al, 2009); a expansão da produção de soja vinculada ao desmatamento (Figura 4), com implantação da pecuária e transformação posterior da área em agricultura mecanizada (VERA-DIAZ et al, 2007; DOMINGUES; BERMANN, 2012); e a extração madeireira vinculada abertura de rodovias e a expansão da fronteira agrícola, tornando-se uma atividade econômica importante de vários municípios da região Amazônica, com uma pauta das exportações expressiva, vindo logo depois dos minérios (HOMMA, 2011). A indústria (incluindo a mineração) quando aparece vinculada a estas atividades agrega um potencial expressivo de mudança nas formas de uso e cobertura da terra (MONTEIRO, 2005).

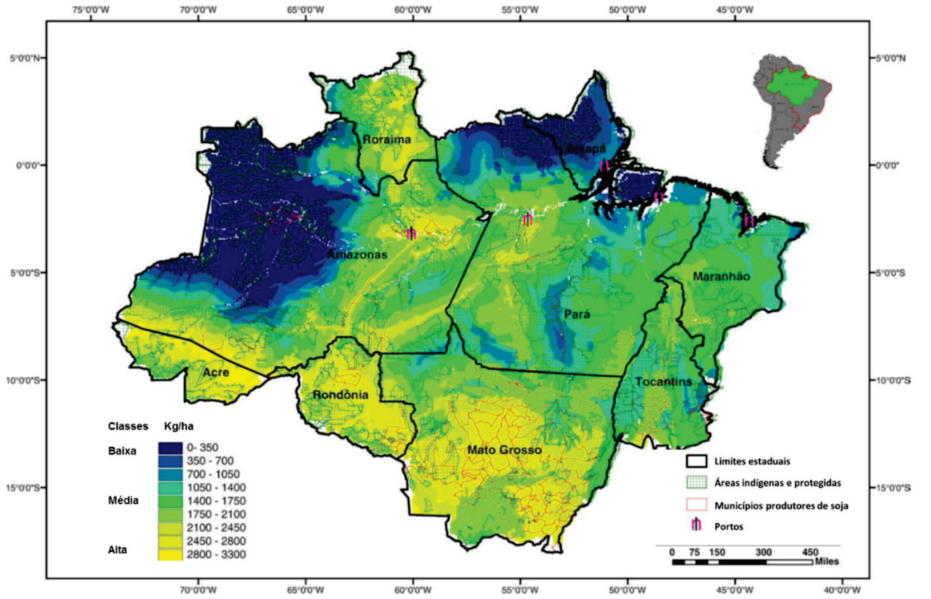


Figura 4. Áreas potenciais para produção de soja na Amazônia.

Fonte: Adaptado de Vera-Diaz et al (2007).

Vergopolan e Fisher (2016) apresentam para a região Amazônica o cenário ilustrado na Figura 5. O resultado deste é compatível com o discutido por Soares-Filho et al (2004) e D'Almeida et al (2007), onde nas áreas de maior concentração do desmatamento, a mudança na taxa de evapotranspiração corresponde a alteração da taxa de precipitação; porém na área correspondente a Amazônia central e norte (Figura 5), mais densamente recoberta por florestas e nas áreas úmidas, a correlação foi inversa.

O impacto antropogênico sobre o ciclo da água abrange seu efeito sobre os reservatórios continentais de forma quantitativa e qualitativa, onde a utilização da água para o consumo (irrigação, abastecimento humano, industrial, dessedentação de animais) pode implicar em uma nova configuração sistemas hídricos (superficiais e subterrâneos); intervenções mais significativas (com reflexo regional, na bacia hidrográfica) decorrentes das formas de uso da terra, podem ocasionar alterações no escoamento da água de longo prazo, bem como no tempo e magnitude dos fluxos (como resposta aos eventos extremos climáticos); logo, as demandas socioeconômicas de água exigem a integração entre os modelos ligados à hidrologia terrestre e os atmosféricos, estes vinculados a cenários alternativos de uso da água e da terra (VÖRÖSMARTY; SAHAGIAN, 2000; ALVES et al, 2017; LIMA et al, 2017).

Disto, advém a importância da terceira temática abordada "***A dinâmica das formas de uso da terra, o clima e os recursos hídricos***", que traz elementos da discussão sobre a relação entre o uso da terra e suas consequências sobre as variáveis meteorológicas e hidrológicas (quantitativas e qualitativas), tendo como referência a bacia hidrográfica como unidade territorial.

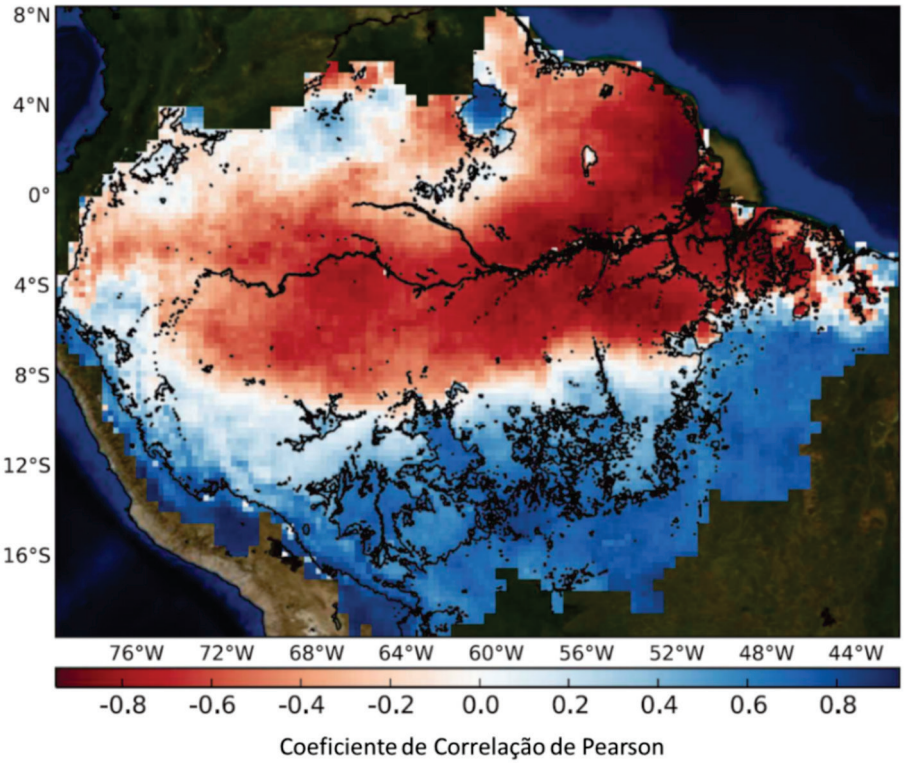


Figura 5. Correlação sazonal de Pearson entre evapotranspiração (ET) e precipitação (P), com 25 km de resolução, o desmatamento é representado pelos contornos em preto.

Fonte: Adaptado de Vergopolan e Fisher (2016).

A dinâmica das formas de uso da terra, o clima e os recursos hídricos

Levine et al (2016) afirmam que as florestas amazônicas, que armazenam cerca de 50% do carbono da floresta tropical e desempenham um papel essencial no armazenamento de água, no balanço de energia e no ciclo do carbono, vão experimentar estações secas mais longas e intensas no final do século XXI. D'Almeida et al (2007) e Zemp et al (2017) destacam que a perda de floresta a pode ocorrer devido ao forte acoplamento da vegetação e do clima regional; onde por um lado, o estado da vegetação depende do regime de chuva, já que com a

diminuição da precipitação, a resiliência da floresta (definida como a capacidade da floresta para se recuperar de perturbações) diminui e a floresta pode mudar para um estado alternativo de cobertura baixa como resultado de perturbações como fogo e extremos eventos de seca, por outro lado, a perda florestal amplifica a seca, reduzindo as taxas de evapotranspiração na estação seca e enfraquecendo a reciclagem da umidade atmosférica, que é estimada em 25 a 50% da precipitação amazônica total.

Para Green et al (2017) os feedbacks da biosfera-atmosfera são globalmente generalizados e regionalmente fortes: eles explicam até 30% da precipitação e variação da radiação de superfície em regiões onde os feedbacks ocorrem. Neste contexto, ***"a dinâmica das formas de uso da terra, o clima e os recursos hídricos"*** apresenta como elementos interdisciplinares o reflexo de como as alterações de cobertura e uso da terra interagem junto aos fatores climáticos e hidrológicos. Como exemplo, tem-se os estudos: de variabilidade do regime hidrológico da calha do rio Amazonas, dos padrões climáticos de precipitação e a produção de soja na Amazônia, das alterações na hidroquímica de corpos d´água, na seleção de pontos de monitoramento de qualidade de água e os impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias (Figura 1).

O desmatamento causa mudanças importantes no equilíbrio de energia e água da Amazônia, as pastagens e as terras cultivadas (por exemplo, grãos de soja e milho) têm um albedo mais elevado, ocorrendo a redução da demanda de água, evapotranspiração e interceptação do dossel, em comparação com as florestas originais; havendo pelo menos quatro fatores de vulnerabilidade agravantes para a região sul-sudeste (Figura 6), coincidente com o arco do desmatamento (COE et al, 2013): (i) a área total desmatada e as taxas atuais de desmatamento são mais altas do que em qualquer outra região da bacia Amazônica; (ii) abrange uma zona de transição entre os ambientes da floresta tropical e da savana, tornando as florestas remanescentes suscetíveis a mudanças relativamente pequenas no clima; (iii) possibilidade de redução da evapotranspiração e retardo do início da estação chuvosa; (iv) e os incêndios e a seca podem ser mais frequentes e intensos.

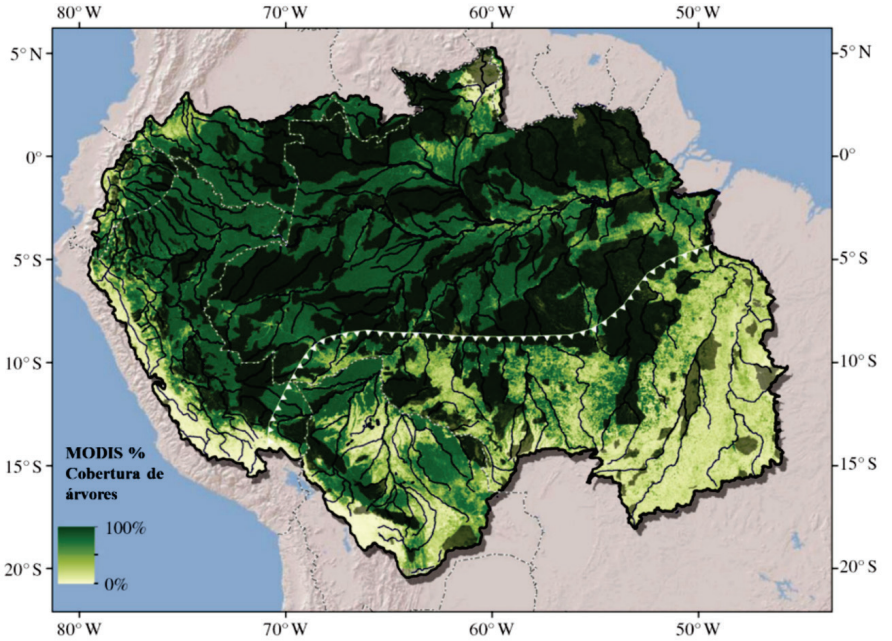


Figura 6. Uso e cobertura da terra na bacia Amazônica, em destaque (traço triangular) o limite do arco do desmatamento.

Fonte: Adaptado de Coe et al (2013).

As mudanças da cobertura da terra podem produzir impactos visíveis no balanço energético da superfície terrestre e nos ciclos hidrológico e biogeoquímico, segundo Alves et al (2017); estes destacam que as secas em 2005 e 2010 alteraram dramaticamente a hidrologia do rio Amazonas e também o equilíbrio de carbono, principalmente pelo aumento do número de incêndios florestais, que repassaram fumaça e aerossóis para a atmosfera regional.

Marengo (2006, 2009) discute que em toda a bacia Amazônica ocorre a sazonalidade tanto do escoamento (R) quanto da precipitação (P), onde os picos de R ocorrem de 3 a 4 meses após os picos de P; sendo a razão evapotranspiração/precipitação da estação seca maior do que na estação chuvosa, principalmente na porção sul da Amazônia, indicando que

o papel da evaporação (e evapotranspiração) no ciclo da água é relativamente mais importante na estação seca do que na estação chuvosa.

Há, portanto, evidências que existe uma forte relação entre as formas de cobertura da terra e os componentes hidrológicos e climáticos da bacia Amazônica. Os efeitos dos eventos extremos do clima (ZENG et al, 2008; TOMASELLA; MARENGO, 2010; LEWIS et al, 2011; SENA et al, 2012) devem ser mais discutidos, especialmente por haver necessidade de se entender como a intensificação do ciclo hidrológico afeta a produtividade da floresta e o equilíbrio do carbono da Amazônia (GLOOR et al, 2013).

Considerações finais

No contexto das Ciências Ambientais na Amazônia, faz-se necessário ampliar as discussões que abordam as diferentes consequências das alterações de cobertura da terra em função das formas de uso e ocupação. Observa-se que são vários os contextos que traduzem os impactos decorrentes (positivos ou negativos) nos mais diversos ambientes (rural, urbano, costeiro, ribeirinho). A maior amplitude deste debate somente é possível no ambiente da pesquisa interdisciplinar, uma vez que poucas áreas do conhecimento podem enfrentar a região Amazônia sem considerar os desafios da interdisciplinaridade. Estes tornam-se complexos por cruzarem múltiplos saberes, onde o processo para alcançar uma comunicação efetiva é aplicação de conceitos teóricos e metodológicos oriundos de contribuições de várias disciplinas. A análise das formas de uso e cobertura da terra não envolve apenas a observação de pequenas e grandes unidades espaciais, mas também de diferentes escalas temporais, que necessitam de esforços de monitoramento. Este modelo oferece uma flexibilidade meios de abordagem nos contextos biofísico, social e econômico, pois permite a análise em múltiplas escalas e a avaliação de seus efeitos.

Referências

AB'SABER, A. N. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 1-30, 2002.

AFONSO, P. C. S. Os conflitos do/no hidroterritório Norte-Mineiro. **Sociedade e Território**, v. 27, p. 229-250, 2015.

AGUIAR, D.; MELLO, M.; NOGUEIRA, S.; GONÇALVES, F.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. MODIS Time series to detect anthropogenic interventions and degradation processes in Tropical Pasture. **Remote Sensing**, v. 9, p. 73, 2017.

ALVES, L. M.; MARENGO, J. A.; FU, R.; BOMBARDI, R. J. Sensitivity of Amazon Regional Climate to Deforestation. **American Journal of Climate Change**, v. 6, p. 75-98, 2017.

BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 2, p. 239-247, 2005.

BROWN, D. S.; BROWN, J. C. Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 54, p. 331-338, 2016.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; VARGA, I. V. D.; MARTINEZ, C.; CARNEIRO, M. S.; MIRANDA, M. V. C.; BARROS, M. N. R.; FREITAS, L.; NARVAES, I. S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; MARTINS, M. B. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. **Land Use Policy**, v. 68, p. 692-698, 2017.

COE, M.T.; MARTHEWS, T. R.; COSTA, M. H.; GALBRAITH, D. R.; GREENGLASS, N. L.; IMBUZEIRO, H. M. A.; LEVINE, **N.** M.; MALHI, Y.; MOORCROFT, P. R.; MUZA, M. N.; POWELL, T. L.; SALESKA, S. R.; SOLORZANO, L. A.; WANG, J. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south–southeastern Amazonia. **Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.**, v. 368, n. 1619, 2013.

CORTES, J. C.; D'ANTONA, Á. O. Dinâmicas no uso e cobertura da terra: perspectivas e desafios da Demografia. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 31, n. 1, p. 191-210, 2014.

D'ALMEIDA, C.; VÖRÖSMARTY, C. J.; HURTT, G. C.; MARENGO, J. A.; DINGMAN, S. L.; KEIM, B. D. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. **International Journal of Climatology**, v. 27, p. 633-647, 2007.

D'ANTONA, A. O.; DAGNINO, R. S.; BUENO, M. C. D. Distribuição da população e cobertura da terra: o lugar das Áreas Protegidas no Pará, Brasil em 2010. **Rev. Bras. Est. Pop.**, v. 32, n. 3, p. 563-585, 2015.

DAVIDSON, E. A.; ARAÚJO, A. C.; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, J. M.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B. S.; SOUZA, C. M.; WOFSY, S. C. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, p. 321-328, 2012.

DEFRIES, R.; HEROLD, M.; VERCHOT, L.; MACEDO, M.N.; SHIMABUKURO, Y. Exportoriented deforestation in Mato Grosso: harbinger or exception for other tropical forests?. **Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci**., v. 368, n. 1619, 20120173, 2013.

DINIZ, C. G.; SOUZA, A. A. A.; SANTOS, D. C.; DIAS, M. C.; LUZ, N. C.; MORAES, D. R. V.; MAIA, J. S.; GOMES, A. R.; NARVAES, I. S.; VALERIANO, D. M.; MAURANO, L. E. P.; ADAMI, M. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 1, p. 1-10, 2015.

DOMINGUES, M. S.; BERMANN, C. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 2, p. 1-22, 2012.

FEARNSIDE, P. M. Environmental and social impacts of hydroelectric dams in Brazilian Amazonia: Implications for the aluminum industry. **World Development**, v. 77, p. 48-65, 2016.

FREITAS, M.; FREITAS, M. C. S. New Sustainability Dimensions: An Illustrative Case, Amazonia European. **Journal of Sustainable Development**, v. 4, n. 2, p. 347-358, 2015.

GLOOR, M.; BRIENEN, R. J. W.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T. R.; SCHÖNGART, J.; GUYOT, J.-L.; ESPINOZA, J. C.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical Research Letters**, v. 40, p. 1-5, 2013.

GOTTMANN, J. A evolução do conceito de território. **Boletim Contemporâneo de Geografia**, v. 2, n. 3, p. 523-545, 2012.

GREEN, J. K.; KONINGS, A. G.; ALEMOHAMMAD, S. H.; BERRY, J.; ENTEKHABI, D.; KOLASSA, J.; LEE, J.; GENTINE, P. Regionally strong feedbacks between the atmosphere and terrestrial biosphere. **Nature Geoscience**, v. 10, p. 410-414, 2017.

HOMMA, A. K. O. Madeira na Amazônia: extração, manejo ou reflorestamento?. **Amazônia: Ci. & Desenv.**, v. 7, n. 13, p. 147-161, 2011.

KHANNA, J.; MEDVIGY, D.; FUEGLISTALER, S.; WALKO, R. Regional dry-season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. **Nature Climate Change**, v. 7, p. 200-204, 2017.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture**. Nat. Clim. Change**, v. 5, p. 27-36, 2014.

LEVINE, N. M.; ZHANGA, K.; LONGO, M.; BACCINI, A.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ANDRADE, A. C. S.; BRIENEN, R. J.W.; ERWIN, T. L.; FELDPAUSCH, T. R.; MENDOZA, A. L. M.; VARGAS, P. N.; PRIETO, A.; SILVA-ESPEJO, J. E.; MALHI, Y.; MOORCROF, P. R. Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. **Proc. Natl Acad. Sci.**, v. 113, p. 793-797, 2016.

LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554, 2011.

LIMA, J. S.; CARVALHO, R. C.; GONZALEZ, R. C. Estratégias geopolíticas para os recursos hídricos da Região Amazônica. **Revista Geopolítica Transfronteiriça**, v. 1, n. 2, p. 81-100, 2017.

LUDEWIGS, T. D'ANTONA, A. O.; BRONDÍZIO, E. S.; HETRICK, S. Agrarian structure and land-cover change along the lifespan of three colonization areas in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 37, n. 8, p. 1348-1359, 2009.

MARENGO, J. A. Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 22, p. 3236-3244, 2009.

MARENGO, J. A. On the hydrological cycle of the Amazon Basin: a historical review and current state-of-the-art. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3a, 1-19, 2006.

MONTEIRO, M. A. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 187-207, 2005.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proc. Natl Acad. Sci.**, v. 113, p. 10759-10768, 2016.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **PNAS**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.

OLIVEIRA, L. J. C.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S.; COE, M. T. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. **Environ. Res. Lett.**, v. 8, p. 024021, 2013.

PANDAY, P. K.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; LEFEBVRE, P.; CASTANHO, A. D. A. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 822-829, 2015.

PIVELLO, V. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PRODES. **Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite**. São José dos Campos: INPE, 2017. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes.

ROCHA, V. M.; CORREIA, F. W. S.; FONSECA, P. A. M. Reciclagem de precipitação na Amazônia: um estudo de revisão. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 1, p.59-70, 2015.

ROZON, C.; LUCOTTE, M.; DAVIDSON, R.; PAQUET, S.; OESTREICHER, J. S.; MERTENS, F.; SOUSA PASSOS, C. J.; ROMANA, C. Spatial and temporal evolution of family-farming land use in the Tapajós region of the Brazilian Amazon. **Acta Amazônica**, v. 45, n. 2, p. 213-214, 2015.

SCHALDACH, R.; GGÖPEL, J.; KLINGLER, M. The role of future land-use change in Southern Amazonia to reach the aims of Brazil's national climate plan. **Erdkunde**, v. 71, n. 3, p. 213-220.

SENA, J. A.; DEUS, L. A. B.; FREITAS, M. A. V.; COSTA, L. Extreme Events of Droughts and Floods in Amazonia: 2005 and 2009. **Water Resources Management**, v. 26, p. 1665-1676, 2012.

SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.; VERRA DIAZ, M. D. C.; RIVERO, S.; SOLORZANOS, L.; VOLL, E. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiaca corridor. **Global Change Biology**, v. 10, p. 745-764, 2004.

SORRIBAS, M. V.; PAIVA, R. C. D.; MELACK, J. M.; BRAVO, J. M.; JONES, C.; CARVALHO, L.; BEIGHLEY, E.; FORSBERG, B.; COSTA, M. H. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. **Climatic Change**, v. 135, n. 2, 2016.

TOMASELLA, J.; MARENGO, J. A. A seca de 2010 na Amazônia. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 532, 2011.

URIARTE, M.; SCHNEIDER, L.; RUDEL, T. K. Land transition in the tropics: going beyound the case studies. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 1-2, 2010.

VERA-DIAZ, M. D. C; KAUFMANN, R. K.; NEPSTAD, D. C.; SCHLESINGER, P. An interdisciplinary model of soybean yield in the Amazon Basin: The climatic, edaphic, and economic determinants. **Ecological Economics**, v. 65, n. 2, p. 420-431, 2007.

VERGOPOLAN, N.; FISHER, J. B. The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, v. 37, n. 22, p. 5412-5430, 2016.

VILLAS BÔAS, R. C. Desenvolvimento sustentável, consequentes inovações tecnológicas e o futuro da mineração na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 6, n. 1, p. 83-100, 2003.

VÖRÖSMARTY, C. J.; SAHAGIAN, D. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. **BioScience**, v. 50, n. 9, p. 753-765, 2000.

WALKER, R.; DEFRIES, R.; VERA-DIAZ, M. D. C; SHIMABUKURO, Y.; VENTURIERI, A. The Expansion of Intensive Agriculture and Ranching in Brazilian Amazonia. In: KELLER, M. (Ed.). **Amazonia and Global Change**. Washington D. C.: American Geophysical Union, p. 61-82, 2009.

ZEMP, D. C.; SCHLEUSSNER, C.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STAAL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature Communications**, n. 14681, 2017.

ZENG, N.; YOON, J. H.; MARENGO, J. A.; SUBRAMANIAM, A.; NOBRE, C. A.; MARIOTTI, A.; NEELIN, J. D. Causes and impacts of the 2005 Amazon Drought. **Environmental Research Letters**, v. 3, n. 14, p. 002, 2008.

Antropoceno – o desafio de um novo campo científico interdisciplinar

Peter Mann de Toledo & Ima Célia Guimarães Vieira

"No! We're no longer in the Holocene but in the Anthropocene!"

Paul Cruzten durante a Conferência Internacional do IGBP no México em 2000

RESUMO

O Antropoceno é caracterizado como uma época em que a influência humana começou a alterar radicalmente muitos aspectos do sistema terrestre e dos biomas do planeta. Neste artigo, destacamos a importância de se compreender as escalas de análise dos fenômenos naturais e as tendências ambientais atuais sob a influência da Humanidade, assim como destacamos as bases científicas em torno do estabelecimento do Antropoceno. Introduzimos, de forma sintética, alguns aspectos interdisciplinares importantes para a compreensão dessa nova época geológica, apontando algumas questões prioritárias que devem ser abordadas em programas de pesquisa e de pós-graduação no Brasil.

Palavras-chave: Sistema terrestre, interdisciplinaridade, ciências ambientais

Introdução

O planeta Terra é um sistema dinâmico e com uma superfície em constante transformação nestes 4,5 bilhões de anos. As mudanças evolutivas desde a origem da vida têm sido acompanhadas por extensas modificações nas condições ambientais terrestres e marinhas. Com o surgimento da nossa espécie, há aproximadamente 350 mil anos, a humanidade tem controlado uma parcela significativa dos recursos naturais do planeta.

Desde o período em que havia uma estabilidade climática com temperaturas mais amenas, há cerca de 10 mil anos, a espécie humana vem expandindo a sua influência na superfície da Terra, alterando significativamente as paisagens continentais. O processo de cultivo de plantas e a domesticação de animais para a produção de alimentos impulsionaram a diversidade cultural de sucessivas civilizações até os tempos atuais. Os impactos crescentes e a extensa influência humana no planeta começam a deixar testemunhos e registros em escala espacial que rivalizam com aqueles associados a eventos geológicos. A dimensão dessas impressões deixadas nos sistemas naturais é tamanha que influencia diferentes elementos da biosfera, os segmentos dos sistemas terrestres, a química dos oceanos e a atmosfera, e altera os padrões climáticos globais. Isso justifica o argumento que propõe o Antropoceno como um registro próprio dessa história mais recente de impactos marcantes causados por nossa espécie numa magnitude de escala geológica.

Nos últimos 60 anos, uma variedade de forças com extensão regional causadas por atividades antrópicas - que vão desde distúrbios ambientais à conversão de áreas naturais - está interagindo para determinar o ritmo e a direção dessas mudanças. Esta percepção das variações ambientais tem implicações importantes para a compreensão de como os fenômenos funcionam e interagem, e auxilia na formulação de respostas apropriadas aos problemas ambientais, cada vez mais frequentes.

Compreender melhor a taxa e a direção das mudanças na estrutura dos ecossistemas é vital para interpretar as tendências ambientais atuais e orientar o manejo de nossos recursos naturais. Neste trabalho, introduzimos, de forma sintética, alguns aspectos interdisciplinares importantes para a compreensão dessa nova época geológica que a ciência começa a definir - o Antropoceno.

Questões de escala de tempo e espaço: a geologia, a ecologia e a evolução no contexto da percepção humana

A compreensão sobre as especificidades do uso das escalas de tempo e espaço na análise de diferentes fenômenos é um dos primeiros desafios no processo de pesquisa científica. Apesar do nosso planeta seguir

em constante transformação, as mudanças no decorrer do tempo geológico normalmente não são perceptíveis durante o período de uma ou até várias gerações, porém tomamos ciência delas através do acúmulo de evidências e as analisamos a partir da ótica das diferentes teorias e métodos científicos.

Os processos erosivos eólicos e químicos, a sedimentação nos rios e oceanos, a lixiviação de elementos que percolam os solos e chegam aos aquíferos, a formação de solos, e, ainda, os padrões climáticos globais oriundos do posicionamento dos continentes são exemplos de processos que acontecem em diferentes escalas temporais e espaciais, e seus resultados na superfície somente serão reconhecidos após milhares de anos.

Como elemento desta análise, podemos observar a dinâmica na hidrosfera, um sistema de importância vital na composição dos ecossistemas. A água está dividida em 97% nos oceanos, 2,1% na criosfera, 0,6% nos aquíferos e o restante, 0,1%, distribuído entre água superficial, umidade do solo, vapor na atmosfera e água que compõe a biosfera. A água é também o meio pelo qual os elementos químicos essenciais circulam e são transportados de uma parte a outra do sistema climático para o próximo ciclo biogeoquímico. A erosão química em um período de milhões de anos tem um papel importante nos fluxos globais de elementos-chave como o carbono, o silício e o estrôncio. Em períodos temporais mais curtos, o balanço hidrológico regional e global pode ser observado pelas oscilações dos níveis dos lagos que registram mudanças em precipitação.

Em uma análise integrada de ecologia da paisagem, com a inserção dos diferentes elementos da biodiversidade, percebe-se a constituição de uma associação de espécies que leva considerável tempo para a sua formação. As extinções de espécies, que acontecem de forma gradativa por influência direta ou indireta das ações antrópicas, passam despercebidas por conta de nossa incapacidade de notar o tempo evolutivo, já que muitos desses organismos surgiram antes de nossa própria evolução. Dessa forma, a análise de uma paisagem contém informações relativas a várias escalas e sua interpretação pode ser feita segundo o interesse sobre o fenômeno estudado. Por exemplo, a análise

da ecologia de uma espécie necessita de um tempo de observação que ultrapassa sucessivas gerações de uma população natural, restrita a uma área espacial. Ao se analisar as relações entre as espécies de uma determinada comunidade, o número de espécies abrangidas nos estudos é maior e o espaço ocupado por elas se estende aos locais onde ocorrem suas diferentes populações que interagem ao longo do tempo.

Em uma outra escala de análise, a biogeografia trata de um tempo biológico maior, que contém o espaço de distribuição de toda a espécie, incluindo as sucessivas gerações históricas que determinaram tal expansão territorial. Neste processo, trata-se também do tempo evolutivo. Ao avançarmos mais no tempo passado, iremos estender nossa cobertura geográfica para abranger todos os aspectos históricos de determinados grupos biológicos e correlacionar com padrões geológicos, visando à reconstituição de cenários evolutivos. A própria evolução acontece durante o período de vida de um organismo, através de um processo gradual e de relações aleatórias causais entre a estruturação do genótipo, as condicionantes ambientais estocásticas ou determinísticas, as relações entre espécies, os fenômenos indutores de co-evolução, culminando em sucesso reprodutivo e a manutenção dos sinais genéticos nas gerações subsequentes.

Neste contexto, ressalta-se que o método científico é importante para definir os padrões e processos do presente, prever os eventos futuros, assim como usar estes pressupostos para analisar os eventos do passado. Os sistemas naturais dependem da interação dos fatores como circunstância, eventualidade e restrição.

O registro geológico demonstra que muito do que tem acontecido no planeta é resultado de uma conjunção de circunstâncias aleatórias. Tais circunstâncias têm determinado os fatos subsequentes, que são dependentes das condições iniciais e, por sua vez, mudam de acordo com eventos históricos, como fases climáticas e processos geológicos. O clima pode ser considerado como uma média das condições metereológicas, que incluem temperatura e precipitação

média, pressão atmosférica e ventos que são medidos por décadas, em diferentes regiões. Este desenrolar de sucessivas interrelações entre o sistema físico e o biológico constitui o palco de toda a história de vida no planeta.

A vida na Terra teve origem há mais de três bilhões e meio de anos, com o aparecimento dos primeiros organismos unicelulares. Um bilhão de anos depois, estavam estabelecidos os três principais grupos de formas de vida: os Eubacteria, os Archaea e os Eucariontes (de onde se originaram as plantas, animais e os fungos, respectivamente). Estes organismos primitivos eram capazes de transmitir seus materiais genéticos através de gerações seguintes, criando a complexidade de filogenias que nos tempos atuais constituem a biodiversidade da qual fazemos parte.

A evolução da vida ocorre por meio de processos de variação genética nas espécies,e suas respectivas populações, que são estabelecidas em sucessiva gerações pelo mecanismo de seleção natural. Ao observarmos que a evolução envolve mudanças constantes que operam em um resolução ligadas à estrutura e variação dos cromossomos, igualmente atestamos que elas estão em sintonia e uma outro nível de escala numa complexidade ecológica e adaptativa das populações. Desta forma, as espécies persistem porque conseguem vencer as variações ambientais caracterizadas pelas contínuas pressões seletivas ao nível das populações.

O processo de seleção natural age constantemente sobre a morfologia dos organismos, seus padrões comportamentais, seus aspectos fisiológicos e de histórias de vida, e moldam essas feições em novas adaptações. Conforme aponta Thompson (2013), os ambientes físicos agem sobre os padrões mais gerais dos processos adaptativos e da diversificação das espécies e conduzem os principais padrões de extinção. No outro extremo, os ambientes bióticos induzem à dinâmica de adaptação, aos processos de especiação e da organização da teia da vida. Os efeitos dos sistemas físicos e bióticos são tão complexos e interconectados que a dinâmica da biodiversidade não pode ser entendida sem considerar de forma conjunta esses dois fatores causais. O autor também apresenta uma lista de características ecológicas

de espécies que evoluíram nos últimos 200 anos e que foram documentadas em artigos científicos. Algumas dessas descobertas se relacionam à morfologia, como a mudança do tamanho do bico em aves, as estruturas de partes bucais de insetos, o tamanho corporal em peixes presas, a variação clinal latitudinal de insetos, o tamanho corporal e de asas de insetos, a coloração nas conchas de moluscos, entre outros exemplos relacionados com a fisiologia, comportamento, história de vida e interações entre espécies.

Embora tipicamente mais rápida do que o movimento dos continentes, as mudanças ecológicas ocorrem em um ritmo que pode ser difícil de detectar ao longo do período da vida humana. Contudo, as interações entre clima e ecossistemas ocorrem em diferentes escalas de tempo. Os sistemas ecológicos respondem em diferentes intensidades e maneiras aos eventos atmosféricos, assim como aqueles que mudam de forma mais lenta, como as condições climáticas médias. Schimel (2013) apresenta didaticamente uma sequência temporal de como funciona uma floresta em relação aos padrões físicos. Ele consegue categorizar os fenômenos biológicos em relação aos ciclos do dia até a escala geológica. Por exemplo, no curso de um dia na floresta tropical, a principal componente são as reações químicas da fotossíntese em relação à radiação solar. No ciclo anual, as ações de ciclagem de carbono começam a ser perceptíveis pelo acúmulo de biomassa. Em um período de décadas, a vegetação segue os sinais climáticos de variação de precipitação, umidade e temperatura e as relações de estrutura dos componentes do ecossistema mudam. Em um século, através da mudança da média de precipitação, toda a composição de espécies de uma floresta responde aos padrões climáticos. Nesta fase, pode-se observar uma adaptação a tendências de padrões de umidade. Ao transpormos os ciclos glaciais e inter-glaciais, observa-se a dominância de espécies adaptadas a tolerâncias climáticas de frio ou calor.

A escala geológica abrange eventos evolutivos e grandes ciclos climáticos que podem ser representados por feições adaptativas, como a forma foliar adaptada a padrões climáticos regionais ou globais, entre outros exemplos. Desta forma, o que observamos nas paisagens atuais é a manifestação dessas relações históricas e ecológicas (Figura 1). A comparação entre as diferentes escalas temporais de análise das

paisagens e relações ecológicas com informações provenientes de assembleias fosseis complementa o entendimentos dos padrões e processos responsáveis pela formação e manutenção da biodiversidade local e regional (DIMICHELE et al, 2004).

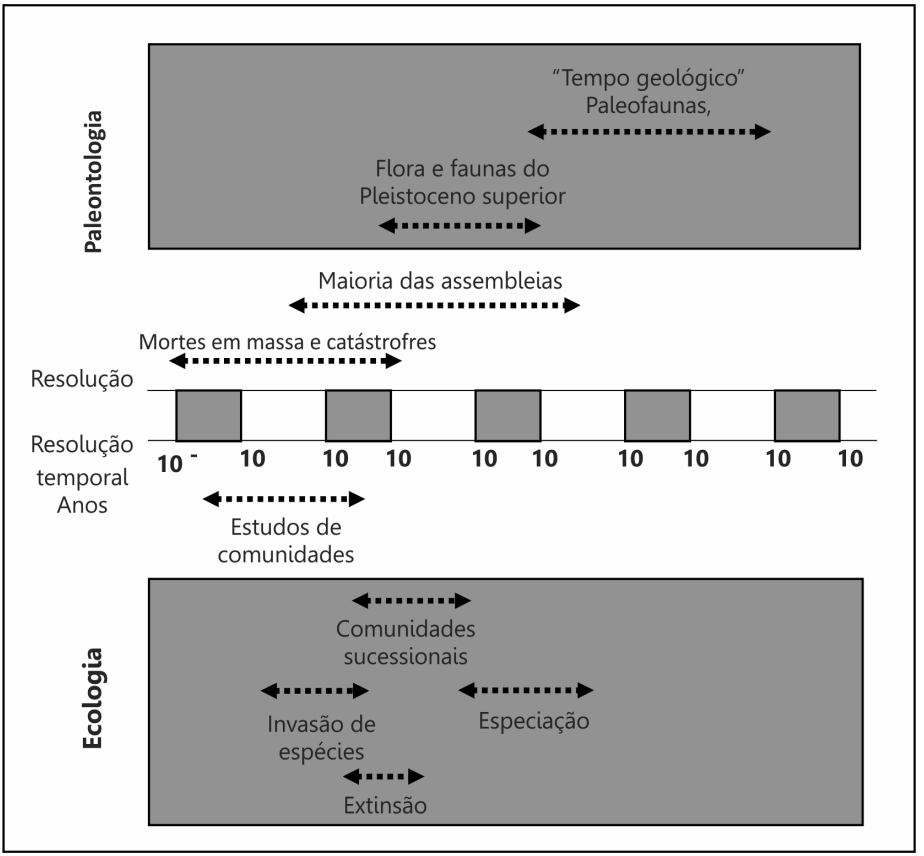


Figura 1. Correlação de escalas temporais de análise entre fenômenos e eventos ecológicos e paleontológicos. Adaptado de DiMechele et al (2004).

Geralmente, os distúrbios físicos de grande impacto tendem a produzir alterações significativas em comunidades bióticas a partir de mudanças nas condições ambientais, as quais essas estavam adaptadas. Eventos extremos e catastróficos contribuem para o rearranjo das paisagens e seus constituintes. Um exemplo clássico: as atividades geológicas

recentes, ocorridas há pelo menos 10 mil anos, foram responsáveis por transformações nos terrenos onde hoje se encontra a Ilha do Marajó, no Pará, que antes estava ligada à região continental. Nessa época, a foz do "paleorio" Tocantins desaguava no atual rio Amazonas e foi capturado por falhas geológicas que formaram o atual rio Pará, que passou a definir o limite sul do Marajó (ROSSETTI, 2010). Tais movimentações dos terrenos foram coincidentes com as migrações dos paleoíndios na Amazônia vindos da América do Norte.

Mudanças ambientais tiveram consequências que permaneceram por longo tempo influenciando na estruturação das sociedades pré-históricas (LATORRE et al, 2016). Muitas regiões no mundo sofreram mudanças climáticas desde o período de ocupação humana, induzindo adaptações a tais variações. As atividades de ocupação e uso do solo dessas sociedades desde o período de colonização do continente sulamericano pelo Homem (GOLDBERG et al, 2016), ainda no início da época do Holoceno, podem ser evidenciadas indiretamente pelo registro de algumas das alterações históricas nas paisagens e pelo padrão de ocorrência de espécies úteis e medicinais ao longo de grandes extensões ocupadas pela floresta tropical úmida na Amazônia brasileira (CLEMENTS et al, 2015). Alterações da estrutura da vegetação podem também estar relacionadas com mudanças dos padrões climáticos, mesmo que tais fenômenos não estejam mais registrados hoje em dia.

Nesse aspecto, é preciso ressaltar o rápido processo de recomposição do ecossistema de floresta que tem predominado na Amazônia há pelo menos seis mil anos. Estudos recentes mostram que em uma região na qual a floresta densa foi desmatada, as florestas secundárias (capoeiras) podem levar 30 anos para recompor a biomassa original e 300 anos para igualar a diversidade de espécies de árvores com a que existia no momento da degradação. Ou seja, uma região alterada há mais de 500 anos não deixaria registro de sua perturbação. Neste caso, somente uma análise científica baseada em evidências indiretas é que permitirá detectar esse processo de mudança. Os vestígios arqueológicos na região do rio Xingu, os geoglifos no Oeste da Amazônia, assim como a distribuição, ainda no Holoceno, de algumas espécies amazônicas como a castanha-do-pará e outras de uso medicinal são exemplos dessas dinâmicas ecológicas, em que a floresta encobriu os impactos iniciais dos paleoíndios.

Antropoceno - a época da humanidade

Estamos em uma fase do planeta na qual se antecipam mudanças ambientais potencialmente irreversíveis. Scheffer (2009) aponta que a humanidade deve se precaver e se antecipar aos problemas, caso um determinado sistema esteja seguindo para limiares de alteração de estado com consequências graves para o bem-estar humano e ambiental. Na mesma linha, Stager (2012) aponta que as alterações humanas nos sistemas naturais atingiram limiares que ultrapassam níveis do passado geológico e refletem mudanças globais significativas, implicando em impactos expressivos no funcionamento de ecossistemas. Estas condicionantes representam o contexto da dinâmica global característico da época do Antropoceno, que agora passa pela análise e escrutínio da geologia, disciplina responsável pelo estudo e interpretação dos eventos históricos.

O ramo da geologia responsável pelo estudo dos eventos históricos da Terra é a estratigrafia, que procura compreender as relações geométricas entre diferentes camadas de rochas (chamadas de estratos) e interpretar a história representada por cada uma dessas. Para melhor se compreender o significado disso, é importante recordar como os geólogos dividem os 4,55 bilhões de anos da história da Terra. A escala do tempo geológico é dividida em unidades temporais formais hierarquizadas. A maior unidade de tempo definida é o supereon, composto de eons. Eons são divididos em eras, as quais, por sua vez, são divididas em períodos, estes em épocas e estas em idades. Tais unidades são estruturadas na tabela estratigráfica internacional sob a responsabilidade institucional da Comissão Internacional de Estratigrafia. Especificamente, o Antropoceno seria uma nova época na escala formal da tabela estratigráfica.

Autores como Zalasiewicz et al (2011), ao proporem elementos técnicos para a estratigrafia do Antropoceno, mencionam que para podermos inserir essa nova época na escala geológica, usando os mesmos critérios de idades das unidades existentes como o Pleistoceno ou o Holoceno, é necessário obter evidências a partir do registro de rochas ou feições geológicas. As rochas são subdivididas a partir de critérios, tais como o seu caráter físico (litoestratigrafia), o conteúdo fóssil (bioestratigrafia), as propriedades químicas (quimioestratigrafia),

as propriedades magnéticas (magnetostratigrafia) e os feições deposicionais relacionadas à mudança do nível do mar. A soma total dessas evidências é usada na datação e correlação de sucessões de rochas e no contínuo aperfeiçoamento da escala de tempo geológico.

Do ponto de vista prático, um nível temporal que pode ser identificável em diferentes sedimentos no planeta é aquele que contém a presença de isótopos radioativos disseminados globalmente através dos testes de bomba atômica dos anos 1950. Muito embora este evento seja posterior ao início do incremento dos níveis dos gases atmosféricos antropogênicos resultantes de processos industriais, este marco é abrangente o suficiente e de fácil averiguação em diferentes estratos ao longo da superfície do planeta. Método similar foi utilizado para o estabelecimento do período de extinção dos dinossauros, a partir da detecção da incidência anormal de irídio em diversos sedimentos cretáceos no planeta, que seria resultante do impacto de um meteoro. O irídio é um elemento químico típico de asteroide.

O termo Antropoceno foi proposto pelo Nobel de Química Paul Crutzen e seu colega ecólogo Stoermer, em 2000 (CRUTZEN; STOERMER, 2000; CRUZTZEN, 2000), e se refere à época em que os humanos substituíram a natureza como a força ambiental dominante na Terra. Afinal, se os seres humanos se tornaram o principal motor de mudanças ambientais do planeta, isso tem de ficar marcado, de alguma forma, no estrato geológico. Um dos pontos defendidos pela comunidade científica em favor do estabelecimento do Antropoceno como a mais recente época geológica na história da Terra é que este breve período foi intenso o suficiente para que seja significativo na produção de marcas na superfície do nosso planeta. Mas, para formalizar o Antropoceno como época geológica, é necessário encontrar descrições claras e objetivas desses registros. Neste caso, os dados resumidos sobre os processos modernos devem ser traduzidos em termos estratigráficos. O desafio será estabelecer até que ponto o grau de mudança ambiental praticado pelos seres humanos pode ser considerado suficiente para uma definição cronoestratigráfica formal da época antropocênica. Apesar dos efeitos de gases estufa serem consideráveis em termos de emissões e detectados pela sua preservação em geleiras, essas mudanças são muito graduais para fornecer marcadores úteis em uma escala de ano ou década.

Durante o 35º Congresso Geológico Internacional, em agosto de 2016 na África do Sul, a comissão encarregada pela União Internacional das Ciências Geológicas (UICG) recomendou o reconhecimento oficial do Antropoceno. Agora, o próximo passo será o de encontrar marcos geológicos que possam ser estabelecidos como eventos físicos de separação entre as épocas do Holoceno e do Antropoceno. Como qualquer mudança de paradigma no campo científico, existem resistências no meio acadêmico em aceitar a inclusão oficial do Antropoceno. Paralelamente ao processo de reconhecimento formal do Antropoceno, há outra comissão de especialistas responsáveis por propor uma divisão da época do Holoceno em três andares. Evidentemente, embates ainda devem ocorrer entre os geólogos, pois os marcos estratigráficos através de estratos-tipo, com marcadores precisos e confiáveis, ainda necessitam ser estabelecidos.

Muito embora o período exato do início do Antropoceno ainda esteja sob debate acadêmico, uma série de possíveis "datas de início", correspondentes a uma variedade de indicadores, é apontada pelos cientistas. Assim, incluem-se datas relacionadas com o início da Revolução Industrial (1750-1800 d.C); o advento de solos antropogênicos (2000 anos antes do presente-ap); início da agricultura (8000-5000 ap); o aparecimento de plantas e animais domesticados (11000-9000 ap) e a extinção dos mamutes por ação antrópica (13800 anos ap) (JORDAN; PROSSER, 2014). Somente com os avanços do conhecimento científico e o esforço de um grupo internacional de cientistas é que muitas dessas questões serão resolvidas ou esclarecidas. Diante deste quadro de incertezas, a busca do maior volume de informações possível entre os períodos do Holoceno até os tempos modernos irá contribuir para entender melhor os processos históricos das relações entre ecossistemas, padrões de biodiversidade e mudanças globais para caracterizar com melhor precisão estas fases históricas.

Apesar das questões acadêmicas em torno do estabelecimento do Antropoceno, algumas características-chave incluem o reconhecimento de que: 1) processos alterados pelo homem são de magnitude comparável aos processos naturais em muitos aspectos; 2) a influência humana tem múltiplas dimensões e está ocorrendo em escalas do local ao global; 3) a influência humana aumentou consideravelmente e o ritmo de mudança desde meados do século XX, quando da

chamada Grande Aceleração, e continua e se expandir no século XXI; 4) a magnitude e a escala espacial da mudança podem atingir pontos de inflexão e fronteiras regionais ou planetárias, o que resultará em grandes mudanças no funcionamento do sistema terrestre; e 5) o grau de influência humana é tal que é provável que mudanças nas funções dos ecossistemas e o surgimento de ecossistemas cada vez mais alterados ocorram nas regiões mais remotas e protegidas (STEPHEN et al, 2011; YADVINDER et al, 2014). As modificações na biota são tão intensas que Ellis (2015) propõe uma nova classificação dos biomas e usa o termo Antroma, ou Bioma Antropogênico, em face do alto grau de mudança encontrada na estrutura das paisagens naturais da Terra desde o início de 1700.

Muitos processos antropogênicos, incluindo sedimentação, erosão, modificação do habitat e extinção de plantas e animais, agora ultrapassam os processos naturais. Ceballos et al (2015) compararam a taxa normal de extinção com as taxas modernas. Na taxa normal, feita a partir da análise de milhares de fósseis de mamíferos recuperados dos últimos 2 milhões de anos, é esperado que duas a cada 10 mil espécies sejam perdidas a cada 100 anos. Por exemplo, se temos 40 mil espécies, veremos oito extinções em um século.

Uma taxa muito maior do que essa indicaria uma extinção em massa! Compilaram, então, a lista da International Union for Conservation of Nature (IUCN) de espécies extintas e possivelmente extintas, descobrindo que 477 espécies foram extintas no último século. Porém, em uma taxa "normal" de extinção, o número esperado seria de nove extinções. Em outras palavras, esse estudo revela que houve 468 extinções a mais do que o esperado no último século! Estes dados evidenciam que estamos caminhando para um novo período de extinção em massa (KOLBERT, 2015).

Estas taxas de perda de espécies são consequências da combinação das alterações dos ecossistemas com a variabilidade climática, que têm incrementado os extremos climáticos. Neste caso, as mudanças estão acontecendo em uma frequência muito maior do que os processos naturais de adaptação que possibilitam a sobrevivência da espécie em outra região através da migração ou expansão de espécies dentro dos limites do nicho ecológico.

Compreender melhor a taxa e a direção das mudanças na estrutura dos ecossistemas é vital para interpretar as tendências ambientais atuais e orientar o manejo de nossos recursos naturais. A mudança climática reorganizará os sistemas ecológicos de forma a desafiar a previsão com base no conhecimento e nos modelos existentes, colocando ameaças às espécies. Mesmo assumindo que a regulamentação global das emissões de gases de efeito estufa eventualmente produza um regime de variação climática mais estável, ela já estará fora de sintonia com o regime histórico recente e muitas espécies não sobreviverão à transição, independentemente das intervenções de mitigação (RUHL, 2008).

Uma visão interdisciplinar do Antropoceno: a busca de uma ciência integrativa

Muitos trabalhos têm enfatizado a necessidade de construir arcabouços metodológicos para tratar de questões específicas ligadas às intervenções humanas no meio ambiente. Neste sentido, Oberg (2010) e Bammer (2013) discorrem largamente sobre os aspectos necessários para integrar diferentes disciplinas, respeitando as escalas, os vocabulários e os erros inerentes à informação produzida pelos diferentes segmentos das ciências naturais e sociais.

A integração e a implementação dos métodos científicos na análise de soluções de problemas atuais de alta complexidade devem considerar diferentes campos de atuação disciplinar (TOLEDO, 2014). Um desses campos seria a escolha dos conteúdos de cada disciplina e o engajamento dos participantes nos métodos e resultados da pesquisa científica. O segundo seria compreender a dimensão do quanto se desconhece de informação para a solução do problema. E, ao final, deve-se apontar resultados, a partir da integração da pesquisa e dar o suporte a políticas e propor mudanças nas práticas e nas relações associadas às questões ambientais. Questões práticas fundamentais no processo de pesquisa interdisciplinar são: para que ou para quem servem as pesquisas aplicadas? Que tipo de conhecimento deve ser produzido para se obter melhor eficácia na solução de problemas? Qual o contexto em que deve ser aplicado os conhecimentos produzidos?

Segundo Keestra (2011), existe uma crescente insatisfação na academia no uso de abordagens monodisciplinares que visem ao entendimento da ação humana. Contudo, há que se tomar cuidado para não enfatizar

em excesso os aspectos da biologia humana, uma vez que existem influências socioculturais importantes que agem sobre a cognição.

Neste sentido, ele sugere a construção de um arcabouço teórico que seja capaz de explicar um fenômeno como a complexidade das ações humanas e, neste caso, aponta que tal arcabouço necessita de perspectivas de múltiplas disciplinas. Ainda mais, como a pesquisa nunca é simplesmente o acúmulo de conhecimento factual, é necessário analisar o problema na perspectiva de cada disciplina relevante para a solução do problema comum sob análise. Uma explicação baseada em processos mecanicistas nos permite respeitar as diferenças entre as várias perspectivas disciplinares. Para tanto, o autor sugere os seguintes passos a serem tomados numa pesquisa interdisciplinar que analisa as ações humanas. Primeiro, deve-se definir o problema usando a estratégia de decomposição das partes relevantes que expliquem o fenômeno estudado, justificando-se assim a pesquisa interdisciplinar. Além disso, recomenda compreender os processos nos diferentes níveis das relações disciplinares e adquirir informações através de uma ampla consulta à literatura. No final, é importante desenvolver adequadamente o entendimento de cada parte do fenômeno, para finalmente entender o contexto maior através dos fluxos de causa e efeito.

Usando o arcabouço metodológico descrito acima é possível sistematizar e incorporar informações e dados dos sistemas naturais nas escalas compatíveis com as ciências sociais a serem estudadas. A história ambiental, a análise da eficácia de políticas públicas através de indicadores socioambientais e a avaliação da conjuntura institucional diante de uma determinada temática de sustentabilidade são exemplos de enfoques interdisciplinares importantes na construção de informações sobre o mundo moderno diante de uma crise ambiental.

Com relação ao Antropoceno, os cientistas vêm se debruçando sobre questões prioritárias que deveriam ser entendidas para melhor estabelecer as interações humanas e as questões ambientais nessa nova época geológica. As questões centrais sobre o papel das atividades humanas em uma escala global precisam ser incorporadas nas agendas científicas regionais e nacionais. Pontos cruciais sobre sustentabilidade, complexidade e manutenção de serviços ecológicos precisam ter um enfoque que vai além dos limites das disciplinas acadêmicas formais.

Uma ciência do antropoceno unindo paradigmas tanto das ciências naturais com das ciências sociais, passando por temáticas culturais em diferentes escalas, do local para o global, num enfoque de "problem-solving" ainda carece de ser estruturada. Seria o surgimento de um novo campo científico, como aponta Bourdieu (2003). Ideias mais gerais já têm sido apresentadas (STAGER, 2012; DAVIES, 2016), assim como uma série de temas já vem sendo tratados em revistas científicas especializadas como Anthropocene, Elementa e Anthropocene Review.

Nota-se que a comunidade envolvida com a temática do Antropoceno ainda apresenta uma tendência de analisar os sistemas terrestres sob a ótica das ciências naturais. Ao se identificar o padrão de temas submetidos para as revistas científicas mencionadas, criadas recentemente para tratar sobre esta época geológica, podemos ver uma ênfase para as questões de clima e pesquisas do sistema terrestre (Figura 2).

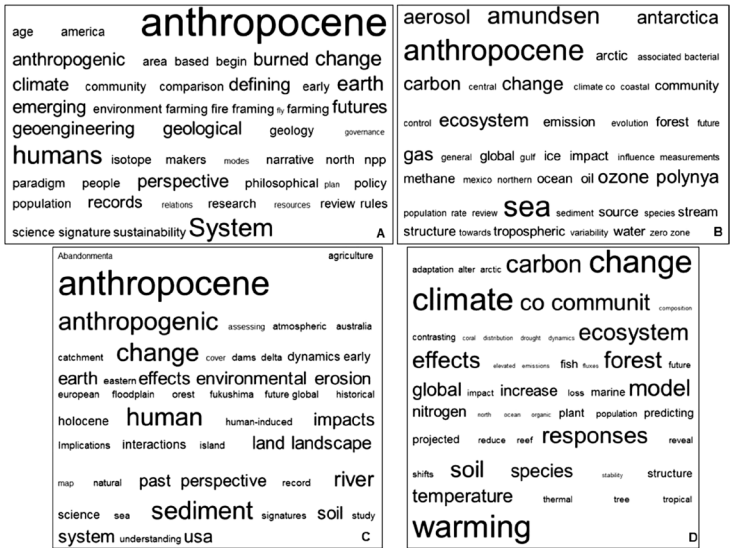


Figura 2. Nuvem de palavras evidenciando semelhança de temáticas baseadas nos títulos de artigos publicados em quatro revistas acadêmicas ligadas ao tema Antropoceno (Anthropocene-A; Elementa-B; Anthropocene Review-C e Global Change Biology).

As temáticas replicam os assuntos tratados em outras revistas da área (i.e. Global Change Biology), mas abrem espaço para a inserção de questões interdisciplinares mais amplas. A integração entre as ciências sociais e as ciências naturais sob uma temática do Antropoceno passará a ser um espaço de interessante produção intelectual para a discussão e a busca de solução de questões ambientais atuais, mas também para ajudar a definir cenários de longo prazo com base nas informações sobre mudanças globais, suas causas e seus impactos.

Neste contexto, ao reconhecerem a crise ambiental causada pelas ações humanas, Palsson et al. (2013) estabelecem um arcabouço com as principais contribuições das ciências sociais e da antropologia no sentido de reverter os malefícios por meio de uma integração com as ciências naturais. Estudos devem ser voltados para aspectos transdisciplinares, com temas de equidade e impactos relacionados aos limites planetários ambientais, diminuindo as barreiras do pensamento dicotômico de Natureza versus Sociedade e favorecendo o estudo de novas sociedades emergentes no Antropoceno.

Já se verificam movimentos de cientistas preocupados com o tema do Antropoceno, a exemplo da iniciativa global Future Earth. Neste sentido, esforços focados em grandes áreas temáticas já começam a ser desenhados. Por exemplo, Seddon et al (2014) apontam algumas dessas preocupações agrupadas em diferentes temáticas: 1) Interações homem-meio ambiente no Antropoceno; 2) biodiversidade, conservação e origem de novos ecossistemas antropizados; 3) presença da biodiversidade no longo prazo; 4) processos nos ecossistemas e ciclos biogeoquímicos; 5) síntese de informação de dados complexos.

É possível citar algumas questões levantadas por esses autores e que são de interesse para os programas de pesquisa e de pós-graduação no Brasil: Quando podemos identificar as mudanças tecnológicas que possam auxiliar na definição do início do Antropoceno? Como as mudanças nos meios de subsistência e no uso da terra afetam a cobertura vegetal, a estrutura dos ecossistemas, os ciclos de nutrientes e o clima ao longo do Quaternário tardio? Por que algumas espécies e ecossistemas são mais suscetíveis às mudanças ambientais do que outras? Por que as diferentes espécies e ecossistemas experimentam diferentes dinâmicas e tempos de resposta diante de mudanças ambientais? Qual o efeito da fragmentação da paisagem no Holoceno

e a capacidade dos diferentes tipos de vegetação natural e semi-natural para responder às mudanças ambientais? Como relacionar as relações entre o clima, a herbivoria, o fogo e os seres humanos? Quais são os impactos dos poluentes sobre a biota? Perguntas e enfoques de projetos de pesquisa como os exemplificados acima já delineiam um caminho para que o conhecimento produzido pelo método científico possa contribuir na solução de alguns problemas de grande impacto.

De qualquer forma, Davies (2016) aponta que um tópico central nessa discussão seria a necessidade de refletirmos sobre o futuro do paradigma do desenvolvimento sustentável. Estaríamos entre a dualidade de manter o mundo estável como o encontramos no Holoceno ou deveríamos nos preparar para os resultados de nossos impactos em um futuro próximo, onde a complexidade e a transposição de limiares de estados estáveis seriam a norma, não a exceção? Estamos numa fase climática em que os eventos extremos, incluindo aqueles associados à temperatura e à precipitação, passam a ser cada vez mais comuns.

No contexto da escala temporal, Stager (2012) mostra que as emissões de gases do efeito estufa somente serão totalmente incorporadas como biomassa pelos processos biogeoquímicos nas várias fontes de sumidouro após um tempo de 100 mil anos. Este seria então o tempo de duração do Antropoceno e da época de influência da nossa espécie neste planeta? Assumindo que surgimos na Terra em torno de 200 mil anos e que a média de existência de uma espécie de mamíferos tem uma duração de um milhão de anos, qual deve ser a escala de planejamento do uso dos recursos diante das atuais taxas de crescimento populacional? Deveríamos então pensar como cenário, a incorporação do "sustainoceno" na lógica do Antropoceno? Pontos de reflexão como estes serão cada vez mais frequentes em fóruns de discussão sobre a sustentabilidade ambiental em todos os aspectos, desde os escossistemas naturais e antropizados (incluindo as cidades), passando por modelos econômicos, e com suporte de um arcabouço legal que consiga harmonizar as tensões entre as demandas sociais e as condições ecológicas planetárias.

Segundo já apontado por Chapin et al (2001) e amplamente documentado pela academia desde então, a principal causa de mudança ambiental que afeta a biodiversidade global é a atividade humana. Questões ainda em aberto sobre as causas subjacentes destas influências, como

as pressões econômicas, os cenários de conflitos agrários e as terras disponíveis para exploração agropastoril continuam orientando muito dos esforços de cientistas, em especial na Amazônia (VIEIRA et al, 2016; TOLEDO et al, 2017). Mas a questão central continua a ser como as mudanças na biodiversidade (e as respectivas respostas das espécies e ecossistemas envolvidos), induzidas por ações antrópicas, afetam os bens sociais e os serviços providos por esta biodiversidade ameaçada.

Considerações finais

O mundo acadêmico vem acumulando um grande volume de informações ambientais, visando a entender os fenômenos naturais nas escalas de tempo e espaço e a definir o papel das atividades humanas nos ciclos da biosfera e suas marcas na geosfera e atmosfera. A compreensão da dimensão dessas pressões antrópicas é importante para a gestão de recursos naturais e ocupação territorial. A humanidade, com o uso da tecnologia, tomou para si o controle da superfície da Terra e as decisões de interferir nas dinâmicas ecológicas.

A compreensão de mudanças regionais através da reconstrução dos respectivos processos de perturbação contribui para a avaliação crítica da magnitude das influências das atividades humanas nos sistemas naturais. O papel dos padrões de mudanças de cobertura vegetal e uso da terra nos ecossistemas e no clima está cada vez mais comprovado. Percebe-se que as mudanças nos regimes de diferentes fatores físicos como a hidrologia e a geomorfologia, que influenciam o funcionamento dos ecossistemas, estão cada vez mais frequentes. Estes padrões começam a afetar o bem-estar de várias populações ao redor do mundo.

O ponto central deste trabalho foi o de argumentar em favor de um processo de pesquisa científica que conecte os diferentes fenômenos observados pelas ciências naturais com as interferências e opções realizadas pelas sociedades humanas. Identificar as relações de causa e efeito e seus impactos no meio ambiente será de importância na percepção da dimensão de nossas atividades e seus níveis de interferência nestas dinâmicas.

Referências

BAMMER, G. **Disciplining Interdisciplinarity**: Integration and Implementation Sciences for Researching Complex Real-World Problems. ANU E-Press, Canberra, 2013.

BOURDIEU, P. **Usos sociais da ciência**. São Paulo: Unesp, 2003.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.; BARNOSKY, A.; GARCIA, A.; PRINGLE, R.; PALME, T. **Accelerated modern human-induced species losses**: Entering the sith mass extinction, v. 1, n. 5, e1400253, 2015.

CHAPIN, S.; SALA, O.; HUBER-SANNWALD, E. Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century. **Ecological Studies**, Springer, 2001.

CLEMENT, C.; DENEVAN, W.; HECKENBERGER, M.; JUNQUEIRA, A.; NEVES, E.; TEIXEIRA, W.; WOODS, W. The domestication of Amazonia before the European Conquest. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Crutzen, p. 2000, 2015.

CRUTZEN, P. J.; STOERMER, E. F. The Anthropocene. **Global Change Newsletter**, v. 41, p. 17-18, 2000.

DAVIES, J. **The birth of the Anthropocene**. University of California Press, 2016.

DIMICHELE, W.; BEHRENSMEYER, A.; OLSZEWSKI, T.; LABANDEIRA, C.; PANDOLFI, J.; WING, S.; BOBE, R. Long-Term Stasis in Ecological Assemblages: Evidence from the Fossil Record. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 285-322, 2004. ELLIS, E. C. Ecology in an Anthropogenic Biosphere. **Ecological Monographs**, v. 85, n. 3, p. 287-331, 2015.

FIGUERES, C.; SCHELLNHUBER, H. J.; WHITEMAN, G.; ROCKSTRÖM, J.; HOBLEY, A.; RAHMSTORF, S. Three years to safeguard our climate. **Nature**, v. 546, p. 593-595, 2017.

GOLDBERG, A.; MYCHAJLIW, A.; HADLY, E. Post-invasion demography of prehistoric humans in South America. **Nature**, n. 532, 2016.

JORDAN, H.; PROSSER, C. Indicators of the Anthropocene: is there a case for conservation?. **Geology Today**, v. 30, n. 2, p. 61-66, 2014.

KEESTRA, M. Understanding human action: integrating meanings, mechanisms, causes and contexts. In: ALLEN, R.; RICK, S.; WILLIAM, N. (eds.) **Interdisciplinary Research**: Case Studies of Integrative Understandings of Complex Problems. Sage Publications, 2011.

KOLBERT, E. **The Sixth Extinction**: An Unnatural History. Henry Holt and Company, 2015.

LATORRE, C.; WILMSHUST, J.; VON GUNTEN L. Climate Change and Cultural Evolution. **Past Global Changes Magazine**, v. 24, n. 2, p. 53-84, 2016.

OBERG, G. **Interdisciplinary Environmental Studies**: A Primer. Wiley-Blackwell, 2010.

PALSSON, G.; SZERSZYNSKI, B.; SORLIN, S.; JOHN, M.; AVRIL, B.; CRUMLEY, C.; HACKMANN, H.; HOLM, P.; INGRAM, J.; KIRMAN, A.; BUENDIA, M.; WEEHUIZEN, R. Reconceptualizing the 'Anthropos' in the Anthropocene: Integrating the social sciences and humanities in global environmental change research. **Environmental Science & Policy**, v. 28, p. 3-13, 2013.

ROSSETTI, D. Tectonic control on the stratigraphy framework of Late Pleistocene and Holocene deposits in Marajó Island, State of Pará, eastern Amazonia. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, p. 439-450, 2010.

RUHL, J. B. Climate change and the endangered species act: Building bridges to the non-analog future. **Boston University Law Review**, v. 88, n. 1, p. 2-62, 2008.

SCHEFFER, M. **Critical transitions in nature and society**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 2009.

SCHIMEL, D. **Climate and Ecosystems**. Princeton University Press, 2013.

SEDDON A.; MACKAY A.; BAKER A.; BIRKS, H.; BREMAN, E. Looking forward through the past: identification of 50 priority research questions in palaeoecology. **J. Ecol**., v. 102, p. 256-67, 2014.

STAGER, C. **Our Future Earth**: the next 100,000 years of Life on the Planet. Thomas Dunne Books, 2012.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; MCNEILL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philos. Trans. R. Soc.**, A 369 (1938), p. 842-67, 2011.

THOMPSON, J. **Relentless Evolution**. University of Chicago Press, 2013.

TOLEDO, P. Interdisciplinaridade: aspectos teóricos e questões práticas. In: VIEIRA, I; TOLEDO, P; ARAÚJO, R. (Org.). **Ambiente e sociedade na Amazônia**: uma abordagem interdisciplinar. Rio de Janeiro: Garamond, p. 23-49, 2014.

TOLEDO, P. DALLA-NORA, E; VIEIRA I.; AGUIAR, A.; ARAÚJO, R. Development paradigms contributing to the transformation of the Brazilian Amazon: do people matter?. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26-27, p. 77-83, 2017.

VIEIRA, I.; TOLEDO, P.; ARAÚJO, R. The Socioecological implications of Land Use and Landscape Change in the Brazilian Amazon. In: NAGY, L.; FORSBERG, B.; ARTAXO, P. (Org.). **Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin**. Berlin: Springer-Verlag, p. 441-462, 2016.

YADVINDER, M.; GARDNER, T.; GOLDSMITH, G.; SILMAN, M.; ZELAZOWSKI, P. Tropical forests in the Anthropocene. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 39, p. 125-5, 2014.

ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M.; FORTEY, R.; SMITH, A.; BARRY, T.; COE, A.; BOWN, P.; RAWSON, P.; GALE, A.; GIBBARD, P.; GREGORY, J.; HOUNSLOW, M.; KERR, A.; PEARSON, P.; KNOX, R.; POWELL, J.; WATERS, C.; MARSHALL, J.; OATES, M.; STONE, P. Stratigraphy of the Anthropocene. **Phil. Trans. R. Soc. A.**, v. 369, p. 1036-1055, 2011.

Boa Vista(RR) • 1990
Mapeamento, monitoramento e avaliação das formas do uso da terra
Boa Vista(RR) • 2016

Vulnerabilidade e integridade de padrões de uso e cobertura da terra na área de endemismo do Tapajós entre 2004 a 2012

Afonso Henrique Moraes Oliveira, Marcos Adami, Alessandra Rodrigues Gomes, Silvana Amaral, Lucieta Guerreiro Martorano, Igor da Silva Narvaes, Márcia Nazaré Rodrigues Barros & Maria de Nazaré Martins Maciel

RESUMO

Este trabalho analisa o processo de transição das classes de uso e cobertura da terra na área de endemismo (AE) Tapajós de 2004 a 2012, utilizando dados do projeto TerraClass. Com a matriz de transição detalhada foram calculadas as mudanças líquidas ***(net change)***, os ganhos ***(gain)***, as perdas ***(loss)***, as persistências e assim, pôde-se identificar a vulnerabilidade e a integridade das classes. A classe Floresta foi a mais sensível a mudanças e a mais frágil e susceptível às transições. A classe Vegetação Secundária apresentou elevados valores de persistência líquida e a classe Agricultura Anual apresentou elevada persistência, enquanto que a classe Pastagem apresentou elevada susceptibilidade à perda de área para outras classes. Já a classe Floresta mostrou-se como a mais vulnerável à perda e mudança de uso e cobertura, com persistência líquida negativa de 0,05. A Vegetação Secundária caracterizou-se como uma classe estável e crescente, com grande potencial de estabilização e permanência, apesar de sofrer com processos de migração, apresentou crescimento positivo de 1,63%, indicando a presença de sítios sucessionais e indícios de recuperação de áreas desmatadas. A Agricultura Anual apresentou ganhos significativos, principalmente das áreas de pastagem, com 1,43% de persistência, configurando-se como a classe de maior integridade e tendência de ampliar sua extensão. A conversão para Pastagem configurou-se como um dos principais elementos associados ao desmatamento na região, tendo sido também considerada uma classe vulnerável aos processos de mudança, atingindo 0,15% de persistência.

Palavras-chave: Amazônia, sensoriamento remoto, uso e cobertura da terra, matriz de transição.

Introdução

O ambiente Amazônico, nas últimas décadas, tem sofrido intensos processos de mudanças em sua cobertura e, consequentemente alterando a paisagem pelo processo de ocupação que promove a conversão da floresta em áreas antrópicas cuja principal finalidade são as atividades agropecuárias (FEARNSIDE, 2008; AGUIAR et al, 2012). Essa conversão de floresta desencadeia mudanças como alterações em ciclos biogeoquímicos, aumento da emissão de CO_2 para atmosfera, poluição dos rios, redução na biodiversidade (MORTON et al, 2011; SCHIESARI et al, 2013; CARREIRAS et al, 2014; GIBBS et al, 2015), entre outras consequências ambientais, sociais e econômicas.

A Amazônia possui a maior floresta tropical do planeta, esta bacia abrange 7 milhões de quilômetros quadrados, dos quais 5 milhões e meio são cobertos pela floresta tropical. A região também abriga enorme diversidade de fauna e flora, o que a torna singular em termos de biodiversidade. As aproximadamente 30 mil espécies de plantas vasculares, 2,5 milhões de espécies de insetos, 3 mil espécies de peixes, mais de 1,5 mil espécies de aves, 400 espécies de répteis e 500 espécies de mamíferos, faz com que a área seja um dos maiores e mais importantes sítios endêmicos no mundo, contemplando um enorme potencial genético e de reserva biológica (SILVA et al., 2005).

Devido à diversidade ambiental e sua dimensão continental, a Amazônia possui áreas com padrões específicos, como nas Áreas de Endemismos (AE), que são consideradas a menor unidade geográfica para o estudo de biogeografia histórica, delimitadas pelos principais rios amazônicos. Essas áreas servem de base para formulação de hipóteses sobre os processos chaves na formação da biota regional (SILVA et al., 2005). Desta forma, as AE abrigam um conjunto de espécies, comunidades e ecossistemas únicos e insubstituíveis que não são encontrados em outros lugares (MORRONE; CRISCI, 1995; SILVA et al., 2005), o que torna este recorte espacial útil para orientar políticas de conservação ambiental.

Em particular, a AE Tapajós tem sido local de intensas alterações em sua cobertura vegetal natural, decorrente do avanço dos sistemas de produção em larga escala, relacionados, basicamente a de produção agropecuário na região. Mudanças de uso e cobertura do solo são as principais causas da perda de biodiversidade nesta AE, onde observa-se que aproximadamente 20% das áreas florestadas foram substituídas por outra cobertura do solo nas últimas décadas (INPE, 2016), sobretudo para a produção de arroz, milho, algodão e principalmente soja facilitados pela pavimentação da BR-163 no escoamento desta produção primária aos principais portos da região.

Várias iniciativas utilizando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento vem auxiliando na compreensão dessa dinâmica espaço-temporal na Amazônia, objetivando subsidiar estratégias para conter o desmatamento ilegal e entender as implicações que as mudanças de uso da terra podem causar aos ecossistemas e ao meio ambiente local e global (MORTON et al, 2006; AGUIAR et al, 2007; RUDORFF et al, 2011; SPERA et al, 2014; DINIZ et al, 2015).

Dentre estas iniciativas, o projeto PRODES, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), desde 1988 monitora o desmatamento por corte raso, ou seja, a condição em que o solo se encontra totalmente exposto pela retirada da floresta nativa, a partir da análise de imagens de satélites da série Landsat, possibilitando quantificar as taxas anuais de perda da cobertura florestal. O PRODES sistematiza um banco de dados multi-temporal, com as imagens e as informações de desmatamento que são amplamente utilizadas pela comunidade científica em geral, base de informações utilizadas pelo governo brasileiro para o estabelecimento de políticas públicas de comando e controle do desmatamento e que serve de modelo para a elaboração de programas de monitoramento de florestas tropicais em outros países (KINTISCH, 2007).

Dando continuidade ao monitoramento da Amazônia, o projeto TerraClass foi idealizado para entender os processos de ocupação e mudança de uso da terra da Amazônia Legal que sucedem ao corte raso,

tendo como objetivo de qualificar as áreas desmatadas na Amazônia Legal mapeadas pelo PRODES, identificando as diferentes classes de uso e cobertura que se estabeleceram nestas áreas desflorestadas (ALMEIDA et al, 2016). Com frequência bianual, os resultados do TerraClass permitem acompanhar e analisar a dinâmica de uso e cobertura da terra, provendo informações úteis ao planejamento, tomada de decisões e apoio a políticas públicas voltadas para mitigação dos efeitos decorrentes dessas mudanças.

Dada a intensa dinâmica da AE Tapajós e os mapeamentos existentes, este trabalho tem o objetivo de analisar e identificar a vulnerabilidade e a integridade do uso e cobertura da terra na área de endemismo Tapajós, utilizando dados do projeto TerraClass, para o período de 2004 a 2012.

Metodologia

Área de estudo

A AE Tapajós está localizada ao Oeste do Pará e ao Norte do Mato Grosso e representa cerca de 13% de toda Amazônia Legal com área de 656.150,10 km². Esta AE é composta por 56 municípios, 17 no estado do Pará e 39 no estado do Mato Grosso, e abriga 35 terras indígenas (TI), sendo que três delas estão nos limites entre os dois estados, 14 estão no estado do Mato Grosso e 18 no estado do Pará, somando 25,58% de toda a área de endemismo. Nela também existem 18 unidades de conservação (UC), incluindo Florestas Nacionais, Reservas Biológicas, Reservas Extrativistas, Parques Nacionais, e outras UC que compreendem 23,97% da área total (Figura 1). Desta maneira, aproximadamente 50% da área de endemismo estão sob alguma forma de proteção, seja por UC ou TI. Ao todo, na AE Tapajós aproximadamente 73% das áreas são cobertas por florestas nativas, 20% já se encontram desmatados, além de 6% de áreas de formações não florestais e 1% de hidrografia (INPE, 2015).

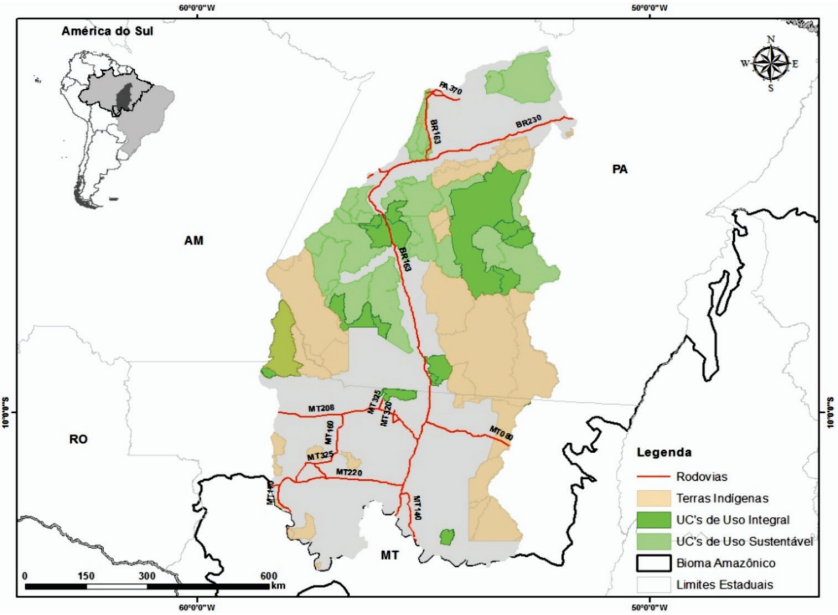


Figura 1. Localização da área de Endemismo Tapajós.

Material

Neste trabalho foram utilizados dados de uso e cobertura da terra do Projeto TerraClass (ALMEIDA et al, 2016) dos mapeamentos referentes a 2004 e 2012. As classes temáticas originais foram agregadas, conforme apresentado na Tabela 1, para que fosse possível focar a análise considerando os sistemas de produção em larga escala da área, como pecuária e agricultura mecanizada, que são os sistemas mais relevantes para a AE Tapajós.

Método

Após a agregação das classes originais, os mapeamentos TerraClass referentes aos anos de 2004 e 2012 foram analisadas de forma integrada para contabilizar as áreas de intersecção entre as classes, com auxílio do software TerraAmazon 4.6.2. Estes dados permitiram a criação da matriz de transição para calcular aos ganhos, as perdas e as persistências entre as classes, e por conseguinte, apontar a vulnerabilidade e a integridade das classes (PONTIUS et al, 2004).

Na matriz de transição, as linhas representam as classes do tempo 1 (t1 = 2004) e as colunas apresentam as classes do tempo 2 (t2 = 2012). Nessa matriz, a variável C refere-se à classe enquanto que o índice i refere-se ao tempo 1 e o índice j refere-se ao tempo 2. Dessa maneira, quando i ≠ j, Cij indicam uma transição da classe no tempo i para outra classe no tempo j. Na diagonal principal, onde i = j, Cij indica a persistência, ou seja, a permanência da classe no período. No total das colunas a notação Ci+ denota a proporção de classe no tempo j. No total das linhas, a notação C+j apresenta a proporção da classe no tempo i (Tabela 2).

Tabela 1. Critérios e definições adotados para agregação das Classes do projeto TerraClass.

Classes originais TerraClass	Classes agregadas	Definição
Floresta	Floresta	Área de floresta primária da Amazônia Legal não alterada, compatível com a definição do projeto PRODES.
Vegetação Secundária Regeneração com Pasto	Vegetação Secundária	Áreas que, após a supressão total da vegetação florestal, encontram-se em processo de regeneração da vegetação arbustiva e/ou arbórea apresentando dominância de espécies arbustivas e pioneiras arbóreas e diversidade florística considerável.
Agricultura Anual	Agricultura Anual	Áreas extensas com predomínio de culturas de ciclo anual, sobretudo de grãos, com emprego de padrões tecnológicos elevados, tais como uso de sementes certificadas, insumos, defensivos e mecanização, entre outros.
Pasto Limpo Pasto Sujo Pasto com solo Exposto	Pastagem	Áreas em processo produtivo ou em estágios de degradação com desenvolvimento de alguma atividade agropastoril. Predomínio de vegetação herbácea, e cobertura de espécies de gramíneas.
Área Urbana Mineração Mosaico de ocupações Outros Área não Observada	Outros Usos	Demais classes do Projeto TerraClass que não fazem parte do escopo desta análise.

Tabela 2. Matriz de transição e uso e cobertura para cinco classes.

		Ano t2 (2012)						
	Classes Agricultura	Agricultura Anual	Floresta	Outros Usos	Pastagem	Vegetação Secundária	Total de t1	Perda
Ano t1 (2004)	Anual	C11	C12	C13	C14	C15	C1+	C1+-C11
	Floresta	C21	C22	C23	C24	C25	C2+	C2+-C22
	Outros	C31	C32	C33	C34	C35	C3+	C3+-C33
	Pastagem	C41	C42	C43	C44	C45	C4+	C4+-C44
	Vegetação Secundária	C51	C52	C53	C54	C55	C5+	C5+-C55
	Total t22	C+1	C+2	C+3	C+4	C+5	1	
	Ganho	C+1-C11	C+-2-C22	C+-3-C33	C+4-C44	C+5-C55		

As mudanças líquidas correspondem à diferença entre o ganho e a perda de cada classe durante o período analisado, no caso de 2004 a 2012, enquanto que a permuta se refere às perdas e ganhos simultâneos de um determinado tipo de uso em diferentes locais.

A permuta representa quantidades iguais de perdas e ganhos de uma mesma classe, mas que ocorrem em diferentes locais. A proporção de Permuta (S) da classe j (Sj) é calculada usando a Equação 1 (Tabela 3). Um elevado valor de permuta para uma determinada classe significa que esta classe esteve alternadamente em diferentes locais no território ao longo do tempo considerado, entretanto sem persistência na mesma área.

A Equação 2, Perda Líquida, é usada para calcular a proporção da classe que sofre perda entre os tempos i para j, enquanto que a Equação 3, Ganho Líquido, é usada para calcular a proporção da classe que apresenta ganho nos tempos i para j. A vulnerabilidade e a integridade de cada classe de uso de transição é calculada usando a relação entre o ganho e a persistência (Equação 4), e a relação perda para persistência (Equação 5), respectivamente.

As mudanças líquidas para a persistência são calculadas utilizando a Equação 6. Valores da relação entre ganho/persistência (Gp) maiores que 1 indicam que a classe tem maior tendência de ganhar área das

outras classes do que perder área, indica também que pouca área desta classe foi convertida para outras classes. Valores negativos de Persistência Líquida (Np) indicam que a classe tem maior tendência a perder área do que ganhar.

O procedimento adotado para o cálculo das mudanças líquidas (net change), ganho (gain), perda (loss) e vulnerabilidade das classes segue a metodologia recomendada por Pontius et al (2004), e também sintetizadas na Tabela 3.

Tabela 3. Equações, abreviação e interpretação.

	Abreviação	Nome	Equação	Interpretação
Eq. 1	Sj	Permuta (Swap)	2min (Cj+ - Cjj, C+j -Cjj)	Distância em que a mudança ocorre.
Eq. 2		Perda Líquida		A magnitude de perda para a classe.
Eq. 3		Ganho Líquido		A magnitude de ganho para a classe.
Eq. 4	Gp	Ganho para persistência		Gp superior a 1 indica que a classe de uso considerada, tem uma maior tendência a ganhar área das outras classes que persistem.
Eq. 5	Lp	Perda para persistência		Lp negativo indica que a classe de uso considerada tem uma maior tendência a perder das outras classes que persistem.
Eq. 6	Np	Persistência Líquida		Np negativo indica que a classe de uso tem uma maior tendência a perder área para os outros tipos de classes, de que ganhar delas.

A notação Cij, (i ≠ j) indica a proporção de área que experimentou transição da classe i para classe j entre t1 e t2. A diagonal principal, Cjj indica a proporção de persistência da classe j. Ci+ e C+j indicam a proporção de área ocupada pela classe i ej respectivamente. n é o total do número de classes. A nomenclatura g, p e l representam, o ganho, persistência e perda, respectivamente.

Fonte: Adaptado de Ouedraogo (2015).

Resultados e Discussão

Da área total da região de endemismo Tapajós, 656.150,10 km², em 2004 foram mapeados 505.161,33 km², ou cerca de 77%, de Floresta. Em 2012 o total de área com Floresta diminuiu para 481.943,35 km², ou seja, aproximadamente 73%, indicando perda aproximadamente 23 mil km² de floresta, 4% do total de florestas sofreu corte raso neste período.

Essa diminuição nas áreas de floresta pode estar associada às políticas governamentais aplicadas na região nas últimas décadas, que promoveram a pavimentação e manutenção das rodovias federais, a BR 163 Santarém-Cuiabá, por exemplo, como aponta Fearnside (2007) e Ahmed et al (2013). É possível analisar dentro dos 8 anos de estudo, mudanças significativas e preocupantes. A proporção das mudanças das classes analisadas bem como todos os outros resultados são apresentados na Tabela 4. O aumento do desflorestamento foi mais intenso na porção norte da área de endemismo, o que pode ser atribuído à introdução da agricultura mecanizada e de larga escala no baixo Amazonas (Figura 2).

Tabela 4. Mudança de uso da terra (km²) na Área de Endemismo Tapajós entre 2004 e 2012.

			2012				
2004	Agricultura Anual	Floresta	Outros Usos	Pastagem	Vegetação Secundária	Total 2004	Perda total
Agricultura Anual	**8236**	0	35	181	163	8614	379
Floresta	1940	**481943**	2446	10709	8123	505161	23218
Outros Usos	2913	0	**48098**	6814	4512	62337	14239
Pastagem	5885	0	2237	**43315**	8364	59801	16486
Vegetação Secundária	1077	0	917	5302	**12940**	20236	7296
Total 2012	20050	481943	53733	66321	34102	656150	61618
Ganho total	11815	0	5634	23006	21163	61618	

Em 2003, 10.088,25km² de floresta foram convertidas em outros usos, compreendendo 18,34% de perdas florestais em relação aos anos analisados, sendo que em 2004 a Amazônia Legal teve umas das maiores taxas de desmatamento das últimas décadas (PRODES, 2015). Quando comparado à Amazônia, o processo de perda de cobertura arbórea na área de endemismo Tapajós ocorreu um ano antes do pico que desflorestamento de 2004. O aumento do desflorestamento foi mais intenso na porção norte da área de endemismo, o que pode ser atribuído à introdução da agricultura mecanizada e de larga escala no baixo Amazonas (FEARNSIDE, 2005) (Figura 2).

Em 2004 a pecuária ocupava uma área de pastagem de 59.800,97 km², ou 9,11% da área, sendo que em 2012, houve aumento de 1%, ou seja, foram mapeados 66.321,43 km² de pastagem, o que compõe 10,11% da área de endemismo Tapajós. As áreas de pastagens, em geral, ocupam áreas de floresta, que por sua vez possuem uma permuta (swap) muito elevada, inferindo dizer que se trata de uma classe não consolidada e estável que sofre intensas mudanças de localização no tempo e no espaço, e como o passar do tempo migra para novas áreas antigamente compostas por floresta, depois cedem lugar para a plantio em larga escala de grãos, a agricultura anual.

Quanto à área destinada à agricultura anual, observou-se 8.614,05 km² em 2004, representando apenas 1,31%, e a expansão para 20.050,19 km² (3,06%) em 2012, sendo esse crescimento de 1,74%, maior que a expansão observada para a pastagem. Esta é a classe que possui a menor permuta, 0,12% e também é a classe com a maior persistência (Np), ou seja, é a classe que possui maior tendência a ganhar área das demais. A vegetação secundária em 2004 ocupava 20.236,24 km², ou 3% da área de endemismo, e em 2012 os valores totalizavam 34.102,48 km², representando 5,2%. A vegetação secundária aumentou em 2,11% e as áreas com florestas sofreram reduções de 3,54%, no período analisado (Tabela 4, Figura 3), indicando que áreas desmatadas também foram abandonadas, não tendo sido utilizadas para atividades de agricultura e pecuária.

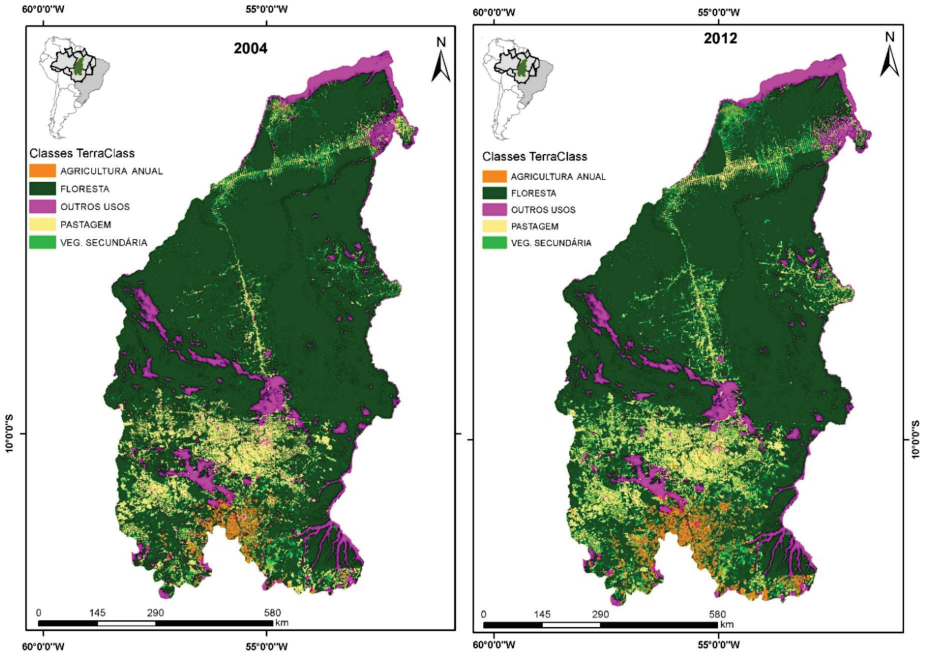


Figura 2. Mudança de cobertura da terra na área de Endemismo Tapajós de 2004 a 2012.

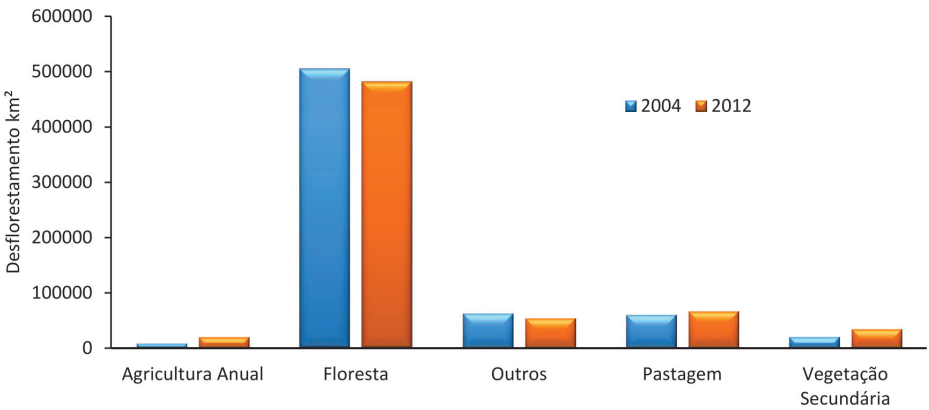


Figura 3. Área (em km²) das classes de usos da terra e de cobertura vegetal na Área de Endemismo Tapajós em 2004 e 2012.

A mudança líquida (net change) foi positiva para as classes de Agricultura Anual, Pasto e Vegetação Secundária, e negativa para Floresta e Outros. Agricultura Anual teve uma elevada mudança líquida de 1,74%, outra classe de elevada expressão foi a Vegetação Secundária, de obteve 2,11% de mudança líquida positiva. Por outro lado, a classe de Pasto foi a que obteve menor mudança líquida das classes analisadas, 1%. Em termos de mudança líquida negativa (net loss), a classe de floresta sofreu mudança de 3,54%, juntamente com a classe Outros Usos com 1,31%.

O maior valor de permuta (swap) foi da classe Pastagem com 5,02%, seguido de Vegetação Secundária 2,22%, e na sequência a classe outros com 1,72%. Agricultura Anual apresentou os valores mais baixos de permuta, ou seja, é a classe que menos migra para outras áreas dos sítios que sofrem mudança de uso, indicando a consolidação desta atividade econômica na região, conforme constatado no estudo de Lisboa, (2015). A classe de Floresta não apresenta permuta, pois é uma classe que não muda de um lugar para outro, pois devido a metodologia de mapeamento, esta classe apenas sofre perda de área (Tabela 5).

Tabela 5. Mudança de uso da terra (%) na Área de Endemismo Tapajós entre 2004 e 2012, em relação as perdas e ganhos totais e líquidos e persistências.

Classes	Total 2004	Total 2012	Ganho total	Perda total	Valor Abs. de mudança	Persistência	Permuta (swap)	Perda	Ganho
Agricultura Anual	1,32	3,06	1,8	0,06	1,86	1,26	0,12	-	1,74
Floresta	76,99	73,45	0	3,54	3,54	73,45	0	3,54	-
Outros Usos	9,5	8,19	0,86	2,17	3,03	7,33	1,72	1,31	-
Pastagem	9,11	10,11	3,51	2,51	6,02	6,6	5,02	-	1
Vegetação Secundária	3,08	5,19	3,22	1,11	4,33	1,97	2,22	-	2,11

A classe Floresta, foi a mais sensível às mudanças quando analisado o valor de perda para persistência (Lp) de 0,05 e persistência líquida de -0,05 (Tabela 6). Esses índices identificam essa classe como sendo a mais frágil e susceptível às transições na AE Tapajós. O resultado reforça a necessidade de desenvolver políticas de proteção das áreas florestais, uma vez que as classes Pastagem, Vegetação Secundária e Agricultura têm exercido fortes pressões sobre a floresta (MORTON et al, 2006; DINIZ et al, 2015). Estes dados são corroborados pelas centenas de hectares de floresta perdidos anualmente na AE.

A classe Floresta apresentou perdas na ordem de 3,54%, sendo que a maior parcela, 1,63%, foi convertida para a classe Pastagem. Essa transição implica em perdas da integridade funcional, como a perda de diversidade genética, aumento de emissões de gases de efeito estufa (AGUIAR et al, 2012), bem como podem provocar desequilíbrio do ciclo hidrológico (ARAGÃO, 2012). Em se tratando de uma AE, a manutenção das espécies animais e vegetais endêmicas é fundamental para a conservação da biota local.

A classe Vegetação Secundária apresentou um dos maiores valores de persistência líquida dentre as classes estudadas, 1,07% de Np, Gp de 1,63% e persistência de 1,97% (Tabela 6), indicando a tendência de permanência na área. Os valores elevados de persistências de Vegetação Secundária são favoráveis para a conservação da AE Tapajós, uma vez que essas áreas têm papel fundamental na manutenção dos ecossistemas no que se refere à recuperação de áreas degradadas, reflorestamento, regeneração natural e sequestro de carbono (MESQUITA et al, 2001; POORTER et al, 2016).

Tabela 6. Matriz de transição e resultados do Ganho para Persistência (Gp), Perda para Persistência (Lp) e Mudança Líquida para Persistência (Np) em relação as classes de cobertura na Área de Endemismo, de 2004 a 2012.

	Persistência	Ganho	Perda	Ganho/ persistência (Gp)	Perda/ persistência (Lp)	Net Persistência (Np)
Agricultura Anual	1,26	1,8	0,06	1,43	0,05	1,38
Floresta	73,45	0	3,54	0,00	0,05	-0,05
Outros Usos	7,33	0,86	2,17	0,12	0,30	-0,18
Pastagem	6,6	3,51	2,51	0,53	0,38	0,15
Vegetação Secundária	1,97	3,22	1,11	1,63	0,56	1,07

A classe Agricultura Anual apresentou elevada persistência, sendo o maior Np (1,38%) dentre as classes estudadas, indicando que essa classe tem a maior tendência de aumentar a área ocupada. O Gp foi maior que 1 apenas para Agricultura Anual e Vegetação Secundária, evidenciando que essas classes têm maior tendência a ganhar área das outras classes, e se comportam como classes robustas e consolidadas, apresentando as menores perdas. Em outras palavras, a classe Agricultura Anual foi a classe de maior integridade e tendência de ganho de áreas (Gp), conforme os valores apresentados na Tabela 6.

Dados de alta persistência (1,26%) e baixa permuta (0,12%) confirmam essa tendência (Tabela 5). A criação de um porto em 2003, no município de Santarém para escoar a produção de soja do Mato Grosso acabou impulsionando a produção agrícola nos municípios vizinhos, o que

pode explicar os valores crescentes de ganho e valores baixos de realocação da classe. Adicionalmente, a região possui características edafoclimáticas e de infraestrutura de suporte que são primordiais a produção agrícola (GARRETT, 2013; LAPOLA, 2013; MARTINI et al., 2015; GIBBS, 2015;).

A classe Floresta não apresentou valores elevados de resistência à mudança, tal resultado contrapõe-se com o obtido para a classe Agricultura, que apresentou elevados valores de Np e ganho indicando que há tendência de que a agricultura avance por áreas anteriormente florestadas. A produção agropecuária é impulsionada pelas demandas internacionais que estimulam a produção dessas commodities, o que faz a classe Agricultura seja a mais consolidada nesta região (FEARNSIDE, 2005; MORTON et al, 2006;). Sistemas de produção integrados e políticas governamentais podem intervir como soluções mitigadoras destas alterações na paisagem (SÉGUY et al, 1998; LUIZÃO, 2009; LAMBIN et al, 2013; COHN et al 2014). Além disto, práticas de mercado tais como a Moratória da Soja podem servir para inibir o avanço das culturas agrícolas para áreas desflorestadas recentemente (RUDORFF et al, 2011, GIBBS et al, 2015).

A classe de Pastagem apresentou elevada susceptibilidade à perda de área para outras classes, principalmente agricultura anual e vegetação secundária. Para a Pastagem, o valor de 0,15% de Np denota alto grau de vulnerabilidade à transição para outros usos, evidenciando que a classe não está consolidada e apresenta fragilidade, e pode ter área convertida para as classes que apresentaram ganho líquido positivo. A instabilidade das áreas de Pastagem é tema recorrente na literatura cientifica da região Amazônica e os resultados aqui obtidos corroboram e são consistentes com outros estudos realizados na região do arco do desflorestamento (LAMBIN et al, 2003; FEARNSIDE, 2007; RUDEL, 2009; BARONA, 2010) sendo que esta classe é a principal classe sobre a qual se expande a agricultura na Amazônia (RUDORFF et al, 2011).

Conclusões

Na AE Tapajós, a classe Floresta foi a classe mais vulnerável à perda e mudança de área de uso e cobertura. Vegetação Secundária mostrou-se uma classe estável e crescente, com grande potencial de estabilização e permanência. A Agricultura Anual apresentou com os maiores valores de integridade e menor suscetibilidade, tendo aumentos significativos de área em detrimento principalmente das áreas de Pastagem. A Pastagem configurou-se como um dos principais mecanismos de desmatamento na região, ocupando considerável parte da área perdida pela Floresta e impulsionando a perda de integridade dos ecossistemas naturais com seus elevados valores de realocação.

Projetos envolvendo sensoriamento remoto por satélite, tais como TerraClass, DETER-B e PRODES são fundamentais ao monitoramento e mapeamento da dinâmica de uso de cobertura de AE, bem como de toda a Amazônia, pois as avaliações de áreas vulneráveis e com maior capacidade de manutenção de suas integridades, sobretudo para as classes de floresta e vegetação secundária, apontam indicadores de desenvolvimento sustentável em áreas endêmicas na Amazônia como é o caso da Área de Endemismo Tapajós.

Referências

AGUIAR, A. P. D.; CÂMARA, G.; ESCADA, M. I. S. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. **Ecological modelling**, v. 209, n. 2, p. 169-188, 2007.

AGUIAR, A. P. D. et al. Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. **Glob Change Biol**, v. 18, p. 3346–3366.

AHMED, S. E.; SOUZA J. R. C. M.; RIBEIRO, J.; EWERS, R. M. Temporal patterns of road network development in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, Heidelberg, v. 13, n. 5, p. 927-937, 2013.

ALMEIDA, C. A. et al. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 3, p. 291-302, 2016.

ARAGÃO, L. E. O. C. Environmental science: The rainforest's water pump. **Nature**, 489, 217-218, 2012.

BARONA, N.; RAMANKUTTY, G.; HYMAN, C. O. T. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5 n. 2, p. 1-9, 2010.

CARREIRAS, J. M. B.; JONES, J.; LUCAS, R. M.; GABRIEL, C. Land Use and Land Cover Change Dynamics across the Brazilian Amazon: Insights from Extensive Time-Series Analysis of Remote Sensing Data. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, e104144, 2014.

COHN, A. S. et al. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. **PNAS**, v. 111, n. 20, p. 7236-7241, 2014.

DINIZ, C. G. et al. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. **IEEE JSTARS**, v. 8, p.3619-3628, 2015.

FEARNSIDE P. M.; HALL-BEYER, M. Deforestation in Amazonia. In: CLEVELAND, C. J. **Encyclopedia of Earth**. Washington, DC: Environmental Information Coalition. National Council of Science and the Environment, P. 1-4, 2007.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and society**, v. 13, n. 1, 23, 2008.

GARRETT, R. D.; LAMBIN, E. F.; NAYLOR, R. L. Land institutions and supply chain configurations as determinants of soybean planted area and yields in Brazil. **Land Use Policy**, v. 31, p. 385-396, 2013.

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, p. 377-378, 2015.

KINTISCH, E. Improved monitoring of rainforests helps pierce haze of deforestation. **Science.** v. 316, p. 536-537, 2007.

LAMBIN E. F.; GEIST H. J.; LEPERS E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions **Annu. Rev. Environ. Resour**. v. 28, p. 205-41, 2003.

LAMBIN, E. F. et al. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. **Global Environ. Change,** v. 23, p. 892-901, 2013.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nat. Clim. Change** v. 4, p. 27-35, 2013.

LISBOA, L. S. S. **Padrões de uso e cobertura do solo na Floresta Nacional do Tapajós e seu entorno**. 2015. 132 f. Tese (Doutorado), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP.

LUIZÃO, F. J.; FEARNSIDE, P. M.; CERRI, C. E. P.; LEHMANN, J. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J. SILVA DIAS, P. (eds.). **Amazonia and Global Change**. Geophysical Monograph Series, v. 186, Washington, DC, U.S.A.: American Geophysical Union (AGU), p. 311-336, 2009.

MARTINI, D. Z.; MOREIRA, M. A.; FORMAGGIO, A. R.; DALLA-NORA, E. L. Potential land availability for agricultural expansion in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 49, p. 35-42, 2015.

MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528-537, 2001.

MORRONE, J. J.; CRISCI, J. V. Historical biogeography: introduction to methods. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 26, p. 373-401, 1995.

MORTON, D. C. et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **PNAS**, v. 103, p. 14637-14641, 2006.

MORTON, D. C.; SALES, M. H.; SOUZA, C. M.; GRISCOM, B. Historic emissions from deforestation and forest degradation in Mato Grosso, Brazil: 1) source data uncertainties. **Carbon Balance and Management**, v. 6, n.1, p.18, 2011.

OUEDRAOGO, I.; MBOW, C.; BALINGA, M.; NEUFELDT, H. Transitions in Land Use Architecture under Multiple Human Driving Forces in a Semi-Arid Zone. **Land**, v. 4, p. 560-577, 2015.

PONTIUS, R.G.; SHUSAS, E.; MCEACHERN, M. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. **Agric. Ecosyst. Environ**. v. 101, p. 251-268, 2004.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, p. 211-214, 2016.

PRODES DIGITAL. **Mapeamento do desmatamento da Amazônia com Imagens de Satélite**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes.

RUDEL, T. K.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; LAURANCE, W. F. Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. **Conserv. Biol**. v. 23, p. 1396-1405, 2009.

RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A.; MOREIRA, M. A.; MELLO, M. P.; FABIANI, L.; AMARAL, D. F.; PIRES, B. M. The Soy Moratorium in the Amazon Biome Monitored by Remote Sensing Images. **Remote Sensing**, v. 3, p. 185-202, 2011.

SCHIESARI, L.; WAICHMAN, A.; BROCK T.; ADAMS, C.; GRILLITSCH, B. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. **Phil. Trans. R. Soc**. **B**, v. 368, p. 20120378, 2013.

SÉGUY, L.; BOUZINAC, S.; MARONEZZI, A. C.; TAFFAREL, W.; TAFFAREL, J. **O Plantio Direto de arroz de sequeiro de alta tecnologia na zona tropical úmida do Centro-Norte do Mato Grosso, Brasil**. CIRAD, Grupo Maeda, Agronorte, Goiânia, Goiás, Brasil, 1998.

SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. The fate of the Amazonian areas of endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689-694, 2005.

SPERA, S.A.; COHN, A. S.; VANWEY, L. K.; MUSTARD, J. F.; RUDORFF, B. F.; RISSO, J.; ADAMI, M. Recent cropping frequency, expansion, and abandonment in Mato Grosso, Brazil had selective land characteristics. **Environ. Res. Lett.** v. 9, p. 064010, 2014.

Mudanças de usos da terra e fragmentação da paisagem em áreas associadas à expansão da palma de óleo no município de Bonito, Pará

Jéssica Adrian Lima Farias, Arlete Silva de Almeida,
João Silva Barbosa Júnior & Ima Célia Guimarães Vieira

RESUMO

O estudo em questão visa identificar a variabilidade espaço-temporal nas mudanças da cobertura vegetal e uso da terra, no período de 2008 a 2015, em áreas produtoras de óleo de palma (***Elaeis guineensis*** Jacq.) e avaliar o nível de fragmentação a partir das mudanças na paisagem no município de Bonito, Pará. Foram aplicadas técnicas de geoprocessamento para interpretação e classificação das imagens de satélite Spot 5 para o ano de 2008 e Landsat 8 para o ano de 2015. A análise da fragmentação foi realizada com o programa Fragstats v. 4.1. A classe floresta primária reduziu de 12,11% em 2008 para 11,39% em 2015, como também a classe agropecuária, que passou de 39,93% (2008) para 35,57% (2015). A dominância da palma de óleo é expressiva, com área ocupada de 114,27 km² (19,48% da área total do município). Quanto à fragmentação, foram encontradas 559 manchas florestais ocupando uma área de 6679,57 ha, sendo que 411 manchas equivalem a 73,52% do total. Esses resultados demonstram o alto nível de fragmentação florestal no município. Em 2015, apenas 25% de florestas eram originais, sendo que 14% dessas florestas tem baixa qualidade e estão degradadas por queimadas e atividade madeireira predatória. Esse dado é preocupante visto que o Código Florestal brasileiro preconiza que pelo menos 50% deve ser preservado em áreas de ocupação consolidada. É preciso fortalecer a gestão ambiental do município, juntamente com programas socioambientais e educacionais que promovam a recomposição e conservação dos recursos naturais que estejam ameaçados.

Palavras-chave: Fragmentação, geoprocessamento, cobertura da terra.

Introdução

A cultura da palma de óleo (***Elaeis guineensis*** Jacq.) e a crescente evolução do processo de produção do óleo do dendezeiro em várias regiões, tornou-se um ramo do agronegócio muito atraente na atualidade (SILVA et al., 2011). Um conjunto de ações governamentais, tais como, o Plano Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB) e o Programa de Produção de Óleo de Palma no Brasil, resultou na demarcação de um período geográfico do cultivo da palma de óleo em grande escala no estado do Pará, onde a produção de biocombustível se territorializa no nordeste do estado (LAMEIRA et al, 2015), alcançando 90% da produção nacional (IOS, 2013).

Assim, a atual dinâmica socioespacial do nordeste paraense é marcada pela expansão da dendeicultura e um conjunto de ações políticas estatais e empresariais que permitiram a formação dos territórios da palma (NAHUM, SANTOS, 2015), atingindo 33 municípios, sendo que nove deles (Acará, Bonito, Castanhal, Igarapé-Açu, Tailândia, Tomé-Açu, Santa Izabel do Pará e Santo Antônio do Tauá); concentram cerca de 96% da produção total de óleo de palma. A região vem passando por diversas transformações tanto socioeconômicas como também ambientais, devido à instalação de empresas que passam a determinar o grau de ocupação e uso da terra na região (IGAWA et al, 2015; CARVALHO, 2015; LAMEIRA et al, 2015).

Nesse contexto, intensificam-se as mudanças estabelecidas e implantadas a partir de políticas públicas para incentivar o monocultivo da palma de óleo, ocasionando transformações na paisagem (IGAWA et al, 2015). O resultado gerado a partir dessas mudanças influencia diretamente na cobertura florestal e reconfigura uma paisagem bastante alterada. A conversão de florestas em usos agropecuários contribui para o aumento da degradação ambiental e causa fragmentação de remanescentes florestais e perda de biodiversidade (DECIAN et al, 2016). Entender a forma e a velocidade dessas transformações associadas à ocupação do território é um desafio que demanda o aprofundamento de estudos que analisem as consequências dos impactos gerados.

O desenvolvimento e aplicação de ferramentas que auxiliam na análise da dinâmica ambiental tem sido de uso corrente no meio científico. As Geotecnologias oferecem um grande avanço na execução de mapeamentos destinados às mais variadas áreas de conhecimento (ALMEIDA et al, 2011). A evolução dos sistemas de informações geográficas (SIGs) e técnicas de geoprocessamento possibilitou sua crescente utilização como ferramenta de auxílio em análise espacial e monitoramento de mudanças, o que contribui, e torna mais ágil a tomada de decisão de forma embasada e responsável (ASSIS et al, 2014; SOUZA, 2016).

O município de Bonito, Pará, está inserido no contexto desenvolvimentista expansionista criado a partir do monocultivo da dendeicultura. Assim, o estudo em questão visa identificar a variabilidade espaço-temporal nas mudanças da cobertura vegetal e uso da terra, no período de 2008 a 2015, nas áreas produtoras de óleo de palma (Elaeis guineenses Jacq.) e avaliar o nível de fragmentação a partir das mudanças na paisagem.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O município de Bonito (Figura 1); está localizado na mesorregião do nordeste Paraense, na microrregião Bragantina, com sede nas coordenadas de 01º 21'48" S e 47º 18'21" W. O município ocupa 586,73 km², com população de 15.282 habitantes estimadas para o ano de 2015 (IBGE, 2016).

A vegetação predominante é floresta secundária, proveniente da remoção da cobertura florestal primária (floresta densa dos baixos platôs), para a implantação de cultivos de subsistência e pastagens. A hidrografia da região é caracterizada por conter as nascentes de alguns rios importantes da Microrregião Bragantina, tais como os rios Peixe-Boi, Mururé e Caeté. A topografia é de variação inexpressiva, como ocorre no contexto de sua microrregião, tendo como referência a cota da sede municipal em torno de 60 m, e com média altimétricas com cota máxima de 84 m. A geologia do município; é representada pelos sedimentos Térciários da Formação de Barreiras (arenitos, siltitos) e Quaternários subtual e Recente. O relevo apresenta formas bastante suaves, representada pelos tabuleiros, terraços e pequenas várzeas, inseridos na unidade morfoestrutural de planalto (SEPOF, 2014).

O município apresenta clima do tipo mesotérmico e úmido. A temperatura anual é em torno de 25 ºC. O período mais quente apresenta médias mensais de 25,5 ºC, e temperaturas mínimas em torno de 20 ºC. O regime pluviométrico fica, geralmente, próximo a 2.250 mm. Os municípios do nordeste paraense são favorecidos com fatores edafoclimáticos propícios a cultura do dendezeiro, constatados por áreas definidas como apropriadas a sua produção (BASTOS et al, 2001).

Aquisição de dados e processamento das imagens

Foram selecionadas imagens do satélite Spot 5, com resolução espacial de 5 m, cena 704353, data da passagem 13/07/2008, fornecida pela SEMAS (Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do estado do Pará). E também a imagem do satélite Landsat 8, ponto/órbita 223/61; data 27/08/2015, com resolução espacial de 30 m nas bandas multiespectrais e 15 m na banda pancromática, adquirida através do Serviço de Levantamento Geológico Americano (USGS), sensor OLI (Operational Land Imager), imagens ortorretificadas.

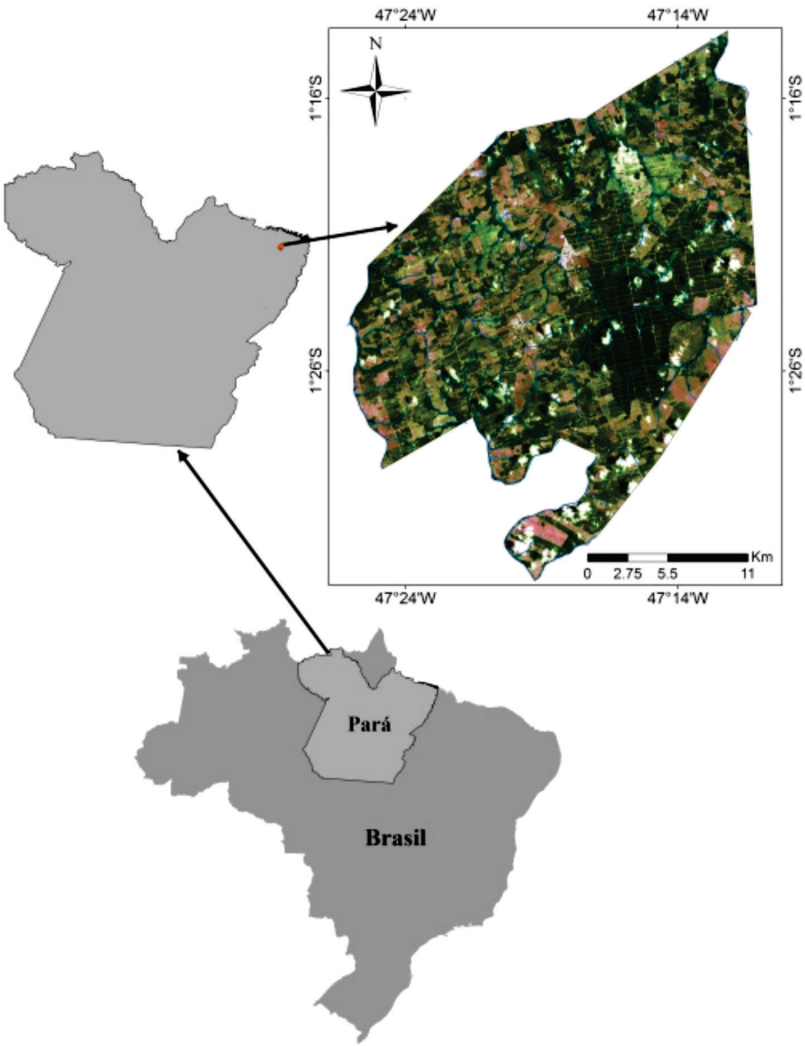


Figura 1. Localização da área de estudo.

Para a imagem do satélite Spot 5 foi realizada a combinação de três bandas (R3G2B1, Pan), que finalizou com a geração de uma única imagem RGB possibilitando a classificação. O mesmo processamento foi realizado com a imagem Landsat 8, bandas (R6G5B4), ressaltando que foi introduzido o processamento de fusão com a banda pancromática,

objetivando melhor resolução espacial. Logo após esse processamento houve uma classificação prévia (não supervisionada) da cobertura e uso da terra, que utilizou o algoritmo de agrupamento ISODATA (***Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique***), com parâmetros definidos de 5 a 10 classes para serem identificadas com 10 interações de, no mínimo, 10 pixels agrupados por classe; esse processamento não precisa do conhecimento da área de estudo. O algoritmo ISODATA identifica padrões nos níveis de cinza e, a cada repetição do processamento, os pixels são recalculados e reclassificados, considerando os novos valores médios dos níveis de cinza (método baseado em Almeida et al, 2014). Este resultado embasou o primeiro trabalho de campo para caracterização e identificação dos polígonos de referência das classes mapeadas.

Na sequência, foi realizada a classificação Supervisionada, através do algoritmo MAXVIER (Máxima Verossimilhança), parâmetro que associa as classes considerando-as como pontos individuais na imagem; essas classes foram definidas na classificação prévia. Este método considera a ponderação das distâncias entre médias dos níveis de cinza das classes (LEÃO et al, 2007).

Para melhor formulação e veracidade da classificação foi utilizada a extensão ClassEdit (edição de classes), que reclassifica as classes mapeadas quando apresentam confusão na resposta espectral do alvo. A classe floresta primária apresentou confusão com o reflorestamento (Mogno e Eucalipto – fase adulta), e palma de óleo (fase - adulta) sendo então reclassificada para a classe correspondente. A agropecuária foi definida a partir do agrupamento das classes pasto sujo, pasto limpo e atividades agrícolas, caracterizadas primordialmente por plantio de milho (***Zea mays*** L.) e laranja (***Citrus sinensis L. Osbeck***), processo que utilizou a extensão Combine Class (Combinar Classes), (LISBOA et al, 2004). Os programas utilizados no processamento das imagens para ajustes e classificação foram o Envi v. 4.5 e o ArcGis v. 10.1.

Foram realizadas no primeiro semestre de 2016 duas viagens, uma para identificar os polígonos definidos na classificação não supervisionada, e outra para validar a classificação supervisionada, imagem ano de 2015. Em laboratório, foi elaborado um roteiro de campo, de acordo com as

áreas mapeadas, que foram caracterizadas e localizadas com o auxílio do GPS (Global Positioning System - de navegação), modelo GPSmaps 62s, e complementadas com registros fotográficos.

Para a validação da classificação foi utilizada a matriz de confusão, obtida pelo cruzamento dos dados de campo com informações do mapeamento de cobertura vegetal e uso da terra, que gerou o cálculo da Exatidão Global e Índice de Kappa (valor de 0 – 1) (HUDSON, RAMM, 1987).

Análise da Fragmentação

Os fragmentos foram selecionados a partir do mapeamento da cobertura vegetal passando a compor um mapa específico da fragmentação da área de estudo. O arquivo originário em raster foi convertido para polígono gerando uma tabela com tamanhos dos fragmentos o que permitiu os cálculos de: número de manchas, área total ocupada pelas manchas, e tamanho máximo e mínimo das mesmas. Esse processo foi realizado através com os programas Arcgis v. 10.1 e Fragstats v. 4.1.

Resultados e Discussão

Mudanças de Cobertura e Uso da Terra

Nove classes de cobertura vegetal e uso da terra foram identificadas na classificação realizada no município de Bonito, distribuídas entre floresta primária, floresta degradada, floresta secundária, agropecuária, palma de óleo, reflorestamento, solo exposto, nuvem + sombra e água. A Tabela 1 apresenta as características das classes mais expressivas na região, conforme também descritas por Almeida e Vieira (2014) e Almeida (2015) na região do nordeste paraense.

A validação dessa classificação foi realizada por meio da matriz de confusão que é um indicativo da qualidade da classificação. O desempenho geral da classificação foi 0,84% para o índice de kappa para o mapeamento de 2015, indicando que a classificação foi satisfatória (LANDS, KOCH, 1977).

Tabela 1. Descrição das classes mais expressivas de cobertura vegetal e uso da terra, Bonito-PA.

Classe	Contexto
	Floresta Primária Esta classe agrupa tipologia florestal como floresta ombrófila densa e floresta ombrófila aberta, que são caracterizadas por fanerófitos, lianas lenhosas e epífitas em abundância, que o diferenciam das outras classes de formação. Apresenta árvores grossas com altura de 30 a 40 m e dossel emergente. Ocorrem pouquíssimas áreas com essas características no município.
	Floresta Degradada Esta classe é descrita como área que sofreu intervenção humana com objetivo de extração seletiva de madeira, abertura de estradas e pátios de estocagem, ou ainda áreas que foram alteradas pelo fogo provocando danos ao dossel e/ou sub-bosque.
	Floresta Secundária Conhecida também como floresta sucessional, é uma vegetação de origem antropogênica, resultante do processo natural de regeneração da vegetação, em área em que houve corte raso da floresta primária ou degradação por atividades como corte-e-queima, abandono de área de pastagens degradadas e cultivos agrícolas. Tipo de vegetação predominante no município.
	Agropecuária Esta classificação inclui grandes extensões de áreas de pasto limpo, pasto sujo e áreas de culturas de ciclo curto e ciclo longo, estas em menor quantidade. Inclui também terrenos em pousio de cultivos recentes.
	Palma de Óleo Esta classe se caracteriza por grandes extensões de áreas de plantio de dendê, decorrente da instalação de empresas para a exploração dessa cultura na região.
	Reflorestamento Caracterizado por cultivos de espécies destinadas a reflorestamento, para fins de produtos florestais e não florestais, e matéria prima para fins energéticos. Consórcio de Mogno com Eucalipto.

Fonte: Dados IBGE (2012), adaptada pelos autores/Fotos MPEG (2016).

Ao longo de sete anos, o município de Bonito, passou por diferentes fases de uso e ocupação do solo que geraram modificações, observadas principalmente na cobertura vegetal do município (Tabela 2).

De acordo com a classificação, houve uma redução nos fragmentos de floresta primária, no intervalo de 2008 a 2015, passando de 12,11% para 11,39%, da área total do município. Embora pequena, tal diferença é relevante, pois o município já apresenta uma paisagem bastante alterada. A diminuição da floresta implica consequências na disponibilidade de recursos naturais, comprometendo os serviços ambientais; e afetando diretamente a diversidade biológicas (LEES et al, 2015).

A cobertura de floresta degradada aumentou de 12,72% (2008) para 14,20% (2015), resultado da exploração predatória de floresta primária e de queimadas, que ocorrem por práticas de limpeza de áreas vizinhas. A área de floresta em pé (intacta e degradada) foi 25,59% em 2015, enquanto a área encontrada na classe agropecuária foi 35,57%, sendo esta a mais expressiva em extensão no município. A floresta secundária, não apresentou alteração expressiva no intervalo analisados.

Tabela 2. Mudanças ocorridas na cobertura vegetal e uso da terra, no período de sete anos (2008 e 2015), Bonito-PA.

Classes	2008		2015	
	(km²)	(%)	(km²)	(%)
Floresta Primária	71,09	12,11	66,80	11,39
Floresta Degradada	74,63	12,72	83,33	14,20
Floresta Secundária	86,18	14,69	84,98	14,48
Agropecuária	234,29	39,93	208,68	35,57
Palma de Óleo	58,65	10,00	114,27	19,48
Reflorestamento	0,47	0,08	0,67	0,11
Solo exposto	37,09	6,31	8,40	1,43
Nuvem + Sombra	24,01	4,08	18,77	3,20
Água	0,32	0,08	0,84	0,14
Total	586,73	100	586,73	100

Áreas que sofreram reconfiguração por processo de desmatamento, seguido de pastagens ou abandono, apresentam certo grau de degradação e se tornam áreas aptas para o cultivo da palma de óleo (CARVALHO, 2015). A dominância desse cultivo na paisagem de Bonito, bem evidenciada no nosso estudo, correspondeu a 114,27 km², o que representa 19,48% (em 2015) da área total do município, contribuindo assim, para a ocupação de novas áreas para atender à crescente demanda na produção de óleo de palma no mercado nacional e internacional (VILLELA, 2014). A ocupação de novas áreas com dendezeiro está associada aos interesses das empresas, e tem levado a conflitos sócio-territoriais no espaço agrário paraense (COUTO et al, 2012).

As áreas produtivas no ano de 2015 somaram 292,94 km², correspondentes as classes agropecuária e palma de óleo. A classe agropecuária se refere, além do pasto, à práticas de implantação de cultivos agrícolas, utilizadas pelas comunidades tradicionais para cultivos de subsistência, com uso de queima e corte da floresta. O abandono dessas áreas originam capoeiras em vários estágios de sucessão (PEREIRA, VIEIRA, 2001).

A cultura do dendezeiro tornou-se um ramo do agronegócio muito atraente na atualidade, em função do seu potencial de utilização para fins energéticos e do apoio resultante de incentivos fiscais, o que proporciona a evolução do processo produtivo, implantando a monocultura em diversos municípios da região (SILVA et al, 2011; LAMEIRA et al, 2015). Tal expansão é notadamente perceptível na Figura 2.

Nahum e Santos (2013), afirmam, que "áreas que apresentam florestas primárias e mata secundária destruídas, são áreas em que se estabelecem a dendeicultura e padecem de problemas socioambientais, pois comprometem a mata ciliar e os corpos d'agua". De fato, um recente estudo (PEREIRA, 2016) evidenciou a degradação da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Peixe-Boi; nascentes próximas à pastagem apresentaram os piores resultados de qualidade da água e duas das principais nascentes, que estão dentro de fazendas produtoras de palma de óleo e apresentaram índices baixos de oxigênio.

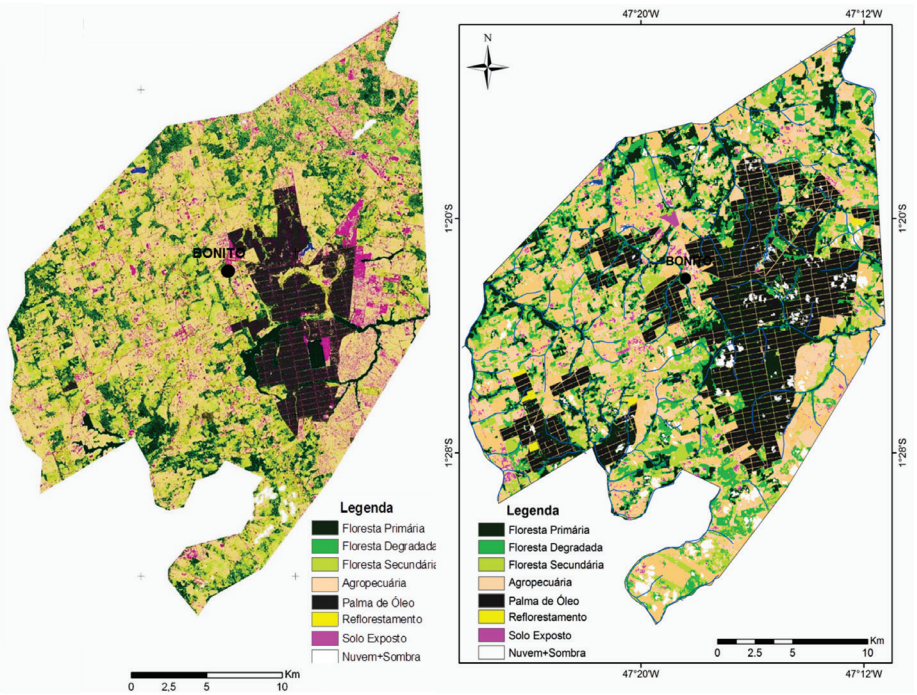


Figura 2. Classificação da cobertura vegetal e uso da terra de 2008 e 2015, Bonito-PA.

Fragmentos Florestais

Foram encontrados 559 fragmentos florestais, com tamanhos variando de 1 a 217 hectares (Tabela 3), sendo que 411 manchas equivalem a 73,52% do total, demonstrando o alto nível de fragmentação florestal, com áreas menores que 10 hectares. Em geral, fragmentos pequenos contêm não apenas uma menor riqueza de espécies como um todo, mas também, muitas vezes, uma menor densidade de espécies (número de espécies por unidade de área), implicando processo acelerado de degradação do fragmento e consequente perda de biodiversidade, pois a forma e o tamanho desses fragmentos são fatores essenciais para a preservação e manutenção dos serviços ambientais (LAURANCE, VASCONCELOS, 2009).

Tabela 3. Distribuição dos fragmentos de floresta primária em relação ao tamanho da área do município de Bonito-PA.

Tamanho (ha)	Nº de Fragmentos	(%)	Área (ha)	Mancha no município (%)
1-10	411	73,52	1464,86	2,50
10-100	137	24,51	3576,20	6,10
100-217	11	1,97	1638,52	2,79
Total	559	100	6679,57	11,39

Dos fragmentos obtidos, 24,51% tem tamanhos entre 10 e 100 ha e ocupam 3576 ha, enquanto que os fragmentos maiores que 100 ha contabilizam 11 manchas, que ocupam 1,96% da área do município e concentram-se ao longo das margens dos rios (Figura 3). Assim, verifica-se que as áreas próximas dos rios sofrem com a fragmentação e os tornam vulneráveis em sua função de "manutenção da biodiversidade local e as suas funções de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas" (MMA, 2016).

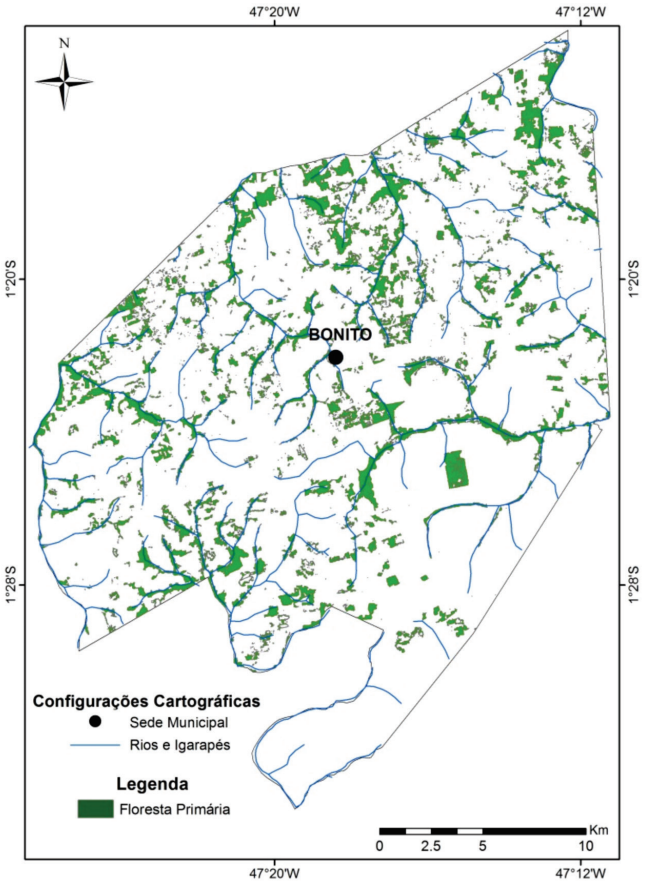


Figura 3. Distribuição dos remansescentes de floresta primária em 2015 no município de Bonito-PA.

Um dos maiores fragmentos de terra firme encontra-se dentro de propriedades empresariais, com 149,30 ha de floresta. Esse fragmento serve de reserva legal para a área da empresa devido à obrigatoriedade estabelecida pela Lei 12.651 de maio de 2012 (Código Florestal), que reformulou os percentuais mínimos de preservação e estabeleceu que todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, sem prejuízo da aplicação das normas sobre as Áreas de Preservação Permanente, com seus respectivos percentuais mínimos em relação ao imóvel.

Como o município não apresenta 50% de áreas com floresta original (primária e degradada), mas somente 25,59%, cresce a preocupação com o fato desse valor estar abaixo do limiar crítico de 30% (ANDRÉN, 1994), para ambientes alterados pela ação antrópica (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros ambientais do município para o ano de 2015, Bonito-PA.

Denominação	(%)	Área (ha)	Situação 2015
Área total do Município	100	58.600	
Área segundo a Lei nº 12.651	80	46.880	
Área de Floresta (primária e degradada)	25,59	15.013	Atual
Limiar crítico segundo Andrén (1994)	30	17.580	Ideal

A situação ambiental no município requer uma atenção elevada, sob as vertentes que impulsionam a agropecuária e a expansão da dendeicultura em prol do seu desenvolvimento. Diante da problemática da região é necessário o emprego de medidas estratégicas e ações para a manutenção dos fragmentos existentes e a recuperação de áreas degradadas e que visem o bem-estar da sociedade e o equilíbrio da paisagem.

Conclusão

A paisagem do município de Bonito apresentou mudanças expressivas ao longo do tempo, principalmente quanto às áreas de florestas, que vem sendo suprimidas ou mesmo substituídas por outros tipos de uso da terra, acarretando degradação e exploração dos recursos naturais, interferindo diretamente na biodiversidade e serviços ambientais do município. A classe agropecuária apresenta maior extensão em área, seu grau de ocupação caracteriza o município através de suas atividades econômicas com tendências a pecuarização, consistente com a situação da região do nordeste paraense como um todo.

Na classificação é perceptível a expansão da palma de óleo na direção oeste do município com o surgimento de diversas áreas de plantio

ao longo dos anos analisados. O ambiente apresenta alto nível de fragmentação como pode ser observado nos menores fragmentos representados em maior quantidade, que em geral não possuem conectividade entre si, reduzindo o habitat para a fauna, influenciando também nas alterações no fluxo hidrológico das nascentes, e configurando perdas irreversíveis para a o ecossistema local.

Pesquisas como estas são de extrema importância para verificar a atual situação dos fragmentos florestais em municípios onde ocorre a expansão da palma de óleo, visto que análises recentes apontam implicações ambientais em grande escala dessa cultura. Recomenda-se fortalecer a gestão ambiental do município, através de políticas públicas apropriadas, juntamente com programas socioambientais e educacionais que promovam a recomposição e a conservação dos recursos naturais que estejam ameaçados. Além disso, é importante manter a fiscalização e a preservação, nos termos da legislação ambiental, sobre áreas que ainda apresentam resquícios de floresta nativa no município e envolver a comunidade em prol da preservação, formulando projetos baseados na educação ambiental, fortalecendo a consciência e o envolvimento participativo para a melhoria da qualidade ambiental do município.

Referências

ALMEIDA, A. S.; SANTOS, R. L.; CHAVES, J. M. Mapeamento de Uso e Ocupação do solo no Município de Jeremoabo-Ba: Uso do algoritmo Máxima Verossimilhança (Maxver) In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 15, Curitiba, PR, 2011.

ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Conflitos no uso da terra em Áreas de Preservação Permanente em um polo de produção de biodiesel no Estado do Pará. **Revista Ambiente e Água**. n. 3, v. 9, p: 476-487, 2014.

ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; SILVA, E. R. R.; BARBOSA JUNIOR, J. S. Análise da cobertura vegetal e uso da terra em microrregiões no município de Moju-PA. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 9, Curitiba, PR, 2014.

ALMEIDA. A. S. de. **Mudanças de Uso da Terra em Paisagens Agrícolas com Palma de Óleo (Elais guineenses Jacq.) e Implicações para a Biodiversidade Arbórea na Amazônia Oriental**. 2015. 116 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará, Belém-PA.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape diferente proportion of suitable habitatt: a review. **Oikos**, n. 3, v. 71, p: 355-366, 1994.

ASSIS, J. M. O.; CALADO, L. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. C. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco - PE nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n. 05. v. 07, p: 859-870, 2014.

BASTOS, T. X.; MÜLLER, A. A.; PACHECO, N. A.; SAMPAIO, M. N.; ASSAD, E. D.; MARQUES, A. F. S. Zoneamento de riscos climáticos para a cultura do dendezeiro no estado do Pará. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, n. 3, v. 9, (Nº Especial: Zoneamento Agrícola), p: 564-570, 2001.

CARVALHO, C. M. de. **A expansão sustentável do cultivo da palma para a produção de biodiesel no Brasil: o caso do estado do Pará**. 2015. 105 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ.

COUTO, A. C. O.; SOUZA, R. B.; MACEDO, C. O. A fronteira do dendê na Amazônia: o caso do Nordeste Paraense. In: ENCONTRO NACIONAL DE GEOGRAFIA AGRÁRIA. Territórios em disputa: Os desafios da Geografia Agrária nas contradições do desenvolvimento brasileiro, 21, Uberlândia – MG, UFU, 2012.

DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M.; KRAUSE, P.; QUADROS, F. R.; ROVANI, I. L. Dinâmica do uso e cobertura da terra e fragmentação florestal em uma área de drenagem no nordeste do Rio Grande do Sul. **Perspectiva**, n. 149, v. 40, p: 21-32, 2016.

HUDSON, W. D., RAMM, C. W. Correct formulation of the kappa coefficient of agreement. **Photogrammetric Engineering e Remote Sensing**, n. 4, v. 53, p: 421-422, 1987.

IGAWA, T. K.; DIAS, F. G.; SOUZA, T. G. Análise da expansão da dendeicultura no município de Tailândia: Um estudo de caso dos anos de 1991 a 2006. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 17, João Pessoa-PB, INPE, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, 2012, 271 p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades – Pará**. 2016. Disponível em: http://cidades.ibge.gov.br/painel/historico.php?lang=&codmun=150160&search=para|bonito|infograficos:-historico Acessado em: mar. 2016.

IOS - Instituto Observatório Social. **O comportamento sócio trabalhista na produção do óleo de palma do dendê no Estado do Pará com foco nas empresas Agropalma, Biovale/Biopalma**. Petrobras combustíveis. Relatório Final. São Paulo, 2013.

LAMEIRA, W. J. de. M.; VIEIRA, I. C.; TOLEDO, P. M. Análise da expansão do cultivo da palma de óleo no Nordeste do Pará. **Novos Cadernos NAEA**, n. 2, v. 18, p: 185-197, 2015.

LANDS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorial data. **Biometrics**, n. 1, v. 33, p: 159-154, 1977.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências Ecológicas da Fragmentação Florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, n. 3, v. 13, p: 434-451, 2009.

LEÃO, C.; KRUG, L. A.; KAMPEL, M.; FONSECA, L. M. G. Avaliação de métodos de classificação em imagens TM/Landsat e CCD/CBERS para o mapeamento do uso e cobertura da terra na região costeira do extremo sul da Bahia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, Florianópolis-SC, INPE, 2007.

LEES, A.; MOURA, N. G.; ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm. **Plos One**, n. 5, v. 10, 2015.

LISBOA, L.; GAVINA, J.; ALMEIDA, S.; NUNES, A. Classificação da Cobertura e Uso da Terra no Sudoeste do Estado do Pará. In: SIMPÓSIO EM CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 1, Recife – PE, CTG/UFPE, 2004.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Espécies Ameaçadas de Extinção**. 2016. Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao. Acesso: ago. 2016.

NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. dos. Impactos Socioambientais da Dendeicultura em Comunidades Tradicionais na Amazônia Paraense. **ACTA Geografia**, Ed. Esp. Geografia Agrária, p: 63-80, 2013.

NAHUM, J. S.; SANTOS, C. B. Uma interpretação geográfica da dendeicultura na Amazônia paraense**. Revista da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Geografia – ANPEGE**, n. 15, v. 11, p: 309-331, 2015.

PEREIRA, C. A.; VIEIRA, I. C. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. **Interciencia**, n. 8, v. 26, p: 337-341, 2001.

PEREIRA, W. F. **Avaliação da Degradação Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Peixe – Boi, Nordeste do Estado do Pará**. 2016. 104 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém-PA.

SEPOF - Secretaria de Estado e Planejamento, Orçamento e Finanças. **Estatística Municipal**. Belém-PA: Governo do Estado do Pará, 2014.

SILVA, A. F.; BARBOSA, A. P.; ZIMBACK, C. R. L.; LANDIM, M. B. Classificadores de imagens por técnicas de sensoriamento remoto e geoestatística In: SIMPÓSIO DE GEOESTATISTICA APLICADA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2, Botucatu-SP, 2011.

SOUZA, I. M. M. **Mudanças de uso da terra na paisagem cultural. Caso de estudo: município de São Carlos, SP**. 2016. 90 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos-SP.

VILLELA, A. A. **Expansão da Palma na Amazônia oriental para fins Energéticos**. 2014. 360 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ.

Dinâmica espaço - temporal do uso da terra na vila de Cuiarana, Salinópolis, Pará

Joyse Tatiane Souza dos Santos, Adriano Marlisom Leão de Sousa, Maria Isabel Vitorino & Hildo Giuseppe Garcia Caldas Nunes

RESUMO

Mapear e monitorar a dinâmica do uso da terra é de suma importância para quem busca melhor compreensão sobre as mudanças ocorridas em um espaço e tempo, bem como entender os impactos ambientais negativos. O objetivo deste trabalho foi identificar e quantificar o uso da terra na vila de Cuiarana, Salinópolis/PA, nos anos de 2004 a 2014, para verificar as possíveis mudanças ocorridas durante este período. Para isso, utilizou-se a órbita-ponto 223-060, referente à base de dados do projeto TerraClass, dos anos em estudo. Os resultados mostraram que o TerraClass foi uma ferramenta eficaz para identificação e quantificação do uso da terra. Foram identificados 11 tipos de classes no período de 10 anos sendo a área urbana aquela que mais cresceu, devido à construção da imagem da vila como ponto turístico. Essa imagem vem sendo construída desde a década de 90, no município de Salinópolis como representatividade do município. Pode-se concluir que o TerraClass conseguiu demonstrar muito bem a dinâmica temporal das classes, dentro do limite espacial da vila, ampliando a compreensão sobre os principais fenômenos e processos condicionantes das transformações da paisagem na Amazônia.

Palavras-chave: TerraClass, uso da terra, dinâmica espacial, temporalidade.

Introdução

O uso desenfreado dos recursos naturais, a poluição atmosférica e da água, o desflorestamento, a degradação dos recursos hídricos e o uso incorreto da terra, são apenas alguns dos problemas ambientais mais graves do planeta na atualidade (JÚNIOR; SOUZA, 2012). As ações antrópicas estão progressivamente se tornando a principal causa de

mudança global sistemática, ocasionando a desestabilização dos sistemas biofísicos críticos, com consequências nocivas ou mesmo catastróficas para o bem-estar de todos (VIOLA; FRANCHINI, 2012).

A água, o solo, os recursos minerais e a vegetação, podem ser considerados talvez, como os principais recursos disponíveis para o desenvolvimento econômico, principalmente nas regiões tropicais. As principais informações requeridas sobre esses recursos são a sua distribuição espacial, os padrões (forma e arranjo das unidades de recursos) e o tipo de recurso. A análise dos padrões atuais de uso da terra e dos fatores econômicos e sociais que afetam o uso do solo também é importante no processo de planejamento (BOHRER, 2009).

A importância de se fazer um estudo da dinâmica espaço-temporal do uso da terra decorre da necessidade de um conhecimento mais amplo, permitindo um olhar, tanto na escala espacial, quanto na escala temporal, sobre as transformações ocorridas no espaço e no tempo em determinadas regiões.

O projeto TerraClass, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), vem desempenhando um importante trabalho dentro do mapeamento do uso e cobertura da terra na Amazônia legal. O intuito inicial do projeto foi quantificar as taxas e áreas de desmatamento da região; atualmente, o escopo do projeto e se estende a outras classes (crescimento das áreas urbanas, distribuição das diferentes classes de uso do solo e etc.), com um período de análise de 10 anos.

Nesse sentido, o uso das imagens de satélites, de radares, fotografias aéreas e cartas aliadas aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) possibilitam a interpretação das mudanças ocorridas no espaço, em determinado período de tempo, respondendo as diversas perturbações e efeitos complexos e difíceis de serem avaliados, tais como as paisagens contidas nos ambientes costeiros. Estas metodologias têm se tornado cada vez mais presentes em estudos sobre transformações nestes tipos de ambientes (RANIERI; ROBRINI, 2015).

Essas aplicações ambientais das imagens de satélites possibilitam o estudo e o monitoramento, tanto de fenômenos naturais como os de origem antrópicas, que não são estáticos, pois estão em constante transformação no tempo e no espaço, como por exemplo: inundação, vulcanismo, erosão, desmatamento, contaminação e poluição das águas, assoreamento de rios e lagos, descaracterização de paisagens, queimadas, formas de ocupação geoeconômicas, etc. (FLORENZANO, 2007).

Diante disso o objetivo deste trabalho foi identificar e quantificar o uso da terra na vila de Cuiarana/PA, a partir de informações provenientes do projeto TerraClass dos anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014, para verificar as mudanças no uso da terra e seus impactos para a vila em estudo.

Material e Métodos

Área de Estudo

A vila de Cuiarana fica localizada no município de Salinópolis, na região nordeste do Estado do Pará, a uma distância de 15 km da área central do município de Salinópolis e tem como via principal de acesso a PA-124. Banhada pelo oceano Atlântico, ela faz parte da Microrregião do Salgado; originou-se de uma pequena vila de pescadores, e hoje vem assumindo uma grande importância na área turística, principalmente pela sua paisagem e bela praia que compõem o conjunto de praias, ilhas, dunas, mangues, rios e igarapés do município de Salinópolis, atraindo cada vez mais, maiores números de turistas à vila.

Vale ressaltar que o recorte limítrofe da vila de Cuiarana foi traçado de acordo com os limites: ao norte com as localidades Agrisal e Itapeua, a leste com o oceano atlântico, ao sudeste e sul com o rio Arapepó, município de são João de Pirabas e a localidade Corema, respectivamente, e a oeste com a PA-124, constituindo uma área de 4,23 km² aproximadamente (Figura 1).

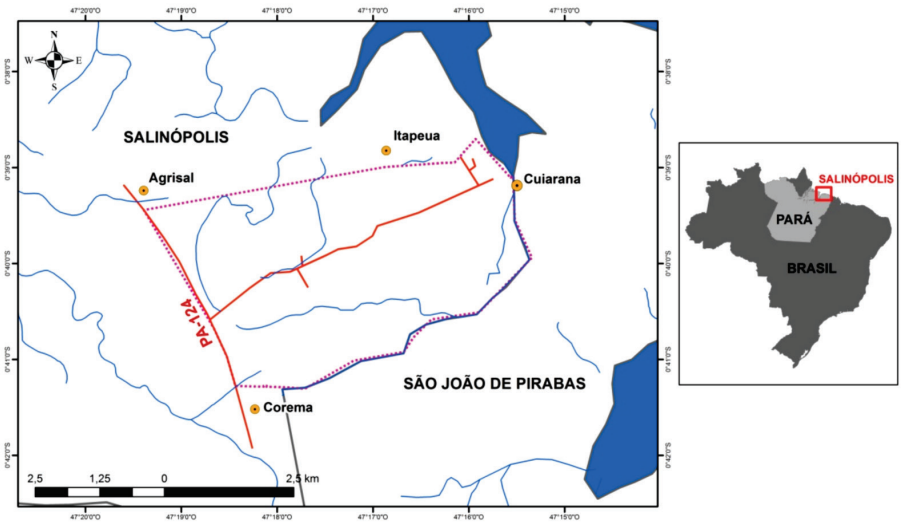


Figura 1. Rio Arapepó, Salinópolis/PA.

A caracterização pedológica da vila de Cuiarana é constituída por duas classes de tipo de solo: Latossolo amarelo e Gleissolo (IBGE, 2007). O Latossolo amarelo é caracterizado por solos profundos, de coloração amarelada, com perfis muito homogêneos, com boa drenagem e baixa fertilidade, enquanto que o solo do tipo Gleissolo é caracterizado por áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc.). A presença desse tipo de solo está ligada ao domínio geomorfológico da região, caracterizado por uma Planície Costeira, na qual ocorrem os sedimentos do período Holoceno nas praias, campo de dunas recentes, planície arenosa com vegetação de restinga e planície lamosa (manguezais) (RANIERI; ROBRINI, 2015).

A vegetação predominante inclui formações pioneiras com influências fluviomarinha arbórea e vegetação secundária (IBGE, 2012). O clima da região é do tipo quente e úmido (Clima Equatorial Amazônico) (KOPPEN, 1948), com alta taxa de umidade relativa do ar, média anual em torno de 80% a 90% (MARTINS; LUZ, 2004) e temperatura média de 27°C (CPTEC, 2016). O relevo é caracterizado por apresentar declividade média, com intervalos variando de 4 metros a 40 metros de altitude.

Metodologia

Foram utilizadas, como base de dados, as informações do projeto TerraClass referentes aos anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014. Este projeto foi criado com o intuito de entender a dinâmica de uso e cobertura da *Amazônia Legal Brasileira*. Foi desenvolvido pelo INPE, em parceria com a EMBRAPA, e atualmente é disponibilizado *online* e de livre acesso para diferentes estudos dentro da Amazônia, não apenas com relação ao objetivo inicial, mas atualmente é disponibilizado para outros focos de estudo.

O projeto utiliza cenas Landsat-5/TM, divididas em órbitas-ponto, no Sistema de Projeção Lat/Long e Sistema Geodésico de Referência SAD 69. Ele combina diferentes técnicas de classificação e produtos de sensoriamento remoto para a produção de mapas de uso e cobertura da terra. São doze as principais classes mapeadas: Agricultura anual; Regeneração; Regeneração com pasto; Pasto sujo; Pasto limpo; Pasto com solo exposto; Mineração; Reflorestamento; Área Urbana; Mosaico de Ocupações; Desflorestamento e Área não observada. A classe Reflorestamento só esteve presente no ano de 2010.

Neste estudo foi utilizada a órbita-ponto 223-060 do projeto TerraClass, a qual foi inserida no software ArcGis 10.3, em conjunto com dados vetoriais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados foram espacializados e tratados de acordo com a delimitação da área estudada, onde foram produzidos mapas temáticos capazes de possibilitar uma melhor visualização das mudanças espaciais ocorridas na vila de Cuiarana.

Para um melhor entendimento e análise destes resultados foram criados mapas e tabelas auxiliando na discussão sobre as mudanças espaciais ocorridas na vila, e para uma melhor quantificação destas mudanças. Por final foi discutido o principal motivo destas mudanças e como elas impactaram na área de estudo.

Resultados e Discussão

A espacialidade das informações do TerraClass, na área de estudo, proporcionou uma visão, tanto de um conjunto estático, como de uma análise dinâmica multitemporal do uso da terra em Cuiarana/PA, durante 10 anos (2004, 2008, 2010, 2012 e 2014). Nesse período, foram identificadas 11 classes do uso do solo, definidas a partir dos dados do TerraClass (Tabela 1).

A área urbana foi a que mais aumentou no decorrer dos 10 anos, pois, em 2004, ocupava 3,6%, e, em 2014, passou a ocupar 46,97%. No entanto, as áreas de florestas fizeram o caminho inverso: de 65,7% em 2004 para 1,91% em 2014 (Tabela 2). Um dos fatores responsáveis por essa mudança significativa nos valores é o crescimento populacional ligado ao turismo. Brito (2008) coloca que o turismo na cidade litorânea do nordeste do Estado do Pará, se intensifica a partir da década de 1990. Com o foco na apropriação e consumo de seus espaços, os atores sociais envolvidos (especulação imobiliária, Estado e agência de turismo) tem tido papel importante na transformação de lugares, aonde a valoração de seu território através da atividade turística vem modificando o espaço.

O turismo chama a atenção para os pontos mais remotos do município de Salinópolis, gerando divisas para a vila de Cuiarana, pela exploração de seus recursos naturais, e constitui-se no elemento fundamental que favorece o desenvolvimento urbano da vila. É o principal responsável pelas modificações das relações sócio espaciais e das atividades que anteriormente mantinham a economia da vila, a exemplo da pesca (NUNES, 2012).

Tabela 1. Descrição das Classes de Uso da Terra.

Classes	Descrição
Área não observada	Áreas que tiveram sua interpretação impossibilitada pela presença de nuvens ou sombra de nuvens.
Área Urbana	Manchas urbanas decorrentes da concentração populacional.
Desflorestamento	Áreas recentemente desmatadas cobertas por solo, arbustos, forrageiras e árvores abatidas sem uso de terras definidas nesta etapa, definidas como áreas que foram mapeadas pelo projeto PRODES como desmatadas em 2008.
Floresta	Não define, porém nesse estudo levou-se em consideração área de vegetação densa.
Hidrografia	Não define, porém nesse estudo levou-se em consideração rios, afluentes e lagos.
Mosaico de Ocupações	Áreas representadas por uma associação de diversas modalidades de uso da terra.
Outros	Áreas que não se enquadram nas chaves de classificação.
Pasto Limpo	Área de pastagem em processo produtivo com predominância de vegetação herbácea e cobertura de espécie gramínea entre 90% a 100%
Pasto sujo	Áreas de pastagem em processo produtivo com predomínio de vegetação herbácea e cobertura de espécies de gramíneas associado à presença de vegetação arbustiva esparsa.
Regeneração com Pasto	Áreas em que, após o corte raso da vegetação natural, desenvolve-se alguma atividade agropastoril.
Vegetação Secundária	Áreas que, após a supressão total da vegetação florestal, encontram-se em processo avançado de regeneração da vegetação arbustiva e/ou arbórea.

Fonte: Adaptado do projeto TerraClass (INPE, 2016).

A "urbanização turística" em Salinópolis, além de provocar mudanças nos padrões de vida da população, também possibilitou a dinamização de atividades econômicas que geraram, para os moradores ou empresários, certa dependência em relação aos períodos sazonais, que contribui para o crescimento dessas atividades, sejam elas no mercado da informalidade, com vendas de iguarias regionais, artesanatos, ou nas atividades econômicas formais com restaurantes, pousadas ou hotéis de alto padrão. Esse processo "desigual e combinado" revela

uma performance de circuitos (superior e inferior), sob estágios e peculiaridades locais, integrados a uma rede regional estruturada em princípios de consumos urbanos (BRITO, 2008).

As áreas de desflorestamento também cederam espaços para a expansão das áreas urbanas: em 2004 ocupavam 11,1% da área, em 2010 já ocupavam 7,79%, nos anos de 2012 e 2014, não chegavam nem a 1% (Tabela 2). Assim, houve uma diminuição, em que essas áreas foram substituídas em detrimento da expansão da área urbana.

Os valores de cobertura das áreas caracterizadas como área não observada, foram bastante elevados durante todos os anos (9,4%; 38,5%; 41,8%; 33,8%; e 30,5%), devido ao excesso de nuvens (aproximadamente 75% da cena coberta de nuvens) ou à baixa qualidade radiométrica, na região. Pasto sujo, pasto limpo e regeneração com pasto oscilaram durante os anos, em que o pasto limpo apareceu com maior valor (7,82%) no ano de 2010, enquanto que o pasto sujo e a regeneração com pasto tiveram maiores valores (6,2% e 1,7%, respectivamente) no ano de 2008.

A classe de vegetação secundária também ocupou a um menor valor (0,3%) em 2004; em 2010 o valor aumentou para 6,69%, diminuindo depois para 4,96% em 2014. A hidrografia na região é formada pelos rios e afluentes dos rios Arapepó e Sampaio; parte de seus afluentes, secam no período menos chuvoso (agosto a novembro), devido ao nível topográfico. Nos períodos úmidos (de janeiro a abril), a descarga nesses afluentes é consideravelmente maior. Contudo, o projeto TerraClass identificou valores bem aproximados durante o período estudado (6,8%) (Tabela 2). A dinâmica espaço-temporal das classes de uso da terra durante os 10 anos, ficam bem visualizados nas Figuras 2 e 3.

Tabela 2. Representatividade do uso da terra da vila de Cuiarana/PA.

Classes	2004		2008		2010		2012		2014	
	Área (Km²)	Área (%)	Área (Km²)	Área (%)	Área (Km²)	Área (%)	Área (Km²)	Área (%)	Área (Km²)	Área (%)
Área não observada	0,40	9,4	1,63	38,5	1,77	41,88	1,43	33,8	1,29	30,50
Área Urbana	0,15	3,6	0,73	17,2	0,73	17,22	1,24	29,2	1,99	46,97
Desflorestamento	0,47	11,1	0,28	6,6	0,33	7,79	0,00	0,0	0,00	0,00
Floresta	2,78	65,7	0,82	19,4	0,49	11,66	0,17	4,0	0,08	1,91
Hidrografia	0,29	6,8	0,29	6,8	0,29	6,85	0,37	8,8	0,29	6,85
Mosaico de Ocupações	0,12	2,8	0,00	0,0	0,00	0,09	0,31	7,3	0,10	2,31
Outros	0,01	0,2	0,00	0,0	0,00	0,00	0,46	10,8	0,00	0,00
Pasto Limpo	0,01	0,3	0,15	3,5	0,33	7,82	0,26	6,1	0,05	1,27
Pasto sujo	0,00	0,0	0,26	6,2	0,00	0,00	0,00	0,0	0,19	4,53
Regeneração com Pasto	0,00	0,0	0,07	1,7	0,00	0,00	0,00	0,0	0,03	0,70
Vegetação Secundária	0,00	0,0	0,00	0,0	0,28	6,69	0,00	0,0	0,21	4,96
Total	4,23	100,0	4,23	100,0	4,23	100,0	4,23	100,0	4,23	100,0

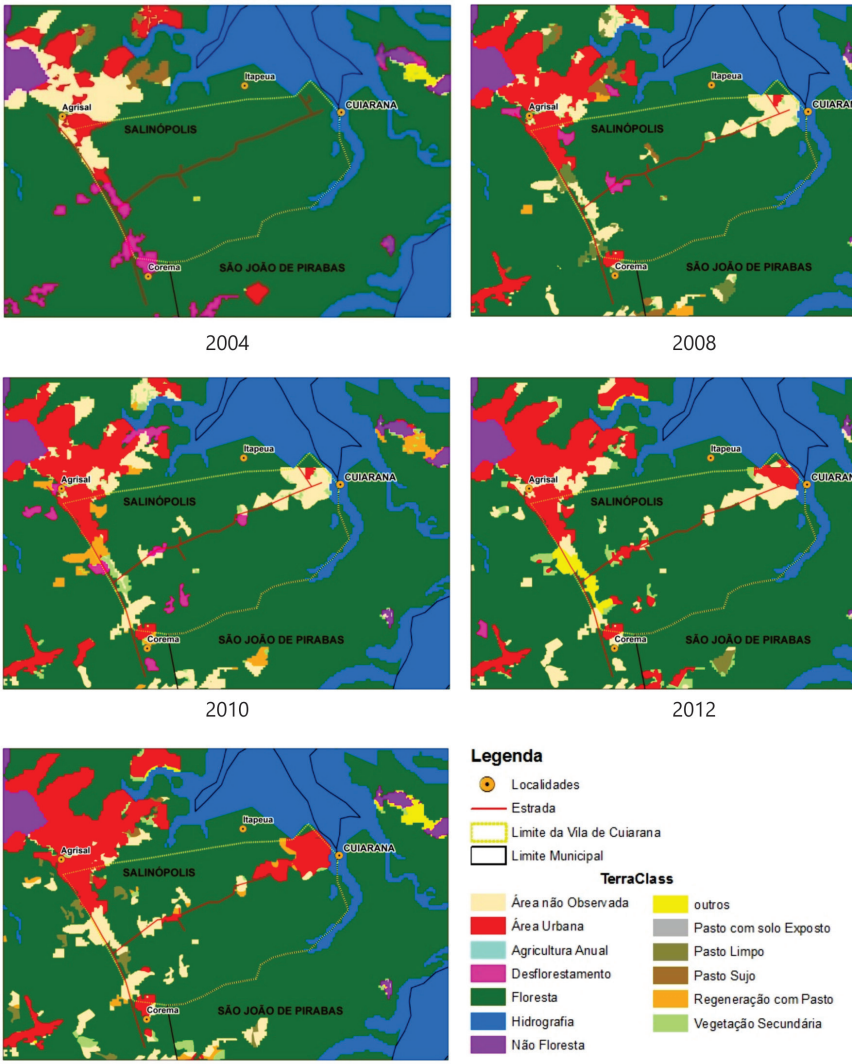


Figura 2. Cenários identificados para a área de estudo.

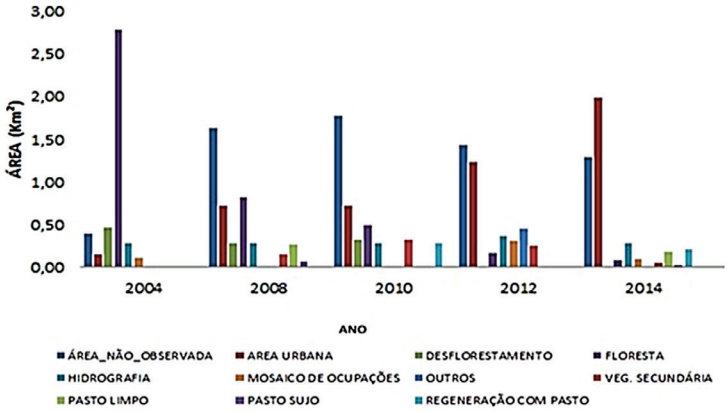


Figura 3. Dinâmica Espaço-Tempo do Uso da Terra em Cuiarana/PA.

O constante crescimento das áreas urbanas traz consigo um ator muito importante neste processo de expansão e urbanização, o homem. Ele transforma ambientes naturais para criar os ambientes artificiais, ou seja, o meio ambiente urbano, para o atendimento das suas necessidades como ser social. E isso é preocupante: na atualidade vem sendo discutida a percepção dos riscos e dos conflitos ambientais existentes no meio ambiente urbano. Nesse meio interagem diferentes seres vivos; indivíduos, grupos e comunidades humanas diversas convivem com as dinâmicas: econômica, política social e cultural. Esse modo de vida da sociedade contemporânea, atualmente, vem sendo responsável por influências diretas e indiretas na quantidade, qualidade e variedade dos recursos disponíveis, ocasionando a valorização e revalorização do solo, produção, expansão, potencialidades, usos, manifestações, ocupações, trocas, trabalho, infraestrutura, entre outros fatores positivos e negativos (SALLES; GRIGIO; SILVA, 2013).

Na vila de Cuiarana, esses riscos e conflitos são bastantes presentes; um dos riscos ambientais visivelmente identificado é o aumento do resíduo sólido. A falta de coleta adequada e o descarte dos resíduos em locais

inapropriados levam a contaminando do solo e dos lençóis freáticos. Além do prejuízo ambiental, há influência também nos aspectos econômico e social, relativos aos danos a principal fonte de renda da vila, que são, além do turismo, a pesca artesanal e a agricultura de subsistência (arroz, milho, feijão, mandioca e espécies frutíferas), bem como na saúde da população (SANTOS, 2013).

Estudos como o de Nunes (2012), que abordam a gestão de resíduos sólidos urbanos na Vila de Cuiarana no município de Salinópolis, explicam os riscos socioambientais; causados pelo aumento da produção e falta de tratamento dos resíduos sólidos, implicando impactos ambientais significativos. O autor afirma que é necessária uma lei que trate da política dos resíduos sólidos, para que seja combatida a degradação que esse município vem sofrendo, nos diversos aspectos: flora, água e ar.

Outro impacto verificado na Vila é o uso da hidrografia como forma de lazer. Em alguns pontos dos afluentes, a água foi represada para a criação de piscinas naturais, provocando a modificação da morfologia do afluente e também alteração nas suas margens, ficando assoreadas, descaracterizando, assim, a configuração natural do rio (SANTOS, 2013).

Salomão (2013), em seu estudo sobre efeitos antrópicos do represamento de um riacho do Cerrado, mostrou que o represamento de um afluente, rio, riacho, entre outros, pode ocasionar graves consequências ecológicas, bem como modificações nas variáveis ambientais, como temperatura, turbidez e velocidade da água, etc.

As ações antrópicas provocadas pelos seres humanos são responsáveis pela degradação do meio. Essas ações podem ser entendidas como: "o solapamento da qualidade de vida de uma coletividade na esteira dos impactos negativos exercidos sobre o ambiente" (SOUZA, 2005), ou seja, a queda da qualidade de vida, como consequência dos impactos acometidos sobre o meio (SALLES; GRIGIO; SILVA, 2013). Esses impactos ambientais levam à necessidade de um planejamento urbano.

Conclusão

A análise espacial-temporal do uso da terra, com informações do TerraClass, na vila de Cuiarana, foi uma ferramenta eficaz a identificação e quantificação do uso da terra, possibilitando identificar 11 tipos de classes e verificar as mudanças no período de 10 anos. Das avaliações das diferentes classes, foi possível perceber que a área urbana foi a que mais cresceu, isso ocorreu devido à construção da imagem da vila como ponto turístico.

Apesar do elevado valor da classe área não observada, devido a má visibilidade que as nuvens causam, o projeto TerraClass conseguiu demonstrar muito bem a dinâmica temporal das classes, dentro do limite espacial da vila, cumprindo o objetivo que é ampliar a compreensão sobre os principais fenômenos e processos condicionantes das transformações da paisagem na Amazônia.

Essa expansão na classe urbana em Cuiarana tem trazido algumas preocupações, pois a falta do planejamento urbano e o uso dos recursos naturais inadequados podem gerar futuros impactos ambientais negativos ao meio ambiente.

Ao se tratar de assuntos que envolvem o binômio "crescimento urbano e meio ambiente" o conflito se torna evidente, ou seja, não há crescimento urbano sem danos ao meio ambiente, por mais sustentável que seja a prática envolvida.

Uma vez instalado o ambiente urbano, as transformações sobre o meio físico ficam mais evidentes. À medida que se intensificam as concentrações antrópicas, ocorre um aumento nos desmatamentos, erosão, assoreamento nos rios, entre outros. Isso ocorre devido a alguns fatores, tais como a falta de planejamento, controle e gerenciamento urbano.

Portanto, considera-se de suma importância a aplicação de pesquisas que contemplem uma melhor gestão e planejamento do território da vila de Cuiarana, para que sejam formuladas medidas de minimização dos impactos ambientais. Essas medidas auxiliarão as populações locais, a entender os riscos ocorridos com o mau gerenciamento dos recursos naturais.

Referências

BOHRER, C. B. A. Vegetação, Paisagem e o Planejamento do Uso da Terra. **GEOgraphia**, n. 4, v. 2, p. 103-120, 2009.

BRITO, F. M. O. de. O Turismo em um Lugar Atlântico Amazônico: recentes alterações sócioespaciais. **Scripta Nova: revista electrónica de geografía y ciencias sociales**, v. 12, 2008.

NOBRE, C. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. **INPE, Brazil**. <http://www.cptec.inpe.br/> Acessado em 28/11/2016.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, 2012, 271 p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, 2007, 316 p.

JÚNIOR, E. F. O.; SOUZA, Í. S. Os Impactos Ambientais Decorrentes da Ação Antrópica na Nascente do Rio Piauí - Riachão do Dantas/SE. **Revista eletrônica da Faculdade José Augusto Vieira**, n. 7, setembro de 2012.

MARTINS, A. C. S; LUZ, M. S. F. C. **Cenário Climatológico Atuante no Litoral Norte da Amazônia Brasileira**. 2004. 63 f. Monografia (Especialização) Centro de Geociência, Universidade Federal do Pará, Belém-PA.

NUNES, Jerônimo Cardoso. **A Gestão dos Resíduos Sólidos e a Percepção sobre Riscos Ambientais em Área do Aterro Sanitário no Município de Salinópolis (PA)**. 2012. 86 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano), Universidade da Amazônia, Belém-PA.

KOPPEN, W. Climatologia: com um estúdio de los climas de latierra. **Fondo de Cultura Econômica**, México, 1948.

RANIERI, L. A; ROBRINI, M. Condição Oceanográfica, Uso e Ocupação da Costa de Salinópolis (Setor Corvina-Atalaia), Nordeste do Pará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, n. 2, v. 16, p. 133-146, 2015.

SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; SILVA, M. R. F. Expansão Urbana e Conflito Ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN - Brasil. **Sociedade e Natureza**, v. 5, n. 2, p. 281-290, 2013.

SALOMÃO, Valéria P. **Efeitos Antrópicos do Represamento de um Riacho do Cerrado na Decomposição Foliar**. 2013. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília-DF.

SANTOS, J. T. S. **Aplicação do modelo hidrológico swat para a sub-bacia do Rio Arapepó Salinópolis/PA**. 2013. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém-PA.

SOUZA L. A. **Diagnóstico do Meio Físico como Contribuição ao Ordenamento Territorial do Município de Mariana (MG)**. 2005. 165 f. (Dissertação de mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Escola e Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto-MG.

TERRACLASS. **Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia** - Sumário executivo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Belém, 2016. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas>

VIOLA, E.; FRANCHINI, M. Os limiares planetários, a Rio+20 e o papel do brasil. Cad. **EBAPE.BR**. Rio de Janeiro, n. 3, v. 10, 2012.

Zonas ripárias e modelo de ocupação em bacias hidrográficas costeiras - rio Caripi, Pará

Priscilla Flores Leão Ferreira Tamasauskas, Aline Maria Meiguins de Lima, Mário Augusto Gonçalves Jardim & Edson José Paulino da Rocha

RESUMO

O processo de uso e ocupação da região nordeste do estado do Pará ocasionou grandes mudanças sobre a cobertura vegetal desta região, as quais indicam a existência de impactos tanto sobre a floresta remanescente como sobre o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas da região. Este trabalho tem como objetivo mapear as mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas na bacia hidrográfica do rio Caripi e, em seguida, analisar a fragmentação da cobertura florestal, principalmente das zonas ripárias. Como procedimentos metodológicos foram realizados a análise multitemporal das classes de uso e cobertura da terra a partir de imagens dos satélites Landsat 5 para os anos de 1984, 1994, 2004 e Landsat 8, para 2013; caracterização in loco das principais unidades componentes com reconhecimento dos principais sistemas ambientais associados; identificação e delimitação das zonas ripárias; e aplicação de métricas de paisagem. Os resultados obtidos indicam que a bacia apresenta um estado de fragmentação avançado no médio e alto curso do rio principal e que, pela simulação e observações de campo, há impactos sobre o regime hídrico da bacia com uma considerável alteração do escoamento segundo as classes de uso e cobertura da terra existentes.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra, fragmentação florestal, escoamento superficial.

Introdução

No ambiente da bacia hidrográfica se desenvolvem as mais diversas formas de uso e ocupação da terra, que podem ou não ser compatíveis com a manutenção dos parâmetros de qualidade e quantidade das águas (MILOVANOVIC, 2007; POCEWICZ et al., 2008). As categorias

de uso da terra voltadas ao setor produtivo, a ocupação populacional ou a recuperação/conservação/preservação (com manutenção ou recuperação da cobertura vegetal), dependendo do lugar onde são desenvolvidas na bacia, podem afetar áreas sensíveis (nascentes) ou interferir diretamente nas características dos cursos d´água (pela implantação de obras) (VANZELA et al., 2010; FERREIRA et al., 2011; COELHO et al., 2014). Destacam-se: o volume de água escoado (vazão); as taxas de infiltração e evaporação; e a qualidade das águas (PEREIRA et al., 2014); e pode intervir, em determinado grau, nas demais variáveis do balanço hídrico, incluindo o regime de chuvas local (COE et al., 2011; ZHOU et al., 2011).

As mudanças de uso da terra podem contribuir para ocorrência de eventos extremos, aumento do nível dos mares e alteração do balanço hídrico (ADAM; COLLISCHONN, 2013). No que tange as florestas, alteram a produtividade das mesmas, as funções ecológicas e o processo de sequestro de carbono (BACCINI et al., 2012). Com relação à água é verificada a interferência na quantidade, na qualidade, na disponibilidade e na existência de vida aquática (MILOVANOVIC, 2007).

No caso específico da cobertura vegetal, a mesma desempenha importante papel no ciclo hidrológico, uma vez que atua diretamente no balanço de energia e no fluxo de volumes de água, ocasionando alterações nas taxas de infiltração, interceptação, escoamento superficial e erosão (BALBINOT et al., 2008). Vogel et al. (2009) apontam que a retirada da vegetação natural de bacias hidrográficas para a implantação de atividades como a agricultura gera impactos negativos em um corpo d'água, visto que resulta na retirada de nutrientes e, consequentemente, há a diminuição da capacidade de infiltração no solo, por exemplo. Alguns trabalhos como de Farias et al. (2013) e Gomes et al. (2007) demonstram a fragilidade da paisagem de bacias hidrográficas diante do intenso uso e ocupação da terra, marcado principalmente por desmatamentos para a implantação de atividades econômicas, tal como a agricultura.

Do ponto de vista hidrológico, as zonas ripárias (ZAKIA, 2009) contribuem para a geração do escoamento direto em microbacias; aumento da capacidade de armazenamento, inclusive o aumento da vazão em estações secas; desempenham também uma eficaz filtragem superficial

de sedimentos, contribuindo assim para uma maior qualidade da água produzida, funcionando como efeito-tampão; promovem a estabilidade das margens dos rios; contribuem para a ciclagem de nutrientes; além de que facilitam a interação direta com os ecossistemas aquáticos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; ATTANASIO et al., 2012).

No contexto ecológico, as zonas ripárias são tidas como corredores essenciais que promovem conexões entre remanescentes vegetais e que facilitam a movimentação de fauna e a dispersão vegetal na paisagem (SALEMI et al., 2012). Atuam, também, no suprimento de matéria orgânica para a fauna íctica e para a manutenção dos estoques e diversidade da mesma já que essas áreas são tidas como zonas de reprodução (ABELL et al., 2007).

A região amazônica apresenta um processo dinâmico de evolução de uso e cobertura da terra, porém a rede de informações hidrológicas existente não acompanha essas mudanças, tanto em termos espaciais quanto temporais (RIBEIRO NETO et al., 2008). As zonas ripárias caracterizam-se por serem áreas de saturação hídrica que margeiam os cursos d'água e onde se estabelecem as matas ciliares (ZAKIA, 2009). São consideradas áreas estratégicas para manter a integridade dos ecossistemas de água doce frente às ameaças como a fragmentação florestal e a perda de habitats (ABELL et al., 2007). As zonas ripárias compõem ecossistemas capazes de fixar carbono, que servem como habitats de vida selvagem e corredores ecológicos, proporcionando sombra, matéria orgânica e alimento para sua biota (SALEMI et al., 2012).

A área de estudo, a bacia hidrográfica do rio Caripi, abrange os municípios de Maracanã (ao norte) e Igarapé-Açu (ao sul), os quais fazem parte de mesorregião nordeste paraense. A bacia do rio Caripi está inserida ao norte na microrregião do salgado e ao sul na microrregião bragantina. O nordeste paraense, mais especificamente a zona bragantina, corresponde à área de mais antiga colonização e, portanto, apresenta uma paisagem bastante antropizada, em especial pelas atividades agropecuárias, com remanescentes florestais (matas de várzea e igapó) restritos às margens dos rios, apesar de muitos destes remanescentes estarem empobrecidos em função do intenso uso da terra.

Dessa forma, existe a necessidade de se desenvolver mais estudos associados às zonas ripárias, em destaque a do rio Caripi, a fim de compreender sua dinâmica e o seu papel para o funcionamento da bacia hidrográfica; tendo como premissa que existem impactos negativos no comportamento hidrológico desta bacia, decorrentes do histórico de uso e cobertura da terra.

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Rio Caripi (Figura 1) abrange os municípios de Maracanã ao norte e Igarapé-Açu ao Sul, os quais pertencem à mesorregião Nordeste Paraense e às microrregiões do Salgado e Brangantina, respectivamente. O Quadro 1 descreve as principais características dos municípios componentes da bacia.

O clima dos municípios de Igarapé-Açu e Maracanã inserem-se na categoria de megatérmico úmido, do tipo *Am* da classificação de Köppen, temperatura média, durante todo o ano, em torno de 25ºC e 27ºC, respectivamente; a precipitação média anual de 2.344 mm, com forte concentração entre os meses de janeiro a maio (ALBUQUERQUE et al., 2010). O comportamento da precipitação na região Amazônica (SOUZA et al., 2009) indica a influência da atividade convectiva da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), como um dos principais mecanismos reguladores da variabilidade da precipitação que se estende da costa do Pará até o Amapá (SOUZA; ROCHA, 2006).

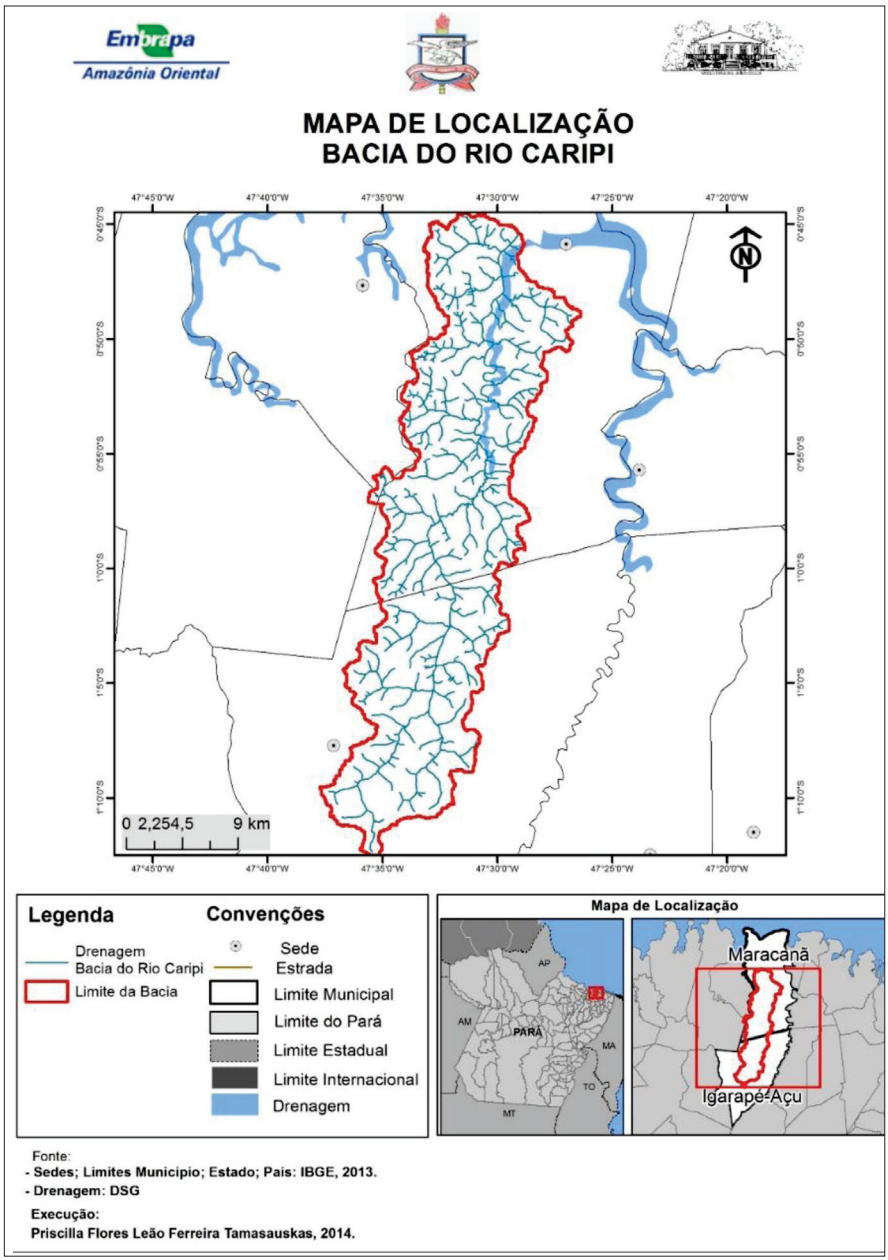


Figura 1. Localização da área de estudo.

Quadro 1. Características componentes da área de abrangência da bacia do rio Caripi.

Cobertura de solos	A região apresenta solos classificados como Latossolos Amarelo Textura Média e Concrecionários Lateríticos, localizados nas áreas de Terra Firme, solos Hidromórficos Indiscriminados e Aluviais, encontrados nas margens dos rios; e solos Indiscriminados de Mangues, nas áreas semilitorâneas e litorâneas.
Cobertura vegetal	A vegetação é composta originalmente por mata de terra firme, porém devido ao intenso histórico de uso e ocupação da terra na região, predominam atualmente florestas secundárias ou capoeiras, em vários estágios de regeneração. A vegetação de várzea se distribui nas margens sinuosas dos rios Caripi e Maracanã. Também possui outros tipos de cobertura vegetal, a exemplo dos manguezais e dos campos naturais de Mangaba, localizados na zona costeira.
Topografia	A variação altimétrica apresenta valores médios em torno de 5 metros, com cota máxima de 74 metros.
Estrutura geológica	Predominam sedimentos Terciários da Formação Barreiras, principalmente no interior (terra firme) do Município, e sedimentos inconsolidados do Quaternário Subatual e Recente, localizados na sua porção setentrional, no estuário do rio Maracanã (sedimentação fluvio-marinha). Em decorrência da estrutura geológica o relevo é bastante simples, representado pelos baixos Tabuleiros do Grupo Barreiras, Terraços do Quaternário Antigo e Várzeas Quaternário Recente. Morfoestruturalmente corresponde, à unidade regional do Planalto Rebaixado da microrregião Bragantina.
Sistemas de drenagem	Com relação à hidrografia o rio Maracanã, que serve de limite com os municípios de Santa Maria e Nova Timboteua, é o receptor da grande maioria dos igarapés que estão presentes na rede hidrográfica de Igarapé-Açu. O rio Caripi é um dos rios do Município de Igarapé-Açu. Nasce no interior do município e corre para o Norte, em direção ao rio Maracanã. É formado pelo igarapé Primeiro Caripi e recebe, na margem esquerda, o igarapé Raposo e, na direita, igarapé Pupuca.

Fonte: Pará (2011a, 2011b).

Materiais e Métodos

Os dados vetoriais são oriundos de 04 cartas topográficas na escala 1:100.000 que abrangem a área de estudo (Cartas SA-23-V-A-IV, SA-23-V-A-V, SA-23-V-C-I e SA-23-V-C-II) e os dados matriciais dizem respeito às seguintes imagens: RAPIDEYE (cenas 2338502, 2338503, 2338602, 2338603 e 2338703 imageadas em 13/09/2012), LANDSAT 5 (cenas 223/061 imageadas em 27/07/1984, 21/06/1994 e 04/09/2004), LANDSAT 8 (cena 223/061 de 27/07/2013) e SRTM (cenas S01_W048_1arc_v3 e S02_W048_1arc_v3).

A delimitação da bacia hidrográfica do rio Caripi e da zona ripária foi realizada conforme os procedimentos descritos em Tamasauskas et al. (2016). Para o mapeamento das mudanças no uso e cobertura da terra na área que compreende a bacia hidrográfica do Rio Caripi nos últimos 30 (trinta) anos foi necessário proceder com o mapeamento multitemporal, o qual utilizou como dados primários as imagens dos satélites Landsat 5/Sensor TM, imagens tomadas nos anos de 1984, 1994 e 2004, e Landsat 8/Sensor OLI, imagem tomada no ano de 2013.

Para o processamento digital das imagens selecionadas foi utilizado o software ENVI 5. O pré-processamento incluiu a calibração radiométrica, a correção atmosférica e a correção geométrica da imagem. Ressalta-se que a correção geométrica foi aplicada apenas para as imagens do satélite LANDSAT 5/TM, já que a imagem do satélite LANDSAT 8/OLI é disponibilizada ortorretificada, ou seja, já se encontra com correção geométrica a partir de um modelo digital de elevação.

Dessa forma, após a correção de todas as possíveis distorções, prosseguiu-se para a etapa de classificação das imagens. A classificação consiste no processo de extração de informações em imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos que são utilizados para mapear áreas da superfície terrestre. A classificação das imagens no presente trabalho seguiu a metodologia de classificação semi-automatizada, a qual consiste da aplicação de um classificador que analisa e determina os pixels que fazem parte de uma mesma classe com

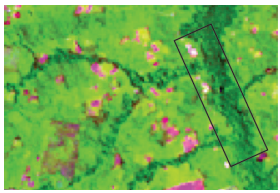
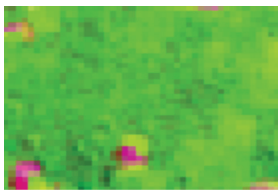
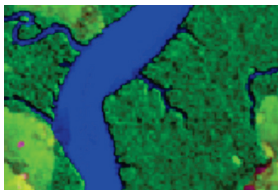
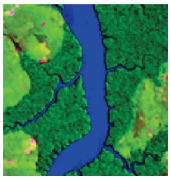
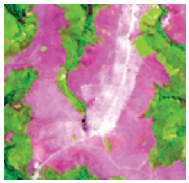
base na informação espectral dos pixels analisados e, posteriormente, faz-se a correção de possíveis erros de classificação a partir da edição manual feita pelo usuário a partir da interpretação visual.

Assim, utilizou-se o classificador isodata, classificador inerente à classificação não-supervisionada e a indicação de 30 classes (foram adotados o mínimo 4 pixels para execução da classificação automática). Após a geração do resultado da classificação, faz-se a aplicação da ferramenta de pós-classificação ***Clump*** visando agregar as 30 classes geradas em somente 08 classes (quando há presença de nuvens e sombras de nuvens o total de classes sobe para 10 classes), as quais representam o uso e cobertura da terra da área de estudo.

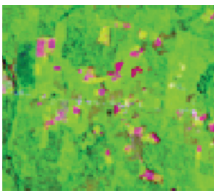
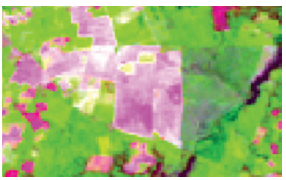
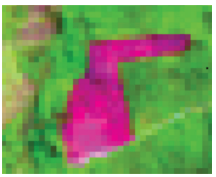
Com a geração do produto de classificação automática em 12 classes, passa-se para o processo de classificação visual, o qual pretende corrigir possíveis erros da classificação anterior. Os elementos básicos da interpretação visual estão relacionados à tonalidade/cor, geometria (tamanho e forma), à textura, ao padrão, à sombra, posição e à associação. As classes definidas para o mapeamento multitemporal de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Caripi podem ser visualizadas no Quadro 2; adotando-se a nomenclatura de IBGE (2012).

Visando analisar o processo de fragmentação florestal da bacia hidrográfica da área de estudo e de sua zona ripária fez-se uso das métricas de paisagem (métricas de manchas, classes e paisagem). Assim, a partir dos dados de uso e cobertura da terra dos anos de 1984, 1994, 2004 e 2013, procedeu-se a análise quantitativa da paisagem por meio do software Fragstats versão 4.2 e do uso das métricas de paisagem listadas na Tabela 1.

Quadro 2. Classes definidas para o mapeamento multitemporal.

Classes	Representação matricial	Definição
Floresta Secundária		Feição com característica predominante de espécies arbóreas, cor verde escuro, tonalidade média, textura rugosa, formas irregulares. Esta feição refere-se às áreas de vegetação florestal remanescentes, podendo estar presentes também nas margens dos rios, caracterizando assim a vegetação do tipo ripária.
Vegetação Secundária		Feição característica de áreas homogêneas com porte vegetacional predominantemente arbóreo e arbustivo, que sofreram preteritamente supressão vegetal e que apresentam diversos estágios de regeneração. Possui cor verde clara, tonalidade média, pouco rugosa e com formas regulares e irregulares.
Mangue		Feição característica de mangue, que ocorre geralmente ao longo das planícies costeiras tropicais. Possui cor verde escuro, tonalidade escura, textura rugosa e formas irregulares.
Massa D´água		Feição relacionada aos corpos hídricos. Suas características são: cor azul claro a escuro, tonalidade baixa a média, textura lisa e áreas irregulares.
Campo Natural		Feição de vegetação não-florestal, neste caso definido como “campo cerrado”. Possui cor magenta a branco, tonalidade alta, textura lisa e áreas extensas e irregulares.

Quadro 2 (Cont.). Classes definidas para o mapeamento multitemporal.

Classes	Representação matricial	Definição
Mosaico de ocupações		Feição relacionada a núcleos urbanos, estradas, pequenas pastagens e agriculturas de pequeno porte. Tem as seguintes características: cor magenta a branco, tonalidade média a alta, textura rugosa e heterogênea e áreas regulares e irregulares.
Agricultura		Feição relacionada às áreas de cultivos agrícolas. Tem as seguintes características: cor magenta e verde claro, tonalidade clara e média, textura lisa e áreas regulares bem definidas.
Pastagem		Feição relacionada às áreas de pastagens. Tem as seguintes características: cor magenta e verde claro, tonalidade que varia de baixa a média, textura lisa e/ou levemente rugosa e áreas regulares e/ou irregulares.

A partir das métricas discriminadas, pode-se avaliar nos níveis das manchas, classes e paisagem o processo de fragmentação florestal ocorrido na bacia hidrográfica e em sua zona ripária e, desse modo, inferir o padrão espacial da cobertura florestal presente na paisagem da área de estudo. Após a análise quantitativa da paisagem, foi estimado o comportamento hidrológico da bacia do rio Caripi visando identificar possível impacto do processo de fragmentação florestal da bacia hidrográfica e da zona ripária sobre o referido comportamento hidrológico.

Tabela 1. Métricas de paisagem a serem utilizadas.

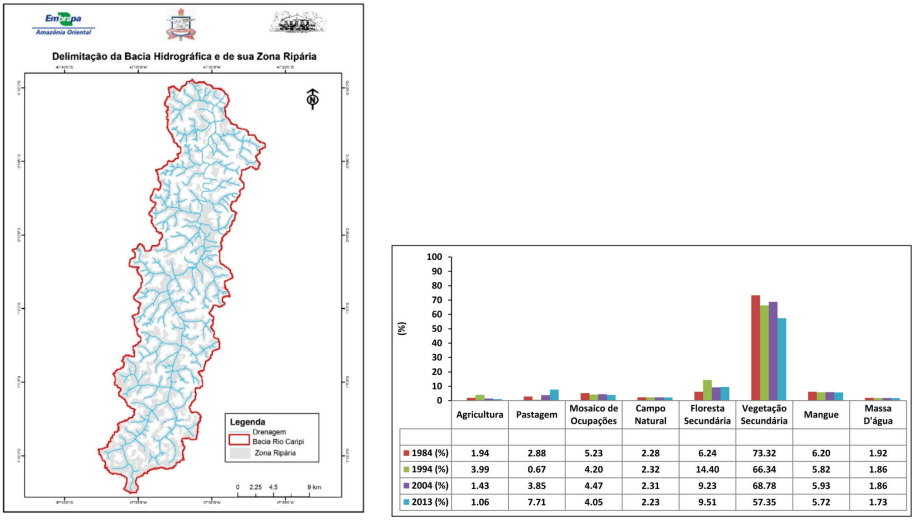
Aspecto Principal	Métrica	Unidade	Questão Ecológica
Métricas de Manchas (Patches)			
Análise de Vizinhança	Distância ao vizinho mais próximo (ENN)	ENN ≥ 0 (metros)	Qual a proximidade de uma mancha ao seus vizinhos de mesma classe?
Análise de Formas	Índice de Círculo Circunscrito (CIRCLE)	0<CIRCLE<1	Quão compactadas são as manchas em relação a uma circunferência de mesma área?
Análise de Vizinhança	Índice de Contiguidade (CONTIG)	0≦CONTIG≦1	Qual a contiguidade interna (conexão espacial) das manchas?
Métricas de Classes			
Análise de Heterogeneidade	Número de Fragmentos (NP)	NP ≥ 1	Quantas manchas por classe há na paisagem?
Análise de Vizinhança	Índice de Conectância (CONNECT)	%	Qual o percentual de manchas conectadas de certa classe segundo dada distância?
Métricas de Paisagem			
Heterogeneidade	Grau de Contagio (CONTAG)	%	Qual o grau de conectividade da paisagem entre as manchas da mesma classe?

Fonte: Adaptado de Lang e Blaschke (2009).

Resultados e Discussões

As áreas da bacia hidrográfica e da zona ripária do rio Caripi foram respectivamente, 47.849,45 ha e 27.386,12 ha (Figura 2a); a zona ripária delimitada representa 57,23% da área da bacia hidrográfica, o que lhe confere um importante papel nos processos hidrológicos que ocorrem nesta bacia. As Figuras 2b, 3 a 4 representam as classes de uso e cobertura da terra da área de estudo obtidas pela classificação das imagens e verificação de campo.

Observa-se que a configuração espacial das classes mapeadas teve maior concentração de infraestrutura urbana e atividades agropecuárias (mosaico de ocupações, agricultura e pastagem) na parte sul da bacia (alto curso do rio Caripi). Os ambientes naturais (campo natural e mangue) estão localizados na parte norte da bacia (baixo curso do rio); a classe de vegetação secundária permeia toda a área da bacia e a de floresta secundária tem maior abrangência do médio ao baixo curso do rio Caripi, estando, de modo geral, restrita principalmente às margens do referido rio e de alguns de seus afluentes (floresta aluvial).



	Agricultura	Pastagem	Mosaico de Ocupações	Campo Natural	Floresta Secundária	Vegetação Secundária	Mangue	Massa D'água
1984 (%)	1.94	2.88	5.23	2.28	6.24	73.32	6.20	1.92
1994 (%)	3.99	0.67	4.20	2.32	14.40	66.34	5.82	1.86
2004 (%)	1.43	3.85	4.47	2.31	9.23	68.78	5.93	1.86
2013 (%)	1.06	7.71	4.05	2.23	9.51	57.35	5.72	1.73

Figura 2. (a) Delimitação da Bacia Hidrográfica e de sua Zona Ripária. (b) Classes de Cobertura e Uso da Terra - Anos de 1984, 1994, 2004 e 2013.

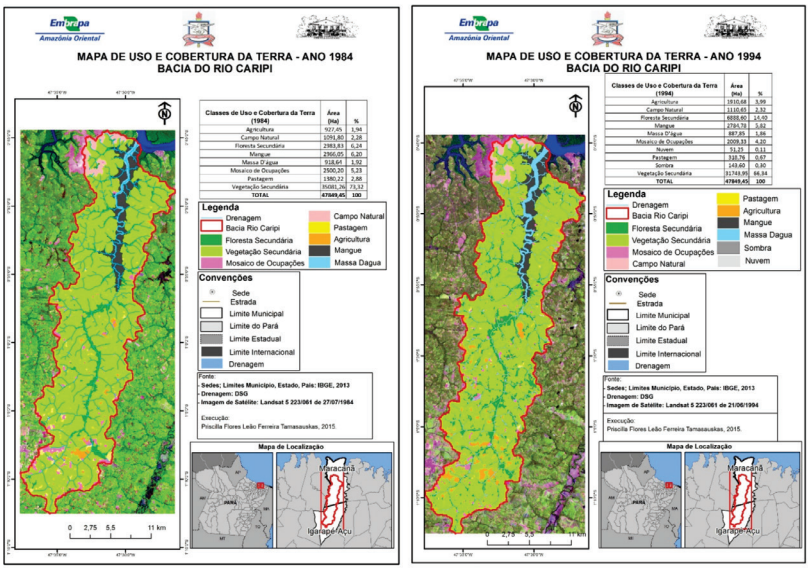


Figura 3. (a) Mapa de Uso e Cobertura da Terra - 1984. (b) Mapa de Uso e Cobertura da Terra - 1994.

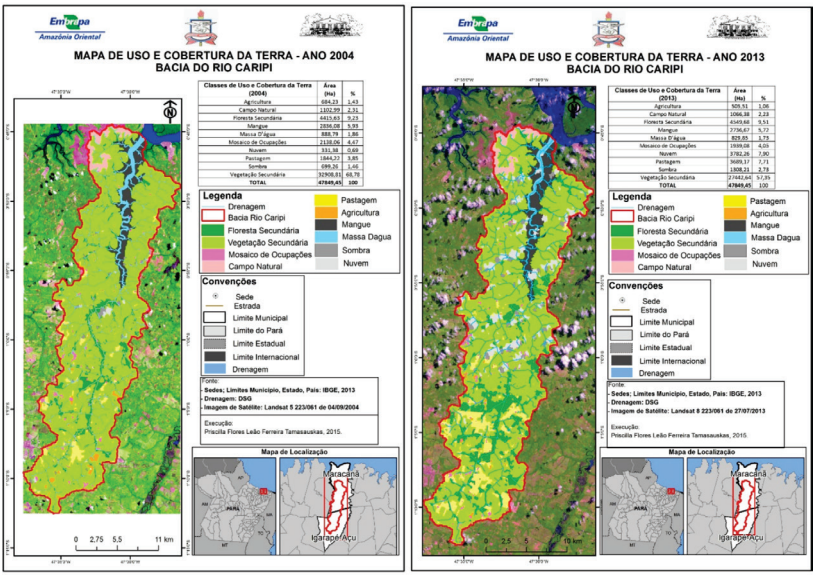


Figura 4. (a) Mapa de Uso e Cobertura da Terra - 2004. (b) Mapa de Uso e Cobertura da Terra - 2013.

Com base nos valores e percentuais de área das classes mapeadas, pode-se inferir que houve uma estabilidade de área ocupada em todo o período analisado (1984-2013) para as classes de campo natural, mangue, massa d'água e mosaico de ocupações. Já para o intervalo de 1984 à 1994, houve aumento das áreas de agricultura e floresta secundária e retração das classes de pastagem e vegetação secundária, além de uma discreta diminuição das áreas de mosaico de ocupações, ou seja, houve transição de classes de pastagem e vegetação secundária para agricultura e floresta secundária. Já para o período de 1994-2004, ocorreu o fenômeno inverso, as classes de agricultura e floresta secundária diminuíram em favor das classes de pastagem e vegetação secundária e, por fim, no período seguinte (2004-2013), constatou-se retração nas áreas de agricultura e vegetação secundária, manutenção das áreas de floresta secundária e um aumento da área de pastagem.

A transição de áreas de vegetação secundária para a classe de floresta secundária ocorreu devido algumas áreas de vegetação secundária estarem em estágio médio de regeneração e atingiram em 1994 um estágio avançado de regeneração, sendo feições identificadas na imagem de 1994 que apresentam características de floresta secundária (cor verde escuro, textura rugosa, etc.). Além disso, destaca-se que as informações de classes de uso e cobertura para o ano de 2013 foram prejudicadas em virtude da excessiva presença de nuvens e suas respectivas sombras na imagem do referido ano, as quais juntas representam 10,63% da área da bacia.

Em relação às classes existentes na zona ripária, observa-se em todo o período (1984-2013) que ocorreram poucas mudanças significativas nas áreas das classes de campo natural, mangue e massa d´água. Para as classes de agricultura e mosaico de ocupações houve redução de suas áreas ao longo do referido período e, em contrapartida, a classe de pastagem teve significativo aumento de sua área, passando de 776,81 hectares em 1984 para 1966,17 hectares em 2013.

A classe de vegetação secundária que em 1984 abrangeu 19.047,87 hectares (72,09% da zona ripária) reduziu para 15.298,2 hectares (57,85%), uma redução de 3.749,67 hectares, equivalente a 14,24%, denotando que boa parte dessa área pode ter sido convertida para pastagens, que teve um grande aumento durante o período analisado, visto que não foi identificado um incremento na classe floresta secundária, que aumentou em área apenas em 1994, mas logo retraiu em 2004 e basicamente se manteve em 2013 (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de área e percentuais das classes de uso e cobertura da terra na zona ripária.

Classes de Uso e Cobertura da Terra	1984	1994	2004	2013
	área (ha) / %	área (ha) / %	área (ha) / %	área (ha) / %
Agricultura	333,21 / 1,26	1200,99 / 4,54	314,47 / 1,18	200,79 / 0,75
Campo Natural	560,00 / 2,11	564,57 / 2,13	545,19/ 2,06	528,45 / 1,99
Floresta Secundária	2536,91 / 9,59	5420,25 / 20,5	3381,00 / 12,79	3030,16 / 11,46
Mangue	1879,47 / 7,11	1630,42 / 6,16	1711,81 / 6,47	1599,36 / 6,05
Mosaico de Ocupações	1299,24 / 4,91	988,80 / 3,74	1048,27 / 3,96	990,84 / 3,74
Pastagem	776,81 / 2,93	172,80 / 0,65	963,13 / 3,64	1966,17 / 7,43
Vegetação Secundária	19047,87 / 72,09	16362,78 / 61,9	17854,1 / 67,39	15298,2 / 57,85

O aumento da área de pastagem ficou concentrado na porção do alto curso do rio Caripi, local que corresponde ao município de Igarapé-Açú, o que tem relação com o número elevado de bovinos no referido município (16509 cabeças), ao passo que em Maracanã esta concentração é, em comparação, relativamente menor (3280 cabeças) (IBGE, 2013).

A cobertura florestal da zona ripária diminuiu com a redução tanto da floresta secundária como da vegetação secundária, as quais juntas representam, em 2013, 69,31% de sua área da abrangência. Porém, apesar de ser um percentual médio a alto, é preciso esclarecer que esse valor diz respeito à soma dos percentuais que as classes vegetação secundária e floresta secundária representam na zona ripária e que ao analisar separadamente as mesmas, verifica-se que a floresta secundária, que é a classe onde localiza-se efetivamente a zona ripária, representa apenas 11,46% do total.

Essa relação suscita imediatas medidas de conservação, visto a importância que a mesma possui no contexto da bacia como um todo, a exemplo das contribuições na geração do escoamento direto, para o aumento da capacidade de armazenamento de água dentro do sistema

e para a filtragem superficial de sedimentos, atuando diretamente sobre a qualidade da água produzida, entre tantos outros benefícios supracitados (VOGEL et al., 2009; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2010; ATTANASIO et al., 2012).

A remoção da floresta secundária pode ocasionar, portanto, alterações no escoamento, o que terá como consequência direta a diminuição da quantidade de recarga do sistema, bem como da qualidade do recurso hídrico da bacia hidrográfica do Rio Caripi (CARVALHO, 2012).

A redução da área da vegetação secundária também representa um grande risco para a manutenção da zona ripária, pois considera-se nesse trabalho que sendo respeitado todos os estágios de regeneração, futuramente a mesma seria convertida para floresta secundária, o que de acordo com a Tabela 2 não está ocorrendo.

Pelo exposto, percebe-se que tanto a bacia hidrográfica como a zona ripária do rio Caripi passaram por diversas mudanças em sua cobertura florestal, sendo que tais mudanças estão relacionadas tanto à uma dinâmica espacial da alteração como à uma variação quantitativa significativa para as classes de floresta secundária e vegetação secundária, principalmente no baixo curso da bacia, indicando que a bacia do Rio Caripi está tendo impactos negativos em função do uso da terra inapropriado e indiscriminado, não sendo respeitado assim o que o Código Florestal preconiza.

Em relação às métricas de manchas usadas (Circle, Contig e ENN) observam-se formas médias dos polígonos de floresta secundária ao longo do tempo analisado tanto para a bacia como para a zona ripária. No ano de 1984 as formas tendiam a ser de polígonos mais alongados, em especial no sentido norte-sul da bacia, pois dizem respeito às áreas de floresta ripária remanescentes. Já nos anos de 1994, nota-se a redução do valor do índice de forma, o que é justificado pelo aumento da área de floresta secundária, o que minimizou a predominância de formas alongadas de floresta que margeiam os rios da bacia. Nas décadas seguintes, nota-se pequena variação nos índices, o que acompanha a dinâmica de retração e pequeno aumento da área de floresta (Tabela 3).

Tabela 3. Métricas de manchas para o referente ao: BHRC - total na bacia hidrográfica do rio Caripi; AZP - inserido na faixa de zona ripária.

Métricas	BHRC	AZR	BHRC	AZR	BHRC	AZR	BHRC	AZR
	1984		1994		2004		2013	
Distância ao vizinho mais próximo – ENN (m)	810	334	227	194	419	285	370	293
Índice de Círculo Circunscrito - CIRCLE (0-1)	0,6737	0,6134	0,5415	0,5543	0,5709	0,5622	0,5625	0,5570
Índice de Contiguidade - CONTIG (0-1)	0,773	0,60	0,70	0,5851	0,7336	0,6167	0,653	0,5603
Grau de Contagio - CONTAG (%)	69,25	69,44	68,21	67,04	67,96	67,84	59,74	60,69

Os fragmentos alongados de floresta sofrem mais efeitos de bordas (perturbações ecológicas) pois possuem maior perímetro do que os fragmentos com formas circulares e, desse modo, têm mais dificuldade em conservar área nuclear. Assim, há perturbações que ocorrem no interior dos polígonos de floresta, principalmente os alongados, que podem indicar uma tendência de fragmentação desses polígonos, o que pode ser analisado pela métrica Contiguidade (PENG et al., 2010; LLAUSÀS; NOGUÉ, 2012).

A métrica contiguidade ***(Contiguity)*** permite avaliar a coesão espacial interna dos fragmentos analisados (LANG; BLASCHKE, 2009), o que para os polígonos de floresta secundária na bacia e na zona ripária, demonstrou a ocorrência de uma mesma dinâmica de diminuição da contiguidade interna dos fragmentos florestais, apesar de no período 1984-1994 ter ocorrido aumento da área de floresta secundária, tanto na bacia como na zona ripária.

Observa-se que o aumento de área total de floresta não significou aumento da coesão espacial dos fragmentos florestais, o qual nos períodos 1984-1994 e 2004-2013 teve queda no índice de contiguidade, o que pode representar que há aumento de perturbações no interior dos fragmentos florestais que tendem a resultar na fragmentação de tais polígonos (WALZ, 2011). Com a métrica ENN (distância ao vizinho mais próximo) foi possível constatar a variação temporal das distâncias médias entre os fragmentos de floresta secundária da bacia e da zona ripária.

Nota-se que a distância média entre os fragmentos florestais diminuiu quando houve o aumento de áreas florestais no período 1984-1994 e, por outro lado, aumentou quando ocorreu a diminuição da área florestal nos períodos subsequentes. Vale destacar que a partir do período citado anteriormente a distância entre os fragmentos na bacia reduziu pela metade; passou de 810 metros para 400 metros aproximadamente. Já na zona ripária a redução foi bem menos expressiva ficando em torno de 40 metros a diferença entre a década de 1980 e a atual.

Com a aplicação da métrica grau de contágio (CONTAG), foi possível avaliar a dinâmica temporal da conectividade geral da paisagem de estudo. A métrica revela que a paisagem já esteve com percentual de quase 70% de conectividade entre as classes, sendo que tal percentual tem sido reduzido ao longo das décadas, o que está diretamente relacionado ao aumento do número de fragmentos em algumas classes e da distância entre a mesmas. Assim, a análise da fragmentação florestal deve levar em consideração as métricas voltadas para a análise de vizinhança e de heterogeneidade, pois as mesmas produzem informação que permitem deduzir se o referido problema ocorreu (PENG et al., 2010; ROSSI; VAN HALDER, 2010). Os mapeamentos multitemporais de uso e cobertura da terra e a aplicação das métricas (distância ao vizinho mais próximo, conectância, número de fragmentos e contiguidade) confirmaram que a fragmentação florestal é um problema histórico e que ainda afeta a dinâmica da paisagem em estudo.

Considerando os valores de distância descritos, pode-se deduzir que a bacia hidrográfica possui uma fragmentação e isolamento dos fragmentos bem mais expressiva do que na zona ripária, o que pode ser corroborado com as informações das métricas de classes (número de fragmentos e índice de conectância) (LI et al., 2005). A partir da aplicação da métrica número de fragmentos foi possível obter uma configuração quantitativa dos fragmentos da área de estudo (bacia e zona ripária), os quais variaram no tempo (Tabela 4).

Tabela 4. Valores das métricas: Índice de Conectância (CONNECT) e Número de Fragmentos (NP).

	1984		1994		2004		2013	
	CONNECT	NP	CONNECT	NP	CONNECT	NP	CONNECT	NP
(a) Bacia Hidrográfica	(%)	(n.)	(%)	(n.)	(%)	(n.)	(%)	(n.)
Campo Natural	0	1	0	1	100	2	100	2
Floresta Secundária	1,3054	66	1,1377	407	1,4473	178	1,2084	215
Mangue	26,6667	16	31,8182	12	31,8182	12	29,6703	14
Mosaico de Ocupações	0,9714	368	0,7563	551	0,6747	745	0,7827	843
Pastagem	0,9486	471	1,5006	95	1,3889	144	2,0808	100
Agricultura	1,7088	77	3,6087	87	1,4167	87	1,4052	136
Vegetação Secundária	21,7949	13	4,7045	84	5,1366	61	2,1445	245
(b) Zona Ripária								
Campo Natural	18,3007	18	19,1667	16	20,2614	18	19,6078	18
Floresta Secundária	1,9635	93	1,0867	438	1,4163	218	1,4219	245
Mangue	12,3153	29	12,7016	32	12,3153	29	13,6508	36
Mosaico de Ocupações	1,0351	319	0,7302	439	0,7237	533	0,8936	624
Pastagem	0,9606	345	2,0164	77	1,826	144	2,0947	155
Agricultura	2,6307	78	3,1193	110	2,2215	77	1,6792	116
Vegetação Secundária	2,8254	157	1,7057	396	2,2942	247	1,441	446

Considerando os valores obtidos nota-se que a dinâmica de uso e ocupação da terra está ligada às classes de floresta e vegetação secundária e às atividades agropecuárias e de habitação/infraestrutura. Outra questão diz respeito ao aumento do número de fragmentos de floresta secundária no ano de 1994, o que revela que o aumento de área de floresta secundária na bacia e na zona ripária, detectado naquele ano, ocorreu a partir do aumento do número de fragmentos florestais e não necessariamente pela expansão da área de fragmentos florestais sobre áreas de vegetação secundária.

Assim, a perda de área de floresta secundária detectada em 2004 ocorreu sobre metade dos fragmentos florestais detectados em 1994, os quais podiam se encontrar com perturbação na sua coesão espacial e/ou isolados dos demais fragmentos de floresta.

O isolamento é um problema que afeta tanto a biodiversidade dos fragmentos florestais como a sua permanência/perenidade (CASIMIRO, 2009). A métrica índice de conectância (connect) viabiliza identificar o percentual de manchas de determinada classe conectadas segundo uma dada distância (MCGARIGAL; MARKS, 1994). Nesse sentido, a partir do valor de 810 metros, que era a distância média entre fragmentos florestais para a bacia hidrográfica no ano de 1984, foi realizada a aplicação da referida métrica e encontrado os valores da Tabela 4.

As classes de campo natural e mangue possuem alta conectância, segundo o observado, o que não ocorre para as demais classes, pois as mesmas tem perdido conectância ao longo das décadas analisadas. Em relação à floresta secundária, a mesma ficou com uma conectância em torno de 1,5% de fragmentos conectados para cada ano analisado, tanto na bacia como na zona ripária. Esta métrica revela o grande isolamento que há em fragmentos de várias classes e, principalmente, realça o fenômeno da fragmentação florestal que afetou e afeta a área de estudo.

Conclusões

A bacia hidrográfica do rio Caripi apresenta avançado grau de fragmentação florestal no médio e alto curso, em especial nas áreas de nascentes, devido à intensa dinâmica de uso e ocupação da região, marcada, historicamente, por alterações e remoções da cobertura vegetal, que no caso em específico da área de estudo, afeta diretamente as áreas de florestas ripárias, as quais exercem uma contribuição positiva para a manutenção do potencial hídrico de uma bacia hidrográfica.

Observou-se que a tendência de mudança dos elementos de maior influência na paisagem existe há no mínimo três décadas, em que as perdas no potencial de abastecimento hídrico são observadas pelos registros de campo. Logo, é de grande importância a manutenção de cada ambiente componente da paisagem, tanto representativo das formas de cobertura quanto de uso, para garantia das condições de escoamento e para a conversão deste em vazão ou recarga subterrânea.

A análise da fragmentação florestal em áreas sensíveis como as zonas ripárias e a relação de tal processo de fragmentação com as classes de uso e cobertura da terra podem fornecer elementos importantes na elaboração de uma concepção da proteção dos recursos hídricos nas bacias, bem como focalizar bacias mais sujeitas à degradação, onde as calhas dos rios estariam vulneráveis a processos erosivos, por exemplo. Assim, tal metodologia permite identificar áreas onde existe grande potencial de risco ambiental, podendo assim ser utilizada como medida de planejamento ambiental de bacias hidrográficas rurais e urbanas.

Referências

ABELL, R.; ALLAN, J.D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, v. 134, n. 1, p. 48-63, 2007.

ADAM, K. N., COLLISCHONN, W. Análise dos impactos de mudanças climáticas nos regimes de precipitação e vazão na bacia hidrográfica do rio Ibicuí. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 18, n. 3, p. 69-79, 2013.

ALBUQUERQUE, M. F.; SOUZA, E. B.; OLIVEIRA, M. C. F.; SOUZA JUNIOR, J. A. Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 6, n. 6, p. 151-168, 2010.

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI JUNIOR, J. C. T.; LIMA, W. P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, 2012.

BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. A.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. A.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, p. 182-185, 2012.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, R. K.; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A.F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Revista Ambiência**, v. 4, n. 1, p. 131-149, 2008.

CARVALHO, M. E. S. Vulnerabilidade hídrica na bacia sergipana do rio vaza barris. **RA'E'GA**, v. 25, p. 186-217, 2012.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem, conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, n. 20, p. 75-97, 2009.

COE, M. T.; LATRUBESSE, E. M.; FERREIRA, M. E.; AMSLER, M. L. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1-3, p. 119-131, 2011.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. N.; LIMA, E. R. V.; RIBEIRO NETO, A. MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 64-72, 2014.

FARIAS, C. A. F.; RIOS, M. L.; ROCHA, A. A. Uso da terra e degradação ambiental na sub-bacia do riacho do Quirino – Caculé/BA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 16, p. 215-233, 2013.

FERREIRA, R. A.; AGUIAR NETO, A. O.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS, B. L.; MATOS, E. L. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, v. 35, n. 2, p. 265-277. 2011.

GOMES, N. M.; FARIA, M. A.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo associados ao uso e ocupação da paisagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 427-435, 2007.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro-RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012, 271 p.

IBGE. **Produção Agrícola Nacional – Anos de 2004 e 2012**. Rio de Janeiro-RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. Disponível em: http://downloads.ibge.gov.br/.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 424p, 2009.

LI, X.; HE, H. S.; BU, R.; WEN, Q.; CHANG, Y.; HU, Y.; LI, Y. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. **Pattern Recognition**, v. 38, p. 2626-2638, 2005.

LLAUSÀS, A.; NOGUÉ, J. Indicators of landscape fragmentation: The case for combining ecological indices and the perceptive approach. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 85-91, 2012.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Corvallis: Oregon State University, 1994, 67 p.

MILOVANOVIC, M. Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. **Desalination**, v. 213, n. 1-3, p. 159-173, 2007.

PARÁ. **Relatório de estatística municipal Igarapé-Açu**. Belém: Secretaria Executiva de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças - SEPOF, 2011a. 47p.

PARÁ. **Relatório de estatística municipal Maracanã**. Belém: Secretaria Executiva de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças - SEPOF, 2011b. 46p.

PENG, J.; WANG, Y.; ZHANG, Y.; WU, J.; LI, W.; LI, Y. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 217-223, 2010.

PEREIRA, D. R.; ALMEIDA, A. Q.; MARTINEZ, M. A.; ROSA, D. R. Q. Impacts of deforestation on water balance components of a watershed on the Brazilian East Coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1350-1358, 2014.

POCEWICZ, A.; NIELSEN-PINCUS, M.; GOLDBERG, C. S.; JOHNSON, M. H.; MORGAN, P.; FORCE, J. E.; WAITS, L. P.; VIERLING, L. Predicting land use change: comparison of models based on landowner surveys and historical land cover trends. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 195-210, 2008.

RIBEIRO NETO, A.; SILVA, R. C. V.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação na bacia Amazônica com dados limitados: rio Madeira. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 3, p. 47-58, 2008.

ROSSI, J-P.; VAN HALDER, I. Towards indicators of butterfly biodiversity based on a multiscale landscape description. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 452-458, 2010.

SALEMI, L. F.; GROPPO, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M.; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L. A. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454-455, n. 6, p. 195-202, 2012.

SOUZA, E. B.; LOPES, M. N. G.; ROCHA, E. J. P.; SOUZA, J. R. S.; CUNHA, A. C.; SILVA, R. R.; FERREIRA, D. B. S; SANTOS, D. M.; CARMO, A. M. C.; SOUSA, J. R. A.; GUIMARÃES, P. L.; MOTA, M. A. S.; MAKINO, M.; SENNA, R. C.; SOUSA, A. M. L.; MOTA, G. V.; KUHN, P. A. F.; SOUZA, P. F. S.; VITORINO, M. I. Precipitação sazonal sobre a Amazônia oriental no período chuvoso: observações e simulações regionais com o RegCM3. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 2, p. 111-124, 2009.

SOUZA, E. B.; ROCHA, E. J. P. Diurnal variation of rainfall in Bragança-PA (eastern Amazon) during rainy season: mean characteristic and extremes events. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3a, p. 142-152, 2006.

TAMASAUSKAS, P. F. L. F.; SOUZA, L. F. P.; LIMA, A.M. M.; PIMENTEL, M. A. S.; ROCHA, E. J. P. Métodos de avaliação da influência das áreas ripárias na sustentabilidade hidrológica em bacias hidrográficas no nordeste do estado do Pará. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 45, p. 172-186, 2016.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Revista Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Corrégo Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

VOGEL, H. F.; ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, p. 24-30, 2009.

WALZ, U. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 5, n. 3, p. 1-35, 2011.

ZAKIA, M. J. B. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 1, p. 51-61, 2009.

ZHOU, G. Y.; WEI, X. H.; WU, Y. P.; LIU, S. G.; HUANG, Y. H.; YAN, J. H.; ZHANG, D. Q.; ZHANG, Q. M.; LIU, J. X.; MENG, Z.; WANG, C. L.; CHU, G. W.; LIU, S. Z.; TANG, X. L.; LIU, X. D. Quantifying the hydrological responses to climate change in an intact forested small watershed in Southern China. **Global Change Biology**, v. 17, p. 3736-3746, 2011.

Efeitos de intervenções técnico-produtivas para a sustentabilidade do uso da terra em agroecossistemas familiares no território do Baixo Tocantins, Pará

Lourdes Henchen Ritter Simões, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo &
Arlete Silva de Almeida

RESUMO

O estudo aborda o tema da sustentabilidade do uso da terra em agroecossistemas familiares localizados nos municípios de Cametá (comunidades de Ajó e Inacha) e Moju (Projeto de Assentamento Calmaria II, comunidades de São José e Água Preta), pertencentes ao Território do Baixo Tocantins, estado do PA, comparando os principais efeitos, decorrentes de dois modos de intervenções em sistemas técnico-produtivos. As duas intervenções propuseram inovações para o desenvolvimento sustentável, sendo a primeira em Cametá promovida pela Associação Paraense de Apoio a Comunidades Carentes (APACC), através da constituição e atuação de redes de agricultores/multiplicadores, com propostas de uso e manejo agroecológicas e a segunda em Moju, referente ao Programa Nacional de Produção do Biodiesel (PNPB), atuando como um programa de incentivo à dendeicultura. Os procedimentos metodológicos utilizados foram enquetes com formulários semiestruturados e coleta de solo para análises de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, carbono orgânico e nitrogênio total em quatro sistemas de manejo. Os resultados obtidos a partir de indicadores de dimensões da sustentabilidade mostraram que as intervenções tiveram diferentes efeitos, ou intensidades destes. Nas comunidades de Ajó e Inacha, os motivos mais determinantes, que causaram diferenças entre si foram a assiduidade e a intensidade da assistência técnica promovida em Ajó e a disponibilidade de um meio biofísico diversificado (terra firme e várzea), possibilitando maior variabilidade dos sistemas de produção e, consequentemente, redução do uso do fogo. Nas comunidades São José e Água Preta as variações foram devido ao fato de São José ter maior renda do que Água Preta,

por obter melhor preço na sua produção, dado a características do meio biofísico, que disponibiliza maior oferta de água, no período de estiagem da chuva a cultura do dendê. O período de safra de São José ocorre nos meses de fevereiro a junho, enquanto em Água Preta é de outubro a janeiro, coincidindo com o período de maior produtividade da agroindústria Cia Refinadora da Amazônia (Agropalma), sendo em período de maior oferta de produção e consequentemente menor preço. Enquanto em São José predominam os agricultores satisfeitos, em Água Preta há maior insatisfação. Os atributos do solo indicaram diferenças expressivas de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana apenas nos sistemas agroflorestais (SAF) comparados à área de floresta (AF), com valores mais elevados em SAF, nas profundidades de 10-20 cm; os teores de carbono orgânico e nitrogênio total foram mais expressivos nos SAF e na área de roça (AR); a relação carbono microbiano/carbono orgânico (Cmic:C), por apresentar valores elevados, indicou que o SAF e a área de dendê (AD) são as que melhor favoreceram a imobilização do carbono orgânico do solo em carbono da biomassa microbiana, assim como o nitrogênio microbiano/nitrogênio total (Nmic: N) foi mais eficiente no SAF, ambos para as profundidades de 10-20 cm. A AR apresentou os menores valores. Em relação a AF, o SAF foi o sistema de manejo que apresentou melhor disponibilização desses nutrientes à vegetação.

Palavras-chave: Uso da terra, agroecossistemas familiares, sustentabilidade.

Introdução

Na dinâmica regional do Território do Baixo Tocantins observam-se principalmente duas das fases de "desenvolvimento da Amazônia" resumidas por Araújo e Léna (2011): o modelo desenvolvimentista, iniciado por volta dos anos 70, que adotou e difundiu a ideia de progresso, basicamente valorado pelo aspecto econômico (investimentos estatais em infraestrutura e subvenção para empreendimento do setor privado) e caracterizado pela expansão territorial nas fronteiras agrícolas. Segundo os autores, nessa fase ocorre uma destruição do capital natural

e substituição dos ecossistemas por cultivos exógenos. Por volta dos anos 90 emerge o modelo socioambiental, que promove a diversificação das fontes de investimento e descentralização dos projetos e políticas. Há uma valorização da biodiversidade e tentativa de "criação" de agrossistemas sustentáveis. Essa percepção, traz a ideia de território sustentável (uso sustentável dos recursos da floresta pela criação de reservas extrativistas, projetos de desenvolvimento sustentáveis, planos de manejo dos recursos das florestas, novas formas de reconhecimento social, como das populações tradicionais pela concessão de direito de uso e não mais título de lotes, etc.).

O projeto foi desenvolvido com o apoio das ONGs francesas ***Soutien, Formation, Réalisation - Association de Solidarité Internationale*** (Apoio, Formação, Realização – Associação de Solidariedade Internacional, ESSOR) e ***Agronomes & Vétérinaires sans Frontières*** (Agrônomos e Veterinários sem Fronteira, AVSF). Ele abrange ações de formação agrícola e experimentação técnico-agronômica participativa em agroecossistemas familiares.

Na concepção da APACC as ações de intervenção junto aos agroecossistemas não admitiam que as famílias fossem passivas receptoras das tecnologias novas, mas que a demanda surgisse a partir de suas necessidades e perspectivas. Elas eram estimuladas, principalmente, a diversificar as atividades produtivas buscando suprir as dificuldades encontradas na propriedade pela insustentabilidade causada por alguma razão (p. ex. de manejo, técnicas ou práticas inadequadas, etc.) e a fazer a disseminação de seus conhecimentos. O eixo do projeto intitulado "Formação dos agricultores e experimentação participativa de inovações", que se voltava para as técnicas agrícolas adaptadas à região visava "fazer evoluir a concepção da vulgarização e da assistência técnica, ainda impregnada de paternalismo e de desprezo do agricultor, alterando a relação técnico-agricultor e substituindo a divulgação de pacotes técnicos pela formação profissional e a Pesquisa-Desenvolvimento." (COLMET-DAAGE, 2005).

O Programa Nacional de Produção do Biodiesel (PNPB), criado em 2004, que objetiva recuperar áreas desmatadas da Amazônia Legal (BRASIL, 2004), identificadas pelo Zoneamento Agroecológico do Dendezeiro

(RAMALHO FILHO et. al., 2010) como aptas a essa atividade avaliou como positivas as condições edafoclimáticas do Território do Baixo Tocantins e a possibilidade de uso de áreas antropizadas, alteradas ou "degradadas" de agroecossistemas familiares locais. Essas condições atraíram agroindústrias nacionais e multinacionais, que estão em busca do lucro eminente associado à produção e ao uso do biodiesel no país. Promovidas por programas governamentais, dentre os quais o PNPB, mas necessariamente executado por empresas privadas, as ações relacionadas à cadeia produtiva do dendê produzem efeitos multidimensionais, que embora se justifiquem na ideia de ajudar a resolver dificuldades socioeconômicas e ambientais (geração de emprego e renda familiar, valorização da propriedade, recuperação ambiental, etc.) refletem uma relação que ainda não conseguiu superar a concepção de "transmissão de conhecimento e tecnologia" e de imposição de "pacote tecnológico", que têm a pretensão de promover o desenvolvimento sustentável à agricultura familiar.

O governo federal instituiu o Grupo de Trabalho Interministerial pelo Decreto de 2 de julho de 2003, para que ficasse "encarregado de apresentar estudos sobre a viabilidade de utilização de óleo vegetal-biodiesel como fonte alternativa de energia, propondo, caso necessário, as ações necessárias para o uso do biodiesel" (BRASIL, 2003a). Segundo Biodiesel BR (2006) as considerações foram que o biodiesel pode contribuir de maneira favorável em questões como: geração de emprego e renda, inclusão social, redução das emissões de poluentes, redução das disparidades regionais e da dependência de importações de petróleo. O referido estudo considerou importante também a relação das Parcerias Público Privadas (PPP's) no desenvolvimento do tema. Dentre outras recomendações, o estudo sugere que o biodiesel seja incorporado à agenda oficial do governo; que sejam adotados a abrangência social e o desenvolvimento regional, como princípios orientadores básicos, visando geração de emprego e renda, principalmente nas regiões Norte e Nordeste; que a agricultura familiar seja inclusa nas cadeias produtivas do biodiesel, por meio de financiamentos e assistência técnica para cultivo do dendê.

Em seguida foi instituída, através do Decreto de 23 de dezembro de 2003, a Comissão Executiva Interministerial "encarregada da implantação das ações direcionadas à produção e ao uso de óleo vegetal - biodiesel

como fonte alternativa de energia" (BRASIL, 2003b). A Lei n.11.097, de 13 de janeiro de 2005, dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira e constituiu o marco regulatório do PNPB (BRASIL, 2005).

Os agroecossistemas familiares referidos nesse estudo de caso estão localizados nos municípios de Cametá e Moju, pertencentes ao Território do Baixo Tocantins, estado do PA. As duas maneiras diferentes de intervenções se estabeleceram propondo inovações e/ou melhorias para o desenvolvimento sustentável. Uma maneira de intervenção foi promovida pela organização não-governamental APACC, pela constituição e atuação de "redes de agricultores multiplicadores", com propostas de uso e manejo (técnicas e práticas) agroecológicas. A outra maneira de intervenção se refere ao PNPB, no caso específico atuando como um programa de incentivo à dendecultura.

O enfoque principal do estudo se fundamenta nas questões seguintes: quais são os principais efeitos, referentes à sustentabilidade, que as intervenções em gestão e uso da terra, introduzidas pelo PNPB e pelas redes de agricultores multiplicadores ocasionam aos agroecossistemas familiares? Essas intervenções proporcionaram melhorias? Para responder estas perguntas é necessário identificar quais são os determinantes (fatores internos do agroecossistema familiar e externos a este, relacionados ao território analisado) fundamentais que condicionam e motivam os modos de usos da terra em questão. A observação desses determinantes ajuda a definir as variáveis potenciais que devem ser consideradas como indicadoras da sustentabilidade. Assim, quais seriam os critérios e/ou variáveis adequados a serem extraídos destes determinantes?

O objetivo foi comparar os principais efeitos decorrentes de duas maneiras de intervenções técnico-produtivas em agroecossistemas familiares, identificando as causas e motivações determinantes para a tomada de decisão em relação ao uso da terra, que ajudem a compreender as diferenças, entre as unidades estudadas, quanto à sustentabilidade e avaliar os seus principais problemas e benefícios.

Material e Métodos

A área de estudo se localiza na mesorregião nordeste paraense, sendo assim denominada: município de Moju (Projeto de Assentamento Calmaria II), comunidade São José (S02°26'26.1" W048°47'44.8") e Água Preta (S02°27'07.0" W048°46'14.0"); município de Cametá, comunidade Ajó (S02°16'54.91" W049°30'58.43") e Inacha (S02°18'29" W049°33'24.3"). Esses recortes se basearam nas seguintes características: 1) sistemas produtivos representativos dos usos da terra e 2) desenvolvidos em área de terra firme (Figura 1).

As características fisiográficas compreendem relevo com compartimentação discreta: platôs baixos (tabuleiros), terraços fluviais e várzeas. Os tabuleiros apresentam-se aplainados e recobertos por depósitos inconsolidados. O clima característico é o quente e úmido, com temperaturas médias mensais de 25°C a 27°C. A precipitação pluviométrica varia entre 2000 a 3000 mm/ano, sendo o período de janeiro a junho a época mais chuvosa. A vegetação é composta de floresta densa de planície aluvial nas áreas de várzea, floresta secundária latifoliada de terra firme e floresta densa de baixos platôs e terraços (IDESP, 2013).

Em Calmaria II acontece uma importante transição entre as atividades da agricultura de subsistência (roçados para plantio de mandioca, criação de pequenos animais, etc.) para uma ampliação da dendecultura (em 2006 a área foi de 6 ha, todavia, a esta foi acrescido um projeto de 4 ha em 2013). Na pesquisa de campo foram utilizadas enquetes com formulários semiestruturados, aplicados individualmente em 16 agroecossistemas familiares escolhidos aleatoriamente dentre as unidades produtivas com dendê, sendo 8 em cada comunidade. Em uma área de 6 ha, com cultivo de dendezeiro (AD) com idade de dez anos foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, que foram obtidas em 9 repetições, pela abertura de minitrincheiras. Esse plantio tem espaçamento de 4 metros entre as palmeiras, sendo o controle de invasoras atualmente realizado pela roçagem manual. Todavia, nos primeiros 5 anos foram utilizados herbicidas, devido à alta incidência de gramíneas. O mesmo procedimento de coleta foi adotado em uma área de floresta nativa (AF), que segundo o agricultores tem tamanho de aproximadamente 5 ha. As amostras foram analisadas em laboratório para obtenção dos valores de C e N microbiano, C orgânico e N total.

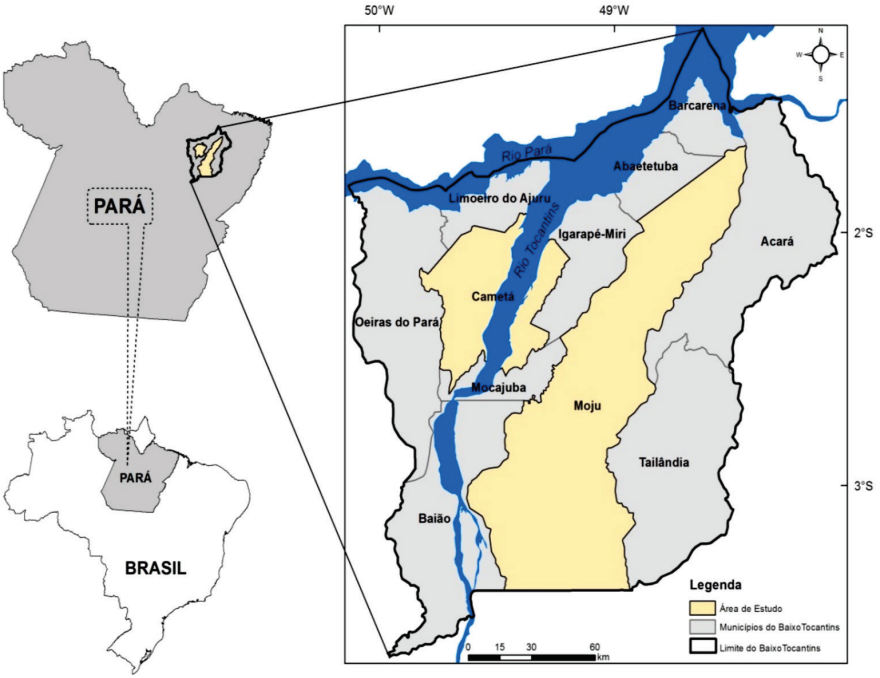


Figura 1. Localização dos municípios de estudo.

Os agricultores familiares de Inacha e Ajó fizeram parte da formação da APACC e constituíram a rede de agricultores multiplicadores. Suas atividades produtivas tradicionais (principalmente o cultivo da mandioca com a prática de corte, queima e pousio) ainda predominam na primeira comunidade, mas em Ajó são menos expressivas, devido a grande diversidade do sistema produtivo, caracterizada principalmente pelo uso de sistemas agroflorestais, cultivo de hortaliças, piscicultura e apicultura. Nestas comunidades também foram entrevistadas 16 famílias no total, sendo 8 em cada comunidade. As coletas de solo foram realizadas em Ajó, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, obtidas em 9 repetições, pela abertura de minitrincheiras. em um sistema agroflorestal de aproximadamente 8 ha, manejado com a introdução de espécies frutíferas e de interesse comercial, a partir do ano 2000 com a intervenção dos agricultores/multiplicadores. E da mesma maneira em

uma área de roça de mandioca, do ciclo agrícola atual (AR), tamanho menor do que 1 ha ecom preparo em sistema corte e queima.

A construção de escalas de valores e ponderação (peso relativo dos diferentes critérios) dos indicadores selecionados é atribuída a partir do agrupamento por proximidade (análise de proximidade para agregar tipos de agroecossistemas familiares) das respostas dos agricultores obtidas na ocasião da entrevista, na qual os entrevistados sinalizam como mais ou menos importante (+ ou -) cada critério das dimensões abordadas e possibilitam uma hierarquização das diferenças destes (MOLINES, 2007). A representação gráfica foi realizada pelo programa Excel 2010. A análise estatística dos resultados das análises de solo foi obtida utilizando o programa Assistat, versão 7.7 pt, 2016, de distribuição gratuita.[1]

Sistema de indicadores de sustentabilidade para estudo de agroecossistemas familiares

Um sistema de indicadores qualifica e simplifica os fenômenos e ajuda a compreender as realidades complexas. Eles nos informa sobre as mudanças ocorridas nos sistemas e deve permitir a avaliação de uma situação ou de uma tendência e facilitar as comparações no espaço e no tempo. A utilização ou não de um indicador depende em grande parte do contexto em que será analisado e se faz necessário um processo meticuloso de seleção para a escolha de indicadores pertinentes. Eles devem ser selecionados para fornecer as informações sobre o funcionamento de um sistema específico, com uma finalidade específica para orientarem na gestão e na tomada de decisão. Simulam uma interpretação empírica e subjetiva da realidade, sendo aproximativos (Marchand, 2010). Nesse estudo foram utilizados alguns indicadores e sub-indicadores que ajudam a analisar o estado da durabilidade e sustentabilidade socioambiental, relacionados às seguintes dimensões: condição de vida, proteção do ambiente, necessidades do presente e perspectivas futuras e organização social da família a partir de sua inserção na comunidade.

[1] SILVA, Francisco de A. S. **Programa computacional Assistat**. UFCG, Brasil. Disponível em: www.assistat.com. Atualizada 01/08/2016.

As Tabelas 1, 2, 3 e 4 demonstram as dimensões, os indicadores e sub-indicadores utilizados para auxiliar na compreensão da qualidade dos agroecossistemas familiares. O conjunto de indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas familiares foi elaborado para a pesquisa de campo, baseado em Marchand (2010).

Tabela 1. Atribuição de pesos e critérios aos indicadores e sub-indicadores da dimensão: Condições de vida (Peso 25/100).

(1) Situação financeira das famílias (Peso 4/10)				
1a - Renda familiar das atividades produtivas principais - mensal/sazonal (R$) inclui produção de subsistência (Peso 8/10)				
1b - Transferências sociais (R$) (Peso 1/10)				
1c - Venda de mão-de-obra (Peso 1/10)				
(2) Importância do patrimônio e infraestrutura (Peso 2/10)				
2a - Meios de locomoção familiar (Peso 1/10)				
2b – Habitação, benfeitorias e maquinários (Peso 3/10)				
2c - Acesso a eletricidade, estradas e transporte coletivo (peso 3/10)				
2d - Valor da propriedade (Peso 3/10)				
(3) Práticas de higiene e saúde (Peso 2/10)				
3a - Satisfação quanto à eficiência da qualidade sanitária (Peso 3/10)				
3b - Estado da saúde familiar (Peso 4/10)				
3c- Acesso a água potável (Peso 3/10)				
(4) Educação e acesso a escolarização (Peso 2/10)				
4a - Grau escolar e expectativas de estudo (Peso 4/10)				
4b - Acesso às estruturas escolares (Peso 6/10)				
Escala de avaliação				
Ruim	Insuficiente	Regular	Bom	Muito bom
0 (até 10%)	2,5 (11 - 25%)	5 (26 - 50%)	7,5 (51 -75%)	10 (76 - 100%)

Fonte: Elaborados pelos autores, modificados de Marchand (2010).

Para o caso da dimensão condições de vida, os sub-indicadores pertencentes ao item 1 – Situação financeira das famílias objetivam conhecer qual fonte ou quais as fontes da renda familiar, para analisar, por exemplo, o grau de importância que as atividades produtivas têm para o agroecossistema familiar e ajudam a discernir quais despesas são mais significativas para a família, se estas estão endividadas e qual o motivo; assim como, qual a expressividade das transferências sociais (quando a dependência é muito significativa é necessário investigar a causa e onde está a fragilidade no sistema produtivo, etc.) e se a família necessita vender a força de trabalho para obter recursos financeiros, que não consegue suficientemente na própria propriedade.

Tabela 2. Atribuição de pesos e critérios aos indicadores e sub-indicadores da dimensão: Proteção do ambiente (Peso 25/100).

(5) Manutenção e recuperação da base de recursos naturais (Peso 3/10)
5a - Disponibilidade de vegetação primária e/ou secundária (Peso 4/10)
5b - Respeito às áreas de proteção permanente (Peso 2/10)
5c – Manutenção da fertilidade natural do solo (Peso 2/10)
5d – Preservação dos recursos hídricos (Peso 2/10)
(6) Efeito da gestão técnica-agronômica nos processos de uso da terra (Peso 4/10)
6a – Adoção de técnicas e/ou práticas sustentáveis enfatizadas a partir das intervenções (Peso 4/10)
6b – Uso de insumos (fertilizantes e defensivos) orgânicos (Peso 2/10)
6c – Sanidade das espécies animais e vegetais (Peso 2/10)
6d – Capacidade da mão-de-obra de suprir demanda interna (Peso 2/10)
(7) Diversificação de atividades produtivas (Peso 3/10)
7a Diversidade do sistema de criação (Peso 3/10)
7b – Diversidade de espécies cultivadas (Peso 4/10)
7c – Utilização de recursos naturais (florestais e fluviais) (Peso 3/10)

Escala de avaliação				
Ruim	Insuficiente	Regular	Bom	Muito bom
0 (até 10%)	2,5 (11 - 25%)	5 (26 - 50%)	7,5 (51 -75%)	10 (76 - 100%)

Fonte: Elaborados pelos autores, modificados de Marchand (2010).

Tabela 3. Atribuição de pesos e critérios aos indicadores e sub-indicadores da dimensão: Necessidades do presente e perspectivas do futuro (Peso 25/100).

(8) Percepções das mudanças ligadas ao desenvolvimento sustentável e nível de satisfação das populações (Peso 5/10)				
8a - Evolução do bem-estar na comunidade após a intervenção (Peso 5/10)				
8b - Facilidade de acesso aos serviços municipais básicos (Peso 3/10)				
8c - Tipos de lazer comunitários (Peso 2/10)				
(9) Mudanças geracionais e futuras das experiências de desenvolvimento sustentável (Peso 5/10)				
9a – Possibilidade de trabalho para jovens na própria propriedade (Peso 8/10)				
9b - Possibilidade de emprego para os jovens fora da propriedade (Peso 2/10)				
Escala de avaliação				
Ruim	Insuficiente	Regular	Bom	Muito bom
0 (até 10%)	2,5 (11 - 25%)	5 (26 - 50%)	7,5 (51 -75%)	10 (76 - 100%)

Fonte: Elaborados pelos autores, modificados de Marchand (2010).

Tabela 4. Atribuição de pesos e critérios aos indicadores e sub-indicadores da dimensão: Organização social e representações (Peso 25/100).

(10) Participação nas decisões coletivas (Peso 10/10)				
10a - Interação com a Assistência Técnica (Peso 5/10)				
10b - Representações locais e relações intercomunitárias (Peso 5/10)				
Escala de avaliação				
Ruim	Insuficiente	Regular	Bom	Muito bom
0 (até 10%)	2,5 (11 - 25%)	5 (26 - 50%)	7,5 (51 -75%)	10 (76 - 100%)

Fonte: Elaborados pelos autores, modificados de Marchand (2010).

No indicador 2 – Importância do patrimônio e infraestrutura, a intenção é de se verificar se a família tem conseguido, ao longo dos anos, obter uma remuneração do trabalho, a qual lhe tenha possibilitado investir em itens para além dos de primeira necessidade; e se a mesma dispõe de benfeitorias provenientes do poder público, tais como estradas de qualidade e eletricidade rural. No indicador 3 – Prática de higiene e

saúde, a situação familiar é analisada quanto à facilidade de acesso aos serviços municipais de saúde e cuidados higiênicos, na intenção de se evidenciar aspectos negativos que estariam desencadeando problemas de saúde, tais como, a falta de tratamento da água de consumo doméstico. O indicador 4 – Educação e acesso à escolarização, avalia se há dificuldade de acesso, por parte da família, às estruturas escolares e quais impactos têm ocasionado às crianças e jovens, quanto ao retardo escolar e expectativa de estudo.

Na dimensão proteção do ambiente, no item 5 – Manutenção e recuperação da base de recursos naturais, é verificada a quantidade de vegetação primária e a proporção em área desflorestada, que atualmente é deixada em pousio para regeneração e posterior uso; o nível dos impactos causados nas áreas de proteção permanente e nos recursos hídricos, que são significativos para se verificar quão ameaçados estão muitos dos recursos naturais; e como está sendo promovida a fertilização do solo (adubos químicos, adubos orgânicos e quais).

Pelo indicador 6 – Efeito da gestão técnica-agronômica nos processos de uso da terra, avaliam-se o uso dos recursos naturais e a gestão e manejo do sistema produtivo após as intervenções, verificando-se se foram adotadas técnicas e práticas sustentáveis; se as atividades produtivas introduzidas necessitam de fertilizantes externos para se desenvolver, assim como, agrotóxicos para controle de pragas invasoras, aumentando os custos socioambientais, ou demandam uso de insumos orgânicos; se a diversificação ou especificação de espécies vegetais e animais alteraram o nível de sanidade destas, prejudicando a produtividade; e finalmente, qual é a capacidade da mão-de-obra familiar em suprir a demanda de trabalho da propriedade. Esse item se relaciona com a gestão do trabalho do sistema produtivo, sendo importante que haja disponibilidade de mão-de-obra para todas as atividades que são desenvolvidas (comumente agricultores têm dito que a atividade da dendeicultura demanda muita mão-de-obra e alguns não têm tido condições de cultivar roças anuais por causa de falta de tempo).

Nos aspectos que se referem ao item 7 – Diversificação de atividades produtivas são identificadas as formas de uso e ocupação do espaço evidenciando e ajudando a analisar, por exemplo, quais atividades estão sendo realizadas em detrimento da floresta nativa e quais se mostram possíveis de serem desenvolvidas sem que haja necessidade de corte raso da floresta (sistemas agroflorestais em florestas nativas e secundárias, etc.); quais atividades estão sendo implementadas em grandes áreas, com prejuízo para espécimes nativas, por serem de monocultivo e exógenas significando, entre outras coisas, perda de biodiversidade na dimensão ambiental e dependência e vulnerabilidade na dimensão social, porque a diminuição da diversidade dos sistemas de culturas fragiliza a organização e gestão dos agroecossistemas familiares, no caso de crise na cadeia produtiva e comercial da cultura em questão; identifica a importância dos recursos naturais e nível de preservação e proteção destes.

A dimensão necessidades do presente e perspectivas do futuro permite levantar informações a respeito das percepções dos entrevistados sobre alguns impactos socioculturais (negativos e positivos) na sustentabilidade dos agroecossistemas familiares, ocasionados pelos programas em questão. No indicador 8 – Percepções das mudanças ligadas ao desenvolvimento sustentável e nível de satisfação das populações, é investigado se houve transformações (e quais) advindas em decorrência das inovações para se avaliar o nível de segurança e confiança que a família tem em relação ao futuro da comunidade e em relação à reprodutibilidade de seus filhos nesta; qual a qualidade dos serviços municipais básicos, bem como da interação e do lazer entre os comunitários.

O indicador 9 – Mudanças geracionais e futuras das experiências de desenvolvimento sustentável, identifica se houve e quais os efeitos ocasionados aos filhos jovens a partir das intervenções, como a ampliação de atividades na própria propriedade que possibilitam trabalho para os jovens, ou a saída destes do setor primário para núcleos urbanos.

Os aspectos abordados na dimensão organização social e representações são referentes às relações que a família estabelece com a assistência técnica e com as instituições que a representa (associações, cooperativas e/ou sindicatos, ONGs, etc.) e a qualidade do papel desempenhado por essas representações junto a comunidade.

Atributos do sistema pedológico considerados como critérios indicativos da qualidade dos agroecossistemas familiares

A cobertura pedológica é considerada um indicador importante para caracterizar a qualidade dos agroecossistemas familiares, pois, seus aspectos estruturais e constituintes são determinantes em agroecossistemas familiares, que com muitas restrições dispõem de meios para fertilizar os solos. Nesse sentido foram realizadas amostragens de solo segundo os procedimentos propostos pelo "Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos" (FILIZOLA et. al., 2006). As amostras de solo foram analisadas no laboratório da Coordenação de Ciência da Terra e Ecologia (CCTE) do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). As análises de biomassa microbiana foram realizadas pelo método irradiação-extração (MENDONÇA; MATOS, 2005). As análises químicas determinadas foram C orgânico (oxidação com $K_2Cr_2O_7$ 1,25 mol_cL^{-1} em meio ácido) e N total (método Kjeldahl), Embrapa (1997).

Resultados e Discussão

Os efeitos dos modos de intervenção sobre a sustentabilidade

As principais variações observadas a partir dos indicadores de sustentabilidade foram entre as comunidades Ajó e Inacha (Figura 2), nas quais os agroecossistemas de Inacha apresentaram menor expressividade e efeito de mudanças após a intervenção, sobretudo no indicador 8, que se refere as percepções das mudanças ligadas ao desenvolvimento sustentável e nível de satisfação das populações, e

a dimensão proteção do ambiente. Esses resultados indicaram que as ações propostas pelos multiplicadores foram mais significativas e eficientes em Ajó. A principal justificativa para essas diferenciações está na proximidade de Ajó da cidade de Cametá (sede da APACC) o que propiciou, consequentemente, maior presença e suporte da assistência técnica e fez dessa comunidade uma "zona experimental" das atividades da APACC, tornando a intervenção mais atrativa aos seus agricultores.

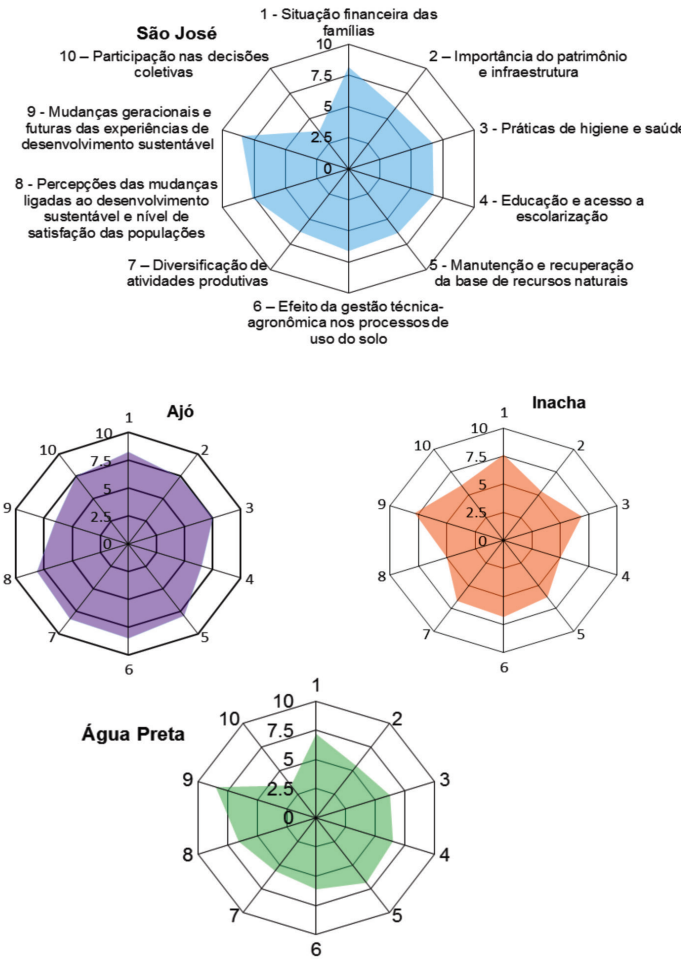


Figura 2. Resultados dos 10 indicadores para as quatro comunidades.

Nas comunidades pertencentes ao assentamento Calmaria II, as principais variações não foram observadas entre os indicadores (Figura 2), ou seja, eles mostraram as mesmas tendências, mas na intensidade deste, sendo perceptível que em Água Preta os itens 1 e 2, que se referem a situação financeira da família e patrimônio, foram inferiores a São José. Assim como, os indicadores 6 e 7 que são relacionados à dimensão ambiental e o oitavo, que é correspondente às percepções das mudanças ligadas ao desenvolvimento sustentável e nível de satisfação das populações.

Segundo observações de campo e depoimentos de agricultores dessas comunidades, as diferenças entre elas, provavelmente, estariam ligadas a fatores do meio biofísico, internos aos agroecossistemas de São José, que seriam mais favoráveis ao cultivo do dendezeiro. Um agricultor relata a seguinte vantagem que teriam os agroecossistemas de São José: "A comunidade de São José fica perto do campo de natureza e essas áreas perto do campo têm mais água. O dendê precisa de água, ele suporta muita água e até o fogo." (informação verbal), sugerindo que essa área teria mais disponibilidade de água durante maior parte do ano.

Um dos diferenciais mais evidentes no que se refere à produtividade do dendezeiro é que São José tem seu período de safra nos meses de fevereiro, março, abril, maio e junho, enquanto em Água Preta a safra ocorre em outubro, novembro, dezembro e janeiro. Pela fala de um agricultor morador de Água Preta "O preço do dendê na safra nossa é mais baixo, mas os moradores do São José têm a produção maior na entressafra nossa. Daí eles apanham maior quantidade de dendê quando o preço está mais alto" (informação verbal); é perceptível que a maior renda de São José também é devida a menor oferta de dendê no período de entressafra, para a indústria.

Na Figura 3 podem ser visualizados os resultados obtidos nas 4 dimensões observadas. As comunidades de Ajó e São José foram comparáveis em suas médias, no que se refere às dimensões Condições de vida e Necessidades do presente e perspectivas do futuro, obtendo valores consideravelmente superiores aos de Inacha, que apresentou média inferior às demais comunidades em todas as dimensões. Água Preta atingiu média comparável a Ajó e São José apenas na dimensão Necessidades do presente e perspectivas do futuro.

Por sua vez, as comunidades do assentamento Calmaria II obtiveram baixos valores na avaliação da dimensão Organização social e representações. Quando comparada às demais, Ajó é a que mostrou melhor resultado, porque teve valores bons em todas as dimensões, o que a caracteriza como de maior sustentabilidade.

Os motivos principais que ocasionariam condições de vida melhores em Ajó e São José seriam relacionados a fatores de proximidade e facilidade de acesso aos centros de serviços, com certa qualidade (saúde, educação, eletricidade, transporte). Em se tratando do indicador 1, de maior peso, Situação financeira das famílias (principalmente no item renda familiar), os motivos estariam ligados a aspectos de gestão técnico-produtivas, ajudados pelos recursos naturais mais favoráveis nessas comunidades.

A dimensão Necessidades do presente e perspectivas do futuro, na qual Ajó, São José e Água Preta apresentaram bons resultados, evidenciou que tais comunidades ainda dispõem de capacidade de proporcionar trabalho aos jovens na propriedade em que vivem e que houve uma melhora, após a intervenção, nos relacionamentos intercomunitários, como no lazer, e nível de satisfação em se viver na comunidade. A capacidade de absorção da mão-de-obra dos descendentes nessas propriedades foi favorecida principalmente pela diversificação da produção, que demandou trabalho, e pela disponibilidade de vegetação primária e secundária, ainda significativa nos agroecossistemas em questão.

Entretanto, a dimensão mais fragilizada das comunidades de Água Preta e São José (Organização social e representações) evidenciou uma relação muito fraca entre os agricultores e a assistência técnica da agroindústria Cia Refinadora da Amazônia (Agropalma), bem como, entre os próprios agricultores, em sua associação. No primeiro caso, foi praticamente unânime o descontentamento dos agricultores em relação à empresa, principalmente quanto à falta de transparência desta no que se refere ao peso da produção de cada agricultor (a produção não é pesada individualmente e sim na carga total da carreta que recolhe os cachos) e da justificativa de preço pago (as notas são entregues periodicamente, mas os agricultores não sabem quais motivos justificam as variações dos preços, tampouco compreendem os percentuais de descontos feitos pela empresa e pelo banco). Muitos

relatam que a empresa fez cobranças indevidas (agricultores que já estavam adimplentes continuavam tendo descontos da sua produção). Precisavam reclamar na empresa e comprovar todos os pagamentos através das notas fiscais que haviam guardado.

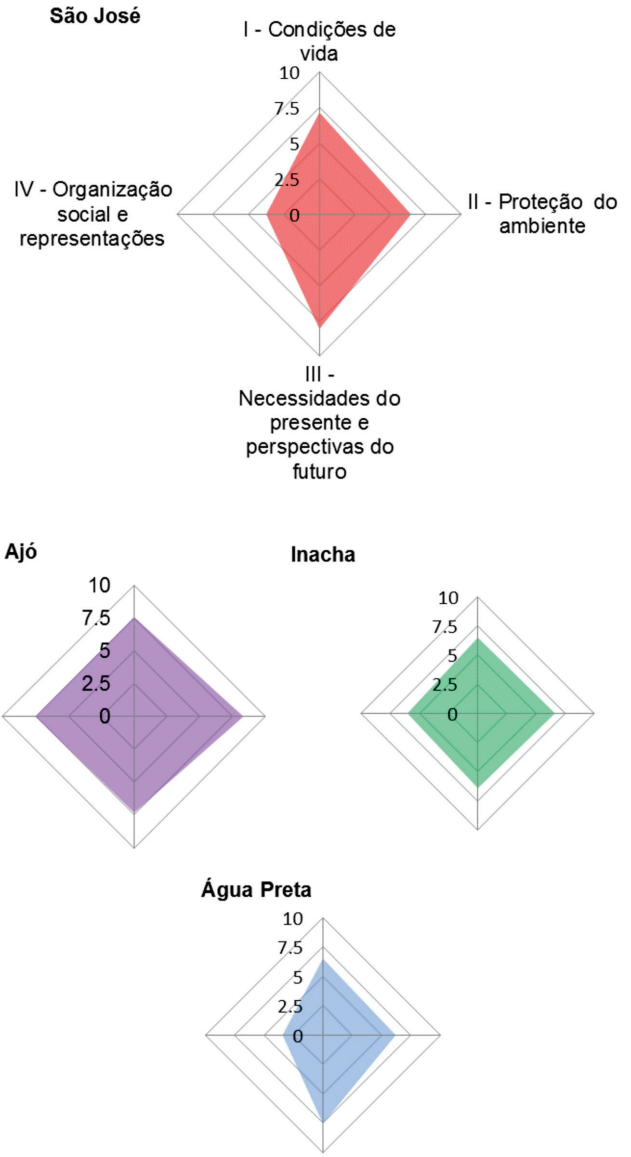


Figura 3. Resultados das quatro dimensões para as quatro comunidades.

Alguns agricultores, que não dispõem de mão-de-obra suficiente para o trabalho no dendezal, porque são já idosos ou tiveram problemas de saúde, por exemplo, reclamaram da atividade. "Estou insatisfeito com o dendê, porque a empresa fez quebra de contrato: não paga no dia certo, não presta conta com clareza, não diz o preço. E quando a gente paga um diarista para trabalhar colhendo o coco, fruto do dendê, ela se recusa a pegar o dendê que foi cortado pelo diarista. O dendê é um trabalho duro quando a gente corta a palha, quando tem que fazer a podagem" (informação verbal).

Os técnicos da Agropalma vão às propriedades dos agricultores, mas segundo relatos diversos dos agricultores, estas visitas teriam a função somente de entregar as notas fiscais referentes aos descontos do adubo sobre a produção do dendê fornecido pelo agricultor à empresa. Quando perguntados sobre alguma questão eles sugerem sempre que o agricultor procure a dona "Carol", que seria responsável pela mediação entre empresa e agricultor. Mas, como a "Carol" não é muito acessível, as questões ficam sem resposta.

No segundo caso, a Associação de Moradores e Pequenos Agricultores Rurais do Assentamento Calmaria II (AMOPARACAP), com 15 anos de existência, é a intermediária entre os agricultores e a agroindústria. Todavia, o atual presidente da associação sinalizou que poucas conquistas se tornaram possível através da associação. "Nós não conseguimos muita coisa porque faltam união e confiança dos membros [...]. Apesar de sermos um projeto de assentamento, a luz para todos [Programa Luz para Todos, coordenado pelo Ministério de Minas e Energia], não chegou até nós. Onde tem energia é porque foi o próprio agricultor que pagou e puxou a luz"[2].

[2] Informação verbal.

Ajó teve resultados satisfatórios em todas as dimensões, possivelmente devido ao impacto positivo da intervenção dos agricultores multiplicadores. Trata-se de uma comunidade que desenvolveu as propostas inovadoras ou aperfeiçoadoras sugeridas pelo programa e continua desenvolvendo as atividades produtivas propostas como forma de melhoria da qualidade de vida (piscicultura artesanal, apicultura - que valoriza a capoeira como fonte de alimento para as abelhas, horta orgânica, SAFs com espécies frutíferas e madeireiras de valor comercial).

Os agricultores multiplicadores

Ao se comparar as dimensões dos agroecossistemas familiares das comunidades que participaram das ações propostas pelos agricultores multiplicadores, foi possível identificar alguns comportamentos que ajudam a diferenciar os efeitos dessa intervenção, no que se refere aos critérios adotados para avaliar a sustentabilidade. Na Figura 4 estão sistematizados os resultados dessas dimensões. Em condições de vida, os indicadores 2 e 4 sugerem que a comunidade de Inacha estava mais fragilizada nos aspectos de patrimônio e infraestrutura, assim como, de educação e acesso a escolaridade, em relação aos indicadores 1 e 3, referentes a situação financeira e saúde. Todavia, Ajó demonstrou apenas maior fragilidade no critério 4, que se refere a educação e acesso a escolaridade.

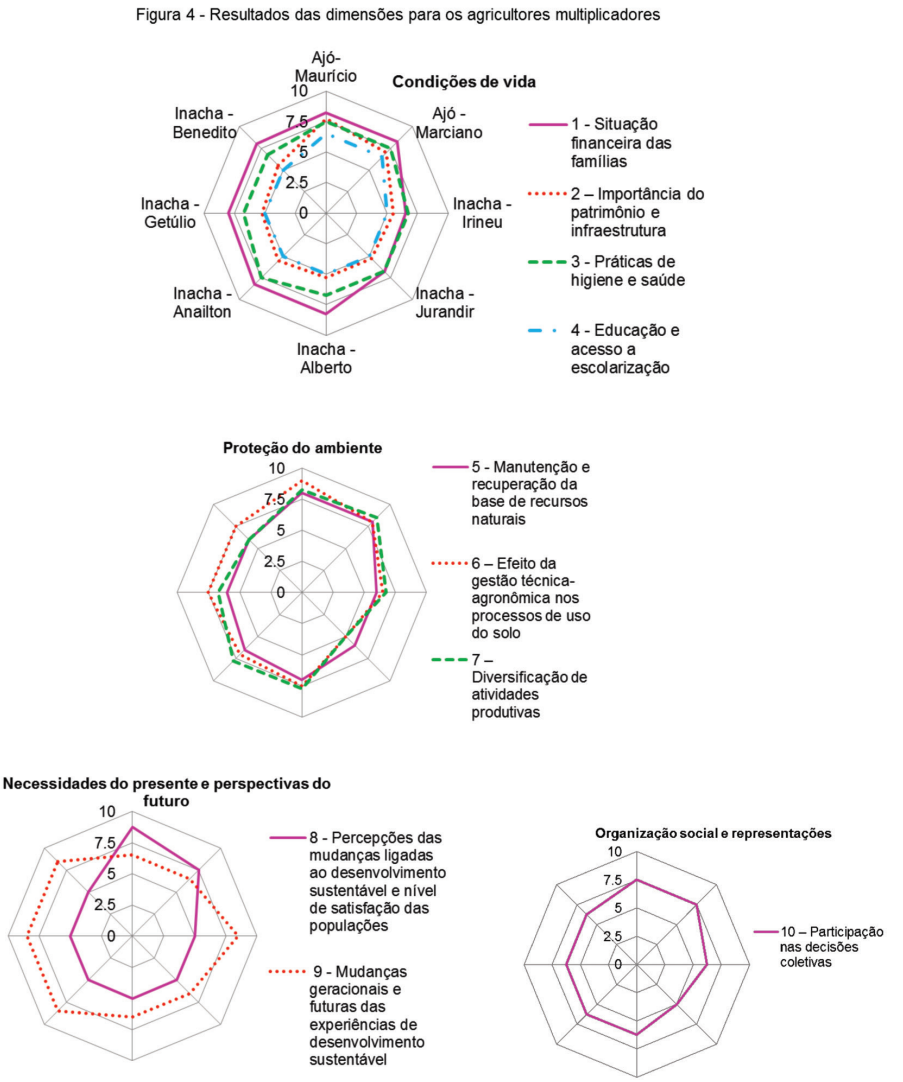


Figura 4. Resultado das dimensões para os agricultores multiplicadores.

Esse resultado mostrou que nas famílias integrantes desse estudo a maioria dos adultos tem baixo grau de escolaridade e alguns são analfabetos. Já os jovens e as crianças dispõem de acesso à escola e melhor grau de estudo, ainda que de maneira precária. Por sua vez, as melhores condições de infraestrutura e patrimônio em Ajó estariam relacionadas, de acordo com as observações de campo, com a localização da propriedade, que favoreceu sua valorização e aspectos estruturais bons, tais como acesso a eletricidade e estradas. No que se refere à dimensão proteção do ambiente, observou-se um comportamento positivo, mais expressivo também de Ajó; e um agricultor (Jurandir) mais fragilizado em relação ao restante da comunidade de Inacha no indicador 7, alusivo a diversidade de atividades produtivas.

Esse desempenho de Ajó está relacionado ao fato da comunidade dispor de vegetação primária e secundária e apresentar variadas espécies vegetais cultivadas e nativas em SAFs, como uma das principais atividades produtivas; diversificar o sistema produtivo, além de fazer uso de insumos orgânicos. Todavia, o agroecossistema familiar com resultados menos expressivos em Inacha se caracteriza dessa maneira, principalmente por diversificar pouco as suas atividades produtivas, significando que este agricultor não introduziu significativamente as inovações propostas pelos agricultores multiplicadores, pois adota, por exemplo, ainda o sistema tradicional de corte, queima e pousio. A alternativa que os agricultores multiplicadores ofereceram nesse caso foi o uso de leguminosas, que, após sua roçagem, era mantida protegendo o solo, até sua decomposição e incorporação, como fonte de nutrientes.

Quanto à dimensão necessidades do presente e perspectivas do futuro, as duas comunidades, outra vez, contrastam quando avaliadas pelo indicador 8, que permite visualizar como evoluiu o bem-estar destas após a intervenção, no sentido de relacionamentos intercomunitários, como por exemplo em atividades que envolvem lazer (festividades, esportes, etc.). No geral os agricultores familiares de Inacha não sentiram expressivo efeito de mudanças coletivas, que agregassem as famílias em atividades de lazer e descontração advindas da intervenção. Entretanto, o indicador 9 demonstra que ainda há espaço e oportunidades, dos agroecossistemas em questão, suportarem a permanência dos jovens, pois indicam haver possibilidade de trabalho para os jovens.

Por fim, na dimensão organização social e representações foi perceptível que, dentre as duas comunidades somente um agricultor (Jurandir) se mostra pouco participativo e fora pouco integrado as redes de agricultores multiplicadores. Os demais mantêm relações de proximidades com suas organizações representativas (sindicatos, associações, colônia de pescadores, etc.).

O Projeto de Assentamento Calmaria II

Os resultados verificados em Calmaria II, para a dimensão condições de vida (Figura 5), tiveram um comportamento que permitiu diferenciar os agroecossistemas familiares de Água Preta e São José quanto à situação financeira das famílias. Em São José os agricultores apresentaram melhor renda advinda das atividades produtivas, em relação aos moradores de Água Preta, que, com exceção de um agricultor (Francisco Edilson), obtiveram renda menor. A importância do patrimônio também estava bastante fragilizada no caso de um agricultor de Água Preta (Eurípedes), enquanto em São José os resultados foram satisfatórios.

O agricultor Francisco Edilson se destacou porque possui maior capital, pois têm duas propriedades que lhe permitem desenvolver a cultura da pimenta-do-reino, lavouras de feijão e mandioca (ainda não produtivas), além do dendê. O contrário ocorreu no caso do tipo (Eurípedes) que, descapitalizado, vendeu parte da sua propriedade para os vizinhos. Esses dois casos exemplificam algumas situações que estão ocorrendo no assentamento, nas quais os agricultores, dependendo da condição econômica em que se encontram, compram ou vendem a propriedade, ou parte dela, dos vizinhos ou para estes.

Na dimensão proteção do ambiente os pontos que se sobressaíram dizem respeito ao indicador 7, concernentes à diversificação de atividades produtivas, no qual os agroecossistemas mais expressivos (Luzeci, Maria Gorete e Antônio Marco) desenvolvem sistemas produtivos, além do dendê, que já oferecem retorno econômico, tais como, pecuária e criação de pequenos animais. No caso dos outros indicadores é importante destacar que, para todos os agroecossistemas familiares, ocorreu um efeito positivo na gestão técnico-agronômica nos processo de uso do solo, em decorrência da redução ou eliminação da prática de uso do fogo na produção. Nesses casos, o dendê, como cultura perene em pequena escala (6 ha), tem favorecido este aspecto

da proteção ambiental. A disponibilidade de vegetação primária ou secundária nas comunidades em questão foi um fator que também ocasionou benefícios ao meio.

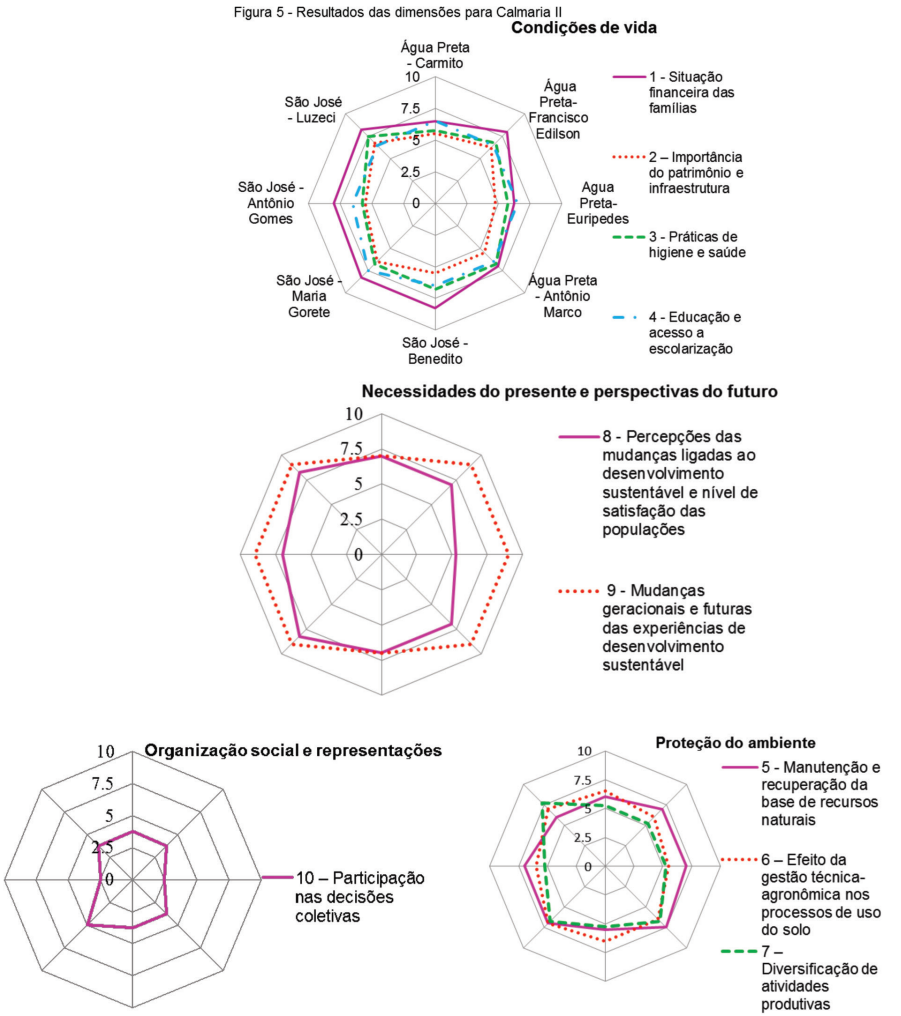


Figura 5. Resultado das dimensões para Calmaria II.

Entretanto, o fator mais limitante para o indicador 5, referente à manutenção e recuperação da base de recursos naturais, foi a conservação da fertilidade natural do meio, que não é garantida na cultura do dendê, pois esta atividade necessita de adubos inorgânicos externos à propriedade, de custo elevado e em grande quantidade.

Em necessidades do presente e perspectivas do futuro, os resultados predominantemente positivos retrataram a satisfação da maioria dos agricultores com relação a cultura do dendezeiro, relatando que esta promovera melhorias na localidade, incentivando os jovens a permanecerem na propriedade. Mas, o agricultor Eurípedes representa os agricultores insatisfeitos com essa atividade, pois ainda não havia conseguido retorno econômico satisfatório, que para ele foi pouco, quando confrontado ao trabalho demandado por esta atividade.

Já na dimensão organização social e representações a problemática interação com a assistência técnica da empresa, assim como com as representações locais, tem dificultado as relações interpessoais e retardado as iniciativas benéficas para o coletivo.

Atributos do solo como critério determinante para avaliar a sustentabilidade

Segundo Mendonça e Matos (2005), "A biomassa microbiana é um componente importante da matéria orgânica do solo responsável por regular as transformações e acúmulo de nutrientes em ecossistemas naturais e manejados". Os valores médios de carbono microbiano (Cmic) e nitrogênio microbiano (Nmic) verificados nos sistemas de manejo observados estão apresentados na Tabela 5. O Cmic não variou significativamente nas profundidades e nem entre os sistemas de manejo, quando comparados à área de floresta. Mas, entre os SAF e a AR houve diferença significativa, pois o primeiro apresentou altos teores de Cmic, enquanto na área de roça recentemente queimada, os valores mostraram que ocorreu muita perda de biomassa.

Silva et. al. (2010) citam que "a biomassa tem sido apontada como indicador adequado de alterações provocadas por diferentes sistemas de uso e manejo do solo". Em seus resultados, os referidos autores, encontraram os teores mais elevados de Cmic na vegetação nativa de cerrado, na profundidade de 0-10 cm, equivalendo a 966,5 $\mu g\ g^{-1}$, quando comparados a solos submetidos a atividades

agrícolas diversas. A permanência da microbiota no solo nesse ambiente estaria condicionada a menor oscilação de temperatura e umidade e a condições mais adequadas. Segundo os referidos autores, essas melhores condições são atribuídas ao "maior aporte contínuo e variado de substratos orgânicos provenientes da maior diversidade de espécies na vegetação nativa e com diferentes graus de suscetibilidade à decomposição". Provavelmente, o SAF esteja favorecendo essas condições adequadas ao desenvolvimento da microbiota do solo. Os teores de Cmic no SAF foram superiores a 1000 μg g^{-1}, revelando as ótimas condições que este sistema de manejo proporciona aos cultivares; sendo superior mesmo à floresta nativa. Esse comportamento possivelmente está relacionado à qualidade dos detritos vegetais. Outra observação dos autores é referente ao uso de produtos químicos fitossanitários que perturbam a composição de comunidades microbianas no solo. A área de dendê não apresentou valores baixos que evidenciassem alguma associação com essa questão, mesmo porque como o dendê já tem dez anos, o controle de invasoras não é mais feito com herbicidas e sim com roçagem manual.

Quanto ao Nmic, as profundidades também não apresentaram diferença significativa. Todavia, o SAF se destacou positivamente dos demais sistemas de manejo, com valores mais elevados.

Tabela 5. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo

Sistema de manejo	Profundidade (cm)					
	0-5	5 – 10	10 - 20	0-5	5 - 10	10 - 20
		Cmic μg g^{-1}			Nmic mg.kg	
AF	482,80aA	749,48aA	839,67aAB	7,88aB	13,27aA	12,44aB
SAF	946,80aA	526,97aA	1009,1aA	21,57aA	19,91aA	30,70aA
AR	680,0aA	726,52aA	311,69aB	14,05aAB	8,71aA	9,12aB
AD	1047,58aA	777,28aA	809,50aAB	18,67aAB	12,44aA	10,37aB

Cmic – C da biomassa microbiana; Nmic – N da biomassa microbiana. AF – área de floresta; SAF – sistema agroflorestal; AR – área de roça; AD – área de dendê. Médias seguidas por letras iguais, maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem estatisticamente pelo teste t a 5% de probabilidade.

Fonte: Dados obtidos em pesquisa de campo dos autores.

Os resultados da variação entre as médias do carbono orgânico (C) nos sistemas de manejo estudados (Tabela 6) mostraram diferenças significativas nas profundidades dos diferentes sistemas de manejo, exceto na área de floresta. Não houve variação entre a floresta e a área de dendê, assim como, entre o sistema agroflorestal e a roça. No que se refere ao nitrogênio (N total), a AF também não se diferenciou nas profundidades, ao contrário das demais áreas. Entre os sistemas de manejo, a AF se assemelhou a AD, e a área de SAF a AR, não apresentando diferenças significativas entre si. Em comparação a AF, os sistemas de uso não diferiram em termos de concentração desses elementos, nem no primeiro ano (AR), nem nos subsequentes (SAF e AD).

Tabela 6. Carbono orgânico e nitrogênio total em diferentes sistemas de manejo

Sistema de manejo	Profundidade (cm)					
	0-5	5 - 10	10 - 20	0-5	5 - 10	10 - 20
	C			N Total		
	g kg^{-1}					
AF	7,1aC	6,55aB	5,81aB	0,95aC	0,90aB	0,76aB
SAF	15,93aAB	12,18abA	7,36bAB	1,45aA	1,27aA	1,07bA
AR	19,54aA	14,77abA	12,04bA	1,47aA	1,24bA	1,12bA
AD	11,15aBC	5,49bB	6,42abB	1,17aB	1,01aB	0,78bB

C – C orgânico; N – N total. AF – área de floresta; SAF – sistema agroflorestal; AR – área de roça; AD – área de dendê. Médias seguidas por letras iguais, maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem estatisticamente pelo teste t a 5% de probabilidade.
Fonte: Dados obtidos em pesquisa de campo dos autores.

A relação Cmic:C expressa quanto de C orgânico do solo está imobilizado na biomassa microbiana, bem como a eficiência de conversão do C do solo em C microbiano. De forma similar, a relação entre Nmic:N total do solo indica a eficiência de conversão do N do solo em Nmic (BARRETO et. al., 2008). As áreas de sistema agroflorestal e a com cultura de dendê foram as que melhor favoreceram a imobilização do carbono orgânico do solo em carbono da biomassa microbiana, assim como o nitrogênio Nmic: N foi mais eficiente no SAF, ambos para as profundidades de 10-20 cm.

Tabela 7. Relação C da biomassa microbiana: C orgânico; relação N da biomassa microbiana: N total em diferentes sistemas de manejo.

Sistema de manejo	Profundidade (cm)					
	0-5	5 - 10	10 - 20	0-5	5 - 10	10 - 20
	Cmic:C			Nmic:N		
	%					
AF	8,04aA	11,42aAB	14,67aAB	0,84aA	1,51aA	1,66aAB
SAF	6,26abA	4,45bB	18,25aA	1,46bA	1,57bA	2,82aA
AR	3,52aA	5,12aAB	2,95aB	0,93aA	0,71aA	0,81aB
AD	11,38aA	18.55aA	18,31aA	1,61aA	1,23aA	1,34aB

Cmic:C – relação C da biomassa microbiana: C orgânico; Nmic:N – relação N da biomassa microbiana: N total. AF – área de floresta; SAF – sistema agroflorestal; AR – área de roça; AD – área de dendê.

Médias seguidas por letras iguais, maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem estatisticamente pelo teste t a 5% de probabilidade.

Fonte: Dados obtidos em pesquisa de campo dos autores.

Considerações Finais

As quatro comunidades apresentaram aspectos semelhantes no que se refere à disponibilidade de vegetação primária e secundária, pois todos os seus agroecossistemas familiares ainda dispõem desse recurso natural. Esse fator favorece a permanência dos jovens nas comunidades, em função da maior margem de possibilidade de desenvolvimento de atividades do sistema produtivo. Todavia, Inacha mostrou maior pressão sobre as áreas de floresta e capoeira, devido à prática de corte e queima para fazer roçados, perceptível quando observadas as baixas expectativas referentes às perspectivas de trabalho para os jovens. Nessa comunidade, houve médio impacto da intervenção, principalmente nos aspectos da gestão técnico-produtiva e no nível de satisfação da população com melhoria nos relacionamentos intercomunitários.

As comunidades também tiveram importantes variações entre si associadas ao tipo de intervenção. Dentre as que mais se destacaram em Ajó estão as relacionadas à dimensão proteção do ambiente, porque

o sistema agroflorestal, conforme observado nos atributos do solo, foi o sistema de manejo que apresentou o melhor resultado. Os atributos do solo indicaram diferenças significativas de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana nos sistemas agroflorestais (SAF) comparados à área de floresta (AF), com os valores mais elevados em SAF; os teores de carbono orgânico e nitrogênio total também foram mais expressivos nos SAF. Bem como a disponibilidade de ecossistemas de várzea e terra firme favoreceu a gestão da fertilidade do meio, para maiores possibilidades de diversificação do sistema produtivo. As atividades propostas pelos agricultores multiplicadores também favoreceram a inter-relação comunitária em Ajó, com ações coletivas e satisfação e bem estar após intervenção. Portanto, Ajó se sobressaiu em todas as dimensões em relação às demais comunidades.

Os efeitos mais perceptíveis nos agroecossistemas familiares observados em São José e Água Preta foram alusivos à dimensão condições de vida, especialmente nos indicadores situação financeira e patrimônio. A comunidade de São José obtém melhor preço com a atividade do dendê do que a vizinha Água Preta. As causas mais significativas para essa diferença estariam relacionadas ao fato de que os agroecossistemas de São José são mais adequados à dendeicultura do que os de Água Preta, que apresentam solos com baixa retenção de água; os agricultores de São José têm mais renda devido ao período da safra ocorrer nos meses de fevereiro, março, abril, maio e junho, enquanto em Água Preta a safra ocorre em outubro, novembro, dezembro e janeiro e coincide com o período de maior produtividade do dendezeiro da Agropalma, ou seja, de maior oferta do produto. Essa diferença nos meses de safra e entressafra estaria relacionada à oferta de água, disponível à cultura em São José no período de estiagem. Consequentemente, há diferentes níveis de satisfação com a atividade do dendê, enquanto em São José predominam os agricultores satisfeitos, em Água Preta há maior insatisfação. A relação Cmic:C mostrou foi mais elevada na área de dendê (AD), mostrando que esse sistema de manejo, com dez anos de cultivo, está favorecendo a imobilização do carbono orgânico do solo em carbono da biomassa microbiana. Para as medidas de Nmic:N, C orgânico e N total não houve diferenças significativas entre a área de dendê e a área de floresta.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão de bolsa de estudo, por ocasião de Estágio de Doutorado Sanduíche no Exterior e ao Programa de Pós-Graduação de Ciências Ambientais, da Universidade Federal do Pará, pela oportunidade de realização do doutorado da primeira autora.

Referências

ARAÚJO SANTOS, R.; LÉNA, P. **Da predação à sustentabilidade na Amazônia:** a difícil metamorfose. In: Desenvolvimento Sustentável e Sociedade na Amazônia. Belém, PA: MPEG, 2011.

BARRETO, P. A. B.; FORESTIERE DA GAMA-RODRIGUES, E.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. DE; FONSECA, S.. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em sequência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p: 611–619, 2008.

BIODIESELBR. **Legislação sobre Biodiesel.** 2006. Disponível em: <https://www.biodieselbr.com/>. Acesso em: maio 2015.

BRASIL. Casa Civil. **Decreto de 2 de julho de 2003a. Institui Grupo de Trabalho Interministerial encarregado de apresentar estudos sobre a viabilidade de utilização de óleo vegetal-biodiesel como fonte alternativa de energia, propondo, caso necessário, as ações necessárias para o uso do biodiesel**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/2003/Dnn9920.htm>. Acesso em: maio 2015.

BRASIL. Casa Civil. **Decreto de 23 de dezembro de 2003**b. **Institui a Comissão Executiva Interministerial encarregada da implantação das ações direcionadas à produção e ao uso de óleo vegetal - biodiesel como fonte alternativa de energia.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/2003/Dnn10093.htm>. Acesso em: maio 2015.

BRASIL. Casa Civil. Lei Nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005. **Dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira; altera as Leis nºs 9.478, de 6 de agosto de 1997, 9.847, de 26 de outubro de 1999 e 10.636, de 30 de dezembro de 2002; e dá outras providências.** Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Lei/L11097.htm>. Acesso em: maio 2015.

BRASIL, Ministério do Desenvolvimento Agrário. **O que é Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNBB)?** 2004. Disponível em: <http://www.mda.gov.br/sitemda/secretaria/saf-biodiesel/o-que-e-o-programa-nacional-de-produçao-e-uso-do-biodiesel-pnpb>. Acesso em: maio 2015.

COLMET-DAAGE, S. **Projeto de desenvolvimento rural no município de Cametá, Pará – Brasil.** Período de março 2000 a novembro 2004. Cametá: APACC – AVSF - ESSOR, 2005.

EMBRAPA. CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. DE. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental:** solo, água e sedimentos. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006.

INSTITUTO DE DESENVOLVENTO ECONÔMICO SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ-IDESP. 2013. **Estatística municipal do Moju**. Disponível em: <http://www.idesp.pa.gov.br/> Acesso em Out. 2013.

MARCHAND, G. **Un système d'indicateurs pour évaluer les impacts territoriaux des politiques de développement durable dans les zones rurales en Amazonie brésilienne:** l'expérience IDURAMAZ. Thèse de doctorat-Paris: Université de la Sorbonne nouvelle-Paris III. Géographie, aménagement et urbanisme, 2010.

MENDONÇA, E. DE S.; MATOS, E. DA S. **Matéria orgânica do solo**: métodos de análises. Viçosa – MG: UFV, 2005.

MOLINES, N. **Analyse de la valeur sociale des composantes environnementales d'un territoire soumis à l'introduction d'une nouvelle infrastructure linéaire**: apport des SIG et des méthodes d'analyses multicritères. SAGEO'2007, p: 1–19, 2007.

NAHUM, J. S; MALCHER, A. T. C. **Dinâmicas territoriais do espaço agrário na Amazônia**: a dendeicultura na microrregião de Tomé-Açu (PA). Confins (Paris), v. 16, p: 1-20, 2012.

PADULA, J.; CARDOSO, I. M.; FERRARI, E. A.; DAL SOGLIO, F. K. Os caminhos da Agroecologia no Brasil. In: GOMES, J. C. C.; ASSIS, W. S. De. (Orgs.). **Agroecologia**: princípios e reflexões conceituais. Coleção Transição Agroecológica. Brasília, DF: Embrapa. v. 1, p: 37 – 72, 2013.

RAMALHO FILHO, A.; MOTA, P. M. F. DA; FREITAS, P. L. DE; TEIXEIRA, W. G. **Zoneamento agroecológico, produção e manejo da cultura de palma de óleo na Amazônia**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2010.

SILVA, F. DE A. S. E; AZEVEDO, C. A. V. A. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, n. 39, v. 11, p: 3733–3740, 2016.

SILVA, R. R. D.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. DE S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividades microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 34, p: 1586–1592, 2010.

Aspectos socioeconômicos e as formas de uso da terra

O Uso e a Ocupação do Litoral Amazônico: os efeitos socioeconômicos e ambientais

Adrielson Furtado Almeida & Mário Augusto Gonçalves Jardim

RESUMO

Compreender a formação sócio-espacial da zona costeira do NE paraense a partir dos usos e ocupações, torna-se fundamental para o entendimento dos atuais impactos que afetam e ameaçam o desenvolvimento socioeconômico da região. Este estudo foi desenvolvido a partir da construção de uma linha do tempo, baseada na revisão bibliográfica dos principais acontecimentos históricos que determinam o cenário atual do litoral paraense. Os acontecimentos são analisados de forma horizontal sem aprofundamento, trata-se de uma opção necessária para o entendimento deste estudo. A discussão a partir da escala temporal, objetiva descrever o processo de uso e ocupação da zona costeira do NE paraense, que resultaram nos efeitos socioeconômicos e ambientais nas praias do Crispim (Marapanim), Atalaia (Salinópolis) e Ajuruteua (Bragança). Conclui-se que os efeitos negativos são decorrentes da forma como foram planejados o uso e ocupação deste espaço costeiro.

Palavras-chave: Formação sócio-espacial, zona costeira, planejamento.

Introdução

No litoral Norte do Brasil, encontra-se a Zona Costeira Amazônica Brasileira (ZCAB), trecho de aproximadamente 2.250 km de extensão entre o Cabo Orange no Amapá até a Ponta do Tubarão no Maranhão (SOUZA FILHO et al., 2005). Dentre os compartimentos geomorfológicos da ZCAB, tem-se a Costa de Reentrâncias do Pará e Maranhão, onde localiza-se a zona costeira do Estado do Pará entre as baías de Marajó, a oeste (0°30`S e 48°00`W. Gr.), e a de Gurupi, a leste (0°30`S e 46°00`W. Gr.), com 598 km de extensão (79.795 km²) (SENNA; MELLO; FURTADO, 2002).

Ao analisarmos os estados da região Norte pertencentes à Amazônia brasileira, somente os Estado do Amapá e Pará detém em seus territórios espaços litorâneos com grande atrativo e afluência turística, ainda que a maioria seja desprovida de infraestrutura necessária (FURTADO, 2011a). Na atualidade, a praia do Atalaia pertencente ao município paraense de Salinópolis é considerada a praia arenosa com maior afluência turística do Estado. Em virtude de suas areias servirem de estacionamento para cerca de 50 mil carros e 280 mil visitantes durante as férias escolares de julho, seguidas das praias de Ajuruteua (Bragança) e Princesa (ilha de Algodoal-Maiandeua em Maracanã) (MENDES; SILVA; SANTOS, 2011; MONTEIRO et al., 2009; SOUZA, 2014).

A exuberante beleza cênica destas praias atrai um número considerável de visitantes do Estado do Pará e de outras regiões. Na maioria das vezes isso causa forte antropia, principalmente sobre aspectos socioambientais, pois a infraestrutura destas praias é deficiente, resultante de um planejamento inadequado (FURTADO, 2011a; GREGÓRIO; MENDES; BUSMAN, 2011).

Os efeitos negativos sobre os aspectos socioambientais e econômicos resultam de vários fatores históricos relacionados aos padrões de povoamento do litoral paraense, que se desenvolvem desde o período pré-colonial. Para compreender o cenário atual, torna-se fundamental identificar os principais temas norteadores deste processo por meio da construção de uma linha do tempo, baseada numa revisão bibliográfica, que permita determinar os acontecimentos responsáveis pela formação sócio-espacial desta região.

Este trabalho objetivou descrever o processo de uso e ocupação que resultam nos efeitos socioeconômicos e ambientais nas praias do Crispim (Marapanim), Atalaia (Salinópolis) e Ajuruteua (Bragança), zona costeira do NE do Estado do Pará, Brasil.

O processo de uso e ocupação da zona costeira paraense

Na fase pré-colonial do Brasil, o povoamento da zona costeira paraense com base em evidências arqueológicas, datadas por C14, atesta o início da presença do homem nessa região em torno de 5.000 anos antes do presente (AP) (SILVEIRA; SCHAAN,

2010). Estes grupos são denominados de caçadores-coletores por consumirem basicamente peixes, moluscos e crustáceos, constatados por escavações estratigráficas dos vestígios encontrados nos sítios arqueológicos (cerâmica utilitária temperada com conchas moídas, artefatos líticos, artefatos de ossos e sepultamentos primários) denominados de sambaquis (na língua Tupi "tamba" significa moluscos e "ki" amontoado ou depósito) representados por montes de material orgânico e areia (LIMA, 2000).

Na Amazônia, os sambaquis litorâneos no Estado do Pará são denominados pelas populações amazônicas como minas de sernambi, denominação dada as conchas dos moluscos exploradas para a obtenção de cal para a construção civil desde o século XVI (FERREIRA PENNA, 1876; LACERDA, 1885). Até 3.000 AP, diversos grupos humanos ocuparam de forma permanente áreas não alagadas juntos aos manguezais da costa Nordeste do Pará, com ocupações relativamente densas, sobrevivendo primariamente de recursos do mar e do mangue (SILVEIRA et al., 2011).

Na fase colonial do Brasil, iniciada a partir de 1500, com a chegada de Pedro Álvares Cabral a Santa Cruz de Cabrália, inicia-se as primeiras expedições em busca de ouro financiadas pelo rei de Portugal D. João III, bem como as invasões dos franceses, holandeses e ingleses visando a conquista e colonização do litoral brasileiro (BEZERRA NETO, 2001; GADELHA, 2002; MEIRELLES FILHO, 2006).

Os primeiros séculos foram marcados pela criação do Sistema de Capitanias Hereditárias (1534), dificuldades para a implantação da agricultura e, a ameaça francesa nas terras portuguesas através do trafico de pau-brasil e, ajuda aos indígenas nas revoltas contra os portugueses (CINTRA, 2013). Em 1612, os franceses se aliaram aos Tupinambás liderados por Daniel de La Touche, fixaram uma colônia e uma fortaleza na ilha do Maranhão (São Luís) e, iniciarem expedições para a conquista das terras amazônicas (AMARAL, 2010).

Em 1613, o rei Felipe III da Espanha[3] ordenou ao governador do Brasil, Gaspar de Sousa, a expulsão de qualquer invasor e a conquista das terras do rio Amazonas (MEIRELLES FILHO, 2006). Em 1615, os franceses foram expulsos da ilha de São Luís, dando o inicio da conquista do litoral da região norte e a sua ocupação (AMARAL, 2010; BECKER, 2009). O segundo período de ocupação da zona costeira paraense, tem como marco histórico o núcleo de fundação da cidade de N. Sra. de Belém (1616), pelo capitão-mor do Grão-Pará Francisco Caldeira Castelo Branco (AMARAL, 2010; MEIRELLES FILHO, 2006).

Em 1624, Portugal criou a Capitania Geral do Grão-Pará e Maranhão, separando-o do Brasil, e as cidades de Belém e São Luís passaram a ser administrados por Lisboa. A política da metrópole portuguesa ordenou o estabelecimento de portos seguros ao longo da costa entre Belém e São Luís (FURTADO, 2011a; FURTADO, 2011b). Tais portos deram origem aos núcleos de fundação das cidades no litoral paraense.

Durante os primeiros contatos com os grupos humanos existentes no litoral paraense, denominados de Tupinambás, os portugueses perceberam certa organização sócio-espacial e conhecimento a cerca dos ambientes costeiros que permitiam a sua reprodução social (caça, extrativismo, roça, pesca e produção de sal para a salga de peixe).

Em 1645, a partir dessa cultura indígena, foram estabelecidas as primeiras políticas coloniais portuguesa visando a reorganização socioeconômica deste espaço, com a inserção do trabalho indígena nas relações econômicas capitalistas (pesca, produção de sal, agrícola). Bem como, o trabalho político-militar de atalaia (guardar a costa litorânea dos invasores estrangeiros) e a praticagem da barra (capitanear as embarcações até o porto de Belém) (FURTADO, 1981).

As técnicas seculares empregadas pelos índios serviram de base para a pesca mercantilista, administrados pelas Missões Religiosas (ou Fazenda Real), que utilizavam os recursos para o pagamento das despesas do governo relacionados às vilas e povoados, soldos de tropas e outras despesas. (FURTADO, 2002). A partir da potencialidade pesqueira da Amazônia e a identificação dos locais pesqueiros pelos

[3] As terras do rio Amazonas eram pertencentes à Espanha pelo Tratado de Tordesilhas; mas a unificação das monarquias, pela União Ibérica (1580-1640), autorizava os portugueses na sua conquista (AMARAL, 2010).

portugueses, baseados no saber empírico das populações haliêuticas, foram estabelecidos os Pesqueiros Reais pela Coroa portuguesa no século XVII, com taxações e fortes mecanismos de controle sobre a produção pesqueira (FURTADO, 1981; LEITÃO, 1996).

Do período colonial, passando pelo império até a primeira república, a pesca constituiu o recurso básico para alimentação da população, tornando-se a base de sustentação social e econômica para o progresso das unidades sociais e, a ocupação humana do litoral amazônico (LEITÃO, 1995). No século XIX, a Coroa organizou os inúmeros assentamentos de pescadores através das Colônias de Pesca (1817), seguidos dos Distritos de Pesca (1846), ambos sobre responsabilidade administrativa da Marinha, pois o pescador e suas embarcações eram considerados um contingente disponível para a segurança do mar e a defesa nacional em caso de guerra (LEITÃO, 1996).

No século XX, a instituição do Serviço de Pesca do Brasil (1912) visava a organização dos pescadores e suas embarcações, bem como a defesa das águas e dos recursos pesqueiros (LEITÃO, 1996). Após a Primeira Guerra Mundial, a Marinha instituiu a politica de higienismo da Missão Cruzador José Bonifácio, que percorreu o país entre os anos de 1919 e 1923, criando cerca de 800 colônias de pesca ao longo da costa e nas águas interiores. Para a Marinha de Guerra do Brasil visava combater o abandono, a dispersão, o analfabetismo e as endemias das populações praianas. Funcionando como uma campanha de saneamento e ao mesmo tempo recuperando os pescadores para a nacionalidade, convertendo-os em cidadãos úteis na defesa nacional e no controle da pesca (MELLO; VOGEL, 2000).

Durante a economia da borracha (1870-1912) se desenvolveu na Amazônia um povoamento regional a partir da cadeia produtiva do látex, que revolucionou a economia e o modo de vida das classes burguesas nas cidades (BECKER, 2008). Neste período, as populações costeiras continuaram exercendo práticas extrativistas (pesca, frutas, madeira e látex) e agricultura de subsistência, sem grande progresso das suas unidades sociais litorâneas, mesmo após o declínio da economia da borracha, quando o governo brasileiro criou políticas públicas sem sucesso recuperar a região (MEIRELLES FILHO, 2006).

O terceiro período de ocupação da zona costeira paraense tem como marco inicial a segunda metade do século XX, quando as políticas públicas direcionadas a Amazônia seguiram o modelo desenvolvimentista baseado na doutrina positivista de Augusto Comte (1798-1857)[4] (TREVISAN, 1987). A inserção da ideologia positivista no Exército brasileiro ocorreu no período imperial (Séc. XIX) e, desenvolveu-se junta com a sua história, passando a fazer intervenção na política, como o apoio na Abolição da Escravatura (1888), a deposição de D. Pedro II e Proclamação da República (1889), a Revolução de 1930, o Plano de Metas de Juscelino Kubitscheck (1956-1960) e, o Golpe Militar de 1964 (AREND; FONSECA, 2012; REGO; MARQUES, 2006).

A inserção da Amazônia no modelo desenvolvimentista iniciou-se durante o Plano de Metas do governo de Juscelino Kubitscheck, que priorizou o setor de transportes e a criação de novas rodovias, como a Belém-Brasília (BR-010) inaugurada em 1960 (BECKER, 2009; OLIVEIRA, 2009; RODRIGUES, 2009). O modelo desenvolvimentista para Amazônia tem como principal vetor a abertura de estradas, baseadas nos princípios da geopolítica e segurança nacional, garantindo o domínio sobre o "grande vazio" (integração nacional e reforma agrária) (OLIVEIRA NETO, 2013).

A criação da BR-010 interligou o Estado do Pará ao centro-sul, acabando com o isolamento geográfico de algumas cidades, contribuindo para a colonização da região no entorno da rodovia e a criação de novas estradas de interligação regional (TAVARES, 2008). O modelo de desenvolvimento socioeconômico do governo brasileiro influenciou na zona costeira paraense políticas públicas para o desenvolvimento da infraestrutura urbana e rodoviária, fomento a atividade turística (1966), a industrialização da pesca (1968) e, o incentivo à produção local (Programa Polos da Amazônia, com a pesca empresarial da piramutaba e camarão) (ALVES FILHO, 2000; MEIRELLES FILHO, 2006). Tais políticas públicas foram planejadas na década de 1950 e, implementadas nas décadas seguintes (Quadro 1).

[4] A doutrina do Positivismo de Augusto Comte (1798-1857) tinha como essência a busca do progresso e a regeneração da humanidade pela ciência. A doutrina ingressou no Exército através de Benjamim Constant, que pregava a evolução da humanidade em três estágios: o tecnológico, o metafísico e o positivo; no último estágio os homens passariam a compreender as leis que regem o universo e, o conhecimento destas leis possibilitaria a previsão do futuro; o positivismo era a evolução natural do pensamento humano, que seria acompanhado pela evolução da política (BRANDÃO, 2011; LACERDA, 2009).

Quadro 1. Síntese da politicas públicas de desenvolvimento socioeconômico nacional e regional (1951-1991).

FASE	MODELO	PRESIDENTE/ AÇÃO	OBJETIVO	POLÍTICAS PÚBLICAS DE DESENVOLVIMENTO SOCIOECONOMICO (1951-1991) NACIONAL	RESULTADOS REGIONAL (AMAZÔNIA E Z.C. PARAENSE)
DISCURSIVA (Exceção da implementação da BR-010)	NACIONAL DESENVOLVIMENTISTA	Getúlio Vargas (1951-1954)	Projeto de Industrialização Nacional.	Criação da Comissão Mista Brasil-Estados Unidos para o Desenvolvimento Econômico - CMBEU (1951).	Criação da Superintendência do Plano de Valorização da Amazônia (SPVEA). Atendendo o Art. 19 da Constituinte 1946, que institui que não menos que 3% da renda tributária da União deveria ser remetida a investimento na Amazônia por 20 anos. Dá-se início ao planejamento regional, vinculado diretamente à Presidência da República (1953).
		Juscelino Kubistchek (1956-1961)/Plano de Metas (1956-1960).	Desenvolver a economia, através da industrialização de bens de consumo duráveis.	Plano Nacional da Indústria Automobilística (1956). Criação de Rodovias. Investimentos em infraestrutura urbana.	Criação da rodovia Bernardo Sayão BR-010 (Belém-Brasília). Abertura de estradas no nordeste paraense até o novo eixo rodoviário.
		João Goulart (1961-1964).	Desenvolver a economia e orientar a política brasileira.	Conselho de Desenvolvimento da Pesca (CODEPE) (1961) Lei 10/1962 – Cria a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE)	Inicia a elaboração e execução de planos plurianuais de desenvolvimento da pesca visando à industrialização do setor.
		Regime Militar (1964) Humberto A. Castelo Branco (1964-1967)/ Plano de Ação Econômica– PAEG (1964-1966).	Retomar os objetivos desenvolvimentistas, combater a situação inflacionária e déficit público do país do período 1962-1963.	Lei 4.771/1965 - Novo Código Florestal. Lei n° 5.173/1966 – Extingue a SPVEA e a substitui pela Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia - SUDAM.	A "Operação Amazônia" - Definiu o novo papel a Amazônia deveria assumir na economia nacional. Com 50 projetos no campo da agropecuária (produção de açúcar, juta, arroz, oleaginosas e carne bovina) e produção madeira. Extinção da Estrada de Ferro de Bragança (1964). SUDAM passa a coordenar e supervisionar a ação federal na região.
PLANEJAMENTO		Arthur da Costa e Silva (1967-1969)/ Plano Estratégico de Desenvolvimento--PED (1967-1969).	Promover a recuperação econômica do País, com metas econômicas para os setores de petroquímica, pesquisa e extração mineral, agropecuária, indústria mecânica e comunicações.	Início do ciclo do "Milagre econômico". Altas taxas do PIB e controle da inflação. Criação da EMBRATUR e a definição do Plano Nacional de Turismo (Dec.-Lei 55/66). Dec.-Lei 221/1967 – Novo Código de Pesca.	Lei 3.786/66 – Torna o município de Salinópolis em Estância Hidromineral. Construção da ponte de acesso a ilha do Atalaia. Doação de terras pelo estado para viabilizar o uso e ocupação turística em Salinópolis. Instalação das primeiras indústrias de pesca em Belém/PA (1968).
		Emílio Garrastazu Médici (1969-1974)/ I Plano Nacional de Desenvolvimento-I PND (1970).	Metas e bases para ação do governo no período de 1972 a 1974.	Dec.-Lei n° 1.106/70 - Programa de Integração Nacional (PIN). Conexão rodoviária intrarregional no país. Fim do Ciclo do "Milagre econômico". Criação da Secretaria Especial de Meio Ambiente (1973). Criação da Comissão Interministerial dos Recursos do Mar-CIR (1974).	Conexões e redes de circulação rodoviária. Plano de abastecimento agrícola da Amazônia para o Centro-Sul. Projeto Agroindústria de Salinópolis S/A – AGRISAL (1970). Lei 4.368/1971 – Cria a Companhia Paraense de Turismo (PARATUR). Transamazônica – BR230 (1974). Pavimentação da PA-444 (Salinópolis-Atalaia)/1973.
		Ernesto Geisel (1974-1979)/ II Plano Nacional de Desenvolvimento-II PND (1974).	Ações para os anos de 1975-1979.	6.513/1977 - Dispõe sobre a criação de áreas especiais e de locais de interesse turístico. 6.766/1979 - Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano.	Programa Polos da Amazônia (15 áreas prioritárias de investimento), visando reorganizar o ingresso do grande capital. Bragança e Salinópolis são inseridas nos Polos da Amazônia (1975). Construção da PA-458 (Bragança-Ajuruteua)/1975.
NOVA REPÚBLICA	NEOLIBERAL	João Figueiredo (1979-1985)/ Fim do Regime Militar.	Redemocratização do país.	Lei 6.938/1981 – Cria a Politica Nacional de Meio Ambiente. Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro-GERCO (1987). Lei 7.661/1988 - Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro-PNGC.	Primeiros pacotes de viagens para Amazônia (1979). Inauguração do primeiro trecho da PA-458 (Bragança-Furo Grande do Caeté)/1983.
		José Sarney (1985-1990). Fernando Collor (1990-1992).	Plano econômico para diminuir a inflação. Plano Collor.	1988 - Constituição Federal legitima o turismo como força motriz de desenvolvimento socioeconômico (Art.180). Lei 7.735/1989 - Cria o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA).	Lei 5.457/1988 - Cria a Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente (SECTAM)- Pará. Constituição do Estado do Pará (1989). Inauguração da PA-318 (Marudá-Crispim)/1991. Conclusão e pavimentação da PA-458/1991.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os modelos capitalistas implantados através de planos, programas, projetos, leis e criação de órgãos públicos, a partir da segunda metade do século XX, definiram a nova função socioeconômica da região amazônica, tendo como vetor inicial a expansão rodoviária, que permitiu a urbanização e a evolução social das cidades pesqueiras interioranas que estavam isoladas na região costeira do NE paraense, estabelecendo uma nova estrutura sócio-espacial, além da colonização como parte da reforma agrária (ADRIÃO, 2006; ALVES, 2014; FURTADO, 1978).

Os efeitos das políticas desenvolvimentistas nas praias oceanicas do NE Paraense

Considerando os investimentos públicos (projetos de rodoviários, urbanização e o fomento a atividade turística), analisaremos os principais efeitos resultantes destas políticas desenvolvimentista nos ambientes costeiros do NE paraense, nas praias do Atalaia (Salinópolis), Ajuruteua (Bragança) e Crispim (Marapanim).

Na década de 1960, Salinópolis foi uma das primeiras cidades da zona costeira paraense que passou por mudanças provocadas pelas políticas desenvolvimentistas do governo brasileiro. O município passou a receber do poder público Estadual investimentos em infraestrutura urbana e incentivo ao turismo após a promulgação do Decreto Lei 3.786/66, que o transformou em Estância Hidromineral (ADRIÃO, 2006).

No final da década de 1960, os investimentos estenderam-se sobre a ilha do Atalaia a partir do aforamento[5] pelos senhores Modesto da Encarnação Rodrigues e João Felício Abrão. As terras localizadas de frente ao oceano Atlântico foram destinadas a urbanização e ao turismo balnear e as terras localizadas no interior e as marginais aos furos e rios, para o plantio agrícola de coco e criação de gado (RANIERI; EL-ROBRINI, 2015). Neste período, residiam na ilha famílias de pescadores, que sofreram os primeiros impactos do processo de urbanização e do turismo balnear, principalmente após a construção da estrada e da ponte sobre o rio Sampaio (inaugurada no início da década de 1970 e

[5] O uso e a ocupação das terras de marinha na região costeira paraense ocorreram por meio de aforamento para proprietários rurais, que se estabeleceram em diferentes momentos, como os motivados pela exploração dos grandes depósitos de conchas (Sambaquis ou Minas de Sernambi) para a extração e comércio do cal usado na construção civil das cidades próximas (FERREIRA PENNA, 1876). A partir da segunda metade do século XX, as terras foram aforadas considerando o Decreto Lei 9.760/1946, que passa a dispor sobre os bens e imóveis em terras da União e seus acrescidos, tendo prioridade quem as cultivasse (SOUZA, 2009).

pavimentada em 1973), que facilitou o acesso da cidade de Salinópolis à ilha do Atalaia (ADRIÃO, 2006).

O modelo de desenvolvimento socioeconômico implantado em Salinópolis, baseado no tripé infraestrutura rodoviária, urbanização e turismo, motivaram os políticos do município de Bragança a seguirem o mesmo exemplo, através da abertura de uma estrada sobre o mangue, com o discurso de escoar a produção pesqueira para os centros urbanos e, permitir o desenvolvimento socioeconômico através do turismo balnear na região (ALVES, 2014; MEIRELLES FILHO, 2006). A expansão rodoviária através da PA-458 (Bragança-Ajuruteua) foi iniciada em 1975 e concluída em 1987, marcando o inicio do incentivo pelo poder público do processo de urbanização e do desenvolvimento do turismo balnear na praia de Ajuruteua (FERNANDES et al., 2008; PEREIRA et al., 2006).

Sob a mesma ótica de fomentar e intensificar a atividade turística na zona costeira paraense, o Estado também investiu na abertura da estrada (PA-318) até o Distrito de Marudá (Marapanim) na década de 1960. Consequentemente, intensificou-se o fluxo de veranistas na década de 1970 durante os períodos de férias escolares e feriados, modificando o perfil interiorano da vila de Marudá (POTIGUAR JUNIOR, 2002). Na década de 1990, o município expandiu a rodovia PA-318, interligando o Distrito de Marudá a praia do Crispim (1991) (BASTOS et al., 2011; FURTADO et al., 2006). Na década de 1990, a malha rodoviária do NE do Estado do Pará já interligava as principais praias oceânicas com a capital paraense (Figura 1).

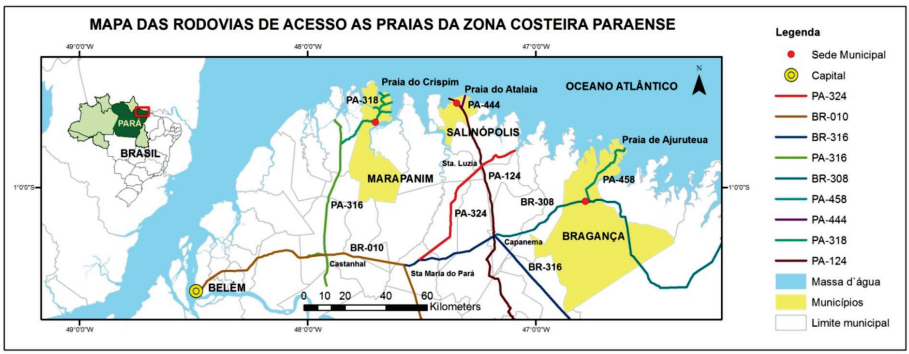


Figura 1. Mapa das Rodovias Federais e Estaduais de acesso às principais praias na zona costeira paraense.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Ao analisar a cronologia da expansão rodoviária no NE paraense (Figura 2), verifica-se que o governo visava o desenvolvimento socioeconômico, através dos benefícios gerados pelas novas estradas, como a integração regional, a arrecadação de divisas através da geração de emprego e renda por meio do desenvolvimento da atividade turística, a expansão do mercado imobiliário e, o escoamento de produtos agrícolas e pesqueiros.

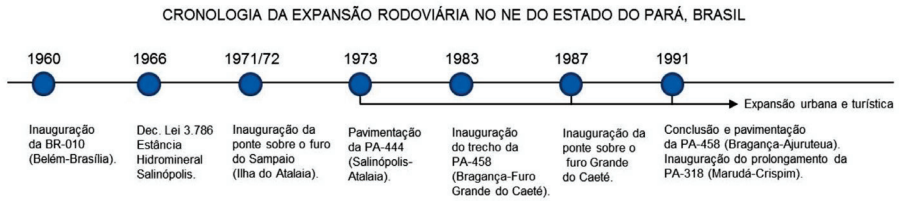


Figura 2. Cronologia da expansão rodoviária do NE do Estado do Pará, Brasil.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A partir da expansão rodoviária intensificou-se o uso e a ocupação destas praias, provocando inúmeros efeitos negativos resultantes do conflito entre as ações naturais e antrópicas. Para os investimentos nas praias do Atalaia e Ajuruteua, o governo considerou os aspectos socioeconômicos e, desconsiderou os ordenamentos jurídicos ambientais vigentes. Na praia do Crispim, apesar da exigência de licença e demais estudos para a abertura de rodovias pelo órgão ambiental recém criado (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA), não impediu que fossem gerados os mesmos problemas socioambientais e econômicos.

Analisando através de uma relação sistêmica os aspectos ambientais, econômicos e sociais, os estudos de Almeida (2015), Bastos (1995), Bastos et al. (2011), Gomes et al. (2009), Gregório; Mendes; Busman (2011), Mendes; Silva; Santos (2011), Monteiro et al. (2009), Pereira et al. (2006), Quaresma; Campos (2006) e Souza Filho (2011), demonstram que cada ação positiva ou negativa em um dos aspectos afeta positiva ou negativamente sobre o outro, gerando efeitos perceptíveis na atualidade e, que podem se agravar no futuro caso medidas mitigadoras não forem executadas (Figura 3).

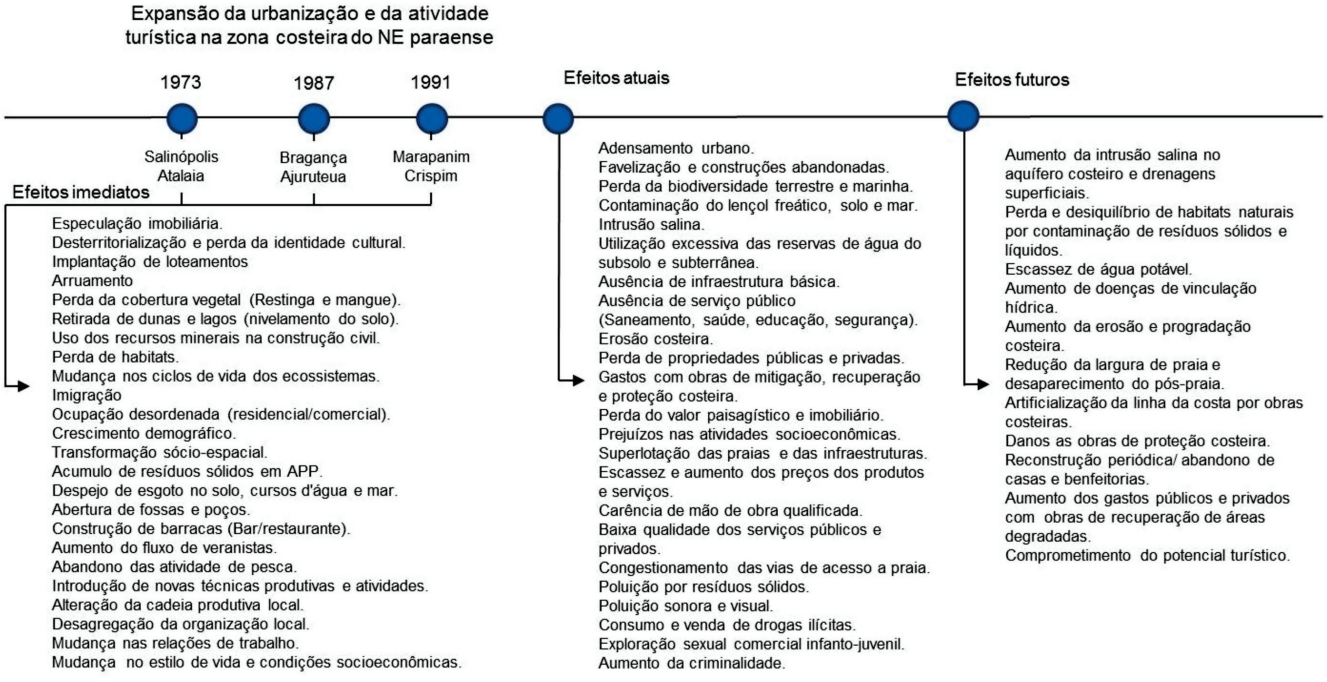


Figura 3. Efeitos da urbanização e do turismo balnear a partir da expansão rodoviária na zona costeira do Estado do Pará, Brasil.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Para Almeida (2017), a facilidade de acesso rodoviário ao espaço litorâneo, o incentivo a urbanização e ao desenvolvimento da atividade turística, ambos sem planejamento adequado, contribuíram para as situações problemáticas atuais. O autor afirma que as políticas públicas desenvolvimentistas não promoveram o desenvolvimento socioeconômico presente nos discursos de seus idealizadores para as praias do Atalaia, Ajuruteua e Crispim.

Após os investimentos em acessibilidade até os ambientes de praia, a atividade turística e a urbanização deveriam ter recebido o planejamento adequado do poder público, visando evitar e mitigar as situações problemáticas atuais, como a perda de espaço terrestre por erosão costeira, que compromete as atividades socioeconômicas, o potencial e a competitividade turística destas praias.

Estes efeitos no cenário atual poderiam ter sido diferentes, caso houvesse a compatibilização da urbanização e da atividade turística balnear através da gestão integrada. Para uma gestão costeira integrada faz-se necessário considerar as seguintes variáveis: a capacidade de carga, a percepção ambiental dos usuários (lixo, qualidade da água e infraestrutura de lazer, etc.), a classificação do tipo de praia, as funções da praia (uso recreativo, proteção da costa e reservatório ecológico), o ambiente externo (ciclos naturais, estrutura legal, política e, as atividades econômicas). Estas garantem a integridade dos ecossistemas, a equidade social e a eficiência econômica da atividade turística (BOTERO; HURTADO, 2009).

Com base nos efeitos atuais e futuros apresentados na figura 3, recomendam-se para as três praias em estudo:

a) a implantação do serviço público de saneamento (rede de distribuição de água, coleta e tratamento de esgoto e resíduos sólidos), reduzindo a contaminação do lençol freático, intrusão salina e, a poluição por resíduos sólidos e líquidos.

b) o ordenamento, controle e fiscalização do uso e ocupação das áreas de preservação permanente, causadoras da perda de cobertura vegetal e erosão costeira.

c) obras de defesa costeira no sistema praia-duna, como o uso de geotêxteis (na base da duna frontal, ou em edificações e infraestruturas) para a proteção da ação energética das ondas e, o uso de paliçadas sobre dunas para defesa e recuperação dunar.

d) planejamento da atividade turística, considerando a necessidade de infraestrutura, serviços e equipamentos turísticos, políticas públicas direcionadas e, a gestão adequada dos atrativos turísticos.

Estas são algumas recomendações que permitem mitigar os problemas socioeconômicos e ambientais atuais, que desafiam o poder público, o setor privado e a comunidade local na busca de soluções, que permitam a continuidade do uso residencial e o desenvolvimento das atividades socioeconômicas.

Considerações finais

Ao longo dos séculos, a zona costeira paraense foi ocupada visando o uso dos recursos naturais disponíveis. A biodiversidade dos recursos marinhos possibilitou a fixação de grupos humanos na fase pré-colonial, dos colonizadores portugueses no período colonial e, das populações recreativas do turismo balnear a partir da década de 1960. Neste ultimo, verifica-se uma série de efeitos negativos que se sobrepõem aos positivos, resultantes da ausência de um planejamento adequado para o uso e ocupação deste espaço costeiro.

A descrição do processo de formação sócio-espacial, que compõe o cenário atual das praias em estudo, permitem entender os fatores que contribuíram para a geração dos efeitos negativos. Estes exigem na atualidade o poder público, setor privado e comunidade local ações mitigadoras resultantes de políticas públicas, que atendam as necessidades das populações residentes e dos visitantes.

Torna-se fundamental a gestão costeira integrada entre o poder público, o setor privado e a comunidade local, descentralizando o processo político-administrativo, melhorando o seu planejamento, execução, avaliação e transparência, em consonância com a legislação ambiental vigente. Do contrário, os efeitos atuais produzidos nas

décadas anteriores, poderão intensificar-se no futuro, comprometendo o uso e ocupação para fins urbanos e turísticos destes espaços no litoral paraense.

Referências

ADRIÃO, D.G.S. Pescadores dos sonhos: um olhar a cerca da mudança nas relações de trabalho e na organização social entre as famílias dos pescadores diante do turismo balnear em Salinópolis, Pa. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Sér. Ciênc. Hum**., v. 1, n. 2, p. 11-21, 2006.

ALMEIDA, A.F. Amazônia atlântica: mudanças e impactos nas praias oceânicas paraenses. In: VIEIRA, I.C.G., JARDIM, M.A.G.; ROCHA, E.J.P. **Amazônia em Tempo**: estudos climáticos e socioambientais. Série Amazônia em Tempo. Belém: UFPA, MPEG, EMBRAPA - Amazônia Oriental, p. 337-355, 2015.

_____. **Os efeitos das políticas públicas de desenvolvimento socioeconômico na zona costeira do Nordeste paraense**: expansão rodoviária, urbanização e atividade turística. 115f. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2017.

ALVES, A.B. Estrada Bragança-Ajuruteua e a percepção dos trabalhadores do manguezal paraense (1975-1991). **A Palavrada**, n. 5, p.26-38, 2014.

ALVES FILHO, A. A política dos governos militares na Amazônia. In: ALVES FILHO, A.; SOUZA JÚNIOR, J. A.; BEZERRA NETO, J. M. (Org.). **Pontos de história da Amazônia**. v. 2. 2. ed. Belém: Paka-Tatu, 2000. 100p.

AMARAL, R. **Fundação de Belém do Pará**: jornada de Francisco Caldeira de Castelo Branco, em 1615-1616. Brasília, DF: Senado Federal, Conselho Editorial, 2010. 108p.

AREND, M.; FONSECA, P.C.D. Brasil (1955-2005): 25 anos de catching up, 25 anos de falling behind. **Revista de Economia Política**, v. 32, n. 1, p. 33-54, 2012.

BASTOS, M.N.C. A importância das formações vegetais da restinga e do manguezal para as comunidades pesqueiras. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Sér. Antr.**, v. 11, n. 1, p. 41-56, 1995.

BASTOS, M.N.C.; SANTOS, J.U.M.; AMARAL, D.D.; COSTA NETO, S.V. Alterações ambientais de origem natural e antrópica na vegetação litorânea do nordeste do Pará. In: PROST, M.T.R.C.; MENDES, A. (Org.). **Ecossistemas costeiros**: impactos e gestão ambiental. Belém: MPEG, 2011. 220p.

BECKER. K.B. **Um futuro para Amazônia**. Série inventando o futuro. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 150p.

_____. **Amazônia**: geopolítica na virada do III milênio. Rio de Janeiro: Garamond, 2009. 168p.

BEZERRA NETO, J.M.B. A conquista portuguesa da Amazônia. In: FILHO, A.A.; JÚNIOR, J.A.S.; BEZERRA NETO, J.M. (Org.). **Pontos de história da Amazônia.** v. 1. 3. ed. Belém: Paka-Tatu, 2001. 112p.

BOTERO, C.; HURTADO, Y. Tourist Beach Sorts as a classification tool for Integrated Beach Management in Latin America. **Coastline Reports**, 13, 133-142, 2009.

BRANDÃO, A.R.P. A postura do positivismo com relação às ciências humanas. **Theoria – Revista Eletrônica de Filosofia**, v. 3, n. 6, p. 80-105, 2011.

CINTRA, J.P. Reconstruindo o mapa das capitanias hereditárias. **Anais do Museu Paulista**, v. 21, n. 2, p. 11-45, 2013.

FERNANDES, M.E.B.; FERNANDES, J.S.; MURIEL-CUNHA, J.; SEDOVIM, W.R.; GOMES, I.A.; SANTANA, D.S.; SAMPAIO, D.S.; ANDRADE, F.A.G.; OLIVEIRA, F.P.; BRABO, L.B; JUNIOR, M.G.S.; ELIAS, M.P. Efeito da construção da Rodovia PA-458 sobre as florestas de mangue da península bragantina, Bragança, Pará, Brasil. **UAKARI**, v. 3, n. 1, p. 55-63, 2008.

FERREIRA PENNA, D.S. Breve notícia sobre os sambaquis do Pará. **Archivos do Museu Nacional**, v. 1, p. 85-99, 1876.

FURTADO, L.F.G. Aspectos históricos e econômicos de Marapanim Nordeste do Paraense. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**., Sér. Antr., n. 67, p. 1-33, 1978.

_____. Pesca artesanal: um delineamento de sua história no Pará. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi, Sér. Antr**., n. 79, 1-50, 1981.

_____. Pesqueiros reais e pontos de pesca. Traços da territorialidade haliêutica ou pesqueira Amazônica. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi., Sér. Antr**., v. 18, n. 1, p. 3-26, 2002.

_____. Ocupação humana do litoral amazônico. In: PROST, M.T.R.C. & MENDES, A. (Org.). **Ecossistemas costeiros:** impactos e gestão ambiental. Belém: MPEG, 2011a. 220p.

_____. Zona costeira amazônica: um espaço de reflexões teóricas e práticas sociais. In: MENDES, A.C.; PROST, M.T.; CASTRO, E. (Org.) **Ecossistemas amazônicos**: dinâmicas, impactos e valorização dos recursos naturais. Belém: MPEG, 2011b. 436p.

FURTADO, L.F.G.; NASCIMENTO, I.H.; SANTANA, G.; MANESCHY, M.C. Formas de utilização de manguezais no litoral do Estado do Pará: casos de Marapanim e São Caetano de Odivelas. **Amazônia: Ci. & Desenv**., v. 1, n. 2, p. 113-127, 2006.

GADELHA, R.M.A.F. Conquista e ocupação da Amazônia: a fronteira norte do Brasil. **Revista Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 63-80, 2002.

GREGÓRIO, A.M.S.; MENDES, A.C.; BUSMAN, D.V. Erosão na praia do Atalaia – Salinópolis/PA. In: MENDES, A.C; PROST, M.T; CASTRO, E. (Org.). **Ecossistemas amazônicos**: dinâmicas, impactos e valorização dos recursos naturais. Belém: MPEG, 2011. 436p.

GOMES, R.K.S.; PEREIRA, L.C.C.; RIBEIRO, C.M.M.; COSTA, R.M. Dinâmica socioambiental em uma comunidade pesqueira amazônica, PA-Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 9, n. 2, p.101-111, 2009.

LACERDA, G.B. Augusto Comte e o "Positivismo" redescobertos. **Rev. Sociol. Polít**., v. 17, n. 34, p. 319-343, 2009.

LACERDA, J.B. O homem dos sambaquis. Contribuição para a antropologia brasileira. **Archivos do Museu Nacional**, v. 6, p. 175-203, 1885.

LEITÃO, W.M. Pesca e políticas públicas. B**ol. Mus. Para. Emílio Goeldi., Sér. Antr**., v. 11, n. 2, p. 185-198, 1995.

_____ Organização e movimentos sociais dos trabalhadores da pesca. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi., Sér. Antr**., v. 12, n. 2, p. 183-199, 1996.

LIMA, T.A. Em busca dos frutos do mar: os pescadores-coletores do litoral centro-sul do Brasil. **Revista USP**, n. 44, p. 210-327, 1999-2000.

MEIRELLES FILHO, J.C.M. **Livro de ouro da Amazônia**. 5 ed. Rio de Janeiro: Ediouro, 2006. 422p.

MELLO, M.A.S; VOGEL, A. Nas malhas da nação: a nova política do Brasil nos sertões do litoral. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi., Sér. Antr.**, v.16, n. 1, p. 85-108, 2000.

MENDES, A.C.; SILVA, M.S.; SANTOS, V.F. Análise do meio físico para gestão ambiental das ilhas de Algodoal e Atalaia (NE do Pará). In: PROST, M.T.R.C.; MENDES, A. (Org.). **Ecossistemas costeiros**: impactos e gestão ambiental. Belém: MPEG, 2011. 220p.

MONTEIRO, M.C.; PEREIRA, L.C.C.; GUIMARÃES, D.O.; COSTA, R.M. Ocupação territorial e variações morfológicas em uma praia de macromaré do litoral amazônico, Ajuruteua – PA, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 9, n. 2, p. 91-99, 2009.

OLIVEIRA, A.U. A inserção do Brasil no capitalismo monopolista mundial. In: ROSS, J.L.S. (Org.). **Geografia do Brasil**. 6. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2009. 552p.

OLIVEIRA NETO, T. Rodovia Transamazônica: falência de um grande projeto geopolítico. **Revista Geonorte**, Edição Especial 3, v. 7, n. 1, p. 282-298, 2013.

PEREIRA, L.C.C.; RIBEIRO, M.J.S.; GUIMARÃES, D.O.; SOUZA FILHO, P.W.M.; COSTA, R.M. Formas de usos e ocupação na praia de Ajuruteua - Pará (Brasil). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, p. 19-30, 2006.

POTIGUAR JÚNIOR, P.L.T. Um exercício etnográfico sobre a migração de pescadores no nordeste do Pará. In: FURTADO, L.G.; QUARESMA, H.D.A.B. (Org.). **Gente e ambiente no mundo da pesca artesanal**. Belém: MPEG, 2002. 258p.

QUARESMA, H.D.A.B.; CAMPOS, R.I.R. Turismo como instrumento de ação coletiva em áreas pesqueiras do litoral da Amazônia. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Sér. Ciênc. Hum**., v. 1, n. 2, p. 139-147, 2006.

RANIERI, L.A; EL-ROBRINI, M. Evolução da linha de costa de Salinópolis, nordeste do Pará, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 42, n. 3, p. 207-226, 2015.

REGO, J.M.; MARQUES, R.M. **Economia Brasileira**. 3° ed. São Paulo: Saraiva, 2006.

RODRIGUES, P.R.A. **Introdução aos sistemas de transporte no Brasil e à logística internacional**. 4. ed. rev. e ampl. São Paulo: Aduaneiras, 2009. 245p.

SENNA, C.; MELLO, C.F.; FURTADO, L.F.G. Impactos naturais e antrópicos em manguezais do litoral nordeste do estado do Pará. In: FURTADO, L.F.G.; QUARESMA, H.D.A.B. (Org.). **Gente e ambiente no mundo da pesca artesanal**. Belém: MPEG, 2002. 258p.

SILVEIRA, M.I. OLIVEIRA, E.R.; KERNI, D.C.; COSTA, M.L.; RODRIGUES, S.F.S. O sítio Jabuti, em Bragança, Pará, no cenário arqueológico do litoral amazônico. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi. Sér. Cienc. Hum**., v. 6, n. 2, p. 335-345, 2011.

SILVEIRA, M.I.; SCHAAN, D.P. A vida nos manguezais: a ocupação humana da costa Atlântica Amazônica durante o Holoceno. In: PEREIRA, E. GUAPINDAIA, V. (Org.). **Arqueologia Amazônia 1**. 2 v. Belém: MPEG, IPHAN, SECULT, 2010. 511p.

SOUZA, C.R.G. A erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 9, n. 1, p. 17-37, 2009.

SOUZA, D.L. Urbanização turística, políticas públicas e desenvolvimento: o caso de Salinópolis/PA. **Geografia em Questão**, v. 7, n. 1, p. 65-86, 2014.

SOUZA FILHO, P.W.M. Impactos naturais e antrópicos na planície costeira de Bragança (NE do Pará). In: PROST, M.T.R.C.; MENDES, A (Org.). **Ecossistemas costeiros**: impactos e gestão ambiental. Belém: MPEG, 2011. 220p.

SOUZA FILHO, P.W.M.; SALES, M.E.C.; PROST, M.T.R.C.; COSTA, F.R.; SOUZA. F.F.M.O. A zona costeira Amazônica: o cenário regional e os indicadores bibliométricos em C&T. In: SOUZA FILHO, P.W.M. et al. (Org.). **Bibliografia da zona costeira Amazônica**. Belém: MPEG, UFPA, Petrobras, 2005. 401p.

TAVARES, M.G.C. A formação territorial do espaço paraense: dos fortes à criação de municípios. **Revista ACTA Geográfica**, v. 2, n. 3, p. 59-83, 2008.

TREVISAN, L. **O pensamento militar brasileiro**. 2 ed. Editora Global, 1987. 94p.

Impacto do uso da terra sobre a soberania alimentar dos quilombolas no Vale do Guaporé, na fronteira dos biomas Amazônico e Cerrado

Iris Gomes Viana, Marcos Silveira & Carolina Joana da Silva

RESUMO

Este artigo descreve o uso alimentar da biodiversidade, os macrohabitats onde ocorre, bem como as ameaças para a sua integridade, a partir do conhecimento ecológico tradicional de comunidades quilombolas, em Vila Bela da Santíssima Trindade-Mato Grosso, Amazônia Meridional. A pesquisa pautou-se na abordagem qualitativa com o uso da observação participante, entrevista semiestruturada e levantamentos da flora e da fauna. A trajetória de vida das famílias quilombolas, ligada às atividades de subsistência, permitiu conhecer os macrohabitats da região. A convivência cotidiana nesses espaços foi expressa no conhecimento de 94 espécies de plantas e 59 de animais de uso alimentar encontradas nos macrohabitats manejados, como roças e quintais; e naturais, como a Floresta Amazônica, o Cerrado e a área úmida do Guaporé. Os processos associados à conversão desses ambientes para pecuária e agricultura estão modificando as interações dos quilombolas com o uso tradicional de seus territórios.

Palavras-chave: Etnobiologia, Amazônia Meridional, macrohabitats.

Introdução

O conhecimento tradicional pode ser definido como o saber-fazer, a respeito do mundo natural e sobrenatural, gerados no âmbito da sociedade não urbano/industrial e transmitidos oralmente de geração em geração (DIEGUES, 2000).

A Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais[3]; traz em seu artigo 3, a definição de povos e comunidades tradicionais como grupos culturalmente diferenciados

[3] BRASIL. Decreto n. 6.040, de 07 de fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. 2007.

e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas geradas e transmitidas pela tradição.

No Brasil, estima-se que cerca de 4,5 milhões de pessoas fazem parte de povos e comunidades tradicionais, ocupando 25% do território nacional, representados por caboclos, caiçaras, extrativistas, indígenas, pescadores, quilombolas, ribeirinhos, entre outros. De acordo com Almeida (2008) esta estimativa corresponde a uma área habitada/ha de 176 milhões de pessoas. Para as comunidades remanescentes de quilombo o país tem mapeadas 743 comunidades que ocupam cerca de 30 milhões de hectares, com uma população estimada em 2 milhões de pessoas. No entanto, dados atuais revelam que, a partir do autoreconhecimento, o número dessas comunidades tem sido ampliado e, de acordo com o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (2016), no Brasil há 1.536 processos abertos para reconhecimento de terras quilombolas, e destes 130 para a região Norte e 112 para o Centro-Oeste.

Os conhecimentos e as práticas tradicionais têm inspirado estudos em diversas áreas do conhecimento, principalmente a Etnociência ou Etnociências, termos estes que emergiram no panorama científico como um campo de cruzamento de saberes e tem evoluído por meio de um diálogo frutífero entre as ciências naturais e as ciências humanas e sociais (MARQUES, 2002). Entre os conhecimentos produzidos nessa área poucos estão associados às questões de segurança e a soberania alimentar.

O termo Segurança Alimentar e Nutricional (SAN), que incorporou elementos da nutrição e os princípios da Soberania Alimentar e do Direito Humano à Alimentação Adequada é definido, a partir da Cúpula Mundial da Alimentação, convocada pela FAO em 1996, como um direito humano com a garantia, a todos, de condições de acesso a alimentos básicos de qualidade, em quantidade suficiente, de modo permanente e sem comprometer o acesso a outras necessidades essenciais, com base em práticas alimentares saudáveis, contribuindo

assim para uma existência digna, em um contexto de desenvolvimento integral da pessoa, com preservação das condições que garantam uma disponibilidade de alimentos a longo prazo (CONTI, 2009). A SAN considera três aspectos principais: a quantidade, a qualidade e a regularidade no acesso aos alimentos (BELIK, 2003).

O Brasil tem desenvolvido políticas públicas que corroboram com esses objetivos, como a Emenda Constitucional n. 047 de 2003, por meio da qual é incorporado o Direito à Alimentação, considerado como um direito fundamental, na Constituição Nacional, incluído especificamente em seu Artigo 6, completando outros direitos sociais, e a Lei n. 11.346 de 2006[4].

Em termos de diversidade cultural, a região do Vale do Guaporé, em seu contexto histórico, tem sua biodiversidade composta por aspectos ambientais e pelo intercâmbio sociocultural da formação de seu povo como: (a) os indígenas Paresi e os Nambiquara, nativos da terra; (b) o povo africano, trazido no período de ocupação portuguesa como escravos; e (c) o europeu, que veio em busca de novas terras e riquezas, em especial o ouro.

Segundo Monteiro (2013), atua nessa territorialidade o negro, quer seja na proteção de fronteiras ou na mineração do ouro, em uma condição identitária reconfigurada pela imposição da colonização, organizando-se em espaços de solidariedade, na densa floresta amazônica, primeiro em quilombos, seguido de vilas e agrupamentos sustentados pela resistência, solidariedade e pelo ideal de liberdade.

Nos últimos 10 anos as comunidades quilombolas em Vila Bela da Santíssima Trindade vêm sendo estudadas sob uma abordagem sociocultural e ambiental focada nas construções culturais e práticas alimentares durante a festança (MOURA, 2005), a constituição da paisagem agrícola voltada para a produção de alimentos e as práticas alimentares (SILVA GOMES, 2008), nos atributos ecológicos, edáficos e socioeconômicos em sistemas agroflorestais com leguminosas (MENDES, 2012), estudos antropológicos sobre a simbologia de árvores sagradas para a compreensão de elementos das culturas africanas

[4] BRASIL. Lei Orgânica n. 11.346, de 15 de setembro de 2006. Dispõe sobre a criação do Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN. Brasília. 2006.

(CARVALHO, 2012), nos modos de vida e territorialidade quilombola (LEITE; SILVA, 2014), no conhecimento e uso de Attalea speciosa, Mart. (ARRUDA et al, 2014), no levantamento florístico, fitossociologico e etnobiológico do buritizal (SANDER, 2014), no espaço do quintal e os saberes quilombolas sobre a mandioca (LIMA et al, 2015), e nas transformações da paisagem na zona de transição Amazônia-Cerrado (MARIOTTI, 2015).

Pautada nos pressupostos da etnoecologia (MARQUES, 2001; TOLEDO, 2002) este trabalho descreve o conhecimento ecológico tradicional a respeito da biodiversidade que compõe a dieta alimentar de duas comunidades quilombolas em Vila Bela da Santíssima Trindade-MT, para fortalecer a sua permanência nesse território biocultural.

Vila Bela da Santíssima Trindade e as Comunidades Quilombolas

O município de Vila Bela da Santíssima Trindade-MT está localizado na Amazônia Meridional e segundo o IBGE (2016), no extremo sudoeste do Estado de Mato Grosso (16°15'58.51" - 14°00'20.79" S e 59°54'19.16" - 60°23'11.64" W), a 540 km de distância da capital Cuiabá; possui área de 13.420,978 km² e uma população estimada em 14.493 habitantes com densidade demográfica de 1,08 habitantes/km². Os limites em toda sua extensão Sul e Oeste demarcam a fronteira Brasil-Bolívia.

A área deste município está inserida na microrregião Alto Guaporé, na bacia hidrográfica do rio Guaporé, que nasce na chapada dos Pareci no Estado de Mato Grosso e desemboca no rio Madeira, tributário do rio Amazonas, no Estado de Rondônia. Ao longo do seu percurso no Estado de Mato Grosso o rio Guaporé percorre 360 quilômetros de extensão e recebe o rio Alegre pela margem esquerda, passa pelo núcleo urbano de Vila Bela da Santíssima Trindade, recebe em seguida os rios Sararé e Galera pela margem direita e segue até o limite norte do município, onde recebe o rio Verde à esquerda, vindo da Bolívia (MENDES, 2012; MARIOTTI, 2015).

A região da Bacia do Alto Guaporé é composta por formações vegetais que caracterizam a transição entre os domínios morfoclimáticos

Amazônia e Cerrado, sendo coberta predominantemente pela Floresta Estacional Semidecidual (50%), Cerrado (20%) e por uma região de tensão ecológica (30%) (AB'SÁBER, 1967).

Vila Bela da Santíssima Trindade foi a primeira sede da Capitania de Mato Grosso. A descoberta de riquezas minerais na região do rio Guaporé fez com que Portugal se apressasse em povoá-la para a garantia do território e das riquezas da região. Em 19 de março de 1752 foi então criada a Capitania de Mato Grosso e sua capital com o nome de Vila Bela da Santíssima Trindade (SIQUEIRA, 2002).

No período em que foi capital, a cidade de Vila Bela obteve grande progresso para os novos moradores. No entanto, as dificuldades encontradas para a permanência de pessoas na região, como distância, doenças, falta de rotas comerciais e o estabelecimento de um importante centro comercial em Cuiabá, foram fatores que contribuíram para a transferência da capital em 1835. Os moradores abandonaram a região, deixando casas, estabelecimentos comerciais e escravos para trás. Estes escravos abandonados então garantiram a sobrevivência da cidade, constituindo no local uma comunidade negra forte, unida e fiel às suas tradições (SIQUEIRA, 2002; PUHL, 2003).

Os conflitos de ocupação na região resultaram na expulsão de diversos grupos indígenas e afrodescendentes, na redução de territórios tradicionalmente ocupados, e na ampliação de áreas de latifúndios intensificada a partir da segunda metade do século XX (PUHL, 2003).

Os incentivos em programas governamentais de desenvolvimento e ocupação da Amazônia e Cerrado, criados a partir de 1970, permitiram o aumento de migrantes para a região do Vale do Guaporé. Dentre as políticas desenvolvimentistas destacam-se os programas do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária-INCRA, Programa de Integração Nacional-PIN, Plano Nacional de Desenvolvimento-I PND, Programa de Redistribuição de Terras e Estímulo à Agroindústria-PROTERRA, Programa de Desenvolvimento do Centro-Oeste-PRODOESTE, Plano Nacional de Desenvolvimento-II PNDA, Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia-POLAMAZÔNIA, Programa de Desenvolvimento dos Cerrados-POLOCENTRO e o

Programa de Desenvolvimento do Noroeste-POLONOROESTE (PUHL, 2003; LEITE; SILVA, 2014, FARIA et al, 2015).

O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de Vila Bela da Santíssima Trindade é 0,645, o que situa esse município na faixa de Desenvolvimento Humano Médio (IDHM entre 0,600 e 0,699), ocupando a 3201ª posição entre os 5.565 municípios brasileiros em 2010. A dimensão que mais contribui para o IDHM do município é Longevidade, com índice de 0,843, seguida de Renda, 0,644, e de Educação, de 0,495 (ATLAS DO DESENVOLVIMENTO HUMANO NO BRASIL, 2016).

De acordo com Palmares Fundação Cultural (2015) o Estado de Mato Grosso apresenta 69 áreas reconhecidas com remanescentes de quilombos. Em Vila Bela da Santíssima Trindade são reconhecidas seis organizações quilombolas. Os resultados apresentados foram obtidos nas comunidades quilombolas de Boqueirão (15º05'00.1" S e 59º53'08.3" W) e na comunidade de Retiro (15°04'56.3"S e 59° 54'28.1" W) estabelecidas no município de Vila Bela da Santíssima Trindade, Mato Grosso.

As comunidades têm a ocupação de seus territórios por famílias negras. De acordo com Carvalho (2012) a comunidade de Boqueirão é formada principalmente por membros de duas famílias: os Frazão de Almeida e os familiares da matriarca Maria Rosa Conceição, que se estabeleceram na região na década de 1960.

A comunidade Retiro tem sua origem reportada nos anos 1960, quando havia um antigo engenho que fabricava açúcar e aguardente, denominado de engenho Várzea Alegre, administrado pela família Bispo de Oliveira. O lugar era percorrido a cavalo por viajantes vindos da fronteira com a Bolívia interessados em chegar a Vila Bela. Retiro era o ponto de parada para descanso; em seguida prosseguiam viagem, por meio de canoa, até o destino. A terra pertencia a Lino Bispo de Oliveira e Paula Francisca de Oliveira, herdada por Rufino Bispo de Oliveira e Davi Bispo de Oliveira e seus filhos. Atualmente, vivem na região os membros dessa família e parentes (LEITE; SILVA, 2014). As comunidades quilombolas (Figura 1) não apresentam titularidade de suas terras e são classificadas como terras de quilombo pela Palmares Fundação Cultural (2015).

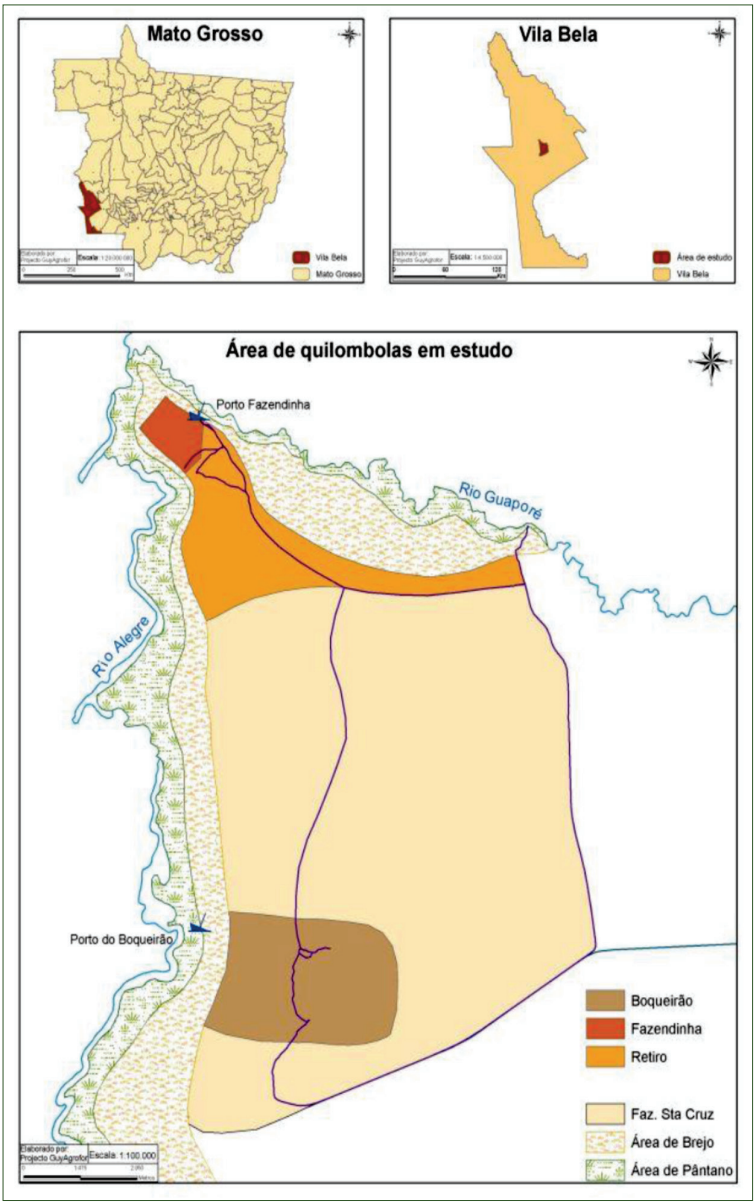


Figura 1. Localização das comunidades quilombolas de Retiro e Boqueirão, município de Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

Fonte: Mendes (2012).

A comunidade de Boqueirão está localizada na margem direita do rio Alegre, a 25 quilômetros da sede do município. O rio já foi o único meio de acesso até a comunidade, mas atualmente a via de acesso à cidade mais utilizada é uma estrada vicinal não pavimentada conhecida como quilômetro oito, na rodovia MT 246.

A comunidade de Retiro está localizada à margem esquerda do rio Guaporé e direita do rio Alegre a 10 quilômetros da sede do município. Duas vias dão acesso até a comunidade, uma pelo rio Guaporé, cujo percurso é menor até o núcleo urbano, cerca de 15 minutos, e outra pela estrada vicinal do quilômetro oito.

Metodologia

Esta pesquisa foi submetida e aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade do Estado de Mato Grosso, CEP-UNEMAT, com o parecer número 801.438, de 22 de setembro de 2014, e realizada de acordo com o Termo de Anuência Prévia e do Consentimento Livre e Esclarecido-TCLE dos sujeitos envolvidos neste estudo, conforme as orientações da Resolução 466 de 2012 e a Norma Operacional 001 de 2013 do CNS do CEP-UNEMAT.

O estudo foi realizado durante o período de 2014 a 2016, por meio da abordagem qualitativa (MARTINS, 2004; SANTOS et al, 2005) com o uso de técnicas como a observação participante, entrevista semiestruturada e levantamentos da flora e fauna conhecidas para a alimentação.

As atividades cotidianas desenvolvidas por mulheres e homens nas comunidades quilombolas foram acompanhadas por meio da observação participante, atividades estas relacionadas aos cuidados com os espaços da casa, do quintal, das roças e criações de animais, coletas de elementos da biodiversidade, o cotidiano das cozinhas, em sua maioria, espaços femininos, onde os alimentos são preparados no fogão à lenha, espaços repletos de cores, cheiros e sabores.

A observação participante, de acordo com os pressupostos de Bernard (2002) e Gil (2005), permitiu ainda acompanhar discussões e reflexões sobre aspectos políticos, sociais, de saúde, a realização de festas,

as percepções das mudanças ambientais na região, as ameaças à biodiversidade e suas preocupações e expectativas sobre o futuro de seus filhos e das comunidades. Este convívio possibilitou estabelecer laços de afetividade e de confiança entre a pesquisadora e os sujeitos envolvidos nesta pesquisa.

A entrevista semiestruturada foi desenvolvida a partir de um roteiro de entrevista com perguntas abertas e fechadas, como proposto por Richardson (1999), que permitiu o levantamento de informações sobre aspectos socioeconômicos, os conhecimentos e os modos de usos dos componentes da biodiversidade usados na alimentação. As entrevistas foram aplicadas a 13 interlocutores, considerados conhecedores dos temas abordados, sendo oito mulheres e cinco homens, com idade entre 43 e 81 anos, seis da comunidade Retiro (quatro mulheres e dois homens) e sete da comunidade Boqueirão (quatro mulheres e três homens). Para o tema fauna de uso alimentar as informações foram descritas por sete interlocutores, com idade entre 50 e 81 anos, nativos de Vila Bela da Santíssima Trindade, sendo três da comunidade Retiro (dois homens e uma mulher) e quatro da comunidade Boqueirão (três homens e uma mulher).

A partir da descrição dos elementos da flora conhecida para a alimentação, realizou-se junto com os quilombolas a coleta botânica das espécies indicadas, mediante autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) sob o número 50797-1/2015 e de acordo com as orientações de Fidalgo e Bononi (1989) e do Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012). As amostras botânicas coletadas foram herborizadas e depositadas no acervo do Herbário do Pantanal "Vali Joana Pott" (HPAN), da Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT, em Cáceres-MT. A identificação botânica foi realizada por meio de comparação das amostras coletadas com as exsicatas do HPAN e atualizada através do Angiosperm Phylogeny Group (2016) e do International Plant Names Index[5].

A fauna conhecida e utilizada para a alimentação foi identificada por meio de descrições dos animais citados, de observações in loco e de vestígios (pêlos, fezes, pegadas, ossos, plumagem), registros

[5] www.ipni.org

fotográficos e consultas à literatura especializada (EMMONS; FEER, 1997; PAIVA, 1999; VOGT, 2008; REIS et al, 2010; CINTRA, 2014).

As técnicas utilizadas foram complementadas por outros recursos em todos os momentos da pesquisa como o caderno de campo, com anotações diárias dos acontecimentos, sentimentos e impressões da realidade acompanhada das comunidades, uso de gravador digital e registros fotográficos.

Resultados e Discussão

Os quilombolas de Retiro e Boqueirão

Os quilombolas vivem nos espaços chamados de sítios, compostos por 29 famílias, 19 em Retiro e 10 em Boqueirão, as quais são representadas nos locais de moradia, geralmente por três membros, na maioria das vezes, o casal, o filho ou o parente, com idades entre 25 a 81 anos. Entre os treze interlocutores, 10 têm sua origem em Vila Bela da Santíssima Trindade, dois nascidos na cidade e oito nas comunidades de Boqueirão, Casalvasco e Alegre. Outros três interlocutores nasceram em Cáceres (MT), Guajará-Mirim (RO) e Iporá (GO) e residem nas comunidades há mais de 17 anos, um desde o primeiro ano de vida e duas desde o casamento. Os sítios são compostos por locais de moradia - a casa, e as unidades produtivas como quintais e pequenas roças no entorno, e por pastagens e áreas naturais.

Os quilombos pesquisados possuem em termos de infraestrutura, estrada de acesso à sede do município, rede de energia elétrica, água encanada oriunda de sistemas de poços convencionais e semi-artesianos. O tratamento de esgoto e a coleta de resíduos sólidos inexistem, imperando as fossas. A maioria das casas é feita de alvenaria e algumas ainda apresentam estruturas construídas com recursos da biodiversidade, como madeira e cobertura de palhas de palmeiras, em especial, do babaçu (Figura 2). Estudos focados nos usos de palmeiras em quatro quilombos na região (ARRUDA et al, 2014) e na arquitetura da casa pantaneira em comunidades tradicionais no Pantanal (GALDINO; DA SILVA, 2009) também mostraram que esta estratégia de cobrir casas com palhas está em processo de transição.

Figura 2. Construções quilombolas na comunidade Retiro (A) e Boqueirão (B e C), Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

O acesso ao sistema de saúde convencional é realizado na cidade que tem um hospital público. Os quilombolas contam com um agente de saúde, morador da comunidade Retiro, que os visita periodicamente. É comum as famílias fazerem tratamento e prevenção de doenças com o uso de elementos da biodiversidade da região.

Nas comunidades não há unidades escolares e a educação formal de jovens e adultos é ofertada por escolas da rede estadual e municipal de ensino, localizadas na sede da cidade. Por meio da Secretaria Municipal de Educação, as comunidades rurais recebem diariamente transporte para aceso as escolas.

Os interlocutores mais idosos relataram que em função de suas trajetórias de vida, atreladas à subsistência familiar, e as dificuldades de transporte para a escola, frequentaram poucos anos ou não tiveram

acesso à educação formal. As mulheres foram as mais afetadas pela falta de estudos por assumir desde muito jovem os cuidados com a família. Diante dessas limitações, as famílias quilombolas dedicaram-se para que seus filhos pudessem ter acesso ao ensino fundamental e ensino médio completo, nas escolas públicas da cidade e em cursos de ensino técnico agrícola e ensino superior, em outros municípios como Cáceres e Cuiabá, Mato Grosso. Geralmente estas pessoas que saíram das comunidades para estudar e trabalhar nas cidades retornam às comunidades em programas de lazer nos finais de semana, férias ou em datas comemorativas.

Como atividades de subsistência das famílias, os quilombolas dedicam-se a agricultura e criação de pequenos animais com produção de alimentos para consumo e venda dos excedentes. O município de Vila Bela da Santíssima Trindade apresenta 64% de sua população habitando as áreas rurais e desenvolvendo práticas de agricultura familiar (IBGE, 2016), baseadas em práticas tradicionais.

Os sistemas agrícolas desenvolvidos por populações tradicionais e rurais, como o sistema de corte, queima e pousio das áreas cultivadas, são importantes para a produção de alimentos, manutenção ecológica dos sistemas e para a conservação da biodiversidade (ADAMS, 2000; ALTIERI, 2004). Esta prática tem contribuído com cerca de 70% da oferta de alimentos produzidos no país e poderá ser uma das mais afetadas pela variabilidade do clima como previsão de aumento da temperatura com consequências nas perdas nas safras de grãos no valor de R$7,4 bilhões em 2020 e ainda alterar profundamente a geografia da produção agrícola (PEITER, 2010).

Outra atividade realizada pelos quilombolas é a criação de gado de leite e de corte para fins comerciais. O leite é coletado diariamente, armazenado em resfriadores, um em cada comunidade, com capacidade de 800 litros. O leite armazenado é entregue a cada três dias a um laticínio localizado na cidade vizinha, em Pontes e Lacerda a 100 quilômetros de Vila Bela da Santíssima Trindade. A pecuária de corte é uma atividade em que o gado é vendido de acordo com as necessidades de renda das famílias e a comercialização ocorre entre famílias, comunidades e fazendas da região.

Uma análise das diretrizes, pressões que causaram impactos no estado da arte da biodiversidade na região do Guaporé indicou a conversão dos sistemas naturais, com cobertura dos biomas da Floresta Amazônica e do Cerrado em pastagens, sem a adoção de respostas políticas de conservação compatíveis com a larga escala de mudanças no padrão de uso da terra (DA SILVA et al, 2015).

Homens e mulheres atuam em concordância na divisão de atribuições diante das atividades comuns do lar. Os afazeres domésticos, como os cuidados com a casa, o quintal, o preparo dos alimentos, a criação de pequenos animais e o cuidado com a família, são de responsabilidade das mulheres (as donas de casa). Os afazeres no campo, como o manejo do gado de corte e de leite, preparo do solo para as roças e a caça são de responsabilidade dos homens. Homens e mulheres também desempenham atividades coletivas como os cuidados com as roças e a criação de animais.

A renda mensal familiar dos interlocutores informada é de até 3,5 salários míninos, advinda de suas atividades. Sete interlocutores afirmam ter como recursos complementares para sustento de suas famílias benefícios de assistência social como aposentadoria ou pensão por viuvez e saúde. Todas as famílias de Retiro e Boqueirão são assistidas com o auxílio alimentação por meio de uma cesta básica fornecida pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) entregue pelas associações quilombolas A Cor é Bela e a Associação Rural dos Remanescentes de Quilombo do Território Porto Bananal (ASSORREC). Elas acessam ou acessaram benefícios sociais como o Bolsa Família, Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar-PRONAF e o Fundo de Financiamento Estudantil-FIES.

Os quilombolas também confeccionam cestos e peneiras, realizam o extrativismo vegetal de frutíferas, sementes e raízes, alimentícias e medicinais, a caça e a pesca; algumas dessas atividades já relatadas em outros estudos (MENDES, 2012; ARRUDA et al, 2014; SANDER, 2014; LEITE; SILVA; 2014). Alguns moradores complementam a renda com a prestação de serviços em comunidades vizinhas e nas fazendas da região.

Macrohabitats do Alto Guaporé: identificação, caracterização e uso da biodiversidade na alimentação pelos quilombolas

O complexo sistema do Guaporé pode ser classificado em cinco macrohabitats: as florestas (floresta fluvial e floresta amazônica), o cerrado (savana), as águas, áreas convertidas para gado e agricultura e pecuária, e área úmida como uma classe superposta em todas as outras classes (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição dos macrohabitats conforme a percepção das comunidades quilombolas de Boqueirão e Retiro, Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

Espaços conhecidos		Descrição
	Beira do rio ou Mata da beira do rio	Na beira do rio é mesmo que o pântano, é o mesmo que ser mata, mas é um pantanar. Homem quilombola, 53 anos. É a mata que fica assim na beira do rio. Os macaco como os preto, os bugio gosta de ficar. Porque na beira do rio tem as frutinha que eles come né. Mulher quilombola, 59 anos.
	Pântano	Que alaga tudo nós fala pântano, porque ele alaga todinho, é só água. Todo água, canoa entra em qualquer lugar. É só no tempo da enchente. Ele alaga com a água do rio. Mulher quilombola, 55 anos.
	Brejo	É quando alaga na época da enchente. Mulher quilombola, 55 anos. O brejo nós fala que é assim como vazante de lagoa que vai vazando. Mulher quilombola, 73 anos.

Tabela 1. (Cont) Descrição dos macrohabitats conforme a percepção das comunidades quilombolas de Boqueirão e Retiro, Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

Espaços conhecidos		Descrição
	Lagoa	As lagoas é natural. Ela mina e aumenta no tempo da chuva. Interlocutor D, 68 anos.
	Campo	São os campo natural e quando é tempo de chuva fica tudo com água, alagado. Homem quilombola, 81 anos.
	Campo cerrado	Aqui nós fala campo cerrado que é assim, com o capim natural e tem os cacuruto (terreno elevado com a vegetação do cerrado). Interlocutor G, 58 anos.
	Cerrado	O cerrado forma os capão como no campo. Uma hora ele é aberto, outra hora ele é fechado. Mulher quilombola, 55 anos.
	Capão	Capão é as manchas de cerrado no campo (presente no Campo cerrado). O campo aqui tem essas mancha. Tem hora ele fecha mais, tem hora ele é mais limpo. Interlocutora E, 58 anos.
	Regiões de Mata caracterizadas como Mata alta e Mata baixa	A mata é fechada. A mata é fechada memo. Como faz a árvore grande (Mata alta) como as menor que é baixo (Mata baixa). Tem a mata alta e tem a mata baixa. E tem mata que é limpo também. Aí tem mata que é sujo, você tem que andá cortano, tem que fazê picada pra podê você passá. A mata firme não alaga. Mulher quilombola, 73 anos.

Tabela 1. (Cont) Descrição dos macrohabitats conforme a percepção das comunidades quilombolas de Boqueirão e Retiro, Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

Espaços conhecidos		Descrição
	Terra firme Espaços de relevo elevado que não sofrem influencia de alagamento no período de enchente	No firme não alaga, é mais alto como aqui (indicando o espaço da casa). Interlocutor A, 81 anos. Na mata alta a água não chega, como aqui (comparando com a parte de relevo mais baixo como o campo alagado e o pântano). Mulher quilombola, 55 anos.
	Capoeira Realizadas em espaços de vegetação próxima a cursos d'água	Capoeira é quando tira a mata para fazer a roça. Quando não faz mais a roça vira a capoeira assim. Aqui tinha nossa antiga casa e aqui também tinha nossa roça. Agora ta assim, só a capoeira. Mulher quilombola, 73 anos.

Esta região destaca-se como um importante ecótono entre a Amazônia e o Pantanal, conectadas pela parte a montante dos rios Paraguai e Guaporé, que permite compartilhar parte de suas espécies de flora e fauna, tornando essas áreas de grande importância para a biodiversidade (DA SILVA et al, 2015). Os quilombolas de Retiro e Boqueirão reconhecem os espaços que convivem em ambientes terrestres compostos por florestas e cerrados, e as influencias das águas do Alto Guaporé e principais rios como o Alegre e o Guaporé, suas baías, lagoas, pantanos e brejos.

O conhecimento dos quilombolas sobre esses ambientes e as mudanças periódicas relacionadas ao regime pluviométrico, a fenologia das espécies vegetais e a dispersão dos animais de caça na região são fundamentais para que eles acessem a biodiversidade e garantam o seu alimento. Tal percepção é tão fina a ponto deles notarem os efeitos

das mudanças no ciclo das águas sobre a presença ou ausência de animais e a ocorrência de eventos reprodutivos nas espécies vegetais. Comunidades ribeirinhas do rio Cuiabá e pantaneiras, de matriz cultural miscigenada, também reconhecem essas mudanças nos processos fenológicos e reprodutivos da biodiversidade (SIMONI, 2004; DA SILVA et al, 2014).

É no período das chuvas que as plantas estão com frutos e atraem os animais, que se locomovem em busca de abrigo e alimento. Assim como para a flora, os interlocutores percebem uma estreita relação entre a presença ou ausência dos animais de caça com a disponibilidade da água e alimentos, destacando que os ciclos das águas são importantes para a manutenção da biodiversidade e dos recursos que esta oferece:

> O porco do mato gosta de ficá onde tem água né. É bicho de água. Se não tivé água ele vai batê onde tem água pra ele tomá banho. Ele gosta é de água, mata alta, mata fresca. Esse bicho assim eles gosta mais aonde tem fruta pra ele comê. Aí ele fica. Interlocutor G, 58 anos.

Os quilombolas, interlocutores desta pesquisa, apresentaram conhecimento ecológico tradicional de 153 espécies de uso alimentar, 94 vegetais e 59 animais. Os vegetais são utilizados na culinária cotidiana e nas festas tradicionais, cujas refeições são preparadas comumente por mulheres, as responsáveis pelo espaço da cozinha, pela produção e manejo nas roças e quintais e pelo cuidado com os alimentos. Zanetti e Menasche (2007) destacam a importância do papel das mulheres agricultoras na produção e oferta permanente de alimentos que são colocados à mesa e atribuem a elas o papel fundamental de garantir a segurança alimentar de suas famílias.

As espécies da flora da região são, na sua maioria, indicadas para serem consumidas in natura (68 indicações) e também na preparação de sucos (38), doces (24), salgados (23), bebidas (9), bolos (8), temperos (6), feitura do óleo (2) e extração do leite (1). Moura (2005) no estudo sobre as construções culturais nas práticas alimentares da festança em Vila Bela da

Santíssima Trindade descreveu que as comidas e os modos de preparo, como pratos salgados, doces, bolos, biscoitos e bebidas, constituem o patrimônio cultural da população vilabelense e identificadas por esta como representação das tradições dos negros de Vila Bela.

As espécies da flora mais indicadas para a alimentação foram a canjiquinha (*Byrsonima verbascifolia* (L.) DC.), bocaiúva (*Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. Ex Mart.), babaçu (*Attalea speciosa* Mart.) e bacupari (*Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi) com 91% das citações, mangaba do cerrado (*Hancornia speciosa* Gomes) e laranja (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck),com 82%, pequi (*Caryocar brasiliense* A.St.-Hil.) e açaí (*Euterpe precatoria* Mart.), com 73%, manga (*Mangifera indica* L.) e cajá (*Spondias mombin* L.), com 64%.

As fontes de proteínas para a alimentação dos quilombolas advêm da criação de pequenos animais como galinhas, perus, patos, porcos e ovelhas, e da criação de gado. Esses animais são criados e manejados nos sítios, e são fontes de subsistência e renda às famílias, principalmente o gado de corte e de leite. Outra fonte de proteínas animal advém da caça e da pesca, relatadas como importantes para as comunidades, principalmente aos seus antepassados.

A fauna regional conhecida e utilizada na alimentação é denominada pelos quilombolas como bichos que serve para comer; e foi expressa no conhecimento ecológico tradicional de 59 espécies, obtidas a partir da atividade de caça. As espécies estão distribuídas em três classes de vertebrados. As aves acumulam a maior riqueza de espécies com 29, seguida dos mamíferos com 24 e répteis com seis. Dentre os animais destacam-se, com 100% de citações, mamíferos como o catete (*Pecari trajacu* Linnaeus, 1758), porco do mato (*Tayassu pecari* Link, 1795), paca (*Cuniculus paca* Linnaeus, 1766), anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris* Linnaeus, 1766); tatu galinha (*Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1958) e tatu peba (*Euphractus sexcinctus* Linnaeus, 1758), com 86%. No grupo das aves, a espécies mais citada foi o pato (*Cairina moschata* Linnaeus, 1758) e o mutum (*Crax fasciolata* Spix, 1825), com 100%, e dos répteis o jabuti (*Geochelone carbonaria* Spix, 1824)), com 57% e o tracajá (*Podocnemis unifilis* Troschel, 1848), com 43%.

A biodiversidade de plantas de interesse dos quilombolas é coletada, selecionada e cultivada em seus sistemas agroflorestais compostos por quintais e roças. A caça ocorre durante o desenvolvimento das atividades cotidianas, por avistamentos dos animais quando aproveitam para caçá-los.

A Figura 3 ilustra os macrohabitats de ocorrência das plantas e animais de uso alimentar dos quilombolas. Para as espécies vegetais, o quintal é o ambiente mais representativo (34 indicações), seguido do cerrado (23). Os animais têm maior ocorrência nos macrohabitats de mata (34), seguido de campo (21) e áreas úmidas como a beira do rio (16) e pantano (14).

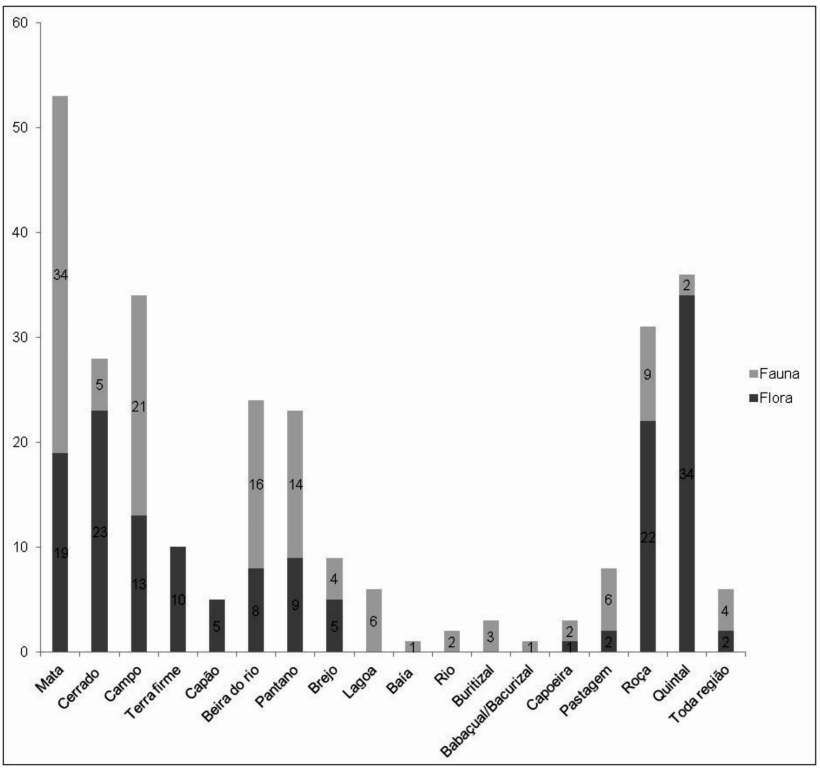


Figura 3. Macrohabitats de ocorrência das espécies da flora e da fauna utilizadas como alimento pelas comunidades de Boqueirão e Retiro, Vila Bela da Santíssima Trindade-MT.

A coleta das espécies da flora pelos quilombolas ocorre ao longo do ano e está condicionada à fenologia de cada uma delas. A palmeira gariroba ou gueiroba do campo ***(Syagrus comosa*** (Mart.) Mart.), e a graviola ***(Annona muricata L.)***, por exemplo, são espécies que oferecem alimento o ano todo, pois são cultivadas e manejadas nos quintais.

A representação dos quintais como espaços múltiplos que possibilitam cultivar plantas e criar animais, refletem aspectos culturais e práticas de conservação e manejo da agrodiversidade como demonstrado por Vogl et al (2004), Murrieta e Prins (2006), Amorozo (2008), Carniello e Pedroga (2008) e Lima et al (2015).

Baseados na ocorrência e na forma de manejo das espécies utilizadas, os quilombolas classificam os vegetais em duas categorias: o nativo, para as espécies que ocorrem naturalmente em ambientes como a mata, o campo e o cerrado, acessados por extrativismo, e o ***nativo plantado***, quando a espécie é coletada de seu ambiente de origem e cultivada e manejada nos sistemas agroflorestais, como descreve um dos quilombolas, de 81 anos, em um dos momentos de diálogo, apontando para o tarumã (***Vitex cymosa*** Bertero ex Spreng.) presente em seu quintal: esse ***é nativo, mas aqui no quintal ele é plantado***, nativo plantado. Essa categorização também foi encontrada em comunidades tradicionais pantaneira (MORAIS et al, 2009) e ribeirinha (MORAIS et al, 2015), que assim as descreveram como ***plantas***, aquilo que é ***plantado***, e como ***mato, aquilo que nasce sem plantar***, como a vegetação nativa.

Os quilombolas caracterizam alguns macrohabitats de acordo com a vegetação predominante, especialmente aqueles em que as palmeiras são monodominantes, ou quase, como é o caso dos buritizais, babaçuais e bacurizais, caracterizados respectivamente, pela densidade elevada de buriti (***Mauritia flexuosa*** L.), babaçu (***A. speciosa***) e bacuri (***Attalea phalerata*** Mart. Ex Spreng.). Essas formações vegetais fornecem recursos para o consumo alimentar dos quilombolas e são locais de ocorrência de animais de caça, como araras (***Ara ararauna*** (Linnaeus, 1758), Ara ***chloropterus*** Gray, 1859 e ***Pionus maximiliani*** (Kuhl, 1820)), cutias (***Dasyprocta azarae*** Lichtenstein, 1823) e pacas (***C. paca***).

A importância das palmeiras e desses ambientes para os quilombolas de Retiro e Boqueirão foi descrita por Arruda et al (2014) e Sander (2014), como espaços de conservação das águas e dos rios da região, dos habitats como locais de reprodução e fonte de alimentos à fauna, valor estético e de cultura material.

O desmatamento, as queimadas e a conversão da vegetação em áreas de agricultura e pastagem estão entre as mudanças no uso da terra mais percebidas entre os quilombolas. Essas mudanças percebidas na região do Guaporé são descritas por Da Silva et al (2015) como forças motrizes diretas que têm ocorrido no ecótono Amazônia-Pantanal em função da expansão da agropecuária, alterando paisagens e rios da região. Os autores descrevem ainda forças motrizes indiretas como o acesso rodoviário para novos desmatamentos e desenvolvimento agrícola.

Com essas alterações nos macrohabitats da região, os interlocutores têm percebido uma diminuição nos estoques dos animais de caça como, o macaco preto ou guatá (***Ateles chamek*** (Humboldt, 1812)), o tatu 15 quilos (***Dasypus kappleri Krauss***, 1862) e o tatu canastra (***Priodontes maximus*** (Kerr, 1792)), associados a ambientes não perturbados.

De acordo com Fonseca et al (2016), até outubro de 2015, as florestas degradadas na Amazônia Legal somavam 1.009 quilômetros quadrados. Por meio da base de dados do sistema SAD, a partir do monitoramento de 98% da área florestal na Amazônia Legal, foram detectados 230 quilômetros quadrados de desmatamento, com uma taxa de redução de 5% em relação ao ano anterior, e a taxa do desmatamento concentrou nos Estados de Mato Grosso (29%), Rondônia (26%), Pará (24%) e Amazonas (16%). Somente para o ano de 2015 a maior parte (72%) do desmatamento ocorreu em áreas privadas ou sob diversos estágios de posse, e o restante foi registrado em áreas de Assentamentos de Reforma Agrária (19%), Unidades de Conservação (8%) e Terras Indígenas (1%).

No estudo sobre a segurança alimentar de comunidades quilombolas amazônicas, Mendes (2006) descreve a importância das atividades de subsistências, com foco na atividade de caça, e destaca que a diminuição da caça para a alimentação está relacionada às mudanças ambientais e à redução das áreas de vegetação, que têm comprometido a ocorrência tanto da fauna como de outros elementos de uso alimentar.

Outro fator atribuído às mudanças nos macrohabitats da região, percebido pelos quilombolas de Retiro e Boqueirão, é a construção de canais de drenagens (Figura 4) que podem influenciar no pulso de inundação das áreas úmidas como campos alagados, pântanos, lagoas e brejos. Esses canais de drenagem têm a finalidade de ampliar as áreas de pastagens nas fazendas da região no período da enchente.

Figura 4. Degradação ambiental causada por desmatamentos e queimadas na região das comunidades quilombolas de Boqueirão e Retiro, Vila Bela da Santíssima Trindade-MT. A: queimada em área de cerrado; B: desmatamento; C: canais de drenagem.

A construção desses canais tem contribuído para a diminuição de cursos d'água de lagoas e várzeas que no período da enchente se conectam com os rios da região. Esta interferência tem afetado o estoque pesqueiro, pois é neste período que os peixes procuram estes ambientes de água mais calma e com oferta de alimento para procriação.

Da Silva et al (2015) destacam que a fragmentação de rios, combinada com a fragmentação de remanescentes florestais, pode ser uma das principais causas de declínio da biodiversidade, impedindo o intercâmbio de espécies e na desova de peixes rio acima.

As mudanças ambientais ocorridas na paisagem têm contribuído para o aumento de animais como o catete (*P. trajacu*), a capivara (*H. hydrochaeris*) e o quati (*Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)), que estão associados a ambientes mais abertos. O aumento no número destes animais tem comprometido as atividades dos quilombolas em seus sistemas agroflorestais, pois com a diminuição das suas áreas naturais,

estes animais buscam alimentos nas roças. Os interlocutores descrevem que suas roças, antes dessas mudanças, eram realizadas próximas às matas a beira do rio e no pântano, espaços estes que oferecem água, nutrientes e controle biológico dos predadores. Atualmente as roças são desenvolvidas em espaços menores e próximo às residências, em seus quintais, para facilitar o acesso e o cuidado com a produção de alimentos.

> Nessa região ninguém pranta mais. Aqui tem bicho demais. Os bicho não deixa mais. Se você pranta uma roça de banana lá, mil metro lá pra dentro (mata) você não colhe nada, é queixada, é anta. Se você prantá banana, mamão, abobora, você não aproveita nada, melancia, tudo bicho come. De dia é anta, é queixada, é capivara. Por isso que a gente faz só aqui na porta (quintal). Mulher quilombola, 59 anos.

As roças possibilitam a diversificação dos sistemas agrícolas e promovem mesclas de variedades de cultivos, sistemas de cultivos intercalados, sistemas agroflorestais, a integração animal, com efeitos positivos da biodiversidade na produtividade, derivados dos crescentes efeitos da complementaridade entre as espécies de plantas e animais, resultando assim em um melhor aproveitamento da luz solar, da água, dos recursos do solo e a regulação natural de predadores. Esta modalidade de sistemas de produção permite ainda aos agricultores menor dependência de recursos externos e rendimentos mais altos e mais estáveis que promovem a segurança e soberania alimentar das populações (ALTIERI; NICHOLLS, 2012).

A compreensão dos conhecimentos e práticas dos quilombolas de Retiro e Boqueirão, em Vila Bela da Santíssima Trindade, bem como as percepções sobre as mudanças ambientais corroboram com outros estudos, como os de Altieri e Nicholls (2012) e Powell et al (2013) que destacam a importância desses conhecimentos ecológicos tradicionais como alternativas de modelos promissores que contribuem para

aumentar a biodiversidade, conservar os ambientes, estabilizar rendimentos, sem uso de defensivos agrícolas e com prestação de serviços ecológicos resilientes frente a mudanças ambientais e econômicas.

O conhecimento ecológico tradicional e a conservação da biodiversidade são temas considerados pela Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais, para a construção de políticas públicas participativas para a garantia da soberania e segurança alimentar de povos e comunidades tradicionais.

Durante os relatos dos quilombolas, percebeu-se que seus conhecimentos relacionados com os elementos da flora e fauna como recursos alimentares os possibilitaram conhecer os macrohabitats em que convivem, experimentam e aplicam técnicas de manejo em seus quintais e roças, espaços estes de troca de saberes e de reciprocidade entre os comunitários que tem permitido a permanência e a reprodução ecológica e cultural em seus territórios no Vale do Guaporé.

Considerações

O conhecimento ecológico tradicional e sua prática no manejo da caça, da coleta de vegetais e dos sistemas agroflorestais, garantiram até hoje a permanência biocultural dos quilombolas neste espaço, desenhado por serras, planícies cobertas por florestas, cerrados e campos, recortados pelas águas do Guaporé. O levantamento e adensamento de dados de 153 espécies da flora e fauna, usadas na alimentação pelos quilombolas das comunidades de Boqueirão e Retiro, corroboraram para dar mais visibilidade às práticas dos quilombolas na conservação ambiental, manutenção e enriquecimento da biodiversidade para a segurança alimentar na região.

Os quilombolas percebem a importância da manutenção e conservação desses macrohabitats para a garantia de seus estoques alimentares e destacam a influência da degradação ambiental causada pela conversão desses sistemas naturais em pastagem, e mais recentemente para a

agricultura de grãos, em larga escala, no equilíbrio dos ciclos das águas, do clima, dos nutrientes do solo e nas relações ecológicas nos seus sistemas de produção. Os quilombolas observaram que a larga escala de conversão dos sistemas naturais tem pressionado a redução de seus territórios, já vulneráveis por não apresentarem titularidade própria e por contribuir para a venda das terras pelos jovens e migração destes para centros urbanos, o que compromete a integridade da paisagem e a segurança alimentar de seu povo e das gerações futuras.

Referências

AB'SÁBER, A. N. Domínios Morfoclimáticos e províncias fitogeográficas do Brasil. **Orientação**, n. 3, 1967.

FARIA, A., M.; RIBEIRO, A. R.; IRIGARAY, T. J. H.; DA SILVA, C. J. Formação socioeconômica do Estado de Mato Grosso. CASTRO, E. R.; CAMPOS, I. (Ed.). **Formação socioeconômica da Amazônia**. Belém: NEA, v. 2, p: 321-400, 2015.

ALMEIDA, A. W. B. **Terra de quilombo, terras indígenas, "babaçuais livre", "castanhais do povo", faixinais e fundos de pasto**: terras tradicionalmente ocupadas. Manaus: PGSCA–UFAM, 2008.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Territórios Quilombolas**. 2016. Disponível em: http://www.incra.gov.br/sites/default/files/incra-processosabertos-quilombolas-v2.pdf. Acesso em: 24 mar. 2017.

ADAMS, C. As roças e o manejo da Mata Atlântica pelos caiçaras: uma revisão. **Interciência**. n. 3, v. 25, p: 143-150, 2000.

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. Una contribución a las discusiones de Rio+20 sobre temas en la interface del hambre, la agricultura, y la justicia ambiental y social. **Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecologia-SOCLA**, 2012.

ALTIERI, M. **Agroecologia**: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2004.

AMOROZO, M. C. M. Os quintais-funções, importância e futuro. In: GUARIN NETO, G.; CARNIELLO, M. A. (Orgs.). **Quintais mato-grossenses**: espaços de conservação e reprodução de saberes. Cáceres: UNEMAT, p: 15-26, 2008.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p: 1-20, 2016.

ARRUDA, J. C.; DA SILVA, C. J.; SANDER, N. L. Conhecimento e uso do Babaçu (Attalea speciosa Mart.) por quilombolas em Mato Grosso. **Fragmentos de Cultura**, n. 2, v. 24, p: 239-252, 2014.

ATLAS DO DESENVOLVIMENTO HUMANO NO BRASIL. **Vila Bela da Santíssima Trindade-MT**. Disponível em: http://www.atlasbrasil.org.br/2013. Acesso em: 15 fev. 2016.

BELIK, W. Perspectivas para segurança alimentar e nutricional no Brasil. **Saúde e Sociedade**, n.1, v.12, p: 12-20, 2003.

BERNARD, R. **Research Methods in Anthropology**: Qualitative and Quantitative Approaches. New York: Almira Press, 2002.

CARNIELLO, M. A.; PEDROGA, J. A. Quintais na fronteira Brasil-Bolívia, comunidade de Clarinópolis. In: GUARIN NETO, G.; CARNIELLO, M. A. (Orgs.). **Quintais mato-grossenses**: espaços de conservação e reprodução de saberes. Cáceres: UNEMAT, p: 45-62, 2008.

CARVALHO, P. M. **A travessia atlântica de árvores sagradas**: estudo de paisagem e arqueologia em área remanescente de quilombo em Vila Bela-MT. 2012. 271 f. Dissertação (Mestrado em Arqueologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

CINTRA, R. **Aves do Pantanal**. Manaus: INPA, 2014.

CONTI, I. L. **Segurança alimentar e nutricional**: noções básicas. Passo Fundo: IFIBE, 2009.

DA SILVA, C. J.; ALBERNAZ-SILVEIRA, R.; NOGUEIRA, P. S. Perceptions on climate change of the traditional community Cuiabá Mirim, Pantanal Wetland, Mato Grosso, Brazil. **Climatic Change**, v. 127, p: 83-92, 2014.

DA SILVA, C.J. et al. Biodiversity and its drivers and pressures of change in the wetlands of the Upper Paraguay-Guaporé Ecotone, Mato Grosso (Brazil). **Land Use Policy**, v. 47, p: 163-178, 2015.

DIEGUES, A. C. Etnoconservação da natureza: enfoques alternativos. In: DIEGUES, A. C. (Org.). **Etnoconservação**: novos rumos para proteção da natureza nos tr**ópicos**. São Paulo: NUPAUB-USP, p: 1-46, 2000.

EMMONS, L.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals**: a field guide. Chicago: University of Chicago Press. 2 ed. 1997.

FIDALGO, O.; BONONI, V. L. R. **Técnica de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica (Série Documentos), 1989.

FONSECA, A.; JUSTINO, M.; SOUZA JR., C.; VERÍSSIMO, A. **Boletim do desmatamento da Amazônia Legal** (outubro de 2015) SAD. IMAZON. Disponível em: http://imazon.org.br/PDFimazon/. Acesso em: 15 fev. 2016.

GALDINO, Y.; DA SILVA, C. J. **Casa e paisagem pantaneira: conhecimento e práticas tradicionais**. Cuiabá: Carlini & Caniato, 2009.

GIL, A. C. Métodos e Técnicas de Pesquisa em Educação Ambiental. PELICIONI, M. C. F.; PHILIPPI JR., A. (Org.). **Educação Ambiental e Sustentabilidade**. Barueri: USP/NISAM/Manole, p: 577-598, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Brasília: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão/IBGE, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **IBGE Cidades@**. Disponível em: http://www.cidades.ibge.gov.br/. Acesso em: 06 out. 2016.

LEITE, J. C.; SILVA, V. C. **Quilombolas do Vale do Guaporé**: modos de conhecimento e territorialidade. Cuiabá: EdUFMT/Ed. Sustentável, 2014.

LIMA, A. C.; DA SILVA, C. J.; VIANA, I. G.; ARRUDA, J. C.; DUTRA, M. M.; SANDER, N. L.; MARIOTTI, P. R. Quintal espaço de saberes e de segurança alimentar no Vale do Guaporé, Amazônia Meridional, Mato Grosso. **Revista de Estudos Sociais**, n. 34, v. 17, p: 139-148, 2015.

MARIOTTI, P. R. **Transformação da paisagem na zona de transição Amazônia e Cerrado, Vila Bela da Santíssima Trindade, Mato Grosso, Amazônia Meridional**. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2015.

MARQUES, J. G. **Pescando Pescadores**: Ciência e Etnociência em uma Perspectiva Ecológica. São Paulo: NUPAUB, 2001.

MARQUES, J. G. W. O olhar (des) multiplicado. O papel do interdisciplinar e do qualitativo na pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica. In: AMOROZO, M. C. M.; CHAU MING, L.; SILVA, S. P. (Ed.). **Métodos de coleta e análise de dados em etnobiologia, etnoecologia e disciplinas correlatas**. Rio Claro: UNESP/CNPq. p: 3-46, 2002.

MARTINS, H. H. T de S. Metodologia qualitativa de pesquisa. **Educação e Pesquisa**, n. 2, v. 30, p: 289-300, 2004.

MENDES, P. M. **Segurança alimentar em comunidades quilombolas**: estudo comparativo de Santo Antônio (Concórdia do Pará) e Cacau (Colares), Pará. 2006. 160 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento) – Universidade Federal do Pará. 2006.

MENDES, R. R. **Atributos ecológicos, edáficos e sócio-econômicos em sistemas agroflorestais com leguminosas em Vila Bela da Santíssima Trindade, MT**. 2012. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

MONTEIRO, L. R. **Cultura e territorialidade quilombola nas comunidades de Forte Príncipe da Beira e de Santa Fé**. 2013. 126 f. Dissertação (Mestrado em Letras), Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2013.

MORAIS, F. F.; MORAIS, R. F.; DA SILVA, C. J. Conhecimento ecológico tradicional sobre plantas cultivadas pelos pescadores da comunidade Estirão Comprido, Pantanal mato-grossense, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas**, n. 2, v. 4, p: 277-294, 2009.

MORAIS, R. F.; SERRANO, C. S.; MORAIS, F. F. Conhecimento ecológico tradicional da comunidade de Limpo Grande sobre a vegetação, Várzea Grande, Mato Grosso, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas**, n. 1, v. 10, p: 65-83, 2015.

MOURA, M. C. R. **Construções culturais nas práticas alimentares da festança em Vila Bela da Santíssima Trindade – Mato Grosso**. 2005. 294 f. Dissertação (Mestrado em História), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

MURRIETA, R.; PRINS, A. M. G. A. W. "Eu adoro flores!": gênero, estética e experimentação agrícola em jardins e quintais de mulheres caboclas, Baixo Amazonas, Brasil. ADAMS, C.; MURRIETA, R.; NEVES, W. (Orgs). **Sociedades Caboclas Amazônicas**: modernidade e invisibilidade. São Paulo: Annablume, p: 277-294, 2006.

PAIVA, M. P. **Conservação da fauna brasileira**. Rio de Janeiro: Interciência, 1999.

PALMARES FUNDAÇÃO CULTURAL. **Comunidades Quilombolas**. Disponível em: http://www.palmares.gov.br/quilombola/?estado=MT. Acesso em: 12 jun. 2015.

PEITER, G. Mudanças Climáticas e Seus Impactos no Direito Humano à Alimentação, na Soberania e Segurança Alimentar e Nutricional. **A Segurança Alimentar e Nutricional e o Direito Humano à Alimentação Adequada no Brasil - Indicadores e Monitoramento da Constituição de 1988 aos dias atuais**. Brasília: Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – CONSEA, 2010.

POWELL, B.; ICKOWITZ, A.; MCMULLIN, S.; JAMNADASS, R.; PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M.; SUNDERLAND, T. The role of forests, trees and wild biodiversity for nutrition-sensitive food systems and landscapes. **FAO and WHO**, p: 1-25, 2013.

PUHL, J. I. **O tempo do grilo**: posseiros na Gleba São Domingos –1979-1983. História da luta pela terra no Vale do Guaporé – MT – 1970-1990. 2003. 305 f. Dissertação (Mestrado em História), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. **Mamíferos do Brasil**: guia de identificação. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

RICHARDSON, R. J. **Pesquisa Social**: métodos e técnicas. São Paulo: Atlas, 1999.

SANDER, N. L. **Estrutura, composição florística e Etnobiologia de um buritizal na fronteira biológica Amazônia-Cerrado**. 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2014.

SANTOS, A. D.; GAMA, A. M. C. F.; FARIA, A. A. C.; SOUSA, J. A.; MELO, L. R. O; CHAVES, M. B. F.; FERREIRA NETO, P. S. **Metodologias participativas**: caminhos para o fortalecimento de espaços públicos socioambientais. São Paulo: Peirópolis. IEB – Instituto Internacional de Educação do Brasil, 2005.

SILVA GOMES, M. A. Os "gêneros do país": a produção de alimentos em Vila Bela da Santíssima Trindade (1748-1790). ANZAI, L. C.; MARTINS, M. C. B. (Orgs.). **Histórias coloniais em áreas de fronteiras**: índios, jesuítas e colonos. Cuiabá: EdUFMT, p: 99-125, 2008.

SIMONI, J. S. **Percepção das Mudanças Naturais e Antrópicas, por uma Comunidade Ribeirinha no Sistema Hídrico do Rio Cuiabá, Mato Grosso**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2004.

SIQUEIRA, E. M. **História de Mato Grosso: Da ancestralidade aos dias atuais**. Cuiabá: Entrelinhas, 2002.

TOLEDO, V. M. Ethnoecology. A conceptual Framework for the Study of Indigenous Knowledge of Nature. In: STEPP, J.; WYNDHAN, F. S.; ZARGER, R. K. (Ed.). **Ethnobiology and Biocultural Diversity. Proceedings of the Seventh International Congresso of Ethnobiology**. The International Society of Ethnobiology, p: 511-522, 2002.

VOGL, C.; VOGL-LUKASSER, B.; PURI, R. Tools and Methods for Data Collection in Ethnobotanical Studies of Homegardens. **Field Methods**, n. 3, v. 16, p: 285-306, 2004.

VOGT, R. C. **Tartarugas da Amazônia**. Manaus: INPA, 2008.

ZANETTI, C.; MENASCHE, R. Segurança alimentar, substantivo feminino: mulheres agricultoras e autoconsumo. In: MENASCHE, R. (Org.). **A agricultura familiar à mesa**. Saberes e práticas da alimentação no Vale do Taquari. Porto Alegre: UFRGS, p: 130-141, 2007.

Agradecimentos

Esta pesquisa faz parte do projeto Conhecimento, Uso Sustentável e Bioprospecção da Biodiversidade na Amazônia Meridional, no âmbito da Rede Bionorte, financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, Fundação de Amparo Pesquisa do Estado de Mato Grosso-FAPEMAT e Universidade do Estado de Mato Grosso.

Relação entre as condições de infraestrutura urbana e as ocorrências de criminalidade em duas áreas de Belém, Pará (2012-2014)

Helena Lucia Damasceno Ferreira &
Roberto Araújo Oliveira dos Santos Júnior

RESUMO

Os estudos sobre a violência e criminalidade no espaço urbano vêm ganhando outros enfoques, além das variáveis socioeconômicas de renda, educação e desigualdade social, apontadas quase sempre, como suas principais causas. Dentre essas perspectivas, estão as que as relacionam com as questões urbanas e ambientais, considerando que Belém possui uma população superior a 1.400.000 habitantes e sua expansão urbana vem sendo processada sem se atentar para essas características, seja pelas ocupações desordenadas seja pela deficiência do Estado, comprometendo o processo de planejamento urbano e facilitando a ocorrência de criminalidade, tanto nos bairros já consolidados como nas áreas de expansão. Dessa forma, este artigo tem como objetivo analisar as implicações das condições ambientais de infraestrutura urbana para a prática da criminalidade contra a pessoa e o patrimônio em Belém, Pará, a partir de duas áreas, a 1ª Légua Patrimonial e a Área de Expansão da Augusto Montenegro, adotando como marco temporal o período compreendido entre 2012-2014. A metodologia iniciou pelo levantamento bibliográfico, seguido da caracterização da área e das variáveis, ambientais e de criminalidade. Para os dados ambientais se utilizou entrevista, observação "in loco" e documentos oficiais; os dados de criminalidade, foram dispostos conforme o bairro de ocorrência, o horário e a natureza do evento. Os resultados foram dispostos em tabelas, gráficos e mapas, possibilitando a análise fundamentada na triangulação das informações, a qual, ao evidenciar a necessidade de melhorar a gestão urbana de Belém, permitiu que se fizessem recomendações em relação às alternativas para a possibilidade de redução de oportunidades para o cometimento de crimes, podendo-se destacar: a melhoria das condições de vigilância natural, como a iluminação pública; os "olhos para a rua"; o cuidado com

as áreas já degradadas, evitando que outras entrem nesse processo; e a verificação de um (re) desenho do espaço urbano, que tenha dentre seus objetivos, se não eliminar, pelo menos dificultar as possibilidades de fuga dos marginais após o cometimento de um crime.

Palavras-chave: Gestão urbana, questões ambientais, violência.

Introdução

A crescente urbanização acirrou as atitudes agressivas entre as pessoas fazendo com que a violência urbana venha experimentando um avanço expressivo nas últimas décadas, conforme estatísticas dos órgãos de segurança, saúde pública e institutos de pesquisa, instigando à investigação, na qual diversas interfaces podem ser adotadas, como a relação entre tais eventos e as condições ambientais, considerando-se que o aumento de espaços "invadidos" ou "ocupados" são elementos favoráveis tanto à degradação do ambiente como à prática da criminalidade (BEATO FILHO; PEIXOTO; ANDRADE, 2004; OLIVEIRA, 2005; IBGE, 2014).

A expansão populacional a partir do século XIX evidencia dois importantes fatores relacionados aos graves problemas de ordem socioambiental: o uso indiscriminado dos recursos naturais e a acentuada industrialização, os quais, combinados, concorrem para a alteração da composição da atmosfera e do meio ambiente, trazendo impactos que refletem no uso e na ocupação inadequados do solo nas cidades, devido ao modo como são construídos tais espaços urbanos (GUERRA; CUNHA, 2001). As alterações imprimidas pela urbanização aos sistemas naturais afetam suas características climáticas (temperatura, ventilação, precipitação pluviométrica e umidade do ar), de solo (formas e usos), água (precipitação, escoamento, infiltração e evaporação), vegetação, saneamento básico e ecossistemas (elementos bióticos e abióticos), trazendo sérias consequências à relação entre o ambiente urbano e esses sistemas, podendo-se apontar, dentre outras, o desequilíbrio demográfico; o crescimento das cidades sem adequação das condições de infraestrutura; aumento do desemprego; carência habitacional; violência urbana e impactos ambientais. As mudanças vêm acontecendo de forma tão intensa que é possível se pensar na irreversibilidade de recuperação do ambiente, caso não sejam tomadas medidas saneadoras (MARICATO, 1994; CAVALCANTI, 2012; CARLOS, 2015).

Assim, deve-se compreender o espaço urbano como um conjunto no qual se busque a articulação entre as várias nuanças de sua composição, enxergando-o sem dissociá-lo das paisagens, física e social, que deixam à mostra uma concepção relacional, lugar de discussão e significação de uma sociedade. Moran (2010) chama a atenção para o fato de que a pesquisa sobre as dimensões humanas já efetivou significativas contribuições à comunidade científica, por isso é importante a interdisciplinaridade entre as ciências sociais e as ambientais, tendo em vista que para o século XXI há a perspectiva de mais três a cinco bilhões de pessoas habitando o planeta, modificando a cobertura da Terra, comprometendo a disponibilidade e a qualidade da água e, mais ainda, os sistemas sociais.

Quanto ao uso e ocupação do solo, é importante se compreender a relação estabelecida entre os tipos de atividades e as construções necessárias para o desempenho daquelas, podendo-se afirmar que nas cidades brasileiras o uso e a ocupação do solo foram estabelecidos a partir de um processo desordenado e que motivou um "chão de ilegalidade", devido em grande parte, à intensa desigualdade social existente no país, demonstrada pelo caráter excludente do processo de urbanização quando este evidencia que a disputa pelo espaço empreendida pelas pessoas tem como principal elemento divisor o poder aquisitivo ou condição de renda. Assim, foi se promovendo a ocupação desigual do território, podendo-se considerá-la como uma das contraposições encontradas em grande parte das cidades, a convivência entre um ambiente dotado de serviços básicos de infraestrutura e um ambiente com precariedade de condições urbanísticas, entendidas como o resultado de regulações constituídas por "um conjunto articulado de regras de posturas, ocupação e uso de frações urbanas, além de outras mais diretamente ligadas à proteção de novas áreas: o parcelamento de glebas", Lima (2004, p. 205). É nessa "cidade dual" que a violência surge e vem se instalando de forma definitiva, principalmente nas grandes cidades (AMARO, 2005; BONDARUK, 2007; JACOBS, 2011).

A Região Metropolitana de Belém, e o próprio município de Belém, situados na região amazônica, já reconhecem esse processo em sua estrutura intraurbana (TRINDADE, 1997); a dinâmica socioespacial especificamente do município-sede, Belém, precisa avançar no sentido de compreendê-la como vem ocorrendo e que efeitos tem para a cidade e sua população.

Este artigo tem como objetivo analisar as implicações das condições ambientais de infraestrutura urbana para a prática da criminalidade contra a pessoa e o patrimônio em Belém, Pará, a partir de duas áreas, a 1ª Légua Patrimonial e a Área de Expansão da Augusto Montenegro, adotando como marco temporal o período compreendido entre 2012-2014.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Município de Belém, o qual está situado no delta do Rio Amazonas, na confluência dos rios Pará e Guamá, às margens do Rio Guamá e da Baía do Guajará, localizada a 01° 27' S, 48° 30' W. Conforme Oliveira et al (2016, p. 812) possui um "regime térmico estável, com pequenas variações no decorrer dos meses, proporcionando uma maior incidência de radiação solar e consequentemente, um maior aumento nas temperaturas do ar", deixando-o quente e úmido e com pluviosidade elevada.

Seu território corresponde a 1.059,458 km^2, distribuídos pela parte continental (34,6%) e insular (65,4%), divididos em oito distritos, comportando 71 bairros, com uma população estimada de 1.432.844 habitantes, em 2014, tendo a densidade demográfica de 1.315,26 hab/Km^2 (IBGE, 2014). A maior parte dessa população está concentrada em áreas conhecidas como "baixadas", que devido à baixa altitude, em torno de quatro metros, e à influência das 14 bacias hidrográficas existentes no Município, estão sujeitas a inundações periódicas.

A análise se deu em duas áreas do município (IBGE, 2014): a) na 1ª Légua Patrimonial onde estão os bairros do Barreiro, Batista Campos, Campina, Canudos, Cidade Velha, Condor, Cremação, Fátima, Guamá, Jurunas, Maracangalha, Marco, Miramar, Nazaré, Pedreira, Reduto, Sacramenta, São Brás, Telégrafo, Terra Firme e Umarizal, representando 48,3% da população total do município; e b) na Área de Expansão da Augusto Montenegro, onde estão os bairros do Bengui, Cabanagem, Coqueiro, Mangueirão, Parque Guajará, Parque Verde, Tapanã e Tenoné, representando 22,0 % da população total do município (Figura 1).

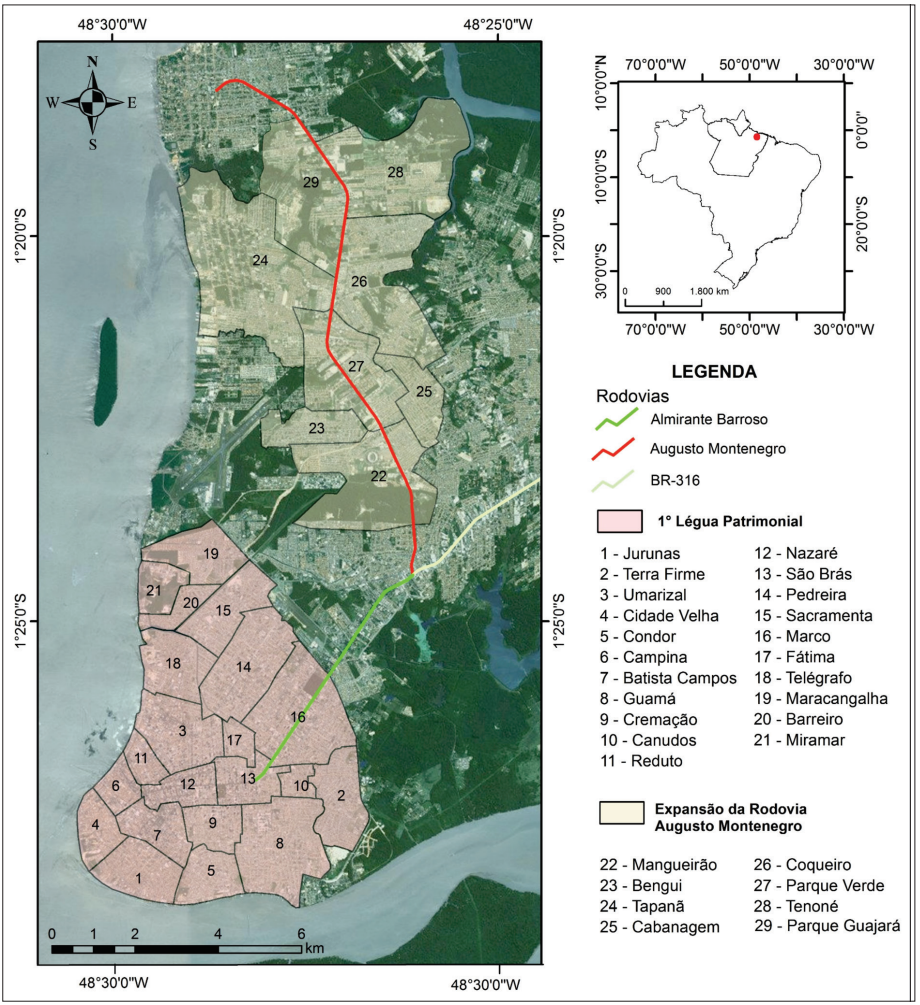


Figura 1. Áreas estudadas.

O estudo iniciou pelo levantamento bibliográfico a fim de se alcançar o aporte teórico, a partir do qual foram definidas as variáveis ambientais e de criminalidade e as áreas a serem estudadas. Em relação ao censo demográfico do IBGE 2010, extraiu-se do mesmo os dados referentes às áreas e populações estudadas, possibilitando a elaboração de mapas, por meio do programa *ArcGis* 10.2.2, através da ferramenta *ArcGis Online*,

na qual foram utilizadas as bases cartográficas do *OpenStreetMap*, na escala 1:200.000 e inserido na Zona UTM. Foi utilizado para o cruzamento com as informações relativas à criminalidade e condições ambientais.

Para a obtenção de dados relativos às condições ambientais e considerando-se a necessidade de qualificar a população pesquisada, conforme a acessibilidade à infraestrutura e serviços urbanos a fim de se verificar possíveis relações com a criminalidade, utilizou-se: a) entrevista estruturada com apoio de formulário, contendo questões mistas; b) observação, cuja importância está na possibilidade de se captar uma diversidade de situações relativas ao fenômeno e que não são obtidas por meio de perguntas, revelando-se importante tanto para a comprovação dos dados alcançados nas entrevistas como para a obtenção de novos dados; e c) informações obtidas em órgãos municipais e estaduais. Foram aplicados 323 formulários em cada uma das áreas estudadas, entre maio e agosto de 2015, com perguntas abertas e fechadas, relacionadas ao tempo de moradia no bairro, tempo de deslocamento casa/trabalho, espaços públicos de lazer, condições de infraestrutura (lixo domiciliar, abastecimento de água, rede de esgoto, iluminação pública, mobilidade).

Em relação às variáveis de criminalidade constantes do banco de dados da Secretaria de Estado de Segurança Pública, foram extraídos e classificados os atributos data do fato, registros de crimes contra a pessoa (lesão corporal, homicídio e, por inclusão, o estupro) e contra o patrimônio (roubo, furto, latrocínio), conforme o bairro (local de ocorrência), utilizando-se o software BioEstat 5.0, além da ferramenta Excel, do pacote *Windows*.

Após o processamento dos dados, deixando-os adequados às interfaces necessárias para o presente estudo, procedeu-se à análise, a partir da triangulação das informações, enquanto uma estratégia de combinação entre as abordagens quantitativa e qualitativa. É o olhar para um fenômeno "a partir de mais de uma fonte de dados. Informações advindas de diferentes ângulos podem ser usadas para corroborar, elaborar ou iluminar o problema de pesquisa. Limita os vieses pessoais e metodológicos e aumenta a generalização de um estudo", permitindo não apenas uma multiplicidade de perspectivas,

mas um melhor entendimento, possibilitando que outras dimensões aflorem no contexto analisado, evidenciando duas características, a que contribui para a validade da pesquisa e a que se apresenta "como uma alternativa para a obtenção de novos conhecimentos, através de novos pontos de vista", importante para o estudo multidisciplinar das ciências ambientais, cuja coleta de dados se deu em diferentes locais e de diversas formas (AZEVEDO; OLIVEIRA; GONZALEZ; ABDALLA, 2013, p.4).

Resultados e Discussão

Infraestrutura e Serviços urbanos

Em Belém, os serviços urbanos de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas, estão sob a responsabilidade da COSANPA – Companhia de Saneamento do Pará (estadual) e dos órgãos municipais SAAEB - Serviço Autônomo de Abastecimento de Água e Esgoto e SESAN- Secretaria de Saneamento. No entanto, quando se analisa o comportamento do setor, percebe-se a precariedade do serviço prestado, principalmente no que se refere ao tratamento de esgoto.

Em relação ao abastecimento de água, o serviço é prestado pela COSANPA e SAAEB, sendo a primeira, responsável pela maior parte das ligações - 188.154, incluindo ligações residenciais, comerciais, industriais e públicas. Destas, 75,49% estão ligadas à Rede Geral. Embora todos os respondentes tenham dito que são atendidos com água encanada, reclamaram o fato de ser bastante comum a suspensão do abastecimento, principalmente nos bairros localizados na Área de Expansão, os quais ficam até quatro dias sem água nas torneiras.

No que se refere ao esgotamento sanitário, segundo a Prefeitura de Belém (2014), são atendidos 37,63% dos domicílios, através da rede geral de esgoto ou pluvial, dos quais apenas 1,9% recebe tratamento (OLIVEIRA et al, 2013). Para tentar, pelo menos minimizar esta defasagem, desde 1987, vêm se elaborando planos, como o Plano Diretor do Sistema de Esgoto Sanitário, da RMB, dividindo a região conforme as bacias hidrográficas. Na década de 1990, criou-se o Programa de Recuperação da Bacia do Una (de 1999 a 2002), Programa de Ação

Social em Saneamento (PROSEGE) e o Programa de Saneamento para Populações de Baixa Renda (PROSANEAR). Este último, criado em 1993, objetivava a implantação de abastecimento de água e esgotamento sanitário, por meio de quatro Sistemas de Esgotamento Sanitário, abrangendo uma área de 655 hectares, onde se encontram alguns dos bairros da Área de Expansão da Augusto Montenegro. No entanto, continua a precariedade do atendimento, principalmente nesta Área de Expansão, onde grande parte dos dejetos são depositados em vala aberta na rua e sem qualquer tratamento, representando uma fonte de inúmeros vetores de doenças, devido ao uso de fossa séptica ou rudimentar, por mais de 50% dos domicílios, agravando ainda mais o problema ao favorecer a contaminação do lençol freático.

Quanto à limpeza pública e ao manejo de resíduos sólidos, a responsabilidade em coletar as 1.331,9 toneladas diárias, em Belém, é da SESAN, valor que corresponde à 70,4% do total da RMB, bem à frente de Ananindeua (424,3 t/d) e Marituba (85,1 t/d), cuja destinação passou a ser, a partir de 2014, a Central de Tratamento de Resíduos Guamá, localizada em Marituba, aterro particular, o único licenciado na região norte para despejo e destino final, segundo informações da Secretaria Municipal de Saneamento.

No que diz respeito à coleta, a SESAN informou que ocorre diariamente nos corredores centrais ou de grande produção de resíduos e alternada (três dias/semana), em outros locais. Além das feiras, todas com coletas diárias, os únicos bairros atendidos diariamente são os de Campina, Fátima, Nazaré, Reduto, Souza, Umarizal e São Brás, excetuando-se o Souza, todos na 1ª Légua Patrimonial, fato que evidencia dois pontos. Um, relativo a própria 1ª Légua Patrimonial, que deixa de fora, bairros populosos como Guamá e Jurunas; e outro, em relação aos bairros da Área de Expansão, todos com coleta em apenas três dias por semana. No entanto, percebe-se claramente a deficiência do serviço, comprometendo diretamente na qualidade do ambiente, seja pela proliferação de vetores de doenças, seja pela dificuldade de se transitar pela área sem correr riscos de contrair doenças ou pela insegurança.

A relevância do saneamento foi evidenciada por Bondaruk (2007, p. 168) ao afirmar que o saneamento básico numa área carente se apresenta como "assunto de segurança pública, pois os conflitos sociais pela sua ausência são muito mais intensos nos locais onde este não existe. Toda evolução neste sentido age de forma direta nos níveis de segurança vividos por aquela comunidade".

Tempo de moradia

Em relação ao tempo de moradia no local, 49% das pessoas que residem na 1ª Légua Patrimonial têm entre 13 e 34 anos no local, enquanto que na Área de Expansão, esse quadro praticamente se inverte, considerando que 55% têm até 12 anos de moradia, reforçando o fato de que grande parte dessas pessoas está residindo nesses locais há pouco tempo (26% têm até dois anos), estando a maioria em áreas de invasão ou ocupação desordenada, carente de infraestrutura e serviços urbanos (Figura 2). Durante a aplicação dos formulários, chamou a atenção a ausência de um "sentimento de pertencimento" dessas pessoas pelo local onde estão residindo, inclusive alguns dos entrevistados declararam que, por não se sentirem "donos" do local e pela Prefeitura os abandonar, não sentem a obrigação de cuidar do espaço, por isso, a maioria joga os resíduos sólidos diretamente na via pública.

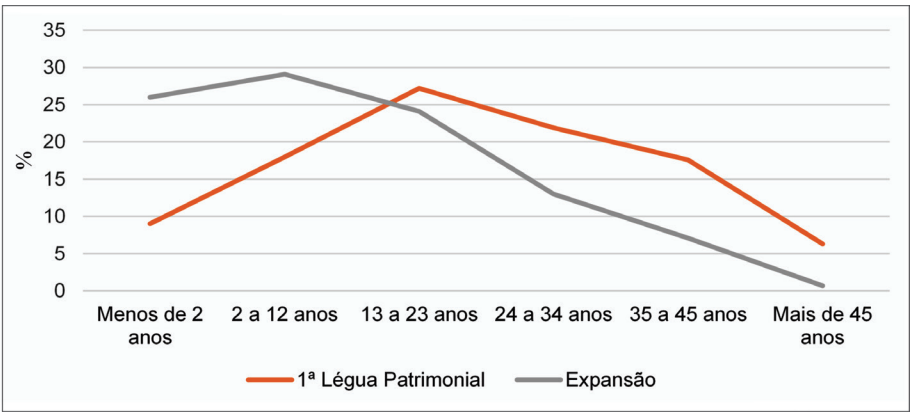


Figura 2. Tempo de moradia no local (%).

Espaços públicos de lazer e iluminação pública

Mesmo que das 184 praças da 1ª Légua Patrimonial, apenas 31 não possuam nenhuma espécie vegetal, conforme informações da Prefeitura de Belém (2014), em inúmeras se constata facilmente a degradação da área. A Praça Amazonas, localizada no bairro do Jurunas, apesar de estar situada em frente ao Polo Joalheiro, ponto turístico de Belém, é um exemplo desta situação, pois o estado de abandono é visível pelo acúmulo de lixo, ausência de policiamento e degradação dos equipamentos, causando grande incômodo aos moradores do entorno e visitantes.

Nos bairros da Área de Expansão, das 40 praças existentes, 15 não possuem nenhuma área verde, devendo ser ressaltado que nos bairros da Cabanagem, Parque Guajará e Parque Verde, esses espaços (praças) não existem. E são bairros que vem sendo ocupados de forma muito rápida, inclusive com a construção de conjuntos residenciais do Programa Viver Belém, ligado ao Programa Minha Casa Minha Vida, do Governo Federal.

Além das praças, este estudo considerou como espaços de lazer, quadra poliesportiva e áreas de banho. Quando se perguntou em relação ao uso dos mesmos, é interessante o fato de que as pessoas mesmo sabendo que seu bairro dispõe de algum desses espaços, preferem não o utilizar, sendo 47% na 1ª Légua Patrimonial e 27% na Área de Expansão. Alegam como principais motivos, o medo e a insegurança, principalmente pela ausência de guardas municipais, rondas policiais, além da pouca iluminação e carência de equipamentos, como calçadas, bancos e brinquedos para as crianças, corroborando Jacobs (2011, p.103) quando afirma que esses locais não sendo frequentados, geram desperdícios e perda de oportunidades sofrendo "do mesmo problema das ruas sem olhos, e seus riscos espalham-se pela vizinhança, de modo que as ruas que os margeiam ganham fama de perigosas e são evitadas (...) , alvo de vandalismo, o que é bem diferente do desgaste por uso".

Quando se trata apenas da frequência às praças, esse total fica bem diferenciado, pois dos entrevistados na 1ª Légua Patrimonial, somente

28 respondentes (8,6%) disseram frequentá-las, enquanto que na Área de Expansão foram 33 (10,2%), ambos percentuais considerados baixos, sendo que na 1ª Légua Patrimonial, a maior frequência ocorre na Praça Batista Campos, a qual possui uma Associação que a "protege", o que poderia ser estendido para outros logradouros.

Assim, não se pode afirmar que Belém ofereça aos moradores espaços saudáveis e seguros, corroborando com Cano e Santos (2001) em relação ao elevado índice de violência e criminalidade, em áreas carentes de infraestrutura, quando se verifica que os espaços das praças e quadras poliesportivas, ou não estão equipados ou não possuem os equipamentos necessários às atividades de lazer e recreação, além da falta de segurança em quase todos esses locais.

Soares (2006, p.91) reforça esse quadro, mostrando duas situações que são recorrentes. Uma em relação aos "roubos praticados nas esquinas por meninos pobres, que vivem nas ruas cheirando cola, abandonados à própria sorte, sem acesso à educação e ao amor de uma família que os respeite" e outra em relação ao "varejo das drogas, nas periferias: juventude ociosa e sem esperança é presa fácil para os agenciadores do comércio clandestino de drogas". Percebe-se que nos espaços onde existe forte exclusão social a criminalidade cresce rapidamente (CHAGAS, 2014), principalmente no que se refere ao tráfico de drogas e crimes considerados de pouca monta, porém, são esses crimes considerados "pequenos" que mais produzem a famosa "sensação de insegurança" que permeia a cidade.

Essa situação poderia ser pelo menos minimizada, caso se pudesse contar com espaços públicos organizados para atender grande parte dessas pessoas, as quais na maioria das vezes por não disporem de recursos para suprir suas necessidades básicas, dentre estas, o lazer, são atraídas pela dinâmica perversa da criminalidade que vem ocupando a lacuna deixada pelo Estado.

Diretamente relacionada aos espaços públicos está a iluminação pública; apesar de ninguém ter respondido que não existe, a maioria afirmou ser inadequada, sendo considerada adequada somente em nove bairros

da 1ª Légua Patrimonial, Batista Campos, Condor, Cremação, Nazaré, Pedreira, Reduto, Sacramenta, São Brás e Umarizal. Destaca-se que nos bairros do Bengui, Cabanagem e Tenoné, todos na Área de Expansão, nenhum respondente a considerou adequada.

A iluminação pública é elemento fundamental para garantir maior sensação de segurança, considerando-se que vias e logradouros adequadamente iluminados, contribuem para a diminuição da violência e criminalidade, além de outros aspectos como melhor visibilidade no trânsito de pedestres e veículos e diminuição de acidentes, embelezamento de áreas, destacando edificações, monumentos e paisagens, além de melhor aproveitamento da área para a prática de lazer. "As luzes induzem as pessoas a contribuir com seus olhos para a manutenção da rua. Além do mais, como é óbvio, a boa iluminação amplia cada par de olhos – faz com que os olhos valham mais porque seu alcance é maior", mostra Jacobs (2011, p. 43). Amaro (2005) mostra que uma boa iluminação pública permite ver e ser visto, transmitindo sensação de segurança.

Segurança

Em relação à segurança, no que se refere à existência de sistema de proteção nas residências, as respostas são semelhantes nas duas áreas, ressaltando que quando o imóvel possui algum sistema de segurança, este é composto apenas por grades ou a combinação de grade com cerca elétrica/concertina ou câmeras. Dentre as residências que não possuem são 7% na 1ª Légua Patrimonial (Canudos, Guamá, Jurunas, Pedreira, Sacramenta, São Brás, Telégrafo e Terra Firme) e 6% na Área de Expansão (em todos os bairros, exceto Bengui); as que possuem apenas grade são 57,5% na 1ª Légua Patrimonial e 49,8% na Área de Expansão; com grade, cerca elétrica e câmera são 23,5% na 1ª Légua Patrimonial (distribuídos por todos os bairros, exceto Barreiro, Campina e Canudos) e 24,1% na Expansão (prevalecendo Coqueiro e Tapanã); as que possuem grade e cerca ou grade e câmera são 12% na 1ª Légua Patrimonial e 20,1% na Área de Expansão (Figura 3).

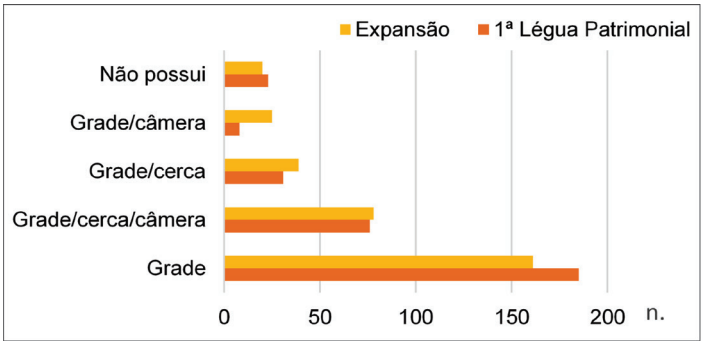


Figura 3. Tipo de proteção residencial.

Apesar de instalar na residência algum sistema de segurança, nenhum respondente acredita em sua eficácia, o fazendo pela necessidade de "mostrar que possui uma defesa", pois a maioria absoluta considera tanto o seu bairro como o restante da cidade, muito perigosos (78% na 1ª Légua Patrimonial e 87% na Expansão). O percentual de pessoas que não considera perigoso o seu bairro ou a cidade é muito pequeno, sendo na 1ª Légua Patrimonial, 3% e 1%, respectivamente e na Área de Expansão, 1% e 0%, respectivamente (Figura 4).

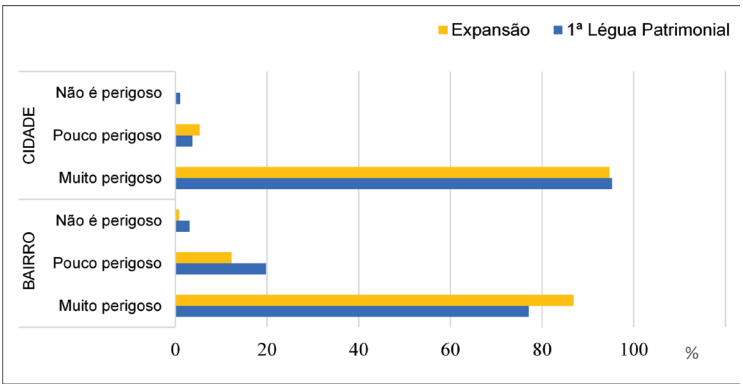


Figura 4. Como classifica o bairro e a cidade (%).

Os principais problemas para considerarem perigosos o bairro e a cidade foram em relação às vias: iluminação inadequada; larguras estreitas que não permitem o tráfego de veículos, incluindo as viaturas policiais e

ambulâncias; muitas vilas e becos sem saída; asfaltamento precário ou ausente; carência de transporte público, principalmente nos bairros mais distantes do centro principal; ausência de vigilantes nas praças públicas. Muitos desses "becos e passagens" fazem a interligação de todo o espaço e a presença de árvores sem manutenção constitui-se como mais um elemento facilitador para a ocultação de bandidos, considerando-se que na maioria das vezes, devido à pouca largura da via, interferem na iluminação pública e na visualização do espaço (AMARO, 2005).

Como exemplificação, numa análise dos bairros Nazaré e Guamá, ambos localizados na 1ª Légua Patrimonial, a qual, embora sendo o início da cidade, apresenta um processo de segregação socioespacial, que permite que se compreenda a diferença entre esses dois bairros, quando se diz que Nazaré é "bairro de rico" e Guamá é "bairro de pobre". Inclusive, percebe-se que no bairro de Nazaré, tem-se verdadeira obsessão em relação à segurança, tanto por parte dos moradores como do Estado, corroborando Fernandes (2004) ao mostrar que a tônica de atuação do Estado nessas áreas nobres se caracteriza pelo grande número de medidas repressivas no que concerne à criminalidade e violência.

Mobilidade urbana

Em relação à mobilidade, considerando-se que os moradores precisam realizar diariamente variados deslocamentos entre casa-trabalho-escola-lazer-igreja, etc., o problema recorrente é a carência de transporte público e as dificuldades de acesso às áreas centrais da cidade, onde está a maior parte de seus locais de trabalho e estudo. Importante ressaltar que mais de uma década após a pesquisa realizada por Lima (2004), as respostas continuam as mesmas quando se pergunta sobre a facilidade de deslocamento dos moradores, principalmente os residentes nas áreas de expansão.

Percebe-se que quanto ao modo de deslocamento, nas duas áreas há a prevalência do veículo particular, 35,3% na 1ª Légua Patrimonial e 19,5% na Área de Expansão, confirmando a carência do transporte público em Belém e a baixa conectividade entre as principais vias de acesso. Jacobs (2011, p.99) ressalta "que as grandes distâncias urbanas implicam um tráfego intenso de automóveis, e este, por sua vez, contribui com cerca de dois terços dos poluentes atmosféricos", contribuindo, portanto, para o agravamento das condições atmosféricas (Figura 5).

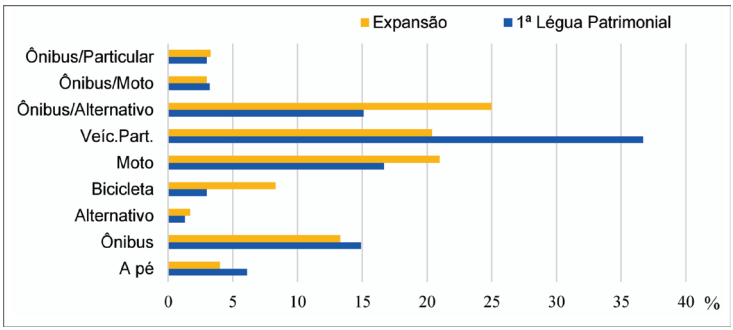


Figura 5. Como é feito o deslocamento para o trabalho (%).

No que se refere ao tempo de deslocamento (Figura 6), embora haja semelhança de valores entre 31 minutos e 45 minutos, as diferenças de localização ficam patentes em outros períodos; enquanto 44,2% dos moradores da 1ª Légua Patrimonial gastam até 30 minutos, 43,1% dos residentes da Área de Expansão levam mais de 45 minutos, isso se deve não só aos problemas estruturais de escoamento do tráfego, mas também ao fato de estarem no centro principal as concentrações de serviços públicos e comerciais de grande porte, contrariando Gonçalves (2011), que em estudo sobre a forma urbana, evidencia a interação entre os espaços e a maneira como promovem a comunicação entre si, ressaltando a centralidade como a principal, entendida como a capacidade que tem o espaço de se posicionar como o caminho mais curto entre as edificações do espaço urbano.

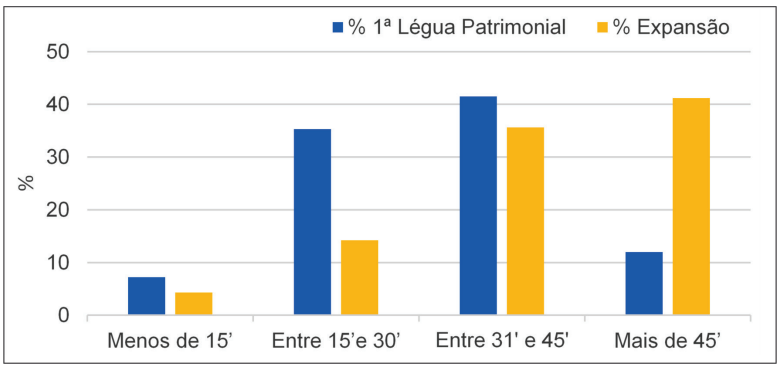


Figura 6. Em quanto tempo (em minutos) faz o percurso casa - trabalho (%).

Quando se observam apenas as alternativas transporte público (ônibus) e transporte alternativo (vans e moto táxi), verifica-se que 30,9 % (1ª Légua Patrimonial) e 39,9 % (Área de Expansão) utilizam apenas uma ou as duas; porém deve ser destacado nesses resultados, uma diferença significativa entre esses usuários, reiterando o "desequilíbrio entre o centro e a periferia, em termos de serviços providos" (LIMA, 2004, p. 154). Na 1ª Légua Patrimonial, apenas 15% se deslocam por meio de ônibus e alternativo, enquanto que na Área de Expansão 25% das pessoas utilizam a forma combinada. E ainda se pode inferir nesse percentual da 1ª Légua Patrimonial, que o uso do alternativo fica praticamente restrito aos bairros mais afastados do centro principal e com maior percentual de pessoas de baixa renda, como Sacramenta, Barreiro, Jurunas e Guamá, devendo-se ressaltar o quantitativo expressivo de ocorrências de criminalidade nesse tipo de transporte, sobressaindo-se os roubos, independendo de horário (Figura 7).

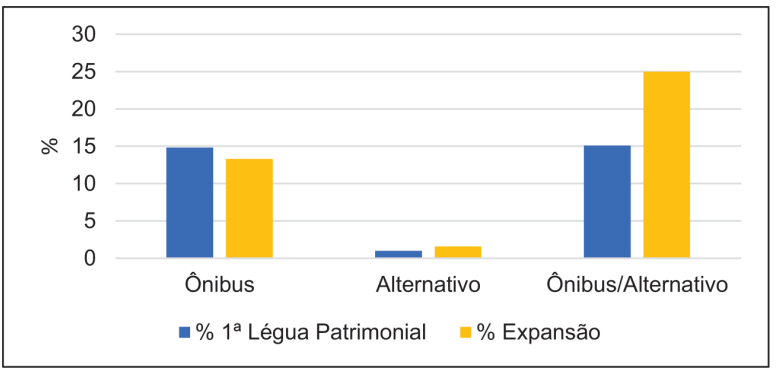


Figura 7. Uso de ônibus e transporte alternativo.

Violência e criminalidade

Os problemas elencados pelos entrevistados em relação ao motivo de considerarem perigosos o bairro e a cidade são, em sua maioria, relacionados às condições ambientais de infraestrutura e serviços urbanos, como inadequação de vias e iluminação pública; carência de transporte público; deficiência na manutenção de logradouros públicos como as praças e ausência de vigilantes nesses locais, além do fato de que grande parte dessas vielas estreitas são utilizadas na

fuga após a execução de um delito (AMARO, 2005). Destaque-se que Guamá e Jurunas são os bairros mais populosos da 1ª Légua Patrimonial, abrigando parcela considerável de pessoas de baixa renda, o que por si só, não constitui um motivo para a existência de violência e criminalidade (MARICATO, 1994; CANO; SANTOS, 2001, SAMPAIO, 2015), daí este estudo sugerir outros fatores, além dos intrinsecamente socioeconômicos. Por isso, é importante considerar as características bastante irregulares no que diz respeito à ordenação territorial, dificuldades de mobilidade e acessibilidade desses locais. O desenho desses bairros é tão irregular que uma pessoa que não os conheça dificilmente saberá transitar em suas vielas estreitas e com tantas interligações que podem ser assemelhadas a um verdadeiro labirinto, tornando a movimentação bastante complicada, implicando diretamente na manutenção da segurança pública, corroborando com a afirmação de Jacobs (2011, p. 32), "força policial alguma consegue manter a civilidade onde o cumprimento normal e corriqueiro da lei foi rompido".

Assim é que nos anos analisados (2012-2014) em dados absolutos, as ocorrências de criminalidade contra a pessoa (lesão corporal, homicídio, incluindo-se o estupro), estão concentradas nos bairros do Guamá, Pedreira, Jurunas, Marco e da Sacramenta, localizados na 1ª Légua Patrimonial. Na Área de Expansão, destacam-se os bairros do Tapanã, Cabanagem e Bengui (Figura 8).

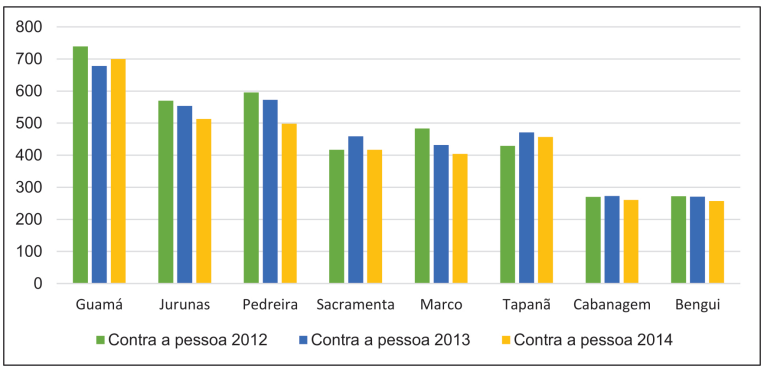


Figura 8. Ocorrências de criminalidade contra a pessoa, 2012-2014.

Em relação às ocorrências de crimes contra o patrimônio (furto, roubo e latrocínio), destaca-se o fato de acompanharem os horários de funcionamento dos estabelecimentos comerciais, quando mais pessoas estão nas ruas, formando uma população flutuante, que não é a residente no local, daí a prevalência para os bairros do Guamá e da Campina, na 1ª Légua Patrimonial e Tapanã e Cabanagem na Área de Expansão (Figura 9).

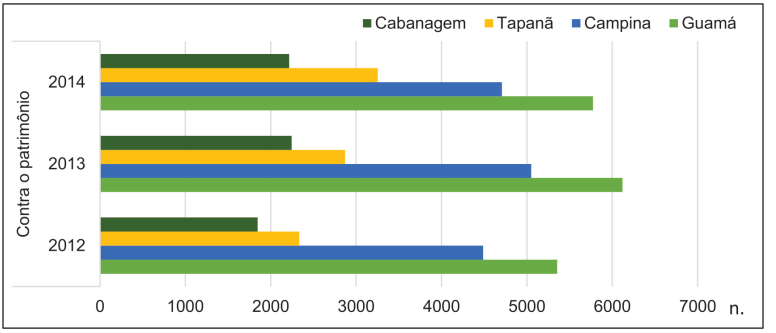


Figura 9. Ocorrências de criminalidade contra o patrimônio, 2012-2014.

É importante destacar que o bairro do Guamá aliado ao fato de ser o mais populoso de Belém, possui ocupação orgânica, precariedade de infraestrutura e configuração espacial bastante desordenada, além de estar bem próximo de vias alternativas, como o igarapé do Tucunduba, características que concorrem para que o ambiente do bairro se constitua num elemento a mais para a existência de grande número de ocorrências; suas vias e becos são de difícil acesso, seja para a polícia seja para as pessoas que não o conhecem, daí ser comum ouvir que o infrator "corre para o lado do Guamá, pois sabe que dificilmente será pego", corroborando com Bondaruk (2007, p. 204), "a forma como está estabelecida esta via, os equipamentos que a compõe aliados a determinados comportamentos de vítimas e criminosos, são os principais fatores que delineiam os níveis de segurança que se verificará neste espaço humano"; Netto (2014, p. 332) reforça ao mostrar que "essa consideração aponta para a importância das relações entre as condições de interação dos atores e a estrutura espacial urbana: o grau de interferência da localização e da configuração de acessos no potencial de interatividade".

Charone (2016, p.5) traz importante contribuição para se compreender a necessidade de tratar a cidade como uma "cidade de iguais", ao apontar a necessidade de a mesma ser construída "para o livre acesso e bem-estar dos cidadãos". Este autor ressalta que "não podem ser esquecidos os bolsões de pobreza que cercam Belém, como o bairro da Terra Firme, o eixo do Canal do Tucunduba, as palafitas apinhadas do Jurunas que se abrem à nossa vista fazem 300 anos e muitos outros bolsões...", denominados em outro artigo de "mandíbulas de pobreza" que cercam a cidade e são "perfeitamente visíveis e se materializam nos bairros do Guamá, Terra Firme, Jurunas e a orla da Cidade Velha (...) Vila da Barca...até Icoaraci", percebendo o fato de que os prefeitos de Belém "desistiram de atacar esses vacúolos na tessitura da cidade e acharam por bem abrir novas fronteiras para o eixo da BR 316 e daí derivando para a Augusto Montenegro", escolha que vem se refletindo na carência de infraestrutura e serviços urbanos nesses bairros, bem como nas "estatísticas que dão conta dos crimes, roubos e assassinatos, em Belém, e para onde convergem os assassinos, os assaltantes, os estupradores, em verdadeiros movimentos de pinça, causando pânico e horrores na população", deixando à mostra que a inexistência de "políticas sociais que venham mitigar as forças ocultas que se entrelaçam nesse crescimento" levam ao aumento cada vez maior da "disparidade econômica entre as faixas da população".

Considerações Finais

O estudo evidenciou a forte fragmentação apresentada pelo desenho do espaço urbano de Belém, com alterações bastante visíveis, não só nas áreas de expansão, como no interior da 1ª Légua Patrimonial, principalmente nos bairros mais afastados do centro principal e também mais populosos, os quais vão se amoldando com enorme heterogeneidade, ressaltado nas questões analisadas, quando se observou que a maior parte dos problemas decorre da forma como o espaço foi se configurando em consequência de uma ocupação desordenada e da ausência do Estado. Assim, à medida em que o Estado não se fazia presente, esses problemas foram se avolumando resultando no comprometimento da legibilidade do espaço, cujos atributos de acessibilidade e mobilidade, estruturação, segurança e vigilância, territorialidade, não conseguem ser "vistos" pelas pessoas.

São questões cuja gestão poderia ser encontrada através de um planejamento urbano que tratasse do espaço a partir desses critérios.

O fato é que independentemente da localização, todos os espaços precisam de elementos que garantam às pessoas segurança e bem-estar. É o caso, por exemplo, da iluminação das vias, praças e outros logradouros públicos, considerando-se que lugares claros e com visibilidade adequada, contribuem positivamente para a prevenção da criminalidade; da vegetação, cujo planejamento deve permitir que a estética adotada não comprometa a segurança.

Reitera-se aqui a necessidade de assegurar à cidade infraestrutura e serviços urbanos, com vistas não apenas à diminuição de eventos criminosos, mas visando a qualidade de vida, cujas recomendações em relação às alternativas para a possibilidade de redução de oportunidades para o cometimento de crimes estão direcionadas para a melhoria das condições de vigilância natural, como a iluminação pública; os "olhos para a rua"; o cuidado com as áreas já degradadas, evitando que outras entrem nesse processo; e a verificação de um (re)desenho do espaço urbano, que tenha dentre seus objetivos, se não eliminar, pelo menos dificultar as possibilidades de fuga dos marginais após o cometimento de um crime.

Referências

ACIOLY, C.; DAVIDSON, F. **Densidade urbana**: um instrumento de planejamento e gestão urbana. Rio de Janeiro: Mauad, 1998.

AMARO, M. **Arquitetura contra o crime**: PCAAA - prevenção do crime através da arquitetura ambiental. Rio de Janeiro - RJ: Edição do Autor, 2005.

AZEVEDO, C.E.F.; OLIVEIRA, L.G.L.; GONZALEZ, R.K.; ABDALLA, M.M. A Estratégia de Triangulação: Objetivos, Possibilidades, Limitações e Proximidades com o Pragmatismo. In: ENCONTRO DE ENSINO E PESQUISA EM ADMINISTRAÇÃO E CONTABILIDADE, 4, 2013, Brasília-DF.

BEATO FILHO, C.; PEIXOTO, B. T., ANDRADE, M. V. Crime, oportunidade e vitimização. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 19, n. 55, jun 2004.

BELÉM. Prefeitura Municipal De Belém. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Município de Belém do Pará - PMSB.** Belém, 2014.

BONDARUK, R. **A prevenção do crime através do desenho urbano.** Curitiba - PR: Edição do Autor, 2007.

CANO, I; SANTOS, N. **Violência letal, renda e desigualdade social no Brasil**. Rio de Janeiro: 7 Letras, 2001.

CARLOS, A. F. A. **Crise urbana**. São Paulo: Contexto, 2015.

CAVALCANTI, C. Só existe desenvolvimento sustentável: a economia como parte da natureza. In: LÉNA, P.; NASCIMENTO, E. P. (orgs). **Enfrentando os limites do crescimento**: sustentabilidade, decrescimento e prosperidade. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

CHAGAS, C. A. N. Geografia, segurança pública e a cartografia dos homicídios na região metropolitana de Belém, **Boletim de Geografia da Amazônia**, v. 1., n. 1, 2014.

CHARONE, N. **Quem fará de Belém uma cidade de iguais?** Jornal Diário do Pará, 02 de outubro de 2016, Caderno A, p: 5.

CHARONE, N. **Belém e suas mandíbulas de pobreza**. Jornal Diário do Pará, 16 de outubro de 2016. Caderno A, p: 12.

FERNANDES, L. Bases Ecossociais do Sentimento de Insegurança. **Educação, Sociedade & Culturas**, n. 21, 2004.

GOMES, C.; GARCEZ, M. V. S. Bases da segurança pública em um futuro emergente: Brasil – Bahia. **Encontros Nacionais da Anpur**, v. 15, 2013.

GONÇALVES, A. R. **Indicadores de dispersão urbana**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Planejamento Urbano e regional, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Impactos ambientais urbanos no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. **Censo demográfico**. Rio de Janeiro, 2000/2010.

JACOBS, J. **Morte e vida de grandes cidades**. São Paulo: Editora WMF Martins Fontes, 2011.

LIMA, J. J. Regulação urbanística e avaliação pós-ocupação: uma discussão necessária. In: LOBO, M. A. A. (org.). **Estudo sobre o meio ambiente e qualidade de vida urbana na Amazônia**. Belém: Unama, 2004.

MARICATO, E. **Exclusão social e reforma urbana**. São Paulo: FAUUSP, 1994.

MORAN, E. F. **Adaptabilidade Humana**: uma introdução à Antropologia Ecológica. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Editora Senac São Paulo, 2010.

NETTO, V. M. **Cidade e sociedade**: as tramas da prática e seus espaços. Porto Alegre: Sulina, 2014.

OLIVEIRA, C. A. **Criminalidade e o tamanho das cidades brasileiras:** um enfoque da economia do crime. (Texto para discussão n. 14) Passo Fundo: UPF, 2005, p: 1-22.

OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; AROUCA, L. F A. F. **Ranking do saneamento.** Instituto Trata Brasil. Resultados com base no SNIS 2013. São Paulo: GO Associados, 2015.

OLIVEIRA, M. et al. Climatologia Urbana da Cidade de Belém-Pará, através das Precipitações e Temperaturas do Ar, das Normais Climatológicas de 1941 a 1970, 1971 a 2000 e da Normal Provisória de 2001 a 2015. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9 n. 3, p: 803-819, 2016.

PORTO, L. P. M.; BRASIL, H. M. S. (org). **Manual de Orientação Técnica da Arborização Urbana de Belém /Manual de Orientação Técnica da Arborização Urbana de Belém:** guia para planejamento, implantação e manutenção da arborização em logradouros públicos. Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia, 2013.

SAMPAIO, R. A. A violência do processo de urbanização. In: CARLOS, A. F. A. **Crise Urbana**. São Paulo: Contexto, 2015, p: 55-84.

SOARES, L. E. Segurança pública: presente e futuro. **Revista Estudos Avançados**, v. 20, n. 56, 2006.

TRINDADE JR., S. C. **Produção do espaço e uso do solo urbano em Belém.** Belém: UFPA/NAEA, 1997.

A exploração sustentável do uso da terra frente ao potencial biotecnológico da Amazônia e a evolução do marco legal da biodiversidade

Caroline Bastos do Amarante, Cristine Bastos do Amarante &
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo

RESUMO

O Brasil é detentor de vasta diversidade biológica, destaque esse atribuído especialmente aos recursos naturais encontrados na região amazônica, de há muito alvo das preocupações globais relativas à sua preservação, uso sustentável e potencialidades que a região oferece como campo de investigação científica e geração de riqueza. A globalização e a nova configuração econômica mundial propiciaram o avanço no campo do desenvolvimento da ciência, da pesquisa e da inovação tecnológica, trazendo à tona novos desafios no tocante à regulação e proteção jurídica da propriedade intelectual sobre o uso da biodiversidade amazônica e dos conhecimentos tradicionais associados, em especial quando há a geração de patentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar se o novo marco legal da biodiversidade traz potenciais efeitos sobre a promoção do uso sustentável da terra, no que se refere à exploração de seus recursos naturais, sobretudo pela indústria farmacêutica. O novo marco nacional da biodiversidade, apesar de recente no ordenamento jurídico apresenta perspectivas para se tornar uma norma coadjuvante nas ações em benefício do meio ambiente do país, em especial no tocante ao uso e exploração sustentável dos recursos oriundos da biodiversidade, haja vista que procura agregar o aspecto social ao econômico dessa exploração, uma vez que garante direitos às populações tradicionais, indígenas e agricultores sobre seus conhecimentos associados à biodiversidade. Nesse contexto, o impacto sobre os usos da terra decorrentes do acesso ao patrimônio genético e da exploração dos recursos vegetais pode ser minimizado, ou mesmo evitado, em razão de medidas protetivas e sancionatórias

trazidas pela lei, que em cotejo com as demais normas de proteção ambiental nacionais, alcançam força inibitória, especialmente às ações das grandes empresas biotecnológicas.

Palavras-chave**:** Lei nº 13.123, exploração sustentável, Amazônia, biotecnologia.

Introdução

O Brasil é considerado o primeiro em megadiversidade em termos mundiais, tanto em número de espécies quanto em níveis de endemismo - espécies presentes apenas ou quase somente em determinados locais. Ao se falar, em particular, da Amazônia, suscita-se, à primeira vista, a preocupação global em torno de sua necessária preservação e uso sustentável de seus recursos naturais. Nenhuma região do mundo foi objeto de tanta preocupação mundial, sendo os fatores-chave de todo esse interesse os seus estoques incomparáveis de biodiversidade, recursos naturais inexplorados e potencialidades que a região oferece como campo de investigação científica e geração de riqueza, a exemplo dos fármacos derivados de plantas, animais e micro-organismos (ALBAGLI, 2001; VIEIRA; SILVA; TOLEDO, 2005; BECKER, 2005; MARCOVITCH, 2006; BANERJEE, 2006; HOERNER, 2008).

Neste contexto, a Amazônia constitui-se num cenário territorial de suma importância no que se refere aos desdobramentos práticos dos desafios e impasses hoje colocados em termos do direito de propriedade intelectual e sua regulação jurídica em face do desenvolvimento econômico e científico (pesquisa e inovação tecnológica), notadamente no que diz respeito ao trato da biodiversidade e ao conhecimento tradicional associado a esse conhecimento (STEFANELLO; DANTAS, 2007).

As profundas mudanças no panorama econômico mundial, especialmente a partir dos anos de 1980, grandemente impulsionadas pelo fenômeno da globalização, levaram a uma nova configuração espacial da economia global, no qual os bens comercializáveis passam

a incluir não apenas mercadorias, mas também serviços, investimentos, tecnologias e conhecimentos. Nesse contexto de intensificação da globalização econômica, destacam-se as discussões sobre o desenvolvimento tecnológico e, em consequência, sobre a proteção à propriedade intelectual (CHAVES et al, 2007; CHAVES; NOGUEIRA, 2008).

Segundo Hoerner (2008) o avanço da biotecnologia, principalmente a partir da segunda metade dos anos de 1980, proporcionou o acesso a novas formas de análise de compostos químicos, o que vem ampliando a capacidade de estudos das substâncias provenientes de vegetais. Esses desenvolvimentos vêm trazendo novas armas para as buscas principalmente em etnofarmacologia, disciplina que foca no estudo do uso de plantas pelas comunidades humanas, avaliando os efeitos conseguidos e as diferenças da forma de utilização entre as diversas comunidades. O conhecimento da utilização dessas plantas, base da Medicina Tradicional, e o seu aproveitamento, pode criar um ambiente que aumenta em muito as chances de se encontrar novas drogas.

Hoerner (2008) avalia, por conseguinte, que a Amazônia está em posição de destaque neste contexto, pois inúmeros povos indígenas e tradicionais que habitam a região se utilizam dos recursos que a mata lhes provê em todos os aspectos de seu dia a dia, o que a torna uma fonte excepcional para pesquisas e desenvolvimento de compostos químicos, associados às informações que os povos da floresta possuem acerca das propriedades de inúmeras plantas e animais, o que pode servir de base para a criação de diversas novas substâncias terapêuticas, representando uma fonte de desenvolvimento científico e econômico promissora, além de ser uma grande oportunidade para o desenvolvimento socioeconômico para as populações da região.

Registre-se que desde o surgimento no cenário jurídico-normativo internacional do Acordo sobre aspectos dos Direitos de Propriedade Intelectual relacionados ao Comércio – Acordo TRIPS, em meados da década de 90 do século XX, que a temática acerca da propriedade intelectual sobre os conhecimentos tradicionais tem suscitado conflitos e instigado o debate nos círculos acadêmico-científico, empresarial e político, especialmente quando comparado com as diretrizes traçadas

pela Convenção sobre Diversidade Biológica (ZANIRATO; RIBEIRO, 2007; HOERNER, 2008) e a legislação brasileira que rege o acesso a componente do patrimônio genético nacional e ao conhecimento tradicional associado, para fins de pesquisa científica, desenvolvimento tecnológico ou bioprospecção, relevante à conservação da diversidade biológica.

Segundo Stefanello (2010) o acesso e a consequente apropriação das informações genéticas contidas na biodiversidade não ocorrem aleatoriamente, baseados em tentativas de acerto e erro. A indústria biotecnológica, em especial, vale-se dos conhecimentos tradicionais dos povos indígenas e comunidades tradicionais para abreviar o caminho da bioprospecção (atividade exploratória que visa a identificar componente do patrimônio genético com potencial de uso comercial).

No Brasil, é muito conhecido e citado o caso da Merck no Maranhão, na extração da pilocarpina a partir do jaborandi (***Pilocarpus spp***.). A pilocarpina é o princípio ativo de uma das drogas mais usadas em oftalmologia, cuja patente foi registrada em1991. A coleta excessiva e frequente de folhas da mesma planta ou grupo de plantas resultou em danos ecológicos para as populações naturais de jaborandi, com redução ou mesmo desaparecimento dos arbustos em muitas partes do estado do Maranhão. Além disso, a relação entre a companhia farmacêutica e as comunidades que foram levadas à coleta de folhas de jaborandi não parece ter sido uma relação bilateral em termos de benefícios diretos. O beneficio pecuniário resultante da coleta e venda de folhas foi temporário (enquanto duraram as populações naturais da planta). Não houve melhorias socioeconômicas relevantes e duradouras trazidas pela exploração para as comunidades envolvidas (MARIUZZO, 2013).

Desta feita, o presente artigo busca analisar à luz da Lei nº 12.123/2015, conhecida como o novo marco legal da biodiversidade, se a sua aplicação traz potenciais efeitos sobre a promoção do uso sustentável da terra, no que se refere à potencial exploração de seus recursos naturais, sobretudo pela indústria farmacêutica.

Acesso à biodiversidade Amazônica no contexto da biotecnologia

A atividade criativa e inventiva do homem é uma realidade advinda de tempos antigos. Civilizações gregas e egípcias já utilizavam processos biotecnológicos para a fabricação de alimentos, como vinhos, queijos e cervejas, em que por meio de técnicas de fermentação uvas, cevada e outros produtos básicos eram submetidos à exposição de micro-organismos (leveduras e bactérias), resultando na produção de derivados (BOSQUÊ, 2012).

Pode-se dizer, então, que o uso e a manipulação de micro-organismos não é algo novo para a humanidade. A novidade reside na maneira como atualmente essa manipulação é engendrada, resultado da evolução dos conhecimentos acerca da biologia celular e molecular, tornando possível prever os resultados advindos dessa manipulação e o direcionamento dos resultados a que se pretende chegar (BOSQUÊ, 2012).

O emergir do século XXI carreou a biotecnologia como grande impulsionadora do desenvolvimento industrial e científico mundial, alcançando uma relevância crucial pois, concreta e efetivamente, ciência e tecnologia passam a incorporar o sistema produtivo ganhando valor econômico, mercadológico e estratégico, direcionando o poder inventivo do homem para as mais diferenciadas manipulações das formas vivas, visando variadas finalidades e necessidades humanas, apresentando-se como uma importante fonte de matéria-prima e de conhecimento (DEL NERO, 2008; FRICKMANN; VASCONCELLOS, 2013).

O avanço da fronteira da Ciência e Tecnologia pela biotecnologia, dada a possibilidade de manipulação da vida no seu nível genético, potencializou amplamente as suas aplicações e aumentou o interesse de importantes segmentos econômicos e industriais sobre a biodiversidade, acentuando o interesse de grandes corporações multinacionais privadas de biotecnologia e o destino de uma significativa reserva de mercado, sob o argumento de atender aos interesses gerais da humanidade, como a segurança alimentar mundial e a possibilidade de descobertas de novas drogas medicinais (LAYRAGUES, 1999; ALTIERI, 2004).

Nesse cenário se destaca o Brasil, que abriga a maior biodiversidade do planeta, e onde a enorme riqueza de sua flora e fauna é refletida pela variedade de biomas existentes. Esta abundante diversidade de vida – que se traduz em mais de 20% do número total de espécies da Terra – eleva o Brasil ao posto de principal nação entre os 17 países megadiversos (ou de maior biodiversidade)[6]. Somente em termos de diversidade genética vegetal, o Brasil detém cerca de 55.000 espécies catalogadas de um total estimado entre 350.000 e 550.000 espécies, a maior do mundo (SANDES; DI BLASI, 2000; BRASIL, 2006).

Esse imenso patrimônio genético[7], já escasso nos países desenvolvidos, tem na atualidade valor econômico-estratégico inestimável em várias atividades, mas é no campo do desenvolvimento de novos medicamentos que reside sua maior potencialidade. A terapêutica moderna não teria sido possível sem a contribuição dos produtos naturais, notadamente das plantas superiores, das toxinas animais e dos microrganismos. O mercado mundial desse grupo de drogas atinge vários bilhões de dólares. Além disso, um terço dos medicamentos mais prescritos e vendidos no mundo foram desenvolvidos a partir de produtos naturais (CALIXTO, 2003).

Fazendo-se uma abordagem somente para plantas, pode-se medir a grande relevância da biodiversidade do Brasil se considerarmos que cada espécie possui um número médio de 300.000 genes. Isto abre uma grande perspectiva para o uso de ferramentas biotecnológicas quanto à transformação de plantas via engenharia genética. Esse fato abre uma grande prioridade em nosso país para a bioprospecção molecular, onde as leis de propriedade intelectual terão papel fundamental (VALOIS, 1998).

A Amazônia, por sua conta, é importante fonte de recursos naturais de grande interesse para as aplicações em biotecnologia, haja vista que grande parte da diversidade genética contida neste ecossistema permanece inexplorado para muitas espécies, apresentando perspectivas promissoras para bioprospecção (DEL NERO, 2008; FRICKMANN; VASCONCELLOS, 2013).

[6] Dados do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira. Acesso em: 14 jan 2015.

[7] Recursos genéticos são entendidos como a variabilidade de espécies de plantas, animais e microrganismos integrantes da biodiversidade, de interesse socioeconômico, atual e potencial, para utilização em programas de melhoramento genético, biotecnologia e outras ciências afins (VALOIS, 1998).

O interesse da ciência pela riqueza da flora e fauna amazônicas é antigo, fazendo, segundo Domingues (2016) parte da construção da revolucionária teoria da seleção das espécies graças à viagem e às observações dos naturalistas ingleses Henry Walter Bates e Alfred Russel Wallace, que chegaram aos mesmos resultados de Charles Darwin, praticamente ao mesmo tempo, e, além do mais, mostraram a diversidade biológica da região e toda sua importância.

Em 1865, o ictiólogo Louis Agassiz, dirigindo a expedição Thayer, viajou ao Amazonas com a finalidade de provar que a teoria de Darwin não tinha fundamento, o que, sabidamente, não conseguiu. No entanto, deu a conhecer ao mundo científico mais de 2.500 espécies de peixes amazônicos, confirmando a diversidade das espécies. Suas palestras para as companhias americanas descreveram o cotidiano amazônico e toda a potencialidade da região em termos de riqueza para a produção econômica, além do debate científico que provocaram (DOMINGUES, 2016).

O início da navegação comercial na Amazônia, organizada em 1870 pelos ingleses e encampada, logo depois, pelo Barão de Mauá, evidencia o crescente interesse pelas matas e pelo que dela se poderia extrair. Com a Companhia de Navegação inglesa viajou pela Amazônia o botânico James William Trail, que explorou a região e levou para Kew Gardens, o jardim botânico inglês, muitas amostras de espécies que coletou (DOMINGUES, 2016).

Com a evolução das ciências e o desenvolvimento da biotecnologia, chegou-se à bioprospecção como forma de se extrair valor econômico da biodiversidade, tendo como alvo, especialmente, os recursos genéticos disponíveis na natureza.

Define-se bioprospecção como a busca sistemática por organismos, genes, enzimas, compostos, processos e partes provenientes de seres vivos em geral, que possam ter um potencial econômico e, eventualmente, levar ao desenvolvimento de um produto. É relevante para uma ampla gama de setores e atividades, incluindo biotecnologia, agricultura, nutrição, indústria farmacêutica e de saúde, entre outros (SACCARO JUNIOR, 2011).

Entre todas as finalidades da bioprospecção, o desenvolvimento de novos fármacos tem-se mostrado especialmente importante, devido tanto à sua relação com a saúde e bem-estar humanos, quanto com as cifras econômicas envolvidas. O papel da bioprospecção no setor é fundamental: cerca de 50% dos fármacos atuais foram desenvolvidos a partir de moléculas biológicas. No caso de drogas anticâncer e antibióticos, essa proporção pode ser ainda maior, chegando próximo aos 70% (SACCARO JUNIOR, 2011).

Emprego importante da biodiversidade também se dá com a produção dos fitomedicamentos[8], também conhecidos como fitoterápicos. Constituem-se em preparações contendo extratos padronizados de uma ou mais plantas, hoje amplamente comercializados em países pobres ou ricos. De acordo com a definição proposta pela Organização Mundial de Saúde, os fitomedicamentos são substâncias ativas presentes na planta como um todo, ou em parte dela, na forma de extrato total ou processado (CALIXTO, 2003; SIMÕES; SCHENKEL, 2002).

Carvalho (2007) verifica que o desenvolvimento de negócios da biodiversidade, especialmente na Amazônia, deve ser o resultado natural da atratividade regional para que interesses empresariais. Em princípio, qualquer negócio é admissível desde que se proponha a utilizar recursos naturais de uma forma sustentável e que essa utilização seja conservadora da diversidade dos ecossistemas em que se implantam, respeitadas as culturas locais.

O conhecimento tradicional no uso de plantas medicinais e o interesse da ciência e inovação tecnológica na região Amazônica

No desenvolvimento e aplicações da biotecnologia, além da preocupação global com os riscos potenciais à conservação e uso sustentável da biodiversidade, emerge também a preocupação com sua consequente alteração, dominação e apropriação privada, posto que o acesso aos recursos naturais da biodiversidade para pesquisa científica e biotecnológica muita das vezes utiliza os conhecimentos oriundos da interação dos mais diferentes povos com os múltiplos biomas, sob as mais variadas formas de exploração e utilização.

[8] Os recursos fitogenéticos abrangem as seguintes categorias: espécies silvestres, espécies de parentes silvestres das plantas cultivadas, raças locais de plantas, variedades de plantas, linhagens melhoradas e populações experimentais e linhagens com características genéticas, dentre outras (VALOIS, 1998).

A seleção de espécies para pesquisas em biotecnologia é comumente feita a partir da indicação de grupos populacionais específicos, e em determinados contextos de uso, enfatizando o conhecimento construído localmente a respeito de seus recursos naturais e a aplicação que fazem deles em seus sistemas, o que demanda para o cientista menor tempo e baixo custos envolvidos na coleta dessas informações (ALBUQUERQUE; HANAZAKI, 2006).

Os recursos vegetais, em específico, possuem enorme potencial para o fornecimento de extratos ricos em princípios bioativos (i.e. moléculas com atividade biológica), desempenhando papel fundamental no desenvolvimento dos medicamentos modernos. A diversidade em termos de estrutura e de propriedades químicas com a qual essas substâncias ocorrem na natureza é impressionante e muitas vezes podem servir, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento e a síntese de um grande número de fármacos (SANDES; DI BLASE, 2000).

Tais moléculas, frequentemente denominadas de Produtos Naturais (PNs), são amplamente reconhecidas como importantes fontes de subsídios para o desenvolvimento dos componentes ativos da maior parte dos medicamentos terapeuticamente eficazes produzidos pela indústria farmacêutica mundial, constituindo o maior potencial econômico da biodiversidade. Dentre as razões apontadas para o sucesso dos medicamentos desenvolvidos a partir de PNs está na facilidade de sua absorção pelo organismo em relação às drogas sintéticas (CALDERON; DA SILVA, STÁBELI, 2010).

Diegues e Arruda salientam a importância da contribuição que os estudos em etnobotânica têm trazido na medida em que buscam descobrir a lógica subjacente ao conhecimento humano do mundo natural. Para esses autores, conhecimento tradicional pode ser definido como "***o saber e o saber-fazer a respeito do mundo natural e sobrenatural gerados no âmbito da sociedade não-urbana/industrial e transmitido oralmente de geração a geração***" (2001, apud BORGES; PEIXOTO, 2009).

Duas disciplinas científicas têm se destacado nesta seara, quais sejam a etnobotânica e a etnofarmacologia[9]. Ocupa-se a primeira do estudo da inter-relação direta entre pessoas e plantas, incluindo todas as formas

[9] Tanto a etnobotânica como a etnofarmacologia têm demonstrado serem poderosas ferramentas na busca por substâncias naturais de ação terapêutica. O termo "medicina tradicional" tem sido aplicado frequentemente como referência à medicina chinesa, tanto como à ***ayurveda*** indiana, à árabe entre várias outras práticas de cura utilizadas em comunidades indígenas e tradicionais (CALDERON et al., 2010; ALBUQUERQUE; HANAZAKI, 2006).

de percepção e apropriação dos recursos vegetais, abordando a forma como as pessoas incorporam as plantas em suas práticas e tradições culturais. A etnofarmacologia estuda os preparados tradicionais utilizados em sistemas de saúde e doença que incluem isoladamente ou em conjunto plantas, animais, fungos ou minerais, para fins terapêuticos, caracterizando a medicina tradicional (ALBUQUERQUE; HANAZAKI, 2006).

A combinação entre megabiodiversidade e uma rica medicina tradicional coloca o Brasil em uma posição estratégica e privilegiada para o desenvolvimento de programas de descoberta de novos fármacos. No país identificam-se mais de duzentos povos indígenas, além de diversas comunidades tradicionais, entre extrativistas, pescadores, quilombolas e agricultores familiares, que são detentores de vasto conhecimento associado aos ecossistemas dentro dos quais estão circunscritos (DE GREGORI, DE GREGORI, 2011), possuindo uma vasta farmacopéia natural, boa parte proveniente dos recursos vegetais encontrados nos ambientes naturais ocupados por estas populações, ou mesmo cultivados em ambientes antropicamente alterados (AMOROZO, 2002).

O interesse acadêmico a respeito do conhecimento que estas populações detêm sobre plantas e seus usos tem crescido após a constatação de que a base empírica desenvolvida por elas ao longo de séculos[10] pode, em muitos casos, ter uma comprovação científica que habilitaria a extensão destes usos à sociedade industrializada (FARNSWORTH, 1988 apud AMOROZO, 2002), em especial na fabricação de medicamentos à base de plantas medicinais para a manutenção e a recuperação da saúde humana (GIRALDI; HANAZAKI, 2010).

Veja-se que registros históricos apontam que os primeiros europeus que no Brasil chegaram se depararam com uma grande quantidade de plantas medicinais em uso pelos povos indígenas. Os conhecimentos sobre a flora local acabaram se fundindo àqueles trazidos da Europa e os escravos africanos deram contribuição adicional com a utilização de plantas trazidas da África (GIRALDI; HANAZAKI, 2010).

[10] Referências históricas sobre plantas medicinais apontam seu uso em praticamente todas as antigas civilizações. A primeira referência escrita sobre o uso de plantas como remédios é encontrada na obra chinesa Pen Ts'ao ("A Grande Fitoterapia") que remonta a 2800 a.C., de Shen Nung, imperador chinês que catalogou 365 ervas medicinais e venenos que eram usados sob inspiração taoísta de Pan Ku, considerado deus da criação. Esse primeiro herbário dependia da ordenação de dois pólos opostos: yang - luz, céu, calor, esquerdo; e ***oyin*** - trevas, terra, frio, direito. (TOMAZZONI et al, 2006; FRANCA et al, 2008).

A partir deste conhecimento, no Brasil, até o século XX se fazia grande uso das plantas medicinais para a cura de inúmeras doenças, sendo esta prática uma tradição que foi sendo transmitida ao longo dos tempos. No entanto, com o advento da industrialização, da urbanização e o avanço da tecnologia no que diz respeito à elaboração de fármacos sintéticos, houve aumento por parte da população da utilização destes medicamentos, deixando-se de lado o conhecimento tradicional das plantas medicinais, que foram vistas como atraso tecnológico, levando, em parte, à substituição da prática de sua utilização na medicina caseira (TOMAZZONI et al, 2006).

Assim, a crença popular de que a utilização de plantas para tratar doenças obtinha resultados satisfatórios aos poucos foi sendo substituída pelo uso dos remédios industrializados, que atraíam as pessoas com a promessa de cura rápida e total. No entanto, em que pese as drogas sintéticas ainda representarem a maioria dos medicamentos utilizados pela população, os fitoterápicos têm conseguido espaço cada vez maior na farmácia caseira (TOMAZZONI et al, 2006).

A disseminação do uso de plantas medicinais e fitoterápicos se deve, principalmente, ao baixo custo e fácil acesso à grande parcela da população. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS)[11] para grande parte da população o uso de plantas medicinais é visto como uma integrativa histórica à utilização de medicamentos sintéticos, visto que estes são considerados por muitos como mais caros e agressivos ao organismo, mas recomenda a difusão mundial dos conhecimentos necessários ao seu uso racional (GUIMARÃES, NOBRE, PORTELA, 2011; BOCHNER et al, 2012).

No Brasil pesquisas demonstram que 91,9 % da população fez uso de alguma planta medicinal, sendo que 46 % mantêm cultivo caseiro de espécies com propriedades terapêuticas (ROCHA et al, 2013). Embora haja preocupação explícita com a disseminação do uso de plantas medicinais pela população, ainda permanecem presentes as práticas tradicionais de dispensação das mesmas, que são adquiridas através do comércio popular (BOCHNER et al, 2012).

[11] A OMS acredita que, atualmente, a prática do uso de plantas medicinais é tida como a principal opção terapêutica de aproximadamente 80% da população mundial. O mercado mundial de fitoterápicos movimenta cerca de US$ 22 bilhões por ano. Em 2000 o setor faturou US$ 6,6 bilhões nos EUA e US$ 8,5 bilhões na Europa. No Brasil estima-se que o comércio de fitoterápicos seja da ordem de 5% do mercado total de medicamentos, avaliado em mais de US$ 400 milhões (TOMAZZONI et al, 2006).

O conhecimento tradicional associado ao uso de plantas medicinais brasileiras tem um papel-chave no processo de geração de inovações para a indústria, seja na localização de novas plantas, seja na sugestão de sua atividade farmacológica, atuando assim como uma espécie de "filtro" através do qual a inovação ocorre (REZENDE; RIBEIRO, 2005).

Ainda hoje a comercialização de plantas medicinais e ervas é feita comumente em feiras livres, mercados populares e em outros estabelecimentos congêneres. No Estado do Pará tem-se, com enorme representatividade nacional, o Mercado do Ver-o-Peso[12], em Belém, considerado como a maior feira livre da América Latina e o espaço que reúne parte da extensa biodiversidade amazônica, comercializada para aplicações e finalidades diversas, incluindo a medicinal.

Nas feiras livres e estabelecimentos do ramo a orientação para o uso de plantas medicinais e ervas é baseada nas informações prestadas pelos erveiros, que partem de um diagnóstico pré-estabelecido pelo consumidor para recomendar a planta mais adequada aos agravos apontados (BOCHNER et al, 2012), a partir de um saber utilizado e difundido pelas populações tradicionais[13] ao longo de várias gerações, representando parte importante da cultura do povo amazônico.

As discussões sobre a criatividade intelectual dos povos indígenas e comunidades tradicionais nas Nações Unidas, até alguns anos atrás, eram conduzidas sob a denominação de folclore. Entretanto, devido às críticas de que o termo reproduzia uma visão eurocêntrica e arcaica, na qual seriam consideradas apenas algumas manifestações culturais, não sendo capaz de englobar outros aspectos da herança cultural de comunidades indígenas e locais, tais como o conhecimento acerca do uso das plantas medicinais, foi cunhado o termo conhecimento tradicional (REZENDE; RIBEIRO, 2005).

[12] A história do Ver-o-Peso está diretamente ligada à da cidade de Belém do Grão-Pará [...]. Em 1687, o governador Francisco Coelho de Carvalho teve a iniciativa de endereçar ao rei de Portugal uma representação, pedindo-lhe a concessão do tributo de Ver-o-Peso. Em 1688, uma Provisão-Régia criava o Ver-o-Peso, *"por ser conveniente ao serviço de V. Magte. para que se não embarquem sem despacho as drogas que saem daquella Conquista, e se concedeu aos Officiaes da Câmara da ditta Capitania o rendimento do dito Ver-o-Peso para os usos necessarios della e bem público da Cidade"*. Criado com objetivos fiscais, foi a partir de então que o porto do Piri entrou para a "economia formal", passando a se chamar o "lugar de ver o peso", nome que a tradição oral há mais de 300 anos soube preservar. [...]. Disponível em: http://www.ufpa.br/cma/verosite/historico.html. Acesso em: 30 abr 2015.

[13] Comunidades tradicionais são compostas por integrantes de povos indígenas, povos tribais, minoria étnicas, linguísticas ou religiosas e de outros grupos portadores de culturas, modos de viver diferenciados em relação àqueles vigentes na sociedade envolvente, ainda que não estejam dela totalmente abarcados. No Brasil pode-se mencionar os povos indígenas, os quilombolas, os ribeirinhos e caiçaras como grupos representativos de comunidades tradicionais (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

Valois (1998) aponta como características intrínsecas do conhecimento tradicional a ancestralidade e a dinamicidade, ou seja, ao contrário do que a palavra tradicional pode erroneamente sugerir, ele evolui com o tempo em um processo contínuo de acumulação e uso, partindo de uma visão holística de mundo, onde a natureza, as relações sociais e espirituais são vistas de modo interdependente. Acrescenta, ainda, o autor a questão da oralidade como característica do conhecimento tradicional, já que a grande maioria das comunidades detentoras desse conhecimento não possui uma tradição escrita de repasse desse saber.

A descoberta humana das propriedades úteis ou nocivas dos vegetais tem suas raízes no conhecimento baseado na experiência. A observação do comportamento dos animais e a verificação empírica dos efeitos da ingestão deste ou daquele vegetal no organismo humano teve um importante papel. A literatura descreve relatos lendários relativos a descobertas das propriedades das plantas medicinais, muitas vezes atribuídas a uma intervenção divina, pois seu uso fazia parte de rituais religiosos em que lhes eram atribuídos poderes de colocar os homens em contato direto com os deuses (TOMAZZONI, NEGRELLE, CENTA, 2006).

A importância dos conhecimentos tradicionais para o desenvolvimento da ciência não é de hoje. A origem da valorização desses conhecimentos remonta ao século XVI, quando da criação dos primeiros jardins botânicos e da publicação das primeiras obras europeias sobre ervas exóticas. Ao longo dos últimos cinco séculos, os sistemas tradicionais de conhecimento realizaram aportes indiscutíveis ao desenvolvimento científico das sociedades em todo o mundo (JÚNIOR RODRIGUES, 2010).

Assim, o conhecimento tradicional associado ao uso de ervas e plantas medicinais brasileiras tem um papel-chave no processo de geração de inovações para a área biotecnológica, seja por meio da localização de novas plantas, na sugestão de possíveis usos terapêuticos e sua atividade farmacológica, atuando assim como uma espécie de "filtro" através do qual a inovação pode ocorrer.

No entanto, o acesso a novos produtos oriundos da biodiversidade vegetal, exemplo de novas drogas e compostos medicinais, passam necessariamente pela subsunção a regras relativas à propriedade intelectual, haja vista que muitos dos conhecimentos aplicados pela

biotecnologia são fruto da experiência e experimentação empírica das populações tradicionais.

A opção de conduzir pesquisas a partir da indicação de plantas utilizadas por comunidades tradicionais encurta o percurso do desenvolvimento de uma nova droga, já que os pesquisadores dispõem, antes mesmo de iniciarem os estudos científicos, de uma indicação de qual atividade biológica esta droga poderia apresentar (FUNARI; FERRO, 2005).

Noções normativas preliminares sobre conhecimentos tradicionais e propriedade intelectual

A Convenção Sobre a Diversidade Biológica e o Acordo TRIPS

A ideia de propriedade sobre os recursos genéticos e conhecimentos tradicionais associados é relativamente recente, tendo começado a ser discutida apenas nas últimas décadas do século XX. Até então o acesso era livre, podendo ser realizado por todos, em qualquer lugar (SACCARO JUNIOR, 2011).

As discussões a respeito da diversidade biológica foram centrais nos anos 1980, ocorrendo inúmeros encontros técnico-científicos sobre o tema, em especial após a Conferência de Estocolmo, de 1972, que daria lugar à criação do Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUMA)[14], principal autoridade global em meio ambiente dentro do sistema das Nações Unidas (ONU), e da "Estratégia Mundial de Conservação", apresentada em 1980 pela UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza)[15].

A publicação da Estratégia Mundial de Conservação evidenciou um processo de mudança do pensamento conservacionista, essencial para a discussão de um novo paradigma para o uso de recursos naturais. Concomitantemente, o conceito de desenvolvimento sustentável tornou-se determinante no movimento ambientalista global, em especial com a publicação do relatório da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, "Nosso Futuro Comum", conhecido como Relatório Brundtland (FERREIRA, SAMPAIO, 2013).

[14] http://www.pnuma.org.br/comunicados_detalhar.php?id_comunicados=182

[15] A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN), criada em novembro de 1948, é uma Organização Internacional que congrega instituições governamentais e não governamentais em volta da problemática da integridade e diversidade da natureza. A UICN guia-se pelo princípio de equidade e do uso ecologicamente sustentável dos recursos naturais. (Fonte: http://ambientes.ambientebrasil.com.br/natural/programas_e_projetos/uicn_-_uniao_mundial_para_a_natureza.html).

Em 1988, na esteira do Relatório Brundtland, a Assembleia Geral da ONU aprovou uma resolução que determinava a realização de uma Conferência sobre temas ambientais, no intuito de revisitar os avanços obtidos desde Estocolmo. A Conferência, conhecida como "Cúpula da Terra", ou "RIO-92", gerou importantes documentos, considerados os mais importantes acordos ambientais globais da história da humanidade, como a Convenção sobre Diversidade Biológica (DUARTE, 2003).

Trata-se de um acordo internacional multilateral[16], sendo o primeiro e único tratado que persegue a conservação da diversidade biológica em seus três níveis - diversidade genética, de espécies e ecossistemas - reconhecendo que essa conservação é dependente da conservação da diversidade cultural, haja vista que os verdadeiros responsáveis pelo patrimônio natural fruído pelas gerações presentes são a comunidades culturalmente diferenciadas, como as populações tradicionais (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

A Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), que particularmente interessa aos fins do presente trabalho, foi estruturada de maneira a conjugar esforços do países industrializados e dos em desenvolvimento, estes últimos ricos em termos de diversidade biológica e de ecossistemas naturais, mas pobres em recursos econômicos, que se comprometeriam em conservá-los em troca de benefícios econômicos e apoio tecnológico, a serem transferidos pelos países industrializados, os quais poderiam continuar a explorar e transformar a biodiversidade em produtos e processos socialmente úteis e economicamente rentáveis (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

Verifica-se, assim, uma tentativa de equiparar países detentores de biodiversidade e países detentores de biotecnologia, fazendo uso a Convenção de instrumentos como a repartição equitativa de benefícios advindos do uso da biodiversidade[17] e a transferência de tecnologia (BENSUSAN, 2003).

A CDB confere às comunidades tradicionais um direito de propriedade sobre seus conhecimentos, com o objetivo de, por um lado, fomentar seu amplo uso produtivo e, pelo outro, gerar benefícios econômicos a

[16] O Brasil aprovou o texto da Conversão sobre a Diversidade Biológica por meio do Decreto Legislativo nº 2, de 1994.

[17] A CDB estabelece como objetivos (art. 1º) a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus elementos e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos, mediante, inclusive, o acesso adequado aos recursos genéticos e a transferência adequada de tecnologias pertinentes, levando em conta todos os direitos sobre tais recursos e tecnologias, mediante financiamento adequado.

partir de seu uso em prol das comunidades, buscando criar condições materiais para a erradicação da pobreza a nível local e, por conseguinte, para a conservação dos ecossistemas e do patrimônio cultural das comunidades tradicionais (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

O texto reconhece que as comunidades tradicionais devem ter direitos e acesso ao ambiente em que vivem e trabalham, bem como o direito ao uso de seu conhecimento e dos produtos que ele gera, reconhecendo de maneira inequívoca a soberania dos Estados sobre seus recursos biológicos, ou seja, uma espécie de direito de propriedade investido no Estados, que os autoriza a condicionar o acesso aos seus recursos da biodiversidade à negociação de acordos comerciais com os potenciais usuários (RODRIGUES JÚNIOR, 2010; BENSUSAN, 2003).

Mas os conhecimentos tradicionais não deixam de ser vistos como fonte de informação e aplicação pelas indústrias e laboratórios farmacêuticos. Proteger o conhecimento tradicional implica, entre outras questões, controlar a exploração que, sobretudo, a indústria farmacêutica faz dele. Sabe-se que mais da metade dos medicamentos prescritos no Hemisfério Norte é produzida a partir de substâncias extraídas das florestas tropicais. A indústria farmacêutica recolhe os conhecimentos da capacidade medicamentosa das espécies nativas das comunidades desses locais, fabrica medicamentos a partir desse dado e dificilmente essas populações podem aceder a esses medicamentos se deles precisarem (ZANIRATO; RIBEIRO, 2007).

Menos de um ano após a entrada em vigor da CDB, em 15 de abril de 1994, foi encerrada a rodada do Uruguai do Acordo Geral obre Tarifas e Comércio (GATT), que culminou com a criação da Organização Mundial do Comércio (OMC), bem como da adoção do Acordo TRIPS - Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights[18] (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

O Acordo TRIPS abarca a regulação de bens imateriais como invenções, modelos, marcas, informações confidenciais e outros ativos intangíveis que se tornaram elementos determinantes da nova economia mundial, produzindo um processo de harmonização em matéria de proteção da propriedade intelectual sem precedentes na história mundial (BARBIERI; CHAMAS, 2008).

[18] Acordo sobre Aspectos dos Direitos de Propriedade Intelectual relacionados ao Comércio.

O acordo TRIPS acarretou importantes mudanças nas normas internacionais referentes aos direitos de propriedade intelectual. Devido ao amplo alcance de suas implicações, em particular para os países em desenvolvimento, tornou-se um dos componentes mais controversos do sistema da OMC. Intensas discordâncias sobre seu escopo e seu conteúdo surgiram durante a Rodada Uruguai entre os países desenvolvidos e em desenvolvimento, e entre os próprios países desenvolvidos (CORREA, 2005). Com esse acordo, uma patente, que é uma forma de propriedade intelectual, teria que ser respeitada por todo país membro da OMC (ZANIRATO; RIBEIRO, 2007).

O acordo TRIPS substituiu o princípio do tratamento especial e preferencial concedido aos países em desenvolvimento, estabelecido pela Conferência das Nações Unidas para o Comércio e Desenvolvimento, nos anos 1960, pela noção de equalização de tratamento, gerando, impactos negativos sobre os recursos da biodiversidade e os conhecimentos tradicionais (RODRIGUES JÚNIOR, 2010).

Os direitos de propriedade intelectual definidos no Acordo TRIPS se tornaram um entrave aos direitos coletivos das populações tradicionais, firmados na CDB. Primeiro porque nele os direitos de propriedade eram reconhecidos apenas como direitos privados, isto é, direito de propriedade de um indivíduo ou de uma empresa, não de uma comunidade ou de um grupo de indivíduos. Segundo porque só se reconhece tal direito quando o conhecimento e a inovação geram lucros e não quando satisfazem necessidades sociais (ZANIRATO, RIBEIRO, 2007).

Então, a titularidade da invenção nos sistemas de patentes recai sobre pessoa física ou jurídica perfeitamente identificada. Já conhecimentos, inovações e práticas produzidos coletivamente ao longo de gerações exigem o reconhecimento da titularidade para a coletividade, além do fato de que mais de uma comunidade pode deter tais conhecimentos sobre certos recursos naturais, seja por difusão, seja por rota própria na geração de conhecimento (BARBIERI; CHAMAS, 2008).

Destaque-se que conhecimentos tradicionais não são necessariamente estáticos, parados no tempo sem qualquer modificação ou variação. Caracterizam-se por seus vínculos com o local onde foram gerados, formando um sistema de conhecimentos partilhados coletivamente.

Assim, o requisito da novidade, que remonta às primeiras leis de patentes do século XV e XVI, não é aplicável aos conhecimentos tradicionais (BARBIERI; CHAMAS, 2008).

O Brasil apoia a revisão do TRIPS, com incorporação de mecanismos que permitam anulação de patentes e punições à biopirataria, mas pouco êxito havia sido obtido nesta direção até a décima Conferência das Partes (COP 10), realizada em 2010, quando foi assinado o Protocolo de Nagoya, que obriga as partes a tomarem medidas para garantir que o acesso aos recursos genéticos e ao conhecimento tradicional associado ocorra da forma preconizada na CDB, o Protocolo sobre Acesso a Recursos Genéticos e a Repartição Justa e Equitativa dos Benefícios Advindos de sua Utilização (SACCARO JUNIOR, 2011).

O Protocolo, que entrou em vigor em outubro de 2014[19], mas não foi ratificado pelo Brasil, detalha questões relativas à repartição de benefícios (a definição de benefícios monetários e não-monetários, bem como as modalidades de contratos que devem ser utilizados entre as partes), além de dar as diretrizes básicas para a criação de mecanismos internacionais de cooperação, monitoramento e regulação, enfatizando a necessidade de conformidade das legislações nacionais (SACCARO JUNIOR, 2011).

A incompatibilidade prossegue, pois a CDB procura garantir às comunidades tradicionais e locais o direito ao controle sobre e participação nos lucros obtidos a partir de seus conhecimentos tradicionais. O TRIPS exige dos países membros que sejam reconhecidos os direitos de propriedade intelectual sobre todas as tecnologias, inclusive sobre as resultantes de inovações formais (RIBEIRO; ZANIRATO, 2007).

O novo marco da biodiversidade com a Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015

Em 20 de maio de 2015 foi sancionada pela Presidente Dilma a Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015, que regulamenta, dentre outros o inciso II do § 1º e o § 4º do art. 225 da Constituição Federal e o Artigo 15 e os §§ 3º e 4º do Artigo 16 da Convenção sobre Diversidade Biológica, promulgada pelo Decreto nº 2.519/98, bem como dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade (BRASIL, 2015).

[19] https://www.cbd.int/abs/

A Lei nº 13.123, de 2015 revogou o marco normativo então vigente (MP nº 2.186-16, de 2001) que havia sido editado sem discussões apropriadas e de modo célere, para suprir a lacuna legislativa em nosso ordenamento jurídico quanto à regulamentação da Convenção sobre Diversidade Biológica. A Lei incorpora parte do projeto de regime de proteção proposto pela CDB, incluindo a repartição justa e equitativa de benefícios decorrentes de exploração econômica e o condicionamento do acesso ao patrimônio genético à obtenção do consentimento prévio informado (TÁVORA et al, 2015; SOUZA; LOCATELLI, 2015).

Dispõe a Lei que os conhecimentos tradicionais associados ao patrimônio genético de populações indígenas, de comunidade tradicional ou de agricultor tradicional integram o patrimônio cultural brasileiro, ficando protegidos contra a utilização e exploração ilícita[20].

A nova norma criou um regime de proteção ***sui generis*** para os conhecimentos tradicionais associados à biodiversidade ao proteger o instituto enquanto patrimônio cultural imaterial, reconhecer direitos coletivos de exploração econômica sobre estes, ainda que discutível se é justa a repartição e condicionar o acesso a certas disposições (SOUZA; LOCATELLI, 2015).

Define a Lei que o acesso ao patrimônio genético existente no País, ou ao conhecimento tradicional associado, se dará para fins de pesquisa, ou desenvolvimento tecnológico ou exploração econômica de produto acabado ou material reprodutivo oriundo desse acesso, a teor do art. 3º da norma (Figura 1).

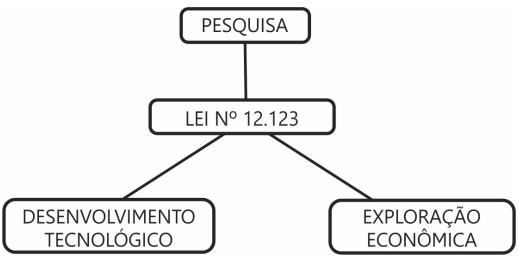


Figura 1. Atividades reguladas pelo novo marco regulatório.

[20] Art. 8º

A Lei expressa, ainda, a garantia de direitos[21] às populações indígenas, às comunidades tradicionais e aos agricultores tradicionais que criam, desenvolvem, detêm ou conservam conhecimento tradicional associado a ter reconhecida sua contribuição para o desenvolvimento e conservação de patrimônio genético e perceber benefícios pela exploração econômica por terceiros, direta ou indiretamente, de conhecimento tradicional associado, além de usar ou vender livremente produtos que contenham patrimônio genético ou conhecimento tradicional associado.

O acesso ao conhecimento tradicional associado de origem identificável é definido na Lei como a informação ou prática de população indígena, comunidade tradicional ou agricultor tradicional sobre as propriedades ou usos diretos ou indiretos associada ao patrimônio genético. Está condicionado à obtenção do consentimento prévio informado, que deverá ser comprovado pela assinatura de termo de consentimento prévio, por registro audiovisual do consentimento, pela emissão de parecer do órgão oficial competente ou pela adesão na forma prevista em protocolo comunitário, a critério da população indígena, da comunidade tradicional ou do agricultor tradicional[22].

A efetiva aplicação da regras trazidas pelo novo marco regulatório poderão contribuir para a exploração sustentável da biodiversidade nacional, em especial pela instituição do Programa Nacional de Repartição de Benefícios – PNRB, sob a gestão do Ministério do Meio Ambiente, que prestará apoio técnico e administrativo necessário ao funcionamento do Fundo Nacional de Repartição de Benefícios e implementação do PNRB[23].

---

[21] OLei nº 13.123/2015

Art. 10. Às populações indígenas, às comunidades tradicionais e aos agricultores tradicionais que criam, desenvolvem, detêm ou conservam conhecimento tradicional associado são garantidos os direitos de: I - ter reconhecida sua contribuição para o desenvolvimento e conservação de patrimônio genético, em qualquer forma de publicação, utilização, exploração e divulgação

[...]

III - perceber benefícios pela exploração econômica por terceiros, direta ou indiretamente, de conhecimento tradicional associado, nos termos desta Lei;

[...]

V - usar ou vender livremente produtos que contenham patrimônio genético ou conhecimento tradicional associado, observados os dispositivos das Leis nos 9.456, de 25 de abril de 1997, e 10.711, de 5 de agosto de 2003; [...]

[22] § 1º, art. 9º.

[23] Art. 33 da Lei 12.123; art. 100, Decreto nº 8.772.

O Fundo Nacional de Repartição de Benefícios tem natureza financeira e se destina a apoiar ações e atividades que visem valorizar o patrimônio genético e os conhecimentos tradicionais associados e promover o seu uso de forma sustentável, a teor do art. 96 do Decreto nº 8.772/2016.

Os valores provenientes da repartição de benefícios e das multas aplicadas em virtude do descumprimento do novo marco legal da biodiversidade serão depositados no FNRB, e serão promovidas diversas ações destinadas à promoção da biodiversidade nacional e relacionadas às atividades socioeconômicas e de inovação (Quadro 1).

Quadro 1. Algumas ações previstas pelo FNBR.

AÇÕES	
BIODIVERSIDADE	SOCIAIS/ECONÔMICAS/INOVAÇÃO
Conservação da diversidade biológica e conservação das plantas silvestres.	Fomento a pesquisa e desenvolvimento tecnológico associado ao patrimônio genético e ao conhecimento tradicional associado.
Levantamento e inventário do patrimônio genético, considerando a situação e o grau de variação das populações existentes, incluindo aquelas de uso potencial e, quando viável, avaliando qualquer ameaça a elas.	Implantação e desenvolvimento de atividades relacionadas ao uso sustentável da diversidade biológica, sua conservação e repartição de benefícios.
Desenvolvimento de um sistema eficiente e sustentável de conservação ex situ e in situ e desenvolvimento e transferência de tecnologias apropriadas para essa finalidade com vistas a melhorar o uso sustentável do patrimônio genético.	Apoio aos esforços das populações indígenas, das comunidades tradicionais e dos agricultores tradicionais no manejo sustentável e na conservação de patrimônio genético.
Desenvolvimento e manutenção dos diversos sistemas de cultivo que favoreçam o uso sustentável do patrimônio genético.	Elaboração e execução dos Planos de Desenvolvimento Sustentável de Populações ou Comunidades Tradicionais.

Considerações

O novo marco nacional da biodiversidade, apesar de recente no ordenamento jurídico apresenta perspectivas para se tornar uma norma coadjuvante nas ações em benefício do meio ambiente do país, em especial no tocante ao uso e exploração sustentável dos recursos oriundos da biodiversidade, haja vista que procura agregar o aspecto social ao econômico dessa exploração, uma vez que garante direitos às populações tradicionais, indígenas e agricultores sobre seus conhecimentos associados à biodiversidade.

Nesse contexto, o impacto sobre os usos da terra decorrentes do acesso ao patrimônio genético e da exploração dos recursos vegetais pode ser minimizado, ou mesmo evitado, em razão de medidas protetivas e sancionatórias trazidas pela lei, que em cotejo com as demais normas de proteção ambiental nacionais, alcançam força inibitória, especialmente às ações das grandes empresas biotecnológicas.

Referências

ALBAGLI, S. **Amazônia**: fronteira geopolítica da biodiversidade. Parcerias Estratégicas: Brasília, n. 12, vol. 6, p: 5-19, 2001.

ALBUQUERQUE, E. M; SIMÕES, R. BAESSA, A. CAMPOLINA, B. SILVA, L. A distribuição espacial da produção científica e tecnológica brasileira: uma descrição de estatísticas de produção local de patentes e artigos científicos. **Revista Brasileira de Inovação**, n. 2, v. 1, p: 225-251, 2002.

ALTIERI, M. A. **Biotecnologia Agrícola**: Mitos, Riscos Ambientais e Alternativas. Editora Vozes, 2004.

AMOROZO, M. C. M. Uso e diversidade de plantas medicinais em Santo Antônio do Leverger, MT, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, n.2, v. 16, p: 189-203, 2002.

ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 14, de 31 de março de 2010**. Dispõe sobre o registro de medicamentos fitoterápicos. Diário Oficial da União, nº 63, 2010.

BARBIERI, J. C.; CHAMAS, C. I. O Acordo sobre Direitos de Propriedade Intelectual Relacionados ao Comércio (TRIPS) e as Políticas Públicas de Saúde e de Defesa da Biodiversidade. **Revista Eletrônica de Administração**, n. 1, v. 14, p: 25-49, 2013.

BECKER, B. K. Ciência, tecnologia e inovação para conhecimento e uso do patrimônio natural da Amazônia. **Parcerias Estratégicas** (Seminários Temáticos para a 3ª Conferência Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação), n. 20, p: 583-613, 2005.

BANERJEE, S. B. Quem sustenta o desenvolvimento de quem? O desenvolvimento sustentável e a reinvenção da natureza. In: FERNANDES, M.; GUERRA, L. (Org.). **Contra-Discurso do Desenvolvimento Sustentável.** Belém: Associação de Universidades Amazônicas, Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, p: 77-128, 2006.

BENSUSAN, N. Breve histórico da regulamentação do acesso aos recursos genéticos no Brasil. In: LIMA, A.; BENSUSAN, (Org.). **Quem cala consente**? subsídios para a proteção aos conhecimentos tradicionais. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2003 (Série Documentos do ISA; 8).

BOCHNER, R.; FISZON, J.T.; ASSIS, M.A.; AVELAR, K. E. S. Problemas associados ao uso de plantas medicinais comercializadas no Mercadão de Madureira, município do Rio de Janeiro, Brasil**. Rev. bras. plantas med.**, n.3, v. 14, p: 537-547, 2012.

BORGES, R; PEIXOTO, A. L. Conhecimento e uso de plantas em uma comunidade caiçara do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, n. 3, v. 23, p: 769-779, 2009.

BOSQUÊ, A. F. S. **Biopirataria e biotecnologia**: a tutela penal da biodiversidade amazônica. 2012, 244 p.

BRASIL. **Política nacional de plantas medicinais e fitoterápicos**. Brasília: Ministério da Saúde. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos. Departamento de Assistência Farmacêutica, 2006.

BRASIL. **Decreto nº 5.051, de 19 de abril de 2004**. Promulga a Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho – OIT sobre povos Indígenas e Tribais.

BRASIL. **Medida Provisória n. 2.186-16, de 23 de agosto de 2001**. Regulamenta o inciso II do § 1º e o § 4º do art. 225 da Constituição, os arts. 1º, 8º, alínea "j", 10, alínea "c", 15 e 16, alíneas 3 e 4 da Convenção sobre Diversidade Biológica, dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado, a repartição de benefícios e o acesso à tecnologia e transferência de tecnologia para sua conservação e utilização, e dá outras providências.

BRASIL. **Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015**. Regulamenta o inciso II do § 1º-e o § 4º-do art. 225 da Constituição Federal, o Artigo 1, a alínea j do Artigo 8, a alínea c do Artigo 10, o Artigo 15 e os §§ 3º-e 4º-do Artigo 16 da Convenção sobre Diversidade Biológica, promulgada pelo Decreto nº-2.519, de 16 de março de 1998; dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade; revoga a Medida Provisória nº-2.186-16, de 23 de agosto de 2001; e dá outras providências.

CALDERON, L. A.; DA SILVA, L. H. P.; STÁBELI, R. G. Biodiversidade, infraestrutura universitária e burocracia: os desafios da pesquisa bioprospectiva visando o desenvolvimento sustentado da amazônica legal. **Revista de Estudos Universitários**, n. 3, v. 36, 2010.

CALIXTO, J. B. Biodiversidade como fonte de medicamentos. **Cienc. Cult.**, n. 3, v. 55, 2003.

CARVALHO, A. P. **Como desenvolver a biotecnologia baseada na biodiversidade brasileira**. Estudos e Pesquisas n. 177. XIX Fórum Nacional. Chegou a vez do Brasil? Oportunidade para a geração de brasileiros que nunca viu o país crescer (PAC e "Projeto").

CECHIN, A. BARRETO, C. Governança e políticas públicas no antropoceno. **Sustentabilidade em debate**, n. 02, v. 6, p: 122-132, 2015.

CHAVES, G. C.; OLIVEIRA, M. A.; HASENCLEVER, L.; MELO, L. M. A evolução do sistema internacional de propriedade intelectual: proteção patentária para o setor farmacêutico e acesso a medicamentos. **Cad. Saúde Pública**, n.2, vol.23, p: 257-267, 2007.

CHAVES, M. P. S. R.; NOGUEIRA, M. G. Propriedade intelectual, globalização e desenvolvimento: uma reflexão sobre os caminhos para o desenvolvimento sustentável da Amazônia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 18, p: 115-128, 2008.

CORREA, C. M. O Acordo TRIPS e o acesso a medicamentos nos países em desenvolvimento. **Sur, Rev. int. direitos human.**, n. 3, v. 2 , p: 26-39, 2005.

DA ROCHA, F. A. G.; ROCHA, F. A. G.; ARAÚJO, L. S. G.; LIMA, T. G. D.; SILVA, E. R.; SILVA, P. A.; GUNDIM, M. K. M.; ARAÚJO, M. F. F; COSTA, N. D. L. Características do comércio informal de plantas medicinais no município de Lagoa Nova/RN. **HOLOS**, v. 5, p: 264-281, 2013.

DE GREGORI, M. S.; DE GREGORI, I. C. S. DIREITOS DA SOCIOBIODIVERSIDADE: a exploração dos conhecimentos tradicionais sob uma perspectiva de ecocidadania. **Revista eletrônica do Curso de Direito da UFSM**, n. 2, v. 6, 2011.

DEL NERO, P. A. **Biotecnologia**: análise crítica do marco jurídico regulatório. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2008.

DE SOUZA, K.; LOCATELLI, L. Proteção jurídica dos conhecimentos tradicionais pelo Instituto das indicações geográficas. **Revista de Direito, Inovação, Propriedade Intelectual e Concorrência**, n. 2, v. 1, 2015.

DIEGUES, A. C. S.; ARRUDA, R.S.V. 2001. **Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; São Paulo, USP. (Biodiversidade 4).

DOMINGUES, H. M. B. As Ciências Naturais e a "Cobiça" sobre a Amazônia. In: BARBOZA, C. H. M. **Histórias de Ciência e Tecnologia no Brasil**. Rio de Janeiro: Museu de Astronomia e Ciências Afins, 2016.

DUARTE, L. C. B. **Política externa e o meio ambiente**. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Editores, 2003.

FERREIRA, S. N.; CLEMENTINO, A. N. R. Proteção dos conhecimentos tradicionais associados à biodiversidade. **Rev. Jur.**, n. 81, v. 8, p: 92-103, 2006.

FERREIRA, S. N.; SAMPAIO, M. J. A. M., Considerações iniciais. In: FERREIRA, S. N.; SAMPAIO, M. J. A. M. **Biodiversidade e conhecimentos tradicionais associados**: implementação da legislação de acesso e repartição de benefícios no Brasil. Brasília, DF: SBPC, 2013.

FERREIRA, V. F. Biodiversidade, lei de recursos genéticos e política científica. **Quím. Nova**, n. 5, v. 23, p: 579, 2000.

FRANCA, I. S. X. et al. Medicina popular: benefícios e malefícios das plantas medicinais. **Rev. bras. enferm.**, n. 2, v. 61, p: 201-208, 2008.

FRICKMANN, F. S. S.; VASCONCELLOS, A. G. Awakening the Biodiversity Potential trough STI Investments in the Sector of Amazonian Biotechnology. **Journal of Technology Management and Innovation**, v. 8, supl. 1, 2013.

FUNARI, C. S.; FERRO, V. O. Uso ético da biodiversidade brasileira: necessidade e oportunidade. **Rev Bras Farmacogn**, n. 2, v. 15, p: 178-82, 2005.

GILBERT, B.; MARQUES, L.C. Avaliação da legislação de acesso à biodiversidade e seus impactos na fitoterapia brasileira. In: FERREIRA, S. N.; SAMPAIO, M. J. A. M. **Biodiversidade e conhecimentos tradicionais associados**: implementação da legislação de acesso e repartição de benefícios no Brasil. Brasília, DF: SBPC, 2013.

GIRALDI, M.; HANAZAKI, N. Uso e conhecimento tradicional de plantas medicinais no Sertão do Ribeirão, Florianópolis, SC, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, n. 2, v. 24, p. 395-406, 2010.

GODINHO, R. S.; MOTA, M. J. P. Celeridade ao Acesso aos Recursos Genéticos a aos Conhecimentos Tradicionais Associados: Mecanismos Adotados na Regulamentação Nacional. **Revista de Direito da Cidade**, v. 4, n. 1, p. 36-54, 2012.

GODINHO, R. S.; MACHADO, C. J. S. Avanços e percalços na elaboração da legislação nacional sobre acesso a recursos genéticos e aos conhecimentos tradicionais associados. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 24, p. 83-99, 2011.

HOERNER, W. S. Recursos Biológicos Amazônicos: Pesquisas e patentes sobre plantas medicinais da Amazônia. Cadernos PROLAM/USP - **Brazilian Journal of Latin American Studies**, Ano 7, n. 13, v. 2, p. 41- 61, 2008.

HOMMA, A. K. O. Biopirataria na Amazônia: como reduzir os riscos. **Amazônia: Ciência e Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 47-60, 2005.

LAYRAGUES, P. P. Geopolítica da Biodiversidade. **Ambiente e Sociedade**, n. 5, 1999.

MARCOVITCH, J. **Para mudar o futuro**: mudanças climáticas, políticas públicas e estratégias empresariais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. Editora Saraiva, 2006.

MARIUZZO, P. Legislação ainda não garante a repartição dos benefícios. Cienc. Cult., v. 65, n. 1, 2013.

MENUCHI, L.; AMARANTE SEGUNDO, G.; DE ARAUJO, J. O novo marco legal para acesso ao patrimônio genético e proteção e acesso ao conhecimento tradicional associado. **GEINTEC - Gestão, Inovação e Tecnologias**, 6, 2016.

NIEDERAUER, C. A. P. O CNPq e o acesso ao patrimônio genético. In: FERREIRA, S. N.; SAMPAIO, M. J. A. M. **Biodiversidade e conhecimentos tradicionais associados**: implementação da legislação de acesso e repartição de benefícios no Brasil – Brasília, DF: SBPC, 2013.

REZENDE, E. A.; RIBEIRO, M. T. F. Conhecimento tradicional, plantas medicinais e propriedade intelectual: biopirataria ou bioprospecção. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v. 7, n. 3, p. 37-44, 2005.

RODRIGUES JÚNIOR, E. B. **Tutela jurídica dos recursos da biodiversidade, dos conhecimentos tradicionais e do folclore**: uma abordagem de desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

SACCARO JUNIOR, N. L. A regulamentação de acesso a recursos genéticos e repartição de benefícios: disputas dentro e fora do Brasil. **Ambient. soc.**, v. 14, n. 1, p. 229-244, 2011.

SANDES, A. R. R.; DI BLASI, G. Biodiversidade e diversidade química e genética. Biotecnologia, **Ciência e Desenvolvimento**, n. 13, p. 28-32, 2000.

SANTILLI, J. A biodiversidade e as comunidades tradicionais. **Seria melhor mandar ladrilhar**, p. 89-94, 2002.

SANTILLI, J. Biodiversidade e conhecimentos tradicionais. **Biodiversidade na Amazônia Brasileira**. São Paulo: Estação Liberdade/Instituto Socioambiental, 2001.

SANTOS, R. L.; GUIMARAES, G. P.; NOBRE, M. S. D. C.; PORTELA, A. D. S. Análise sobre a fitoterapia como prática integrativa no Sistema Único de Saúde. **Rev bras plantas med**, p. 486-91, 2011.

SECEX. **Relatório de Atividades**. Brasília-DF: Secretaria Executiva do Conselho de Gestão do Patrimônio Genético/MMA, 2014.

SEVERINO, A. J. **Metodologia do trabalho científico**. São Paulo: Cortez, 2007.

SIMÕES, C. M. O.; SCHENKEL, E. P. A pesquisa e a produção brasileira de medicamentos a partir de plantas medicinais: a necessária interação da indústria com a academia. **Revista brasileira de farmacognosia**, v. 12, n. 1, p. 35-40, 2002.

SBPC. **Relatório de Atividades da Diretoria**: Julho de 2015 a junho de 2016. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 2016.

SOUZA, K.; LOCATELLI, L. Proteção jurídica dos conhecimentos tradicionais pelo Instituto das indicações geográficas. **Revista de Direito, Inovação, Propriedade Intelectual e Concorrência**, v. 1, n. 2, 2015.

STEFANELLO, A. G. F.; DANTAS, F. A. C. A proteção jurídica da sociobiodiversidade Amazônica. In**:** CONGRESSO NACIONAL DO COPENDI, 26, Belo Horizonte, 2007.

STEFANELLO, A. G. F. Diálogos entre Direitos Humanos, Sociobiodiversidade e Propriedade Intelectual. Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável. Belo Horizonte, Volume Especial 7, n. 13 e 14, p. 27-56, Jan/Dez 2010.

TÁVORA, F. L.; FRAXE NETO, H. J.; PÓVOA, L. M. C.; KÄSSMAYER, K.; SOUZA, L. B. G.; PINHEIRO, V. C.; BASILE, F.; CARVALHO, D. M. N. **Comentários à Lei nº 13.123, de 20 de maio de 2015**: Novo Marco Regulatório do Uso da Biodiversidade. Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisas/CONLEG/Senado, outubro/2015 (Texto para Discussão nº 184). Disponível em: www.senado.leg.br/estudos. Acesso em 20 de outubro de 2015.

TOMAZZONI, M. I.; NEGRELLE, R. R. B.; CENTA, M. L. Fitoterapia popular: a busca instrumental enquanto prática terapêutica. **Texto Contexto Enferm**, v. 15, n. 1, p. 115-21, 2006.

VALOIS, A. C. C. Biodiversidade, biotecnologia e propriedade intelectual (um depoimento). **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 15, p. 21-31, 1998.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C.; TOLEDO, P. M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estud. av.**, v. 19, n.54, p. 153-164, 2005.

ZANIRATO, S. H.; RIBEIRO, W. C. Conhecimento tradicional e propriedade intelectual nas organizações multilaterais. **Ambiente e Sociedade**, v. X, n. 1, p. 39-55, 2007.

Malária na Amazônia Legal: uma análise ambiental e espacial

Andressa Tavares Parente, Everaldo Barreiros de Souza,
Joaquim Carlos Barbosa Queiroz, Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo &
Rosana Maria Feio Libonati

RESUMO

Este estudo analisou a dinâmica espacial da incidência de malária na Amazônia Legal, de 2003 a 2012, e sua associação com o desmatamento e precipitação. Foi realizado um estudo epidemiológico do tipo ecológico, utilizando o Índice Parasitário Anual (IPA), desmatamento e precipitação, para os quais calculou-se o índice de Moran global e local. A série apresentou uma tendência de redução na incidência de malária na região, mais acentuada na porção leste da Amazônia Legal. O índice global de Moran entre as variáveis confirmou a dependência espacial para IPA, precipitação e desmatamento entre os Estados. Foram identificados os Estados que apresentaram alta prioridade (Acre, Amazonas e Roraima) e baixa prioridade (Maranhão, Tocantins e Pará) para as políticas de intervenção da malária. O IPA do ano de 2007 apresentou influência defasada da precipitação e desmatamento de 2006. Mesmo frente a redução do número de casos, é necessário pensar novas estratégias e abordagens que norteiem as ações de controle da malária, pois os números envolvidos ainda são altos.

Palavras-chave: Fatores epidemiológicos, ecossistema amazônico, análise espacial.

Introdução

A malária é uma doença endêmica comum em regiões tropicais e subtropicais, incluindo parte da América, Ásia e África. Existem várias espécies do parasita da malária, porém, apenas quatro rotineiramente infectam os seres humanos: ***Plasmodium falciparum***, ***Plasmodium vivax***, ***Plasmodium malariae*** e ***Plasmodium ovale***, sendo o ***P. falciparum*** e ***P. vivax*** as duas espécies mais comuns. São transmitidos de uma pessoa para

outra através da picada do mosquito do gênero Anopheles spp. Somente as fêmeas são hematófagas e transmitem o agente infeccioso, normalmente ao crepúsculo e à noite. É preciso que o vetor tenha adquirido previamente o parasita ao picar pessoa enferma. (MAYXAY et al, 2004).

O Brasil é o país que contribui com o maior número de casos de malária no continente americano. Entre 2000 e 2002, houve redução do número de casos notificados, decorrente de política de controle implantada. Porém, no período de 2002 a 2005, a malária apresentou tendência de aumento no Brasil, até chegar a 607.782 casos em 2005, representando um incremento de 73,7% em relação ao número de casos de 2002 (BRASIL, 2013). Em 2010 foram notificados 334.672 casos, reduzindo para 266.348 casos em 2011. Apesar dos esforços para o controle da doença, o número de casos anualmente ainda é elevado, com 156.632 casos notificados em 2015 para Amazônia Legal (BRASIL, 2016).

Ao mesmo tempo em que a malária é passível de controle, pela redução no número de casos, ela persiste e demanda intervenções constantes, pelos altos valores registrados, configurando-se como uma endemia na região. No ano de 2010 foram registrados 123 mil casos de malária nos 98 municípios da faixa de fronteira do Brasil (41% do total), ou seja: a redução dos casos na fronteira teria um impacto significativo na redução da malária no Brasil (PEITER et al, 2013)

Embora 99,7% dos casos notificados no país ocorram na Amazônia Legal, há grande heterogeneidade na transmissão da malária dentro da própria região amazônica que pode ser explicada por vários fatores diferentes, como variáveis ambientais, entomológicas, inerentes à biologia do hospedeiro e do próprio parasita (SILVA-NUNES, 2010), além de fatores socioeconômicos e políticos. Há uma tendência nas pesquisas em buscar uma melhor abordagem que considere o caráter multifatorial que ocorre na malária. Além da análise local, é necessário também considerar o nível de dependência espacial, incorporando essa informação nas tomadas de decisões (BRAZ et al, 2014).

A dependência espacial pode ser medida de diferentes formas. O Índice de Moran (I) é uma estatística muito utilizada, neste caso. É uma medida global da autocorrelação espacial, que indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados (CARDOSO, 2007). É

uma metodologia que pode auxiliar estudos epidemiológicos, frente ao atendimento de alguns pressupostos como o caráter focal da endemia e a inexistência de fronteiras político-administrativas para os vetores e a população humana em constante mobilidade (RODRIGUES et al, 2008).

Valores significativos de índices de autocorrelação são evidências de dependência espacial e, neste caso, os modelos inferenciais devem levar em consideração o espaço nas suas formulações. Alguns estudos identificaram agrupamentos de regiões para explicar a transmissão de doenças, aplicando os Índices de Moran global e local, como a análise espacial da dengue no município do Rio de Janeiro (ALMEIDA et al, 2009). O Índice de Moran também foi utilizado em estudos sobre malária em Rondônia (RODRIGUES et al, 2008), em Roraima (DIAS, 2003) e em municípios da Amazônia Legal (BRAZ, 2013).

O objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica espacial da incidência da malária na Amazônia Legal, de 2003 a 2012 e sua possível associação com desmatamento e precipitação, a partir da utilização do índice de Moran global e local, para elaboração de modelos de análise espacial e temporal desta incidência, nos Estados que compõem a região.

Metodologia

Foi realizado um estudo epidemiológico do tipo ecológico sobre a ocorrência de malária, desmatamento e precipitação nos Estados que compõem a Amazônia Legal (Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins e Maranhão) através de análise espacial de dados secundários no período de 2003 a 2012. Optou-se por esta área de trabalho pela característica endêmica da malária nesta região.

A opção por estudos epidemiológicos do tipo ecológico é adequada para o entendimento da variação do risco de adoecer entre diferentes grupos populacionais. A correta compreensão das dimensões envolvidas nos estudos de nível ecológico possibilita explorar o potencial da abordagem ecológica em saúde pública, mediante o emprego de ferramentas de análise apropriadas que permitam controlar possíveis fatores de confusão e evitar vieses de análise (BRASIL, 2007).

Os dados de malária (números de casos positivos) e população de todas as Unidades Federais que compõem a média da Amazônia Legal no período da pesquisa (de 2003 a 2012) foram obtidos no Sistema de Informações de Vigilância Epidemiológica-Malária (SIVEP-Malária), da Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS) do Ministério da Saúde, responsável por armazenar as notificações dos casos de malária em regiões malárica e extra-malárica do Brasil. Os dados estão disponíveis desde 2003 e o acesso é feito sob autorização do Programa de Controle da Malária a nível municipal, estadual ou nacional. Com base nesses dados, calculou-se o Índice Parasitário Anual - IPA para Amazônia Legal (número de lâminas positivas de malária/ano por mil habitantes):

$$\mathbf{IPA} = \left[\frac{\text{Número de exames positivos notificados}}{\text{População total anual estimada}} \right] \text{x } 1000 \qquad (1)$$

De acordo com valor do IPA, temos um critério de classificação epidemiológica da malária conforme estabelecido pela FUNASA (2001): Área de alto risco (IPA ≥ 50), Área de médio risco (10 < IPA < 50), Área de baixo risco (1 < IPA < 10), Área sem risco (IPA < 1).

Os dados de precipitação sobre a Amazônia Legal são provenientes do Centro de Previsão Climática (CPC) do National Centers for Environmental Prediction (NCEP) dos EUA. Estes dados foram gerados pela interpolação espacial dos pontos observados nas estações meteorológicas de superfície, através de dados de estações meteorológicas proveniente da rede nacional e estadual. Os dados de desmatamento são oriundos da base de dados do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia-PRODES[24], que vem produzindo estimativas anuais das taxas de desflorestamento da Amazônia Legal desde 1988.

A análise dos dados, buscando o nível de autocorrelação espacial entre áreas e a elaboração de imagens e mapas, foi realizada em etapas, utilizando o programa GeoDa. A dependência entre áreas pode ser medida pelo índice global de Moran (I) que indica a existência de autocorrelação espacial como uma covariância a partir do produto dos desvios em relação à média (PRADO et al, 2010): quanto o valor observado do IPA de um Estado é correlacionado com o conjunto de dados. Esse índice fornece um valor único, sendo útil para estudos de uma região como um todo.

[24] www.obt.inpe.br/prodes.

De acordo com Anselin (1995), a estatística I de Moran univariada é formalmente definida como:

$$I_{kl} = \frac{z_k' W z_l'}{z_k' z_k} \quad \text{ou} \quad I_{kl} = \frac{z_k' W z_l'}{n} \qquad (2)$$

Em que $z_k = [Y_k - \mu_k] / \sigma_k$ é a variável em estudo padronizada (com média, $\mu = 0$ e desvio padrão, $\sigma_k = 1$) em uma localização particular k e $z_k = [Y_k - \mu_k] / \sigma_k$ é, da mesma forma, a variável em outra localização l (onde k ≠ l).

A variável de ponderação W é uma matriz de continuidade. Se a zona k é adjacente (toca) à zona l, a interação recebe um peso igual a 1. Caso contrário, a interação recebe um peso igual a zero. E n é o número de observações. Semelhante ao coeficiente de correlação, que varia entre – 1 e +1, quando pontos próximos têm valores similares, o produto cruzado é alto. Ao contrário, quando pontos próximos têm valores dissimilares, o produto cruzado é baixo. Consequentemente, um alto valor de I indica maior autocorrelção espacial do que um I que seja baixo.

Uma indicação de autocorrelação espacial ***positiva*** revela que há uma ***similaridade*** entre os valores do atributo estudado e da localização espacial do atributo. Uma indicação de autocorrelação espacial ***negativa*** revela, por sua vez que há uma ***dissimilaridade*** entre os valores do atributo estudado e da localização espacial do atributo. Entretanto, ao contrário do coeficiente de correlação, o valor teórico do índice I não é igual a zero para a falta de dependência espacial, mas é, por outro lado, um número negativo muito próximo de zero, dado por:

$$E(I) = -\frac{1}{n-1} \qquad (3)$$

A hipótese nula testada (H_0) pelo índice global de Moran foi de independência espacial entre os Estados em relação as variáveis em estudo (IPA, precipitação e desmatamento).

O cálculo do índice local de Moran consiste na decomposição do índice global. O índice local de Moran produz um valor local para cada área, através de valores normalizados para cada Estado, gerando também, a média ponderada da variável para os respectivos Estados vizinhos,

Wz. Esses valores permitiram identificar aglomerados com padrão de associação espacial estatisticamente significante.

Os valores resultantes dessa operação representam os quadrantes do diagrama de espalhamento de Moran. No quadrante 1(Q1 +/+) ou Alto-Alto (AA), constam locais com valores positivos da variável normalizada, cuja média ponderada das localidades vizinhas também era positiva, significando uma autocorrelação espacial positiva direta. No quadrante 2 (Q2 −/−) ou Baixo-Baixo (BB), constam locais com valores negativos da variável normalizada, cuja média ponderada dos vizinhos era também negativa, indicando uma autocorrelação espacial positiva inversa.

No quadrante 3 (Q3 +/−) ou Alto-Baixo (AB), constaram os municípios com valores positivos da variável normalizada, cuja média ponderada dos municípios vizinhos era negativa, sinalizando uma autocorrelação negativa. No quadrante 4 (Q4 −/+) ou Baixo- Alto (BA), constaram os municípios com valores negativos da variável normalizada, cuja média ponderada dos municípios vizinhos era positiva, indicando também, uma autocorrelação espacial negativa, representados na Figura 1.

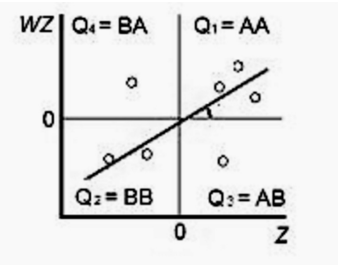


Figura 1. Diagrama de espalhamento para as associações espaciais.

Para a identificação de modelos de regressão, inicialmente, foi construído um modelo de dependência espacial, em que os valores atuais da variável resposta y (y_t) são explicados pelo seu lag espacial, Wy_t, ou seja, deseja-se capturar a autocorrelação espacial exibida pela função de autocorrelação espacial, Wy_t, incluído como uma variável explicativa no modelo, além de outras variáveis explicativas, ou seja:

$$y_t = \alpha + \rho W y_t + X_t \beta + \varepsilon \qquad (4)$$

em que ρ é o parâmetro do lag espacial a ser estimado, X_t é uma matriz de observações que representa as variáveis explicativas, β é o respectivo parâmetro (ou parâmetros) a ser estimado e ε o termo de erro. Esse é o conhecido modelo lag espacial, em que os parâmetros, em geral, são estimados por máxima verossimilhança.

Outro modelo a ser analisado considera que uma variável resposta y (y_t) seja explicada por um lag espacial defasado no tempo (Wy_{t-k}), incluídas outras variáveis explicativas tambem defasadas no tempo, ou seja,

$$y_t = \alpha + \rho W y_{t-k} + X_{t-k}\beta + \varepsilon \qquad (5)$$

Em que ρ é o parâmetro do lag espaço-temporal a ser estimado, X é uma matriz de observações da variável explicativa defasada no tempo, β é o respectivo parâmetro (ou parâmetros) a ser estimado e ε o termo de erro. Nesse caso, os parâmetros podem ser estimados por mínimos quadrados, desde que o lag espacial seja não correlacionado com os erros. Foram utilizadas nas análises os programas GeoDa e R, softwares de acesso livre e gratuito.

Resultados

Análise Descritiva

A incidência de malária na Amazônia Legal é dinâmica e os Estados que compõem a área contribuem diferenciadamente com a manutenção da endemia. A média do IPA apresenta-se decrescente no período (2003 a 2012). Entre os nove Estados que compõe a Região Amazônica, seis deles concentram as maiores incidências: Acre (AC), Rondônia (RO), Amazonas (AM), Roraima (RR), Amapá (AP) e o Pará (PA), em ordem decrescente de contribuição no número de casos. Mato Grosso (MT), Maranhão (MA) e Tocantins (TO), em decorrência da implantação e impacto satisfatório do Plano de Intensificação das Ações de Controle de Malária (PIACM) em 2000, apresentaram queda no registro da endemia.

O valor médio do IPA representativo para todo período na Amazônia Legal foi de 25,3 Casos/1000 hab na região (Tabela 1), configurando-se um IPA de médio risco. A maior média do IPA no período em análise foi

registrada em 2005 (43,1 Casos/1000 hab). A menor média foi de 13,3 Casos/1000 hab em 2012. O maior valor registrado do IPA por Estado foi de 132,9 Casos/1000 hab, ocorrido em 2006 no Acre. O menor valor notificado foi de 0,1 Casos/1000 hab em 2012 no Tocantins.

O valor médio de precipitação para todo período na Amazônia Legal foi de 1845 mm ano^{-1} na região. A maior média de precipitação no período em análise foi registrada no ano de 2004 (2.078,28 mm ano^{-1}). A menor média foi de 1.584 mm ano^{-1} em 2005 (Tabela 1). O maior valor registrado da precipitação por Estado foi de 2.636 mm ano^{-1}, ocorrido em 2003 no Amapá. O menor valor notificado foi de 1.028,56 mm ano^{-1} em 2012 no Maranhão.

Em relação ao desmatamento, a média para todo período na Amazônia Legal foi de 1.516,5 km^2 ano^{-1} na região. A maior taxa de desmatamento no período foi registrada no ano de 2004 (3.085,8 km^2 ano^{-1}). A menor média foi de 507,9 Km^2 ano^{-1} em 2012 (Tabela 1). O maior valor registrado da taxa de desmatamento por Estado foi de 11.814 Km^2 ano^{-1}, ocorrido em 2004 no Mato Grosso. O menor valor foi de 40 Km^2 ano^{-1} em 2011, no Tocantins. Os estados do Pará e Mato Grosso são os que apresentam maior área desmatada no decorrer da série.

Tabela 1. Valores registrados por variável analisada no estudo para Amazônia Legal (2003 a 2012).

Variável analisada	Média Registrada	Maior Registro	Menor Registro
IPA (Amazônia Legal)	25,3 Casos/1000 hab	43,1C asos/1000 hab	13,3 Casos/1000 hab
Precipitação	1845 mm ano^{-1}	2078,28 mm ano^{-1}	1584 mm ano^{-1}
Desmatamento	1.516,5 km^2 ano^{-1}	3.085,8 km^2 ano^{-1}	507,9 km^2 ano^{-1}

Análise Espacial

O Índice de Moran (I) foi calculado para cada uma das três séries de variáveis (IPA, precipitação e desmatamento) em dez anos de dados, além do cálculo do nível de significância para cada valor de I, através da reamostragem com 999 permutações, para avaliar se a distribuição dessas variáveis na área da Amazônia Legal não ocorre de forma aleatória, ou seja, se existe uma autocorrelação espacial na região, considerando um nível de significância de 5%. Em relação ao IPA, nove dos dez anos de observação apresentaram valor I maior que zero (evidenciando autocorrelação espacial positiva) e significativa (p-valor entre 0,001 e 0,05).

Os valores do I para série de precipitação também foram significativos, com autocorrelação espacial positiva nos anos de 2007, 2010, 2011 e 2012 (p-valor entre 0,02 e 0,05). Em relação ao desmatamento, os valores do I são negativos e significativos no período de 2006 a 2012. Esses valores indicam que o desmatamento está caracterizado como um regime de transição, ou seja, observa-se ocorrências de regiões com baixo desmatamento e no seu entorno, alto desmatamento e, vice-versa (Tabela 2).

A significância dos valores de I indicam a rejeição da hipótese nula de independência espacial, apontando que nesse período as variáveis analisadas estão espacialmente associadas a outros Estados, demonstrando que houve tendência de similaridade entre as áreas (Estados) em relação a variável, como exemplo: o valor do IPA elevado em um determinado Estado, este estará circundado por outros Estados na mesma situação, sendo que anos de maior intensidade de correlação espacial na série estão entre 2005 e 2009, conforme Tabela 2. O ano de 2003 é o único a apresentar-se como exceção a este contexto (não é significativos para nenhuma das três variáveis do estudo). Em contrapartida, os anos de 2007, 2010, 2011 e 2012 foram significativo para todas as variáveis analisadas.

Tabela 2. Índice Global de Moran para o Índice Parasitário Anual (IPA), precipitação e desmatamento na Amazônia Legal (2003-2012).

Ano	IPA		Precipitação		Desmatamento	
	I Moran	Probabilidade	I Moran	Probabilidade	I Moran	Probabilidade
2003	0,1435	0,094	0,1005	0,122	-0,2558	0,223
2004	0,3583	0,015	0,1793	0,064	-0,2647	0,192
2005	0,4867	0,005	0,0013	0,242	-0,2899	0,18
2006	0,405	0,001	0,1148	0,12	-0,4059	0,048
2007	0,5357	0,001	0,2949	0,026	-0,458	0,019
2008	0,5903	0,001	0,0994	0,142	-0,398	0,04
2009	0,4617	0,004	-0,1466	0,463	-0,3998	0,025
2010	0,276	0,022	0,2293	0,05	-0,4282	0,011
2011	0,3141	0,026	0,2471	0,035	-0,5098	0,005
2012	0,3378	0,009	0,2274	0,042	-0,5707	0,004

A Figura 2 apresenta o diagrama de espalhamento de Moran para variáveis IPA, precipitação e desmatamento em dois contextos: no ano de 2003 (autocorrelação não significativa para nenhuma das três variáveis do estudo) e no ano de 2007 (autocorrelação significativa para todas as variáveis do estudo).

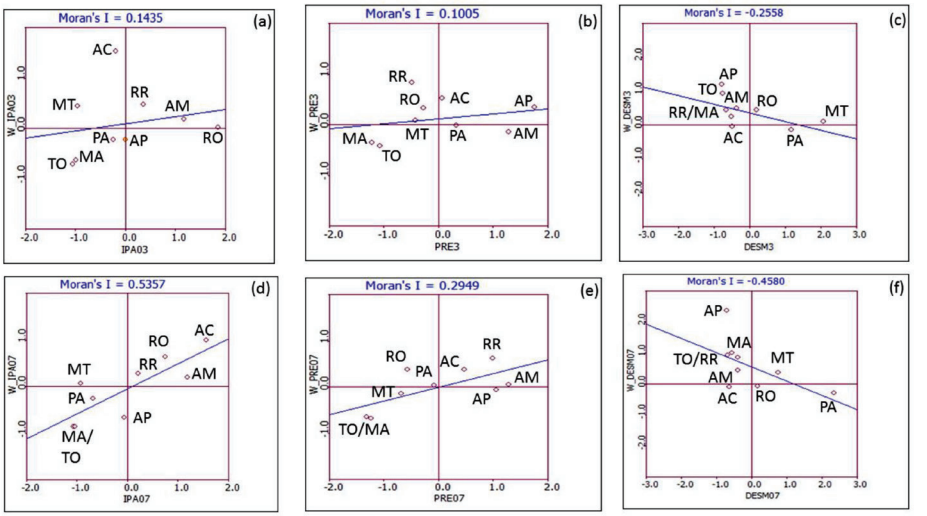


Figura 2. Diagrama de espalhamento de Moran para variáveis do estudo (IPA, precipitação e desmatamento) em 2003 e 2007.

Observa-se que, no ano de 2003 a inclinação da reta do índice de Moran é baixa (Figura 2.a e 2.b), indicando ausência de autocorrelação espacial. Já para o ano de 2007, as retas de regressão apresentam maior inclinação. (Figura 2.d e Figura 2.e), sendo a distribuição dos pontos mais predominante nos quadrantes Q1 (A-A) e Q2 (B-B). O desmatamento apresenta pontos de associação espacial negativa, ou seja, ocorrência de localizações com baixos valores e vizinhos com valores altos ou vice-versa (Figura 2.f).

A Figura 3 apresenta uma composição com mapa de ***clusters*** para o IPA na Amazônia Legal entre 2004 e 2012, considerando um nível de significância de 5% (por isso, exclusão do ano de 2003). Verifica-se que os estados do Acre, Amazonas e Rondônia são significativos para o padrão espacial Alto-Alto, indicando que há presença de Estados com valor positivo do IPA normalizado e possui a média dos valores normalizados dos Estados vizinhos também positiva, isto é, ambos os valores são positivos.

No entanto, os estados de Tocantins, Maranhão, Mato Grosso e Pará são significativos para o padrão espacial Baixo-Baixo, apontando que os Estados com valor negativo do IPA normalizado e possui a média dos valores normalizados dos Estados vizinhos também negativos. Eles equivalem, no diagrama de espalhamento de Moran (Figura 2), aos quadrantes Q1 e Q2, que indicam áreas de associação espacial positivas, levando-se em conta que uma determinada área possui vizinhos com valores semelhantes. A Figura 2 e a Figura 3 complementam-se para compreensão do contexto da malária na Amazônia Legal.

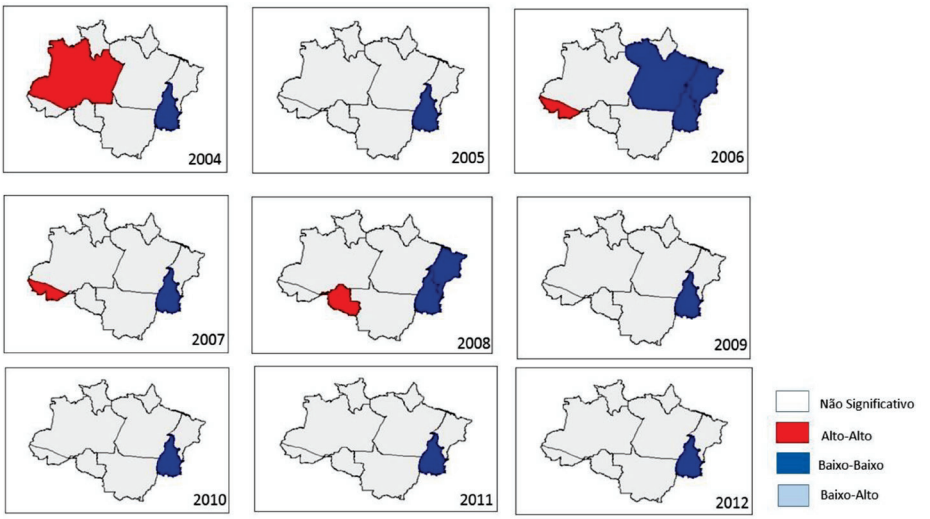


Figura 3. Mapa do Índice Local de Moran para a variável IPA (2004-2012).

O diagrama do IPA para 2007 (Figura 2.d) e a Figura 3 descrevem um comportamento diferenciado na região amazônica: mostram que Estados distribuídos mais na parte oeste da Amazônia Legal, configuram-se no perfil Alto-Alto e mais a leste localizam-se os Baixo-Baixo. Os Estados a oeste encontram-se na região de fronteira do Brasil com outros países endêmicos para malária na América do Sul (Peru, Bolívia, Colômbia).

Regressão Espacial

Para a compreensão da dependência espacial do IPA em relação a precipitação e desmatamento, foi proposto o modelo de regressão espacial para análise dos dados da série, sendo utilizada a equação (6) que representa o modelo lag espacial, em que se estabeleceu como variável resposta, y_t o IPA para cada ano da série histórica, de 2003 a 2012, tendo, como variáveis explicativas, a precipitação e o desmatamento para o mesmo período da série, ou seja:

$$4_t = \alpha + \rho WIPA_t + \beta_1 PREC_t + \beta_2 DESM_t + \varepsilon \qquad (6)$$

Foram realizadas regressão espacial para cada ano, em um total de 10 anos. Após análise dos resíduos, dos dez modelos de regressão, somente quatro anos da série de dados (2004, 2006, 2007 e 2012) apresentaram modelos ajustados aos dados anuais, de acordo com a equação 6.

Os principais resultados dos quatro modelos finais da regressão são apresentados a seguir nas Tabelas 3, 4, 5, 6 e 7, sendo que ao final, o diagrama de dispersão univariado de Moran para resíduos de cada um deles (Figura 4).

A Tabela 3 apresenta o resultado da regressão espacial no ano de 2004, com variável W_IPA significativo, ou seja, IPA apresenta correlação espacial neste ano analisado (p-valor = 0,0175947), porém nem a precipitação nem o desmatamento estão associados ou explicam o valor do IPA neste ano, pela probabilidade não significante destas variáveis no modelo. O diagrama de dispersão univariado de Moran para o resíduo do modelo apresentou como valor de estatística I de Moran igual a -0,0567 com p-valor de 0,7070, apontando que os resíduos são independentes, como mostra a Figura 4(a) que representa o gráfico desse modelo.

Tabela 3. Estimativa dos parâmetros do modelo e diagnóstico da regressão espacial para 2004.

Variável dependente: IPA 2004				
Critério da Informação de Akaike (AIC) = 87,5402				R^2 = 0,480034
Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor de Z	Probabilidade
W_IPA04	0,5792556	0,2439959	2,374038	0,0175947
CONSTANT	-23,81933	45,49712	-0,523535	0,6006020
PRE04	0,02152032	0,02108572	1,020611	0,3074387
DESM4	-0,001998438	0,001565265	-1,276741	0,2016939

A Tabela 4 apresenta o resultado da regressão espacial no ano de 2006 com resultados semelhantes ao modelo do ano de 2004: variável W_ IPA significativa, mostrando que o IPA apresenta correlação espacial neste ano analisado altamente significativa (p valor de 0.0000011), ou seja, autocorrelação importante. A precipitação e o desmatamento não explicam o valor do IPA neste ano (já que foi adotado o nível de significância de 5%), e outras variáveis explicativas não incluídas no modelo podem estar associados ou influenciam o valor do IPA neste ano. Se adotado o nível de significância de 10%, o desmatamento desse ano seria considerado uma variável explicativa. O resíduo do modelo apresentou como valor de estatística I de Moran igual a -0,0243 com p-valor de 0,7690, apontando que os resíduos são independentes. A Figura 4(b) apresenta o gráfico desse modelo.

Tabela 4. Estimativa dos parâmetros do modelo e diagnóstico da regressão espacial para 2006.

Variável dependente: IPA 2006				
Critério da Informação de Akaike (AIC) = 93,8836				R^2= 0,608178
Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor de Z	Probabilidade
W_IPA06	0,7584263	0,155495	4,877497	0,0000011
CONSTANT	-23,7422	88,64305	-0,2678405	0,7888222
PRE06	0,02639071	0,04561842	0,5785098	0,5629199
DESM6	-0,007544878	0,004372005	-1,725725	0,0843968

A Tabela 5 apresenta o resultado da regressão espacial no ano de 2007 com variável W_IPA significativa (p valor = 0,0000000), confirmando a autocorrelação do IPA neste ano, assim como a precipitação apresentou-se estatisticamente significativa como variável preditora (p-valor 0,0018639). O desmatamento não explica o valor do IPA neste modelo o resíduo do modelo (Figura 4c) apresentou valor de estatística I de Moran igual a -0.0782 com p-valor de 0,6370, apontando ausência de correlação espacial no resíduo.

Tabela 5. Estimativa dos parâmetros do modelo e diagnóstico da regressão espacial para 2007.

Variável dependente: IPA 2007				
Critério da Informação de Akaike (AIC) = 76.8356				R^2 = 0.849449
Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor de Z	Probabilidade
W_IPA07	0,7919672	0,12829	6,17326	0,0000000
CONSTANT	-39,2457	17,06463	-2,299827	0,0214580
PRE07	0,03041837	0,009777303	3,111121	0,0018639
DESM7	-0,003536705	0,001926488	-1,83583	0,0663827

A Tabela 6 apresenta o resultado da regressão espacial no ano de 2012, semelhante a 2007: variável com W_IPA significativa (p valor = 0,0243461), confirmando a autocorrelação espacial do IPA neste ano. A precipitação apresentou-se estatisticamente significativa como variável preditora (p-valor 0,0016291). O desmatamento não explica o valor do IPA neste modelo. O resíduo do modelo (Figura 4d) apresentou valor de estatística I de Moran igual a -0,0066 com p-valor de 0,7640, descrevendo a ausência de correlação espacial no resíduo.

Tabela 6. Estimativa dos parâmetros do modelo e diagnóstico da regressão espacial para 2012

Variável dependente: IPA 2012				
Critério da Informação de Akaike (AIC) = 68.3202				R^2 = 0.680177
Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor de Z	Probabilidade
W_IPA12	0,5423555	0,2408732	2,251622	0,0243461
CONSTANT	-24,85111	10,43533	-2,381441	0,0172450
PRE12	0,01959825	0,006220346	3,15067	0,0016291
DESM12	-0,00263742	0,004301368	-0,6131585	0,5397714

Utilizou-se a dependência espaço-temporal para elaboração de um modelo que identificasse a contribuição de anos anteriores sobre o valor do IPA atual. O modelo descrito pela equação (7) considerou,

neste caso, a variável IPA no ano de 2007, como variável resposta, e como variáveis explicativas o lag espaço-temporal de y (Wy_{2006}) e a precipitação e desmatamento de 2006, ou seja:

$$IPA_{2007} = \alpha + \rho WIPA_{2006} + \beta_1 PREC_{2006} + \beta_2 DESM_{2006} + \varepsilon \quad (7)$$

O coeficiente de autocorrelação espacial foi significativo a um nível de 5% de significância (p valor = 0,0000000). Assim como os coeficientes das variáveis explicativa precipitação (p valor = 0,0036221) e desmatamento (p valor = 0,0037739).

Em relação aos resíduos (Figura 4e), calculado pela estatística I de Moran, o valor da estatística I de 0,0185 com p valor de 0,272 (ausência de autocorrelação espacial), indica que a inclusão da variável defasada espacialmente no modelo contribuiu para a captura da autocorrelação espaço-temporal, como deveria.

Pode-se considerar que o modelo ajustou-se adequadamente aos dados, indicando com isso que o IPA 2007 teve influência de outros Estados em 2007. Do mesmo modo, o desmatamento e precipitação de 2006 também influenciaram o valor do IPA em 2007. Finalmente, deve-se ressaltar que outras variáveis explicativas podem ser incluídas no modelo.

Tabela 7. Estimativa dos parâmetros do modelo e diagnóstico da regressão espacial para 2007.

Variável dependente: IPA 2007				
Critério da Informação de Akaike (AIC) = 76.742				R^2 = 0,868351
Variável	Coeficiente	Erro padrão	Valor de Z	Probabilidade
W_IPA07	0,8764315	0,08237491	10,63954	0,0000000
CONSTANT	-78,70766	31,5409	-2,495416	0,0125810
PRE06	0,04736173	0,01627923	2,909334	0,0036221
DESM06	-0,004506494	0,001555852	-2,89648	0,0037739

Discussão

O ambiente amazônico está mudando rapidamente, devido ao desmatamento, e entre os fatores, está o avanço da fronteira agrícola, desencadeando as mudanças climáticas decorrente dessas modificações na cobertura florestal. Práticas de uso da terra estão mudando o perfil epidemiológico das doenças parasitárias na região, afetando a abundância do vetor e seu comportamento, contribuindo para a transmissão da malária em diversas áreas da Bacia Amazônica (SILVA-NUNES et al, 2012; CONFALONIERI et al, 2014). Este cenário contribui para tornar a região suscetível ao incremento de riscos para malária, manifestando uma situação epidemiológica de caráter heterogêneo entre os Estados, com dados anuais oscilantes, conforme observado na Tabela 1.

Mesmo apresentando oscilações, a incidência de malária apresenta avanços sobre seu controle. A partir de 2000, o Ministério da Saúde desencadeou a descentralização das ações em saúde na gestão de Estados e municípios e, entre os objetivos, encontram-se o controle da endemia. A melhoria dos serviços de saúde refletiu na ampliação do atendimento dos doentes. Todos os Estados da região apresentaram redução no número de casos, entre 2000 e 2011, com exceção do Acre, que apresentou incremento de 4,8% (BRASIL, 2013). Para Lapouble et al (2015), as intervenções que tiveram maior impacto sobre a redução da malária foram o aumento da rede de diagnóstico, mudança nos esquemas terapêuticos e utilização de mosquiteiros impregnados.

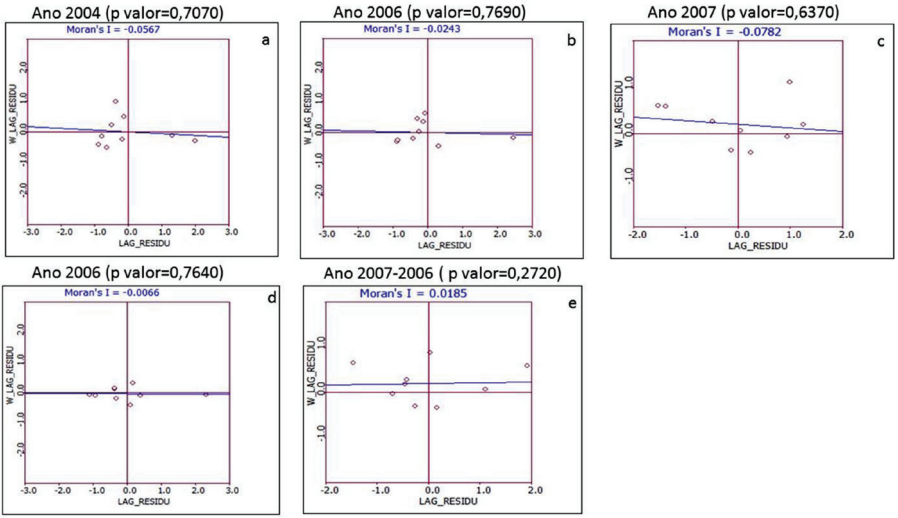


Figura 4. Diagrama de dispersão univariado de Moran para resíduos dos modelos de regressão espacial para os anos de 2004 (a), 2006 (b), 2007 (c), 2012 (d) e regressão espaço-temporal para 2007/2006 (e).

A inclusão da precipitação e suas variações espaciais em estudos sobre malária é importante dada sua distribuição geográfica variada, ciclo anual de chuvas e temperatura que impactam sobre a malária (MANTILLA et al, 2009). Em relação à variabilidade interanual do regime chuvoso na Amazônia, é necessário observar os modelos climáticos de grande escala dominantes sobre os dois oceanos tropicais adjacentes (oceano Pacífico e Atlântico), pela sua relação de influência na região (SOUZA et al, 2000). O ano de 2005, quando se registrou a menor média no volume de precipitação sobre a Amazônia, configurou-se como ano de El Niño (2005), anomalia do Oceano Pacífico com influência sobre a região amazônica

Os maiores registros do desmatamento para Amazônia Legal encontram-se no início da série em estudo, que apresenta uma tendência decrescente no decorrer dos dez anos de observação. A retirada da cobertura vegetal altera os habitats vetoriais já existentes, podendo ampliá-los ou criar novos habitats. Estudos realizados no

estado do Acre, em área de assentamento, encontraram como fator de risco para a malária as atividades de desmatamento, por provocarem mudanças ambientais que criam condições propícias para a transmissão do *Plasmodium*, constituindo-se como principal fator de risco para os que desempenham essas ações de desflorestar e também para os demais moradores (SILVA-NUNES et al, 2008; SILVA-NUNES 2010). Investigação relacionando malária e desmatamento no estado do Pará descreve anos consecutivos com altos índices da endemia logo após os períodos de altas taxas de desmatamento no Estado (PARENTE et al, 2012).

Na Tabela 2, estão os valores do índice global de Moran (I) calculado para as três variáveis envolvidas no estudo da Amazônia Legal, analisando a ocorrência de autocorrelação espacial para cada ano. O índice global fornece uma medida geral da associação espacial existente no conjunto de dados, medindo o grau de correlação espacial entre os pares de vizinhança. Desde a década de 1990, a técnica de mapeamento de doença, identificando áreas de risco, vem tornando-se um instrumento básico para saúde pública (ALMEIDA et al, 2009).

No diagrama de espalhamento de Moran para a variável IPA (Figura 5.d), originado a partir do Índice de Moran, para o ano de 2007, pode-se inferir que Estados localizados nos quadrantes Q1 (Alto-Alto) e Q2 (Baixo-Baixo) apresentam uma associação espacial positiva, ou seja, que uma Unidade Federal possui vizinhos com valores semelhantes. Os estados de Roraima, Rondônia, Acre e Amazonas apresentam-se agrupados no quadrante 1, onde localizam-se os Estados com valor positivo do IPA normalizado e possui a média dos valores normalizados dos Estados vizinhos também positiva, isto é, ambos os valores são positivos. Na ótica de gestão de recursos para controle da malária, este agrupamento seria prioritário para recebimento de recursos e intervenções, pela tendência de crescimento do número de casos entre eles (BRASIL, 2007). O boletim epidemiológico sobre a situação de malária no Brasil entre 2000 a 2011 apontam estes quatro Estados anteriormente citados, somados aos estados Pará e Amapá, como responsáveis por 98% dos casos na região amazônica (BRASIL, 2013).

Os estados do Pará, Tocantins, Maranhão e Amapá agrupados no quadrante 2 da Figura 2.d, onde localizam-se regiões com valor negativo do IPA normalizado e possuindo média dos valores normalizados dos municípios vizinhos também negativa, isto é, ambos os valores são negativos. Para gestão, representam áreas de menor prioridade em relação as outras. O estado do Mato Grosso localiza-se em Q4 (Baixo-Alto), seja, de prioridade intermediária para o controle da endemia (estando entre menor e maior prioridade), é conhecidos como área de transição (BRASIL, 2007).

Pesquisas realizadas sobre a incidência de malária utilizando o índice de Moran e o IPA confirmam dependência espacial da endemia na região estudada. Braz et al (2014) investigaram a incidência de malária nos municípios que compõem a Amazônia Legal e identificaram autocorrelação positiva direta, apontando dependência espacial de epidemias em municípios com características intermunicipais, interestaduais e interfronteiriços, além de outros fatores associados como garimpo, povos indígenas, desmatamento de grandes áreas e atividade madeireira. Rodrigues et al (2008) identificaram que municípios no estado de Rondônia com maior risco de malária são os de urbanização recente, pelo maior crescimento populacional, maior número de famílias assentadas e elevado percentual de área desmatada. Dias (2003) concluiu que a ocorrência de malária no estado de Roraima não é uniforme e a definição de áreas de alto e baixo risco são importantes para nortear a alocação de recursos para medida de controle.

A precipitação segue no mesmo padrão de comportamento do IPA, como observado na Figura 2.e, apresentando predominância da autocorrelação positiva entre os Estados, com perfil de agrupamento entre eles por proximidade em relação aos valores de precipitação registrados anualmente. Em relação ao desmatamento, a inclinação da reta e distribuição apresenta-se diferenciada, com predominância dos Estados no quadrante Q4. Neste quadrante agrupa-se valores positivos, médias negativas, denotando que não segue o mesmo padrão de dependência espacial das outras observações, sendo também considerado como um comportamento de transição (PRADO et al,

2010). Regimes de transição devem ser observadas com cuidado pois dependendo da atuação das políticas na região esses regimes podem migrar para situações Alto-Alto ou Baixo-Baixo.

A composição anual do IPA através de mapas do Índice local de Moran na Figura 3 reflete a análise na série, comprovando que a autocorrelação espacial entre os Estados amazônicos são significativas, sendo que Amazonas, Acre e Roraima apresentam incidência Alto-Alto para malária e os estados de Maranhão, Tocantins e Pará configurando-se como Baixo-Baixo. O Ministério da Saúde confirma que o Estado que registrou maior queda no número de casos foi o Maranhão, seguido pelo Estados de Tocantins (BRASIL, 2013). Por isso, eles persistem como área de Baixo-Baixo para ocorrência de malária no decorrer dos mapas que compõem a Figura 3.

O padrão de distribuição dos Estados com maior incidência de malária na porção oeste da Amazônia Legal e menor incidência na porção leste indica que a região de fronteira também contribui com os casos de malária na Amazônia brasileira. As políticas de controle da malária sem articulação com outros países fronteiriços mantêm a alta incidência apresentada nessa região. Peiter et al (2013) e Silva-Nunes et al (2008) já apontavam esse comportamento em seus estudos e a necessidade de intervenção para modificação desta realidade.

A determinação geográfica das áreas de risco de diferentes intensidades aponta que o combate em nível focal, do indivíduo dentro do seu contexto como população e coletividade, tem efeitos em diferentes níveis e os esforços devem convergir neste caminho no combate a endemias, agregando novos conhecimentos e estratégias para solucionar este problema tão antigo e multifacetado como a endemia em estudo.

A relação dos modelos de regressão para análise de malária e seus fatores determinantes confirmam o caráter multifatorial de sua ocorrência. Chatterjee e Sarkar (2009), em estudo da malária na Índia, encontraram que população, precipitação e temperatura têm forte influência sobre os casos de malária.

Zhao et al (2014) concluíram que temperatura, precipitação e correlação defasada de variáveis estão associadas com os casos de malária na China, confirmando que utilização da defasagem nas análises tem efeito preditivo no comportamento atual da doença. Apesar da redução do número de casos registrados da endemia, é necessário pensar em novas estratégias e abordagens que norteiem as ações de controle da malária, pois os números envolvidos ainda são altos, suscetíveis às regiões ao entorno, de influência multifatorial.

Conclusão

Esta análise confirmou a ocorrência de dependência espacial da incidência de malária nos Estados que compõem a Amazônia Legal. O método de investigação aplicado à série de dados demonstrou que a combinação dos fatores envolvidos no agravo da malária na Amazônia Legal (desmatamento e precipitação) e a análise espacial das variáveis contextualizam-se diferentemente em cada Estado.

Observou-se que a transmissão da malária ainda é um desafio na saúde pública, pois mesmo com parte da Amazônia Legal apresentando baixa incidência, ainda existem alguns Estados com alta incidência, principalmente próximos à fronteira com outros países endêmicos na América Sul, apontando a necessidade de novas abordagens e tecnologias para auxiliar o controle da endemia nessas regiões, principalmente na porção oeste Amazônia Legal.

Os resultados obtidos podem auxiliar nas estratégias de acompanhamento, prevenção e controle da endemia pelos serviços de saúde, sendo esta conduta já adotada por outros países. Outras investigações, trabalhando as variáveis deste estudo em diferentes escalas de tempo (mensais, semanais), territórios (municípios, regiões fronteiriças e aglomerados especiais) são necessárias para esclarecer e pontuar com maior precisão a ocorrência de malária na região estudada, além da inclusão de informações sociais, sanitárias e de investimentos no agravo em questão.

Referências

ALMEIDA, A.S. de; MEDRONHO, R. de A. de; VALENCIA, L. I. O. Análise espacial da dengue e o contexto socioeconômico no município do Rio de Janeiro, RJ**. Revista Saúde Pública**, n.1, v.4, p: 666-673, 2009.

ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association—LISA. **Geographical Analysis**, n. 2, v. 27, p: 93-115, 1995.

BRASIL. Ministério da Saúde. Ações de ciência, tecnologia e inovação em saúde para a Amazônia Legal. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, n.1, v.41, p: 158-162, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Boletim Epidemiológico**, n.1, v.44, p: 1-16, 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Boletim Epidemiológico**, n.43, v.46, p: 1-17, 2015.

BRAZ, R. M.; GUIMARÃES, R. F.; JÚNIOR CARVALHO, O. A. de; TAUIL, P. L. Spatial dependence of malaria epidemics in municipalities of the Brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, n.3, v.17, p: 615-628, 2014.

BRAZ, R. M. **Monitoramento da incidência de malária na Amazônia Brasileira utilizando algoritmo automatizado**. 2013. 301 f. Tese (Doutorado em Medicina Tropical), Programa de Pós-Graduação em Medicina Tropical, Universidade de Brasília, Brasília-DF.

CARDOSO, C.E. P. **Análise do transporte coletivo urbano sob a ótica dos riscos e carências sociais**. 2007. 138f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais), Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo.

CHATTERJEE, C.; SARKAR, R.R. Multi-step polynomial regression method to model and forecast malaria incidence. **Plos One**, n.3, v.4, p:1-11, 2009.

CONFALONIERI, U.; MARGONARIA, C.; QUINTÃO, A. F. Environmental change and the dynamics of parasitic diseases in the Amazon. **Acta Tropica,** n.1, v.129, p: 33– 41, 2014.

DIAS, R. C. **Uma contribuição ao estudo da malária no estado de Roraima e sua associação com a precipitação pluviométrica no período de 1985 a 1996**. 2003. 118 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública), Escola Nacional de Saúde Pública da Fiocruz, Rio de Janeiro.

FUNASA. **Manual de terapia de malária**. Ministério da Saúde. Brasília, DF, 2001, 105 p.

LAPOUBLE, O. M. M.; SANTELLI, A. C. F.S.; MUNIZ-JUNQUEIRA, M. I. Situação epidemiológica da malária na região amazônica brasileira, 2003 a 2012. **Revista Panamerica Salud Publica**, n. 4, v. 38, p: 300-306, 2015.

MANTILLA, G.; OLIVEROS, H.; BARNSTON, A. The role of ENSO in understanding changes in Colombia's annual malaria burden by region, 1960-2006. **Malaria Journal,** n.6, v. 8, p: 1-11, 2009.

MAYXAY, M.; PUKRITTAYAKAMEE, S.; NEWTON, P.; WHITE, N. Mixed-species malaria infections in humans. **Trends Parasitology**, n.05, v.20, p: 233-240, 2004.

PARENTE, A. T.; SOUZA, E. B. de; RIBEIRO, J. B. M. A ocorrência de Malária em quatro municípios do estado do Pará, de 1088 a 2005, e sua relação com Desmatamento. **Acta Amazonica**, n.1, v. 42, p: 41-48, 2012.

PEITER, P. C.; FRANCO, V. da C.; GRACIE, R.; VIER, D. R.; SUÁREZ-MUTIS, M. C. Situação da malária na tríplice fronteira entre Brasil, Colômbia e Peru. **Cadernos de Saúde Pública**, n. 12, v. 29, p: 2497-2512, 2013.

PRADO, F. de A.; BERVEGLIERI, A.; TACHIBANA, V. M. ; IMAI, N. N. Ciência e Tecnologia. Aplicação e análise de modelos de regressão clássica e espacial para os distritos da cidade de São Paulo.In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇão, 3, 2010, Recife.

Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite. Disponível em:< http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>. Acesso em 20 maio 2014.

RODRIGUES, I. B.; TADEI, W. P.; DOS SANTOS, R. L. C.; DOS SANTOS, S.; BAGGIO, J. B. Controle da malária: eficácia de formulados de bacillus sphaericus 2362 contra larvas de espécies de anopheles em criadouros artificiais-tanques de piscicultura e criadouros de olaria. **Revista de Patologia Tropical**, n.2, v.37, p: 161-176, 2008.

SILVA-NUNES, M. da; CONDEÇO, C.; MALAFRONTE, R.; DA SILVA, N.; JUNCANSEN, C.; MUNIZ, P.; FERREIRA, M. Malaria on the Amazonian frontier: transmission dynamics, risk factors, spatial distribution, and prospects for control. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, n.4, v.79, p: 624-635, 2008.

SILVA-NUNES, M. da. Impacto de alterações ambientais na transmissão da malária e perspectivas para o controle da doença em áreas de assentamento rural da Amazônia Brasileira. **Oecologia Australis,** n.3, v.14, p: 603-622, 2010.

SILVA-NUNES, M.; MORENO, M.; CONN, J.; GAMBOA, D.; ABELES, S.; VINETZ, J.; FERREIRA, M. Amazonian malaria: Asymptomatic human reservoirs, diagnostic challenges, environmentally driven changes in mosquito vector populations, and the mandate for sustainable control strategies. **Acta Tropica**, n.3, v. 121, p: 281– 291, 2012.

ZHAO, X.; CHEN, F.; FENG, Z.; LI, X.; ZHOU, X. The temporal lagged association between meteorological factors and malaria in 30 counties in south-west China: a multilevel distributed lag non-linear analysis. **Malaria Journal**, n.13, v.57, p: 1-12, 2014.

Estudos analíticos de carbono pirogênico em solos de Terra Preta Arqueológica

Milena Carvalho de Moraes, Vanda Porpino Lemos,
Dirse Clara Kern & José Francisco Bêrredo da Silva

Resumo

O carbono pirogênico cuja origem está relacionada a processos de queimadas ocorridas no passado, apresenta baixa reatividade química e, por isso, é avaliado como um sumidouro no ciclo global de carbono. É considerado como um dos fatores que contribui para alta estabilidade da matéria orgânica de solos de Terra Preta Arqueológica, que são relevantes por apresentarem características de fertilidade e estabilidade superiores de outros tipos de solos, sobretudo da região amazônica. O presente trabalho tem como objetivo demonstrar a aplicação das técnicas analíticas na caracterização e quantificação do carbono pirogênico. Apesar de ainda não haver uma metodologia específica para analisar as diversas formas de carbono presentes nos solos de Terra Preta, a aplicação de técnicas combinadas pode fornecer informações relacionadas a fontes, composição e quantificação das formas carbonáceas contidas no solo.

Palavras-chave: Microscopia em solos amazônicos, estudo de carbono, técnicas analíticas.

Introdução

De acordo com inúmeras definições (KUHLBUSCH, 1998; ELMQUIST; GUSTAFSSON; ANDERSSON, 2004; BIRD et al., 2015; MORAES et al., 2015; JAUSS et al., 2017) atribuídas ao carbono pirogênico (CPy), entende-se que esse resulta de processos de queima de biomassa em diferentes temperaturas, contendo compostos orgânicos com ampla variação química, indicadores dos distintos tipos de materiais de origem. Os primeiros estudos definem que os materiais contendo CPy são caracterizados por apresentarem vegetais parcialmente carbonizados com variação química contínua e com estrutura física de

carvão, fuligem, grafite (SEILER; CRUTZEN, 1980) e particulados com estrutura grafítica (NOVAKOV, 1984).

Com a melhoria das técnicas analíticas esses conceitos foram incrementados. Assim o CPy pode-se distinguir das outras variedades não pirogênicas como:

(i) Produtos de combustão com pontos divisórios indefinidos entre as suas propriedades físicas e químicas (SCHMIDT; NOACK, 2000);

(ii) Partículas de carvão com grande variedade de materiais orgânicos de coloração preta e altamente aromáticos formados durante a combustão, podendo apresentar ou não estrutura grafítica (SMERNIK; OADES, 2000);

(iii) Diferentes produtos de uma combustão incompleta, tais como: fuligem, carvão e grafite (SIMPSON; HATCHER, 2004);

(iv) Composição química representada por grupamentos de anéis aromáticos fundidos, porém variando em tamanho e presença de outros elementos (N, O) e grupos funcionais (PRESTON; SCHMIDT, 2006) e;

(v) Por materiais em que a oxidação parcial das unidades aromáticas periféricas produz grupos carboxílicos diretamente ligados nas estruturas aromáticas recalcitrantes (SCHMIDT et al., 1999; GLASER et al., 2001; MASIELLO, 2004; NOVOTNY et al., 2009).

Atualmente, vários termos são aplicados para o CPy, tais como carbono negro ***(black carbon)***, carbono elementar ou carbono vegetal, embora não exista uma terminologia geral, aceita para os diversos campos da ciência em que o material é estudado. Essa definição insuficiente é determinada por limitações analíticas, devido à complexidade química da matéria carbonizada envolvida (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004; PENG; SONG; HUANG, 2012; MASTROLONARDO et al., 2014).

Estes materiais, dependendo das condições ambientais são considerados como sumidouros no ciclo global de carbono (BRODOWSKI et al., 2005a; KUZYAKOV; BOGOMOLOVA; GLASER, 2014) e vêm contribuindo muito com a estabilidade dos reservatórios de carbono em solos e sedimentos, influenciando, desse modo as propriedades adsortivas e capacidade de troca catiônica dos solos (PRESTON; SCHMIDT, 2006). Ressalta-se ainda que, os aerossóis atmosféricos de fuligem do CPy absorvem elevada quantidade de radiação solar, perdendo apenas para

o dióxido de carbono, contribuindo, desta forma, para o aquecimento global (PRESTON; SCHMIDT, 2006; POPOVICHEVA et al., 2014).

Na região Amazônica é muito comum a presença de carbono pirogênico em solos conhecidos como Terra Preta de Índio (SMITH, 1980), Terra Preta (PABST, 1991); Terra Preta Amazônica (GLASER et al., 1998; LEHMANN et al., 2010), Terra preta Arqueológica (KERN; KÄMPF, 1989), Terra Preta Antropogênica (GLASER; BIRK, 2012), sendo esta característica o fator responsável pela alta estabilidade e recalcitrância da matéria orgânica nestes tipos de solos (MASIELLO, 2004; NOVOTNY et al, 2009; GLASER; BIRK, 2012; JORIO et al., 2012).

Outras características que chamam atenção das terras pretas arqueológicas (TPA) são as profundas modificações, originadas por atividades antrópicas, incluindo adição de material orgânico, cerâmico, resíduos domésticos, irrigação e/ou agricultura (COSTA; COSTA; KERN, 2013). Tais modificações resultaram em efeitos positivos no aumento da estabilidade da matéria orgânica e no alto teor de componentes organometálicos (KERN, 1996; GLASER; GUGGENBERGER; ZECH, 2003), que contrasta com os outros da região devido ao seu alto teor de elementos químicos, como Ca, Mg, Zn, Mn, P e C orgânico associados a partículas de carvão (COSTA; COSTA; KERN, 2013).

Nas últimas décadas têm sido registradas inúmeras investigações sobre ocorrência, caracterização e quantificação de CPy em distintos tipos de materiais, tais como, em materiais gasosos da atmosfera (FU et al., 2006, 2011), solos (HATCHER et al., 2006; BORNEMANN et al., 2008; BRODOWSKI et al., 2007; KNICKER; WIESMEIER; DICK, 2008), sedimentos terrestres (RIBEIRO et al., 2008; DE LA ROSA et al., 2011), biomassa (KUZYAKOV et al, 2009), solos e sedimentos marinhos (SIMPSON; HATCHER, 2004) e em Terra Preta Arqueológica (GLASER et al., 2000; NOVOTNY et al., 2006; CHIA et al., 2011; LEMOS et al., 2011).

Entre os métodos mais utilizados nessas investigações destacam-se: o método de reconhecimento aplicado por Brodowski et al. (2005a) baseado na determinação das razões entre as concentrações de carbono ligado ao oxigênio (O_C/C) e carbono orgânico total (COT), com correções das concentrações de elementos interferentes comuns em solos; ressonância magnética nuclear de ^{13}C no estado sólido com técnica de polarização cruzada e rotação do ângulo mágico, referida como RMN

de ^{13}C CPMAS (NOVOTNY et al., 2009; LORENZ; LAL; JIMÉNEZ, 2010) e os métodos de quantificação, que incluem tratamentos ácidos prévios e oxidação termoquímica, sendo o mais empregado atualmente nomeado como CTO-375 (ELMQUIST; GUSTAFSSON; ANDERSSON, 2004).

As propriedades químicas e físico-químicas do carbono pirogênico são propícias para sua atuação como principal fonte de matéria orgânica de alta aromaticidade e, consequentemente, de alta estabilidade nos solos com terra preta Amazônica. Algumas divergências têm sido observadas nos valores de algumas propriedades determinadas em trabalhos anteriores, tais como, a razão atômica entre oxigênio e carbono e as discrepâncias das concentrações de CPy obtidas por diferentes métodos. Estas divergências ressaltam a grande relevância da realização de um estudo envolvendo a determinação das concentrações do carbono pirogênico em distintos horizontes de um perfil de terra preta arqueológica. O presente trabalho tem como objetivo demonstrar a aplicação das técnicas analíticas na caracterização e quantificação do carbono pirogênico.

O Carbono Pirogênico

O CPy representa entre 1 e 6% do carbono orgânico total do solo, pode chegar a 35% como, por exemplo, em Terra Preta do tipo Latossolo (Amazônia brasileira) (GLASER et al., 1998, 2000), até 45% em alguns solos chernozêmicos (solos de coloração escura e férteis) da Alemanha (SCHMIDT et al., 1999) e até 60% em solos chernozêmicos do Canadá (Saskatchewan) (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004).

Cope e Chaloner (1980) consideram que a combustão de materiais derivados de plantas levaria à formação de dois produtos, o carvão e o carbono pirogênico, sendo o carvão formado em temperaturas superiores a 600 ºC e o carbono pirogênico em temperaturas inferiores a 600 ºC. A partir de estudos posteriores realizados por Smernik e Oades (2000) foi usado o termo carbono pirogênico (CPy) para descrever o mais inerte componente da matéria orgânica e o termo carvão passou a ser utilizado para descrever uma grande variedade de materiais

orgânicos de coloração preta e altamente aromáticos formados durante a combustão.

O CPy pode ser encontrado no ar, rochas, solos, sedimentos, meteoritos, águas e gelos (GLASER et al., 1998; BRODOWSKI et al., 2005a), o qual é quimicamente caracterizado por sua resistência laboratorial a oxidação térmica, química e a foto-oxidação devido à sua recalcitrância, pelos grupamentos de anéis aromáticos fundidos, mas variando em tamanho e pela presença de outros elementos (N,O) e grupos funcionais (PRESTON; SCHMIDT, 2006; NOVOTNY et al., 2009).

Resíduos provenientes da combustão de biomassa podem ser altamente resistentes à degradação (SEILER; CRUTZEN, 1980). Devido à sua natureza refratária e sua assinatura individual de fonte, o CPy pode ser um excelente marcador de combustão e sua preservação em sedimentos pode, portanto, fornecer um registro confiável do histórico do fogo em biomassas (LIM; CACHIER, 1996).

As estruturas químicas descritas para o CPy representam uma faixa de componentes químicos com variação contínua, sendo esta faixa referida como continuum de materiais de vegetais parcialmente carbonizados que ainda conservam suas estruturas físicas de carvão vegetal, fuligem e ultimamente grafite, formadas pela condensação dos produtos liberados na reação gasosa durante o processo de combustão (SEILER; CRUTZEN, 1980; SCHMIDT; NOACK, 2000; GLASER et al., 2001; BALDOCK; SMERNIK, 2002).

A estrutura química do CPy é altamente aromática (SCHMIDT; NOACK, 2000). Além do mais, apresenta oxidação abiótica e microbiana, formação de grupos funcionais com carga líquida negativa nas superfícies das partículas de CPy (SCHMIDT et al., 2002; LEHMANN et al., 2006). Estudos experimentais demonstram que a decomposição do CPy é baixa, pois os microrganismos presentes no solo preferem degradar outras formas de carbono (KUZIAKOV; BOGOMOLOVA; GLASER, 2014).

Estudos demonstraram que o carbono pirogênico em solos pode ser remobilizado em ciclos ativos e transferido para a matéria orgânica dissolvida em área ribeirinha (KIM et al., 2004; MANNINO; HARVEY,

2004; DITTMAR; KOCH, 2006); a partir de experimentos térmicos, vem sendo verificado que o aumento da aromaticidade é diretamente proporcional ao incremento da resistência térmica e química e que o material mais condensado (fuligem e grafite) resiste a temperaturas superiores a 375 ºC (MASIELLO, 2004; LUZ, 2007).

A composição do CPy é descrita como uma mistura heterogênea de compostos orgânicos termicamente instável, sendo o grau da alteração dependente das características química da vegetação original, que podem ser representadas por lignina, além dos furanos, açucares anidro e da maioria das piranonas ligadas à celulose (KNICKER, 2011; KUZIAKOV; BOGOMOLOVA; GLASER, 2014).

A gênese do CPy em matéria orgânica (MO) altamente estável tem sido atribuída à transformações químicas e bioquímicas dos resíduos carbonizados resultantes da queima da biomassa natural ou induzida. A oxidação parcial das unidades periféricas aromáticas de resíduos de CPy dá origem aos substituintes ácidos (carboxil) (KRAMER; KUJAWINSKI; HATCHER, 2004; MASIELLO, 2004).

A composição orgânica do CPy pode ser vista como uma mistura heterogênea de biomacromoléculas termicamente alteradas, com taxa de decomposição microbiana baixa e co-metabólica. O grau da alteração é dependente da composição química da vegetação original e do conteúdo de caracteres vegetais; estes últimos detêm proporções discretas da espinha dorsal da lignina, além dos furanos, açúcares anidro e da maioria das piranonas ligadas à celulose (KNICKER, 2011; KUZIAKOV; BOGOMOLOVA; GLASER, 2014).

Para resíduos vegetais e lixos com teores de nitrogênio relativamente altos, uma fração significativa do char será de carbono N-heteroaromático, derivado de peptídeos. As unidades individuais são provavelmente ligadas por pontes carbono-carbono. Além disso, alterações tais como oxidação e degradação seletiva irão ocorrer durante o envelhecimento do char (KNICKER, 2011).

A degradação bioquímica da matéria orgânica pirogênica (MOPy) em solos é conhecida e pesquisada (KUZIAKOV; BOGOMOLOVA; GLASER, 2014), embora, os organismos participantes não sejam completamente

conhecidos. Possivelmente, os organismos de degradação da lignina estão envolvidos, sugeridos como carvão de lenhita (KNICKER, 2011).

Utilizando a técnica de espectroscopia de RMN de ^{13}C no estado sólido, para estudar a alteração química durante a degradação biótica de carvão vegetal, demonstrou-se que em dois meses a estrutura química da MOPy remanescente foi fortemente modificada. Isto incluiu a formação de grupos funcionais contendo oxigênio e a perda de estruturas do C-aril por mineralização e conversão para outros grupos de carbono, principalmente C carboxílico (HILSCHER et al., 2009). Este último está de acordo com a observação de oxidação microbiana de carvão realizada por Potter (1908, apud KNICKER, 2011).

Hilscher e Knicker (2011) sugeriram que a oxidação parcial de estruturas da arila ocorre em dois passos. Primeiramente, os micróbios acessam os anéis arila que são modificados pela substituição por grupamentos hidroxilas para formar estruturas semelhantes ao catecol. Subsequentemente, os anéis oxigenados de O-arila são clivados, o que aumenta a quantidade de C-carboxil/carbonil.

Tais reações, alteram as propriedades químicas e físicas da MOPy do resíduo de char envelhecido, transformando-o em um substrato ainda mais disponível a ataques microbianos ou de adsorção. Um aumento da sua solubilidade é esperado, particularmente em condições alcalinas, quando tais grupos carboxílicos ocorrem, e preferencialmente na forma desprotonada. O processo bioquímico aumenta a carga superficial da MOPy e a sua solubilidade em água, facilitando um subsequente transporte ao interior da coluna de solo ou em sistemas aquáticos (KNICKER, 2011).

O fogo durante a queima e posterior incorporação dos resíduos de combustão no solo, tem alguns efeitos positivos sobre a fertilidade do solo (GLASER; LEHMANN; ZECH, 2002), a estrutura química específica do carvão altera a quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo (KNICKER; LÜDEMANN, 1995), o tratamento térmico remove os grupos oxigenados externos e leva a obtenção de materiais hidrofóbicos, com propriedades coloidais e solubilidade comparativamente reduzida (ALMENDROS; GONZÁLEZ-VILA; MARTÍN, 1990; ALMENDROS et al., 1992).

O aumento no hidrofobicidade do solo, afeta a distribuição de água no mesmo. Se o char não é rapidamente oxidado, os solos com uma entrada frequente e elevada de materiais carbonizados podem enfrentar problemas de distribuição não homogênea de nutrientes, devido as manchas hidrofóbicas que impedem a infiltração de água (KNICKER, 2011). Além disso, a falta de grupos polares é esperada para alterar as propriedades de sorção e, por conseguinte, a retenção de cátions do solo, nutrientes ou poluentes que possam promover a sua lixiviação. Isto também pode afetar as interações entre MOS, argila e óxidos de metal e, assim, a estabilidade e a formação de agregados. No entanto, logo que a degradação dos resíduos de carvão é iniciada, grupos carboxílicos são introduzidos, o que aumenta a polaridade (HILSCHER et al., 2009; KNICKER, 2011).

Os componentes húmicos derivados do CPy são caracterizados pela deficiência de hidrogênio nas estruturas aromáticas condensadas e densidades de cargas elevadas atribuíveis aos grupos carboxílicos ligados ao núcleo aromático (KRAMER; KUJAWINSKI; HATCHER, 2004; NOVOTNY et al., 2006). Assim, devido à sua alta estabilidade e reatividade, CPy é de grande importância para o condicionamento de solos tropicais submetidos a condições climáticas que favorecem a mineralização da MO, e onde a fração de argila tem baixos valores para a capacidade de troca de cátions (NOVOTNY et al., 2006).

Estimativas baseadas na literatura, apontam que mais de 80% do CPy produzido fica incorporado no solo (PRESTON; SCHMIDT, 2006). O CPy provavelmente torna-se solúvel quando a superfície passa a ser cada vez mais oxidada (LEHMANN et al., 2005). Evidências circunstanciais sugerem que o CPy pode ser transportado pela água através do perfil do solo. Guggenberger et al. (2008) encontraram um acúmulo de biomarcadores moleculares específicos de CPy em camadas inferiores de solos congelados. No entanto, não é claro quanto da massa da matéria pirogênica torna-se solúvel durante a degradação (ABIVEN et al., 2011).

Influência do Carbono Pirogênico em Terra Preta Arqueológica

As TPAs são um tipo único de solos que aparentemente desenvolveram-se entre 500 e 9000 anos B.P. (Before Present – Antes do Presente) através de intensas atividades antrópicas como a queima de biomassa e a intensiva deposição de nutrientes em assentamentos pré-colombianos indígenas que transformaram os solos originais em Antrosolos Firmic em parte da Amazônia Ocidental Brasileira (SOMBROEK, 1966; SMITH, 1980; NEVES et al., 2003; SOLOMON et al., 2007).

Os solos TPA ocorrem em manchas de uma coloração mais escura que os solos circundantes ou adjacentes (BARROW, 2012). As cores escuras dos horizontes superficiais ocorrem em razão da elevada concentração de carbono total, resultante do aporte de matéria orgânica. A variação na profundidade dos solos TPA também é um fator muito relevante, e pode ser o resultado da superfície irregular na qual a matéria orgânica é depositada (COSTA; COSTA; KERN, 2013).

Um dos mecanismos mais discutidos na estabilização do carbono das TPAs é pelo uso do fogo, que promoveu a conversão de parte da biomassa orgânica em formas recalcitrantes (carvão vegetal e carvão pirogênico). Estas formas de carbono de origem pirogênica são mais estáveis à degradação e de alto poder pigmentante, adicionalmente podem apresentar uma elevada densidade de cargas negativas, que confere a estes horizontes uma elevada capacidade de troca de cátions (LIANG et al., 2006).

A ocorrência regular de char em solos de terra preta (SOMBROEK, 1966; SALDARRIAGA; WEST, 1986; GLASER et al., 2000) forneceram evidências de que carbono pirogênico é responsável pela estabilidade da matéria orgânica nos mesmos. Glaser et al. (2000) mostraram que a matéria orgânica do solo (SOM) em solos de Terra Preta consiste em até 35% do carbono pirogênico em toda a profundidade do horizonte A. Nos Latossolos circundantes o CPy ocorre apenas nos primeiros centímetros do perfil do solo, com concentrações de até 14% do SOM.

A melanização das camadas superficiais das TPAs é um fator relevante, atribuído ao aporte de matéria orgânica de origem variada segundo pesquisas recentes (COSTA; COSTA; KERN, 2013). Corroborando observações anteriores, nas quais, uma das alterações mais importantes das propriedades do solo é a incorporação de charcoal (carvão vegetal)

que provoca o escurecimento de sua cor (KNICKER et al., 2006) que tem consequências na temperatura do solo (KNICKER, 2011).

Anteriormente, uma explicação comum para a cor castanho escuro e negro dos horizontes A de chernozem (solos terra preta alemães) era que os ácidos húmicos cobririam os minerais de argila ou estariam ligados entre as camadas dos mesmos (SCHMIDT et al., 1999). Outros estudos apontam uma relação entre o grau de escurecimento e o conteúdo de CPy, constatada a partir de uma sequencia de cores em chernozems alemães e manchas escuras em escavações neolíticas localizadas no Sul da Alemanha (SCHMIDT et al., 2002).

A proteção da MOS por meio de isolamento da ação de microorganismos é conhecida (ELLIOTT; CAMBARDELLA, 1991). Dada a sua natureza porosa e de alta afinidade com a matéria orgânica natural pode-se supor que CPy sequestra a matéria orgânica do solo (não pirogênica) dentro de sua rede de poros, protegendo-a da degradação tanto por enzimas produzidas pela atividade microbiana quanto por oxidantes abióticos (ZIMMERMAN; GAO; AHN, 2011). De acordo com Zavalloni et al. (2011), este mecanismo pode ser baseado, no fato, da colonização microbiana na superfície da matéria orgânica do solo ser diferenciada por causa da presença de compostos voláteis pós pirólise no solo.

Segundo Vasilyeva et al. (2011) o CPy pode persistir em solos Terra Preta através de três formas: (i) o char existente poderia ter sido pré-envelhecido durante três séculos e, provavelmente, os componentes mais facilmente decomponíveis do CPy já teriam sido perdidos, quando o manejo de pousio com extrema depleção de matéria orgânica teria começado; (ii) nos seguintes 55 anos o lote em pousio perderia somente um pouco de seu estoque de CPy (nos 62 centímetros da camada de massa equivalente a 80 cm da camada de solo de estepe) e; (iii) a fração leve perderia um pouco do CPy, porém mais ainda da matéria orgânica do solo; assim, a matéria orgânica residual do solo seria altamente enriquecida em CPy, o que poderia explicar a extrema repelência de água, observada macroscopicamente, na fração leve em solos Chernozem. A coexistência entre argila e CPy indica estabilização através microagregação (BRODOWSKI et al., 2006).

O efeito do fogo sobre a matéria orgânica do solo é altamente dependente, dentre outros fatores, do tipo e da intensidade do fogo, do tipo e da umidade do solo, e por fim, da natureza do material carbonizado (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004). Knicker et al. (1996) postularam que, para se executar um estudo sistemático sobre o efeito do fogo na matéria orgânica do solo, deveria ser considerado que os resultados finais dependem, no mínimo, de três fatores: a) da entrada de plantas carbonizadas (mais genericamente: material carbonáceo); b) das mudanças estruturais *"in situ"* dos compostos húmicos nativos durante a queimada e c) das entradas e saídas, após a queimada, de espécies colonizadoras e dos processos erosivos favorecidos pela remoção da vegetação.

Em um modelo genérico, da dinâmica da matéria orgânica após intensa carbonização, foi inferido que os grupos funcionais oxigenados das moléculas húmicas são especialmente lábeis, quando submetidos ao aquecimento (ALMENDROS; LEAL, 1990).

Nas queimadas naturais, parte da fração de ácido húmico pode ser transformada em humina, simultaneamente, parte da fração do ácido fúlvico pode ser transformada em ácidos húmicos. Entradas adicionais de materiais de lignina alcalino-solúveis, herdadas da combustão incompleta da biomassa, em adição a compostos neoformados através da condensação de aminoaçúcares, contribuem para a insolubilidade dos ácidos húmicos formados a partir dos ácidos fúlvicos (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004).

As mudanças na matéria orgânica do solo causadas pelo fogo ou calor levam à definição de "húmus piromórfico", de modo geral, como sendo: "material composto de substâncias macromoleculares reorganizadas, apresentando fraca propriedade coloidal e alta resistência à degradação microbiana" (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004). A definição surgiu como resposta ao resultado da demonstração de experimentos laboratoriais anteriores, com amostras aquecidas tanto natural quanto artificialmente (ALMENDROS et al., 1984). Dessa forma, durante a queima da biomassa, uma considerável reorganização das formas de carbono ocorre, além de formas de carbono orgânico resistentes à oxidação e refratárias, com longos tempos de residência, o CPy também é formado (SCHULZE; WIRTH; HEIMANN, 2000).

Métodos de caracterização do Carbono Pirogênico

Os métodos que envolvem a caracterização do carbono pirogênico baseiam-se na variação contínua de suas propriedades químicas, indicadas por proporções atômicas, como as de O/C, S/C e Cl/C. O estudos dos componentes aromáticos do CPy são realizados a partir de análises por espectroscopia de ressonância magnética nuclear de ^{13}C no estado sólido com técnica de polarização cruzada e rotação do ângulo mágico (^{13}C RMN/CP MAS) (para identificar C aromático condensado).

A composição de CPy formado durante a queima da biomassa é controlada por um grande número de fatores relacionados à quantidade, heterogeneidade, condições ambientais e do material combustível presente. Esses fatores são determinantes à formação de um produto variável em composição e uniformidade. Entretanto, uma característica comum de materiais termicamente alterados é o seu elevado teor de C–aril que aumenta com a crescente extensão de alteração térmica (JOHNSON, 1992; BALDOCK; SMERNIK, 2002).

Os estudos realizados sobre as propriedades que definem partículas de CPy e suas origens baseiam-se nas seguintes características: formas geométricas das partículas; tamanho das partículas; aspectos texturais; razões O_C/C, S/C e Cl/C. Os primeiros estudos sobre a caracterização do CPy com base nessas propriedades foram realizados por Rose (1990), Rose e Juggins (1994), Rose (1995) e complementadas por Stoffyn-Egli et al. (1997) e Brodowski et al. (2005a).

No método de reconhecimento de CPy aplicado por Brodowski et al. (2005a, 2007) foram determinados distintos intervalos para as razões O_C/C (O_C = oxigênio ligado diretamente ao carbono) em várias frações granulométricas de amostras de solos. A partir de análises de MEV foi possível selecionar pontos para análises de EDS e obter a composição elementar e a razão atômica entre oxigênio e carbono (O_C/C), sendo esse, um parâmetro importante na determinação de distintas origens de resíduos carbonáceos presentes nas amostras analisadas.

Análises por MEV/EDS têm sido amplamente utilizadas com sucesso no reconhecimento das fontes de CPy, através do tamanho, morfologia e superfície características acessíveis ao MEV (STOFFYN-EGLI et al., 1997; GLASER et al., 2000; FERNANDES et al., 2003; BRODOWSKI et al., 2005a; CHIA et al., 2011). Os estudos realizados sobre as propriedades que

definem partículas de CPy e suas origens baseiam-se nas seguintes características: formas geométricas das partículas; tamanho das partículas; aspectos texturais; razão O/C; razão S/C; razão Cl/C. A Figura 1 é representativa da eficiência da técnica microscópica, pois ilustra um modelo hipotético de CPy sendo confirmado através de análise morfológica.

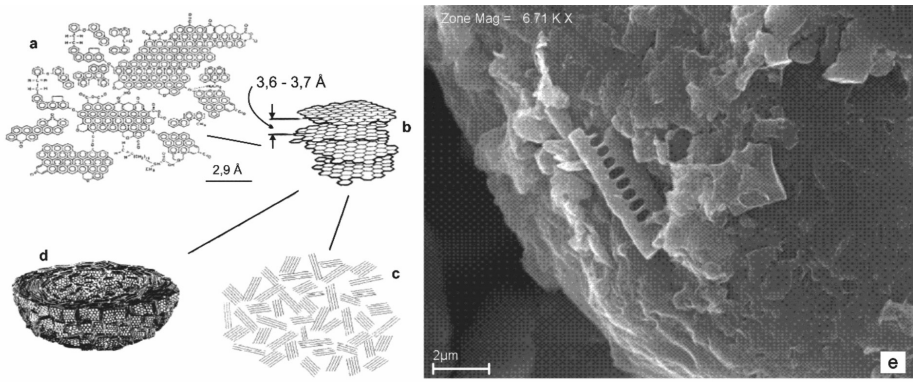


Figura 1. Unidades estruturais básicas e as duas estruturas principais do CPy: a) CPy formado em laboratório, b) unidades estruturais básicas de três ou quatro camadas, c) unidades estruturais básicas consistindo de algumas camadas grafíticas, e d) partículas do tipo "cebola" e camadas condensadas. Fonte: Adaptado de Schmidt e Noack (2000). E) Micrografia de CPy identificado no horizonte A2 na fração argila em solo de TPA da Região de Caxiuanã, sítio Ilha de Terra.

Métodos de quantificação do Carbono Pirogênico

Inúmeras técnicas têm sido desenvolvidas para quantificar o CPy e estas podem ser divididas em quatro categorias: térmicas, químicas, ópticas (assim como a combinação das 3) e métodos indiretos (e.g. a formação de óxidos específicos e o aumento da afinidade de sorção pelos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) (SCHMIDT et al., 2008). Entretanto, problemas metodológicos têm sido destacados em vários estudos comparativos (SCHMIDT et al., 2008; AGARWAL; BUCHELI, 2011; KARAPANAGIOTI et al., 2013; USSIRI; JACINTE, LAL, 2014).

Devido a diferentes definições de CPy, um grande número de metodologias de quantificação são aplicados, dependendo das características físicas e químicas particulares que são de interesse. O

CPy em matrizes variadas é frequentemente isolado com base em sua recalcitrância química (MEREDITH et al., 2012). Na Tabela 1 estão descritos métodos de quantificação de CPy./

Tabela 1. Métodos de quantificação de CPy.

Método (Abreviação)	Raciocínio Analítico	Quantificação de CPy	Referencia
Oxidação termoquímica (CTO-375)	Oxidação a 375 ºC com circulação de ar após pré-tratamento ácido	Análise Elementar	Gustafsson et al. (1997)
Formação de ácidos benzeno policarboxílicos (BPCA)	Oxidação com ácido nítrico após pré-tratamento ácido	CG/FID	Glaser et al (1998)
Oxidação com dicromato ácido ($K_2Cr_2O_7$)	Oxidação com dicromato ácido de potássio após pré-tratamento ácido	Análise Elementar	Wolbach e Anders (1989)
Transmitância térmica/ óptica e Refletância (TOT/R)	Aquecimento gradual até 900 ºC na presença de He/O_2	Laser de refletância ou transmitância mais FID	Chow et al. (1993)
Termogravimetria – Calorimetria Exploratória Diferencial (TG-DSC)	Aquecimento a 990 ºC na presença de He/O_2	Diferença de massa durante o aquecimento	Lopez-Capel et al. (2005)
Oxidação com hipoclorito de sódio (NaClO)	Oxidação com NaClO após pré-tratamento ácido	^{13}C RMN e Análise Elementar	Simpson e Hatcher (2004a)
UV-Fotoxidação (UV)	Fotoxidação em água oxigenada após pré-tratamento ácido	^{13}C RMN e Análise Elementar	Skjemstad et al. (1996)
Análise térmica de escaneamento multi-elemento (MESTA)	Aquecimento a 800 ºC na presença de He/O_2 com produtos de combustão em 1100 ºC	CPy determinado a 550 ºC	Hsieh e Bugna (2008)
Hidropirólise (Hypy)	Remoção da matéria orgânica lábil por hidrogênio em alta pressão	Análise Elementar	Meredith et al. (2012)

Fonte: Adaptado e modificado de Meredith et al. (2012).

Métodos térmicos são baseados nas diferenças de estabilidade térmica para distinguir carbono pirogênico de carbono não pirogênico. É realizado um pré-tratamento para separar o CPy orgânico e carbono inorgânico por oxidação, de forma a combinar em determinados casos as curvas de TG com espectroscopia ou calorimetria. Muitas vezes, esses métodos envolvem também um pré-tratamento químico para remover o carbono inorgânico. Tais métodos também são referidos como métodos termoquímicos de oxidação que separam quimicamente o CPy do carbono inorgânico utilizando ácido nas frações não pirogênicas (não-CPy) e nas de carbono orgânico a combustão em 340-375 ºC durante 2-24 h. O carbono restante é posteriormente medido como CPy, utilizando-se, por exemplo, colorimetria, RMN de ^{13}C ou análise elementar (POOT et al., 2009).

Os métodos químicos utilizam as diferenças na estabilidade química entre o carbono de origem pirogênica e não-CPy, usando produtos químicos, com intensidades oxidantes variáveis. Os métodos de oxidação química podem ser divididos em três categorias de uso: peróxido, ácido nítrico ou dicromato ácido (POOT et al., 2009).

O método peróxido é conhecido por isolar uma faixa de refratários de carbono. É mais frequentemente utilizado para a medição de carbono em solos. O método do ácido nítrico, introduzido por Verardo (1997), não é amplamente utilizado, pois esse método superestima conteúdo de carbono (POOT et al., 2009), provavelmente devido à oxidação insuficiente de macromoléculas não-hidrolisáveis. O método dicromato ácido é um dos métodos químicos mais usados na oxidação, no entanto, a cinética das suas reações de oxidação variam entre o tipo de material a ser analisado, necessitando de correções em massa para diferentes amostras (POOT et al., 2009).

Estudos de revisão dos métodos químicos, térmicos, ópticos e outros métodos foram realizados por Schmidt et al. (2008), antes de seus experimentos sobre a caracterização de CPy em vários tipos de materiais de referências classificados como: materiais contendo CPy produzidos em laboratórios, carvão proveniente de madeira de castanheira e fuligem de palha de grama; (ii) materiais não contendo CPy, como melanoidina, xisto e carvão betuminoso; (iii) matrizes ambientais contendo CPy, tais como aerossol e sedimento marinho, vertissolos e matéria orgânica dissolvida. Estes estudos indicaram grande dificuldade na comparação

de resultados de CPy de um material de referência analisado por vários métodos, sendo este aspecto atribuído aos efeitos de matriz**.** Na Figura 2 está descrito o fluxograma das etapas dos métodos combinados aplicados à quantificação de CPy.

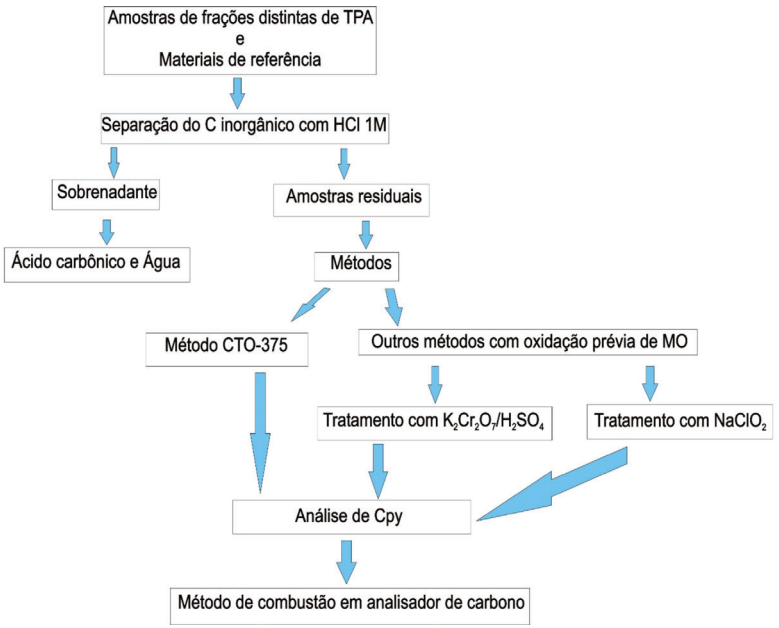


Figura 2. Fluxograma de métodos combinados aplicados à quantificação de CPy.

Considerações Finais

A escolha criteriosa de métodos é fundamental para caracterizar de forma correta os solos de Terra Preta Arqueológica, tendo em vista, a peculiaridade da composição química dos mesmos, pois são constituídos de formas de carbono altamente resistentes a ataques termoquímicos. Técnicas frequentemente empregadas em análises de solos devem ser adaptadas para que haja reprodutibilidade e confiabilidade nos resultados, aliado ao fato de determinadas metodologias não serem aplicáveis nas referidas matrizes. A aplicação de técnicas combinadas de caracterização e quantificação é fundamental para determinar as fontes do carbono pirogênico, assim como, expressar resultados mais completos e concisos.

Referências

ABIVEN, S.; HENGARTNER, P; SCHNEIDER, M. P.W.; SINGH, N.; SCHMIDT, M. W. I. Pyrogenic carbon soluble fraction is larger and more aromatic in aged charcoal than in fresh charcoal. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, p: 1615-1617, 2011.

AGARWAL, T.; BUCHELI, T. D. Adaptation, validation and application of the chemo-thermal oxidation method to quantify Black carbon in soils. **Environmental Pollution**, n. 159, p: 532–538, 2011.

AGUIAR, M. R. M. P.; GEMAL, A. L.; GIL, R. A. S. Caracterização de polimorfismo em fármacos por ressonância magnética nuclear no estado sólido. **Química Nova**, n. 22, v. 4, p: 553-564, 1999.

ALMENDROS G.; LEAL J. A. An evaluation of some methods for oxidative degradation of the humic substances applied to carbohydrate-derived humic-like polymers. **J Soil Sci**, n.9, p: 41–51, 1990.

ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; MARTÍN, F. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest. An experimental approach to the effects of fire on humic substances. **Soil Science**, n. 149, p: 158–168, 1990.

ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; MARTÍN, F.; FRÜND, R.; LÜDEMANN, H. D. Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances**. Science of the Total Environment**, v. 117/118, p: 63-74, 1992.

ALMENDROS G.; POLO A.; IBÁÑEZ J.J.; LOBO M. C. Contribución al estudio de La influencia de los incendios forestales en las caracterısticas de la matéria orga´nica del suelo. **Rev Écol. Biol. Sol.**, n. 21, p: 7-20, 1984.

AMELUNG, W.; ZECH, W. Minimisation of organic matter disruption during particle-size fractionation of grassland epipedons. **Geoderma**, n. 92, p: 73–85, 1999.

BALDOCK, J. A.; SMERNIK, R. J. Chemical composition and bioavailability of thermally altered Pinus resinosa (Red pine) wood. **Organic Geochemistry**, v. 33, p: 1093–1109, 2002.

BARROW, C. J. Biochar: potential for countering land degradation and for improving agriculture. **Applied Geography**, n. 34, p: 21 – 28, 2012.

BIRD, M. I.; WYNN, J. G.; SAIZ, G.; WURSTER, C. M.; MCBEATH, A. The pyrogenic carbon cycle. Annu. **Rev. Earth Planet. Sci.**, v. 43, p: 273-298, 2015.

BORNEMANN, H.; MOHR, E.; PLÖTZ, J.; KRAUSE, G. Stomach temperature profile of Weddell seal DRE1995_wed_a_m_02 from Drescher Inlet. **Polar Biology**, n. 20, v. 6, p. 396-403. 2006

BRODOWSKI, S.; AMELUNG, W.; HAUMAIER, L.; ABETZ, C.; ZECH, W. Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy. **Geoderma**, n. 128, p: 116-129, 2005a.

BRODOWSKI, S.; RODIONOV, A.; HAUMAIER, L.; GLASER, B.; AMELUNG, W. Revised black carbon assessment using benzene polycarboxylic acids. **Org. Geochem.**, n. 36, p: 1299-1310, 2005b.

BRODOWSKI, S.; AMELUNG, W.; HAUMAIER, L.; ZECH, W. Black carbon contribution to stable humus in German arable soils. **Geoderma**, n. 139, p: 220-228, 2007.

BRODOWSKI, S.; JOHN, B.; FLESSA, H.; AMELUNG, W. Aggregate occluded black carbon in soil. **Eur J. Soil Sci.**, n. 57, p: 539-546, 2006.

CHIA, C.; MUNROE, P.; JOSEPH, S.; LIN, Y.; LEHMANN, J.; MULLER, D.; XIN, H.; NEVES, E. Analytical electron microscopy of black carbon and microaggregated mineral matter in Amazonian dark Earth. **Journal of Microscopy**, n. 245, p: 129-139. 2011.

CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; PRITCHETT, L. C.; PIERSON, W. R.; FRAZIER, C. A; PURCELL, R. G. The DRI thermal/optical reflectance carbon analysis system: description, evaluation and applications in U.S. air quality studies. **Atmos. Environ.**, n. 27,p: 1185-1201, 1993.

COPE, M. J.; CHALONER, W. G. Fossil charcoal as evidence of past atmospheric composition. **Nature**, London, v. 283, p:. 647-649, 1980.

COSTA, J. A.; COSTA, M. L.; KERN, D. C. Analysis of the spatial distribution of geochemical signatures for the identification of prehistoric settlement patterns in ADE and TMA sites in the lower Amazon Basin. **Journal of Archaeological Science**, n. 40, p: 2771-2782, 2013.

CZIMCZIK, C. I.; PRESTON, C. M.; SCHMIDT, M. W. I.; WERNER, R. A.; SCHULZE, E.-D. Effects of charring on mass, organic carbon, and stable carbon isotope composition of wood. **Org. Geochem.**, n. 33, p: 1207-1223, 2002.

DE LA ROSA, J. M.; GARCÍA, L. S.; DE ANDRÉS, J. R.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; JOSÉ ANTONIO GONZÁLEZ-PÉREZ,; KNICKER, H. Contribution of black carbon in recent sediments of the Gulf of Cadiz: Applicability of different quantification methodologies. **Quaternary International**, n. 243, p: 264-272, 2011.

DICK, D. P.; GOMES, J.; BAYER, C.; BODMANN, B. Adsorção de ácidos húmicos em latossolo roxo natural e tratado com oxalato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 24, p: 285-294, 2000.

DICK, D. P.; GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. **Geoderma**, n. 124, p: 319-333, 2005.

DITTMAR, T.; KOCH, B. P. Thermogenic organic matter dissolved in the abyssal ocean. **Marine Chemistry**, n. 102, p: 208-217, 2006.

DUARTE, L. C.; JUCHEM, P. L.; PULZ, G. M.; BRUM, T. M. M. de; CHODUR, N.; LICCARDO, A.; FISCHER, A. C.; ACAUAN, R. B. Aplicações de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Sistema de Energia Dispersiva (EDS) no Estudo de Gemas: exemplos brasileiros. **Pesquisas em Geociências**, n. 30, v. 2, p: 3-15, 2003.

DUTKIEWICZ, V. A.; AHMED, T.; KHAN, A. J.; HUSAIN, L. Long term trends in Black Carbon Concentrations in the Northeastern United States. **Atmospheric Research**, n. 137, p: 49-57, 2014.

ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Organic matter and nutrient cycling: Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 34, p: 407-419, 1991.

ELMQUIST, M., CORNELISSEN, G., KUKULSKA, Z., GUSTAFSSON, Ö. Distinct oxidative stabilities of char versus soot black carbon: implications for quantification and environmental recalcitrance. **Global Biogeochemical. Cycles**, n. 2, v. 20, junho 2006.

ELMQUIST, M.; GUSTAFSSON, Ö.; ANDERSSON, P.; Quantification of sedimentary black carbon using the chemothermal oxidation method: an evaluation of ex situ pretreatments and standard additions approach. **Limnol. Oceanog.**, n. 2, p: 417-427, 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, n. 412, 1999.

FERNANDES, M. B.; SKJEMSTAD, J. O.; JOHNSON, B. B.; WELLS, J. D.; BROOKS, P. Characterization of carbonaceous combustion residues. I. Morphological, elemental and spectroscopic features. **Chemosphere**, n. 51, p: 785-795, 2003.

FU, F.; JIANG, M.; WU, Y.; LIN, G.; XU, L.; CHEN, Z. Pyrolysis and thermal-oxidation characterization of organic carbon and black carbon aerosols. **Science of the Total Environment**, n. 409, p: 4449-4455, 2011.

FU, F.; XU, L.; YE, W.; CHEN, Y.; JIANG, M.; XU, X. Morphology of black carbon aerosols and ubiquity of 50-nanometer black carbon aerosols in the atmosphere. **China Particuology**, n. 6, vol. 4, p: 323-326, 2006.

GÉLINAS, Y.; PRENTICE, K. M.; BALDOCK, J. A.; HEDGES, J. I. An improved thermal oxidation method for the quantification of soot/graphitic black carbon in sediments and soils**. Environ. Sci. Technol.**, n. 35, p: 3519-3525, 2001.

GLASER, B.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Past anthropogenic influence on the present soil properties of anthropogenic dark earths (Terra Preta) in Amazonia (Brazil). In: GLASER, B. B.; WOODS, W. (Eds), **Amazônian Dark Earths**. Berlin and Heidelberg: Springer. 2003.

GLASER, B.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. **Organic Geochemistry**, n. 29, p: 811-819, 1998.

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Organic Geochemistry**, n. 31, p: 669-678, 2000.

GLASER, B.; BIRK, J. J. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Indio). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 82, p: 39-51, 2012.

GLASER, B.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. The "Terra Preta" phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humic tropics. **Naturwissenschafter**, v. 88, p: 37-41, 2001.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review. **Biology and Fertility of Soils**, n. 35, p: 219-230, 2002.

GOLDBERG, E. D. **Black Carbon in the Environment**. Wiley, New York, 1985.

GOLDSCHMIDT, V. M. **Geochemistry**. The Clarendon Press, Oxford, 1954.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter – A review. **Environment International**, n. 30, p: 855– 870, 2004.

GRIFFIN, J. J.; GOLDBERG, E. D. Sphericity as a characteristic of solids from fossil fuel burning in a Lake Michigan sediment. **Geochim. Cosmochim. Acta**, n. 45, p: 763-769, 1981.

GUGGENBERGER, G., RODIONOV, A., SHIBISTOVA, O., GRABE, M., KASANSKY, O. A., FUCHS, H., MIKHEYEVA, N., ZRAZHEVSKAYA, G.; FLESSA, H. Storage and mobility of black carbon in permafrost soils of the forest tundra ecotone in Northern Siberia. **Global Change Biology**, n. 14, p: 1367–1381, 2008.

GURJÃO, R. S. **Fracionamento do Hg e As em Terra Preta Arqueológica da região de Caxiuanã**: aplicabilidade na reconstituição de atividades antropogênicas. 2011. 147 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará, Belém – PA.

GURJÃO, R. S.; LEMOS, V. P.; COSTA, M. L.; FILHO, H. A. D.; DANTAS, K. DAS G. F.; LIMA, W. T. S.; KERN, D. C. Comportamento do mercúrio em perfis de solos do sítio Ilha de Terra-Caxiuanã, Pará. **Química Nova**, v. 33, p. 821-826, 2010.

GUSTAFSSON, Ö.; BUCHELI, T. D.; KUKULSKA, Z.; ANDERSSON, M.; LARGEAU, C.; ROUZAUD, J. N.; REDDY, C. M.; EGLINGTON, T. I. Evaluation of a protocol for the quantification of black carbon in sediments. **Global Biogeochemical Cycles**, n. 15, p: 881–890, 2001.

GUSTAFSSON, O.; HAGHSETA, F.; CHAN, C.; MACFARLANE, J.; GSCHWEND, P. M.; Quantification of the Dilute Sedimentary Soot Phase: Implications for PAH Speciation and Bioavailability. **Environ. Sci. Technol.**, n. 31, p: 203-209, 1997.

HAMMES, K., SCHMIDT, M. W. I.; SMERNIK, R. J.; et al. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 21, GB3016, 2007.

HAMMES, K.; SMERNIK, R. J.; SKJEMSTAD, J. O.; HERZOG, A.; VOGT, U. F.; SCHMIDT, M. W. I. Synthesis and characterization of laboratory-charred grass straw and chestnut wood as reference materials for black carbon quantification. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 11, p.: 1629-1633, 2006.

HATCHER, P. G.; HOCKADAY, W. C.; GRANNAS, A. M.; KIM, S. Direct molecular evidence for the degradation and mobility of black carbon in soils from ultrahigh-resolution mass spectral analysis of dissolved organic matter from a fire-impacted forest soil. **Organic Geochemistry**, n. 37, p: 501–510, 2006.

HILSCHER, A.; HEISTER, K.; SIEWERT, C.; KNICKER, H. Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. **Organic Geochemistry**, n. 40, p: 332 – 342, 2009.

HILSCHER, A.; KNICKER, H. Degradation of grass-derived pyrogenic organic material, transport of the residues within a soil column and distribution in soil organic matter fractions during a 28 month microcosm experiment. **Organic Geochemistry**, n. 42, p: 42-54. 2011.

HSIEH, Y. P.; BUGNA G. C. Analysis of black carbon in sediments and soils using multi-element scanning thermal analysis (MESTA). **Organic Geochemistry**, n. 39, p: 1562–1571, 2008.

JASS, V.; SULLIVAN, P. J.; SANDERMAN, J.; SMITH, D. B.; LEHMANN, J. Pyrogenic carbon distribution in mineral topsoils of the northeastern. **Geoderma**, n. 296, p: 69-78, 2017.

JOHNSON, E. A. **Fire and Vegetation Dynamics**. Studies from the North American Boreal Forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1992.

JORIO, A.; RIBEIRO-SOARES, J.; CANÇADO, L. G.; FALCÃO, N. P. S.; DOS SANTOS, H. F.; BAPTISTA, D. L.; FERREIRA, E. H. M.; ARCHANJO, B. S.; ACHETE, C. A. Microscopy and spectroscopy analysis of carbon nanostructures in highly fertile Amazonian anthrosoils. **Soil and Tillage Research**, n. 122, p: 61 – 66, 2012.

JOSEPH, S. D.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LIN, Y.; et al. An investigation into the reactions of biochar in soil. **Australian J. Soil Res.**, n. 48, p: 501–515, 2010.

KAISER, K.; ZECH, W. Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases. **European Journal of Soil Science**, n. 51, v. 3, p: 403-411, 2000.

KARAPANAGIOTI, H. K.; SIAVALAS, G.; WERNER, D.; BOWLER, B. F. J.; MANNING, D. A. C.; CHRISTANIS, K. Comparison of methods for the characterization and quantification of carbon forms in estuarine and marine sediments from coal mining regions. **Organic Geochemistry**, n. 59, p: 61–74, 2013.

KERN, D. C. **Geoquímica e pedogeoquímica de sítios arqueológicos com Terra Preta na Floresta Nacional de Caxiuanã (Portel-Pará)**. 1996. 124 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará, Belém – Pa.

KERN, D. C.; KÄMPF, N. Antigos assentamentos indigenas na formacao de solos com Terra Preta arqueologica na regiao de oriximina, Para. **Revista Brasiliera do Solo**, n. 13, p: 219-225, 1989.

KERN, D. C.; KÄMPF, N.; WOODS, W.; DENEVAN, W. M.; COSTA, M. L.; FRAZÃO, F. J. L.; SOMBROEK, W. Evolução do Conhecimento em Terra Preta de Índio. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B.; LIMA, H.; WOODS, W. (Org.). **As Terras Pretas de Índio da Amazônia**: Sua Caracterização e Uso deste Conhecimento na Criação de Novas Áreas. Manaus: Embrapa Amzonia Ocidental, v. 1, p: 72-81, 2010.

KIM, S.; KAPLAN L. A.; BENNER R.; HATCHER P. G. Hydrogen deficient molecules in natural riverine water samples – evidence for the existence of black carbon in DOM. **Mar. Chem.**, n. 92, p: 225–234, 2004.

KNICKER, H. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. **Quaternary International**, n. 243, p: 251-263, 2011.

KNICKER, H.; ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; POLVILLO, O. Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state ^{13}C NMR study. **European Journal of Soil Science**, n. 57, p: 558–569, 2006.

KNICKER, H.; LÜDEMANN, H. D. N-15 and C-13 CPMAS and solution NMR studies of N-15 enriched plant material during 600 days of microbial degradation. **Organic Geochemistry**, n. 23, p: 329–341, 1995.

KNICKER, H; SCARONI, A. W.; HATCHER, P. G. ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopic investigation on the formation of fossil algal residues. **Organic Geochemistry**, n. 2, v. 24, p: 661–669, 1996.

KNICKER, H.; WIESMEIER, M.; DICK, D. P. A simplified method for the quantification of pyrogenic organic matter in grassland soils via chemical oxidation. **Geoderma**, n. 147, p: 69–74, 2008.

KÖGEL-KNABNER, I. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. **Organic Geochemistry**, n. 31, p: 609-625, 2000.

KRAMER, R.W.; KUJAWINSKI, E. B.; HATCHER, P.G. Identification of black carbon derived structures in a volcanic ash soil humic acid by Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry. **Environmental Science and Technology**, n. 38, p: 3387–3395, 2004.

KUHLBUSCH, T. A. J. Black carbon and the carbon cycle. **Science**, n. 280, p: 1903–1904, 1998.

KUHLBUSCH, T. A. J.; ANDREAE, M. O.; CACHIER, H.; GOLDAMMER, J. G.; LACAUX, J-.P.; SHEA, R.; CRUTZEN, P. J. Black carbon formation by savanna fires: measurements and implications for the global carbon cycle. **J. Geophys. Res.**, n. 101, v. 23, p: 651–665, 1996.

KUZYAKOV, Y.; BOGOMOLOVA, I.; GLASER, B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 70, p: 229 – 236, 2014.

KUZYAKOV, Y.; SUBBOTINA, I.; CHEN, H.; BOGOMOLOVA, I.; XU, X. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 41, p: 210–219, 2009.

LEHMANN, J.; LIANG, B. Q.; SOLOMON, D.; LEROTIC, M.; LUIZAO, F.; KINYANGI, J.; SCHAFFER, T.; WIRICK, S.; JACOBSEN, C. Near-edge X-ray absorption fine structure (NEXAFS) spectroscopy for mapping nano-scale distribution of organic carbon forms in soil: Application to black carbon particles. **Global Biogeochemical. Cycles**, n. 19, 2005.

LEHMANN, J.; LIANG, B.; SOHI, S. P.; THIES, J. E.; O'NEILL, B.; TRUJILLO, L.; GAUNT, J.; SOLOMON, D.; GROSSMAN, J.; NEVES, E. G.; LUIZÃO, F. J. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Organic Geochemistry**, n. 41, p: 206–213, 2010.

LEHMANN, J.; LIANG, B.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZÃO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p: 1719 – 1730, 2006.

LEHMANN, J.; SOLOMON, D. **Organic carbon chemistry in soils observed by synchrotron-based spectroscopy**. Synchroton-based Techniques in Soils and Sediment. Amsterdam: Elsevier, p: 289–312. 2010.

LEMOS, V. P.; MEIRELES, A. R. O.; FERNANDES, K. G.; MORAES, M. C.; COSTA, M. L.; SILVA, A. K. T.; KERN, D. C. Nutrients in Amazonian Black Earth from Caxiuanã Region. **J. Braz. Chem. Soc.**, n. 4, v. 22, p: 772-779, 2011.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZAO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. **Soil Science Society of America Journal**, n. 70, p: 1719–1730, 2006.

LIM, B.; CACHIER, H. Determination of black carbon by chemical oxidation and thermal treatment in recent marine and lake sediments and Cretaceous-Tertiary clays. **Chemical Geology**, n. 131, p: 143-154, 1996.

LOPEZ-CAPEL, E.; SOHI, S.P.; GAUNT, J.L.; MANNING, D. A. C. Use of thermogravimetry-differential scanning calorimetry to characterize modelable soil organic matter fractions. **Soil Science Society of America Journal**, n. 69, p: 136–140. 2005.

LORENZ, K. R.; LAL, J.; JIMÉNEZ, J. Characterization of soil organic matter and black carbon in dry tropical forests of Costa Rica. **Geoderma**, v. 158, n. 3–4, p: 315-321, 2010.

LUZ, L. G. **Investigação sobre o carbono negro em sedimentos da Baía de Guanabara e Manguezais: distribuição e influencia na sorção de HPAs**. 2007. 175 f. Dissertação (Mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ.

MANNINO, A.; HARVEY, H. R. Black carbon in estuarine and coastal ocean dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, n. 49, 735–740, 2004.

MAO, J.; LI, Y.; CAO, X.; ZHU, D.; CHAPPELL, M. A.; MILLER, L. F. Characterization of coals and their laboratory-prepared black carbon using advanced solid-state ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Fuel Processing Technology**, n. 96, p: 56–64, 2012.

MASIELLO, C. A. New directions in black carbon organic geochemistry. **Marine Chemistry.**, v. 92, p: 201-213, 2004.

MASON, B. **Princípios de Geoquímica**. São Paulo: E. Polígono, 1971.

MASTROLONARDO, G.; FRANCIOSO, O.; DI FOGGIA, M.; BONORA, S.; RUMPEL, C.; CERTINI, G. Application of thermal and spectroscopic techniques to assess fire-induced changes to soil organic matter in a Mediterranean forest. **Journal of Geochemical Exploration**, n. 143, p: 174–182, 2014.

MEREDITH, W.; ASCOUGH, P. L.; BIRD, M. I.; LARGE, D. J.; SNAPE, C. E.; SUN, Y.; TILSTON, E. L. Assessment of hydropyrolysis as a method for the quantification of black carbon using standard reference materials. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 97, p: 131–147, 2012.

MORAES, M. C.; LEMOS, V. P.; MORAES, D. S.; LAMARÃO, C. N. Characterization and distribution of pyrogenic carbon in a fraction of archaeological black earth from Caxiuanã. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, n. 8, v. 26, p: 1664-1673, 2015.

NEVES, E. G.; PETERSEN, J. B.; BARTONE, R. N.; SILVA, C. A. Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths**.** In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds.) **Amazonian Dark Earths**. Origin, properties and management. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p. 29-50, 2003.

NOVAKOV, T. The role of soot and primary oxidants in atmospheric chemistry. **The Science of the Total Environment**, n. 36, p: 1-10. 1984.

NOVOTNY, E. H.; HAYES, M. H. B.; DE AZEVEDO, E. R.; BONAGAMBA, T. J. Characterisation of black carbon-rich samples by ^{13}C solid-state nuclear magnetic resonance. **Naturwissenschaften**, n. 93, p: 447–450, 2006.

NOVOTNY, E. H.; HAYES, M. H. B.; MADARI, B. E.; et al. Lessons from the Terra Preta de Indios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment, **J. Braz. Chem. Soc.**, n. 20, p: 1003–1010, 2009.

PABST, E. Critérios de distinção entre Terra Preta e Latossolos na região de Belterra e os seus significados para a discussão pedogenética. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, Série Antrop., n. 7, p: 5-19, 1991.

PENG, P.; SONG, J.; HUANG, W. Stability and carbon isotope changes of soot and char materials during thermal oxidation: implication for quantification and source appointment. **Chemical Geology**, n. 330-331, p: 159-164, 2012.

POOT, A.; QUIK, J. T.K.; VELD, H.; KOELMANS, A. A. Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. **Journal of Chromatography**, n. 1216, p: 613 – 622, 2009.

POPOVICHEVA, O.; KISTLER, M.; KIREEVA, E.; PERSIANTSEVA, N.; TIMOFEEV, M.; KOPEIKIN, V.; A. KASPER-GIEBL. Physicochemical characterization of smoke aerosol during large-scale wildfires: Extreme event of August 2010 in Moscow. **Atmospheric Environment**, v. 96, p: 405-414, 2014.

PRESTON, C. M.; SCHMIDT, M. W. I. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. **Biogeosciences**, n. 3, p: 397–420, 2006.

RIBEIRO, L. G. L.; CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R. Black Carbon Contents and Distribution in Sediments from the Southeastern Brazilian Coast (Guanabara Bay). **Journal Brazilian Chemical Society**, n. 7, v. 19, p: 1277-1283, 2008.

ROSE, N. L. A method for the extraction of carbonaceous particles from lake sediment. **J. Paleolimnof.**, n. 3, p: 45-53, 1990.

ROSE, N. L. Carbonaceous particle record in lake sediments from the Arctic and other remote areas of the Northern Hemisphere. **Sci. Total Environ.**, n. 160/161, p: 487-496, 1995.

ROSE, N. L. Characterization of carbonaceous particles from lake sediments. **Hydrobiologia**, n. 274, p: 127-132, 1994.

ROSE, N. L.; JUGGINS, S. A spatial relationship between carbonaceous particles in lake sediments and sulphur deposition. **Atmospheric Environ.**, n. 28, v. 2, p: 177-183, 1994.

SAAB, S. C.; MARTIN-NETO, L. Anéis aromáticos condensados e relação E4/E6: Estudo de ácidos húmicos de gleissolos por RMN de ^{13}C no estado sólido utilizando a técnica CP/MAS desacoplamento defasado. **Química Nova**, n. 30, p: 260-263, 2007.

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C. Holocene fires in the northern Amazon basin. **Quat Res (NY)**, n. 26, p: 358–366, 1986.

SCHMIDT, E. M.; SKJEMSTAD, J. O.; GLASER, B.; KNICKER, H.; KÖGEL-KNABNER, I. Detection of charred organic matter in soils from a Neolithic settlement in Southern Bavaria, Germany. **Geoderma**, n. 107, p: 71–91, 2002.

SCHMIDT, M. V.; SKJEMSTAD, J. O.; GEHRT, E.; KÖGEL-KNABNER, I. Charred organic carbon in German chernozemic soils. **European Journal of Soil Science**, n. 50, p: 351-365, 1999.

SCHMIDT, M. W. I.; HAMMES, K.; SMERNIK, R. J.; SKJEMSTAD, J. O. Characterisation and evaluation of reference materials for black carbon analysis using elemental composition, colour, BET surface area and ^{13}C NMR spectroscopy. **Applied Geochemistry**, n. 23, p: 2113–2122, 2008.

SCHMIDT, M. W. I.; NOACK, A. G. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implications, and current challenges (review). **Global Biogeochemical Cycles**, v. 14, p: 77-79, 2000.

SCHMIDT, M. W. I.; SKJEMSTAD, J. O.; CZIMCZIK, C. I.; GLASER, B.; PRENTICE, K. M.; GELINAS, Y.; KUHLBUSCH, T. A. J. Comparative analysis of black carbon in soils. **Global Biogeochemical Cycles**, n. 15, p: 163–167. 2001.

SCHULZE, E. D.; WIRTH, C.; HEIMANN, M. Maneging forests after Kyoto. **Science**, v. 289, p: 2058-2059, 2000.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. **Climatic Change**, v. 2, p: 207-247, 1980.

SILVEIRA, I. M., KERN, D. C., QUARESMA, H. D. A. B. Flona Caxiuanã: reconstituição de uma ocupação In: LISBOA, P. L. B. **Caxiuanã**: populações tradicionais, meio físico & diversidade biológica. p: 59-76, 2002.

SIMPSON, M.; HATCHER, P. G. Determination of Black Carbon in natural organic matter by chemical oxidation and solid-state ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Organic Geochemistry**, n. 35, p: 923 – 935, 2004.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research**, n. 79, p: 7–31, 2004.

SIX, J.; MERCKX, R.; KIMPE, K.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. A reevaluation of the enriched labile soil organic matter fraction. **European Journal of Soil Science**, n. 51, p: 283–293. 2000.

SKJEMSTAD, J. O.; JANIK L. J.; HEAD, M. J.; MCCLURE, S. G. High energy ultraviolet photo-oxidation: A novel technique for studying physically protected organic matter in clay- and silt-sized aggregates. **J. Soil Sci.**, n. 44, p: 485 – 499, 1993.

SMERNIK, R. J.; OADES, J. M. The use of spin counting for determining quantitation in solid state ^{13}C NMR spectra of natural organic matter. 2. HF-treated soil fractions. **Geoderma**, n. 96, p: 159–171, 2000.

SMITH, N. J. H. Anthrosols and human carrying capacity in Amazonia. **Annals Assoc. Am. Geographers**, n. 70, p: 553-566, 1980.

SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; THIES, J.; SCHÄFER, T.; LIANG, B.; KINYANGI, J.; NEVES, E.; PETERSEN, J.; LUIZÃO, F.; SKJEMSTAD, J. Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 71, p: 2285–2298, 2007.

SOMBROEK, W. **Amazon soil**: A reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region. Wageningen: Centre for Agricultural Publications and Documentation, 1966.

SONG, J., PENG, P., HUANG, W. Black carbon and kerogen in soils and sediments. 1. Quantification and characterization. **Environ. Sci. Technol.**, n. 36, p: 3960–3967, 2002.

STOFFYN-EGLI, P.; POTTER T. M.; LEONARD, J. D.; POCKLINGTON, R. The identification of black carbon particles with the analytical scanning electron microscope: Methods and initial results. **Sci. Total Environ.**, n. 198, p: 211–223, 1997.

THEVENON, F.; WILLIAMSON, D.; BARD, E.; ANSELMETTI, F. S.; BEAUFORT, L.; CACHIER, H. Combining charcoal and elemental black carbon analysis in sedimentary archives: Implications for past fire regimes, the pyrogenic carbon cycle, and the human–climate interactions. **Global and Planetary Change**, n. 72, p: 381–389, 2010.

USSIRI, D. A. N.; JACINTHE, P.; LAL, R. Methods for determination of coal carbon in reclaimed minesoils: A review. **Geoderma**, n. 214–215, p: 155–167, 2014.

VASILYEVA, N. A.; ABIVEN, S.; MILANOVSKIY, E. Y.; HILF, M.; RIZHKOV, O. V.; SCHMIDT, M. W. I. Pyrogenic carbon quantity and quality unchanged after 55 years of organic matter depletion in a Chernozem. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, p: 1985-1988, 2011.

VERARDO, D. J. Charcoal analysis in marine sediments. **Limnology and Oceanography.**, v. 42, p: 192-197, 1997.

WOLBACH, W. S.; ANDERS, E. Elemental carbon in sediments: determination and isotopic analysis in the presence of kerogen. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 53, p: 1637 – 1647, 1989.

ZAVALLONI, C.; ALBERTI, G.; BIASIOL, S.; VEDOVE, G. D.; FORNASIER, F.; LIU, J.; PERESSOTTI, A. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study. **Applied Soil Ecology**, n. 50, p: 45– 51, 2011.

ZECH, W.; GUGGENBERGER, G. Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. In: PICCOLO, A. (Ed.). **Humic substances in terrestrial ecosystems**. Amsterdam: Elsevier Science, p: 101-170. 1996.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, p: 1169 – 1179, 2011.

Dinâmica do carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob diferentes coberturas vegetais na Amazônia Central

Vania Neu, Alex Vladimir Krusche & João B. S. Ferraz

RESUMO

Na avaliação dos fatores que influenciam as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) no solo, sob a influência de diferentes coberturas vegetais, foram realizadas amostragens semanais em Manaus e Presidente Figueiredo, durante o período de abril a agosto, e mensais de setembro a dezembro de 2003. A solução foi coletada por meio de extratores de tensão, e as concentrações foram determinadas em analisador de Carbono Orgânico Total (Shimadzu, TOC 5000A). Observou-se correlação entre as concentrações de COD e a textura do solo. Em solos muito argilosos as concentrações foram menores, fato explicado pela adsorção do COD às partículas de argila. As maiores concentrações foram observadas nos solos arenosos, devido à alta permeabilidade combinada à baixa capacidade de adsorção destes solos. A elevação na concentração de COD a 1 m de profundidade sugere um caminho de exportação de carbono dos sistemas terrestres para os aquáticos. Na floresta secundária e reflorestamento foram observadas concentrações mais elevadas de COD, quando comparado com a área degradada. Não somente a cobertura vegetal apresentou influência sobre os teores de COD, mas também a textura do solo, a profundidade do solo, a precipitação pluviométrica e os teores de ferro e alumínio.

Palavras-chave: Coberturas vegetais, textura do solo, Manaus, Presidente Figueiredo.

Introdução

O início da revolução industrial trouxe muitas mudanças ao meio ambiente, dentre elas podemos citar o aumento das concentrações dos gases de efeito estufa na atmosfera, provenientes das mudanças de uso e cobertura do solo. Na Amazônia, ainda é comum a utilização do fogo, para converter florestas em áreas destinadas à produção agropecuária. Esta conversão leva a perdas de nutrientes por volatilização e mudanças no ciclo do carbono. Nessa mudança, os estoques que estariam na biomassa ou solo, são transferidos para a atmosfera. A transferência de carbono pode ocorrer através de vários mecanismos, desde a combustão da biomassa, oxidação mais rápida da matéria orgânica, e a perda de carbono via fluxo gasoso. Estas mudanças podem trazer como consequências alterações nos padrões de distribuição de chuvas, taxa de recarga do lençol freático, e das exportações de carbono, redução dos estoques de carbono e dos nutrientes do solo, afetando a produtividade dos sistemas.

De forma geral, o bioma Amazônico apresenta solos altamente intemperizados, com baixa capacidade de troca catiônica (CTC). A paisagem heterogênea é formada por um grande mosaico, com distintas formações geológicas, formas de relevo, tipos de solo, microclimas e tipologias vegetais. Quanto à topografia, a Amazônia central apresenta de forma bem definida dois pólos de diferenciação pedológica (BOULET et al., 1984). Um pólo caracterizado por solos argilosos, os Latossolos, associados às áreas de platô, que dominam a paisagem, ou seja, cerca de 72% da área da bacia (IPEAN, 1969; CIAT, 1985). E outro formado por solos arenosos, os Espodossolos, encontrados nas áreas de baixio próximo ao leito dos rios. Estes solos têm como característica uma espessa e profunda camada de areia, de textura mais grosseira, e representam apenas 1,5% dos solos da área central da bacia Amazônica (RANZINI, 1980; BOULET et al., 1984; CIAT, 1985). Ligando os dois pólos, argiloso e arenoso, existe uma área intermediária, a encosta, formada por solos do tipo Argissolos (BOULET et al., 1984).

São vários os fatores, que influenciam a ciclagem e os estoques de carbono (NELSON et al., 1993; SCHIMEL, 1995). Alguns estudos têm mostrado que o estoque e a ciclagem estão relacionados com fatores climáticos, geomorfológicos, vegetação e textura do solo (NELSON et al., 1993; SCHIMEL, 1995). McClain et al. (1997), em estudo realizado próximo a Manaus, observaram que as perdas de carbono nos Latossolos argilosos representaram apenas uma pequena porção do total, cerca de 0,2%, do carbono orgânico que o sistema anualmente recicla. E que as áreas de baixio, sobre os Espodossolos arenosos, são vias significativas de perdas de carbono, por meio da solução do solo. Estes resultados reforçam as afirmações de Thurman (1985), de que a água do solo pode ser um grande contribuidor e o maior fornecedor de carbono orgânico dissolvido (COD) para a descarga dos rios.

Devido a pouca disponibilidade de dados referentes à influência da cobertura vegetal na solução de solo, este estudo teve como objetivo avaliar a variabilidade da concentração de COD na solução do solo durante um ano hidrológico, sob diferentes coberturas vegetais e ao longo de um gradiente topográfico, a fim de entender os mecanismos controladores das concentrações observadas na solução do solo. Sabe-se que a textura do solo varia ao longo do gradiente topográfico, sendo elemento chave nos processos biogeoquímicos (NELSON et al., 1993; PARTON et al., 1993; SCHIMEL, 1994).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido nos Municípios de Manaus e de Presidente Figueiredo (AM) (Figura 1). Em Presidente Figueiredo, o estudo comparou duas áreas de Latossolos, com diferentes coberturas vegetais: (a) uma área degradada (AD), (02° 01’ 31.0” S, 60° 01’23.6” W), localizada às margens da Rodovia BR-174, no km 108 (Fazenda Santa Cláudia), com cobertura vegetal composta apenas por gramíneas crescendo sobre solo compactado, com pouca matéria orgânica e inexistência de horizonte

O; e (b) uma área de floresta primária (FP) (01° 56’ 20.0” S, 60° 01’47.6” W), localizada no km 120, da Rodovia BR-174, na Serraria Teixeira. A floresta se assemelha em termos de porte e espécies à floresta da área de platô da Zona Experimental (ZF-2) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), no km 50, da BR- 174.

No município de Manaus na área da Cooperativa Agrícola Mista Efigênio de Sales (CAMES) Rodovia AM-010, km 41, foram comparadas outras duas áreas de Latossolos. Uma área de floresta secundária (FS) e uma área degradada e reflorestada (DR). A floresta secundária é uma regeneração de aproximadamente 30 anos, na qual ainda se observavam plantas de início de sucessão como a Cecropia sp. em meio às plantas de estágio intermediário de sucessão. Antes da regeneração da floresta, a área era destinada à fruticultura, com cultivo de citros, atividade que foi abandonada (02° 48’ 42.5” S, 59° 56’18.5” W). A área degradada e reflorestada recebeu fertilizantes químicos e adição de calcário, antes da implantação do reflorestamento com mogno (Swietenia macrophylla) (02° 48’ 42.3” S, 59° 56’16.5” W). Esta área foi designada de degradada e reflorestada, devido ao manejo que recebeu antes da instalação do experimento.

Ainda no município de Manaus, o estudo avaliou a influência da textura e o tipo de solo nas concentrações de COD em solução do solo, em área de floresta primária. Na Zona Experimental (ZF-2) do INPA (02° 36’ 44.9” S, 60° 11’46.9” W), as amostragem foram realizadas ao longo de um gradiente topográfico (Figura 2). A área mais elevada e plana do relevo, denominada de platô, é caracterizada por solos muito argilosos, os Latossolos Amarelos; já na área de encosta, com relevo extremamente íngreme, encontram-se os solos argilosos, do tipo Argissolos; e o baixio, com relevo plano, próximo ao leito de rio, é formado por solos arenosos do tipo Espodossolos.

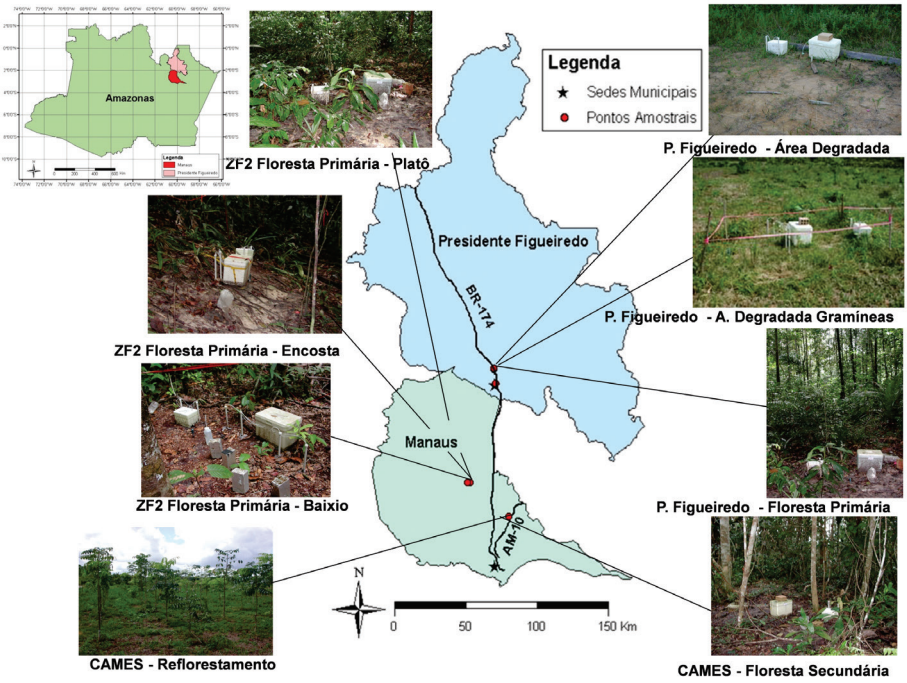


Figura 1. Localização geográfica das áreas estudadas, nos municípios de Manaus e Presidente Figueiredo.

A cobertura vegetal da floresta primária é caracterizada por apresentar uma elevada diversidade florística. Em levantamento realizado por Carneiro (2004), numa área de sete hectares, na Zona Experimental ZF2, foram identificadas 737 diferentes espécies arbóreas com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm, pertencentes a 238 gêneros e 59 famílias botânicas, uma média de 624 indivíduos arbóreos por hectare. Das 737 espécies registradas, apenas 254 foram comuns às áreas de platô e baixio, representando 34% de espécies em comum.

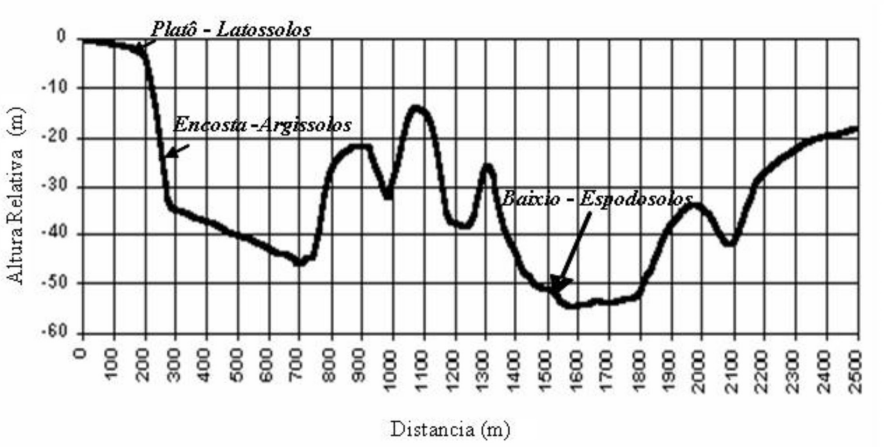


Figura 2. Perfil vertical do gradiente de elevação do relevo na Zona Experimental ZF2 (INPA). Transecto Leste-Oeste, sob floresta primária, com indicação dos pontos amostrais ao longo do gradiente topográfico e tipo de solo (adaptado de FERREIRA et al., 2003).

O clima da região é do tipo "Afi" (KÖPPEN, 1948), referente a um clima megatérmico (tropical úmido) e isotérmico. Pelo diagrama das zonas de vida (HOLDRIDGE, 1978), a região é classificada como Floresta Tropical Chuvosa. A temperatura média anual para a região é de 26,7°C, com mínima absoluta de 18,5°C, máxima absoluta de 36,2°C, e precipitação média anual de 2.286 mm (INMET, 1992). Foi adotada a precipitação inferior a 100 mm mensais como limite para definição da estação seca (TELLES, 2003).

A precipitação acumulada durante o ano de 2003, período no qual foi realizado o experimento, não apresentou diferenças significativas quando comparada à média histórica (INMET, 1992). No entanto, foi observada uma diferença quanto à distribuição das chuvas em Presidente Figueiredo (Figura 3). Nesta área a precipitação mínima foi registrada nos meses de dezembro e janeiro, período normalmente caracterizado como chuvoso para a região. A precipitação anual em Presidente Figueiredo foi de 2.325 mm, na Floresta Primária da ZF2 foi de 2.421 mm, e na CAMES foi de 2.130 mm. As áreas ZF2 e CAMES seguiram o padrão histórico de distribuição normal quanto à sazonalidade das chuvas ao longo do ano.

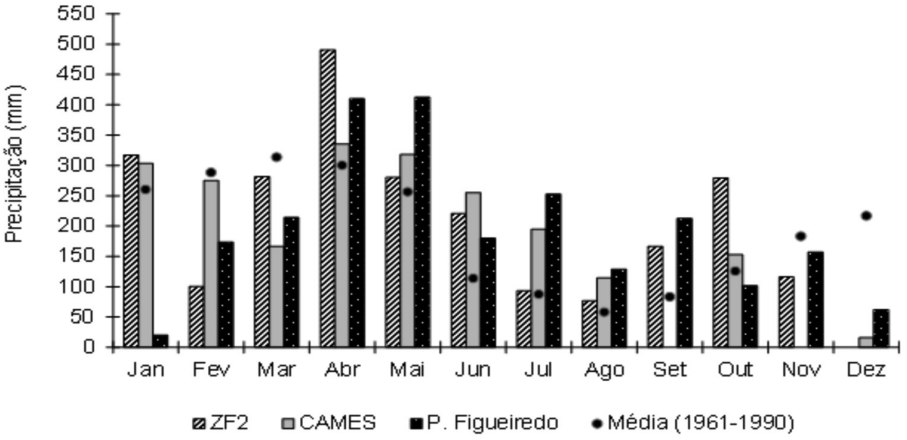


Figura 3. Precipitação mensal (2003) e média da série histórica (1961 – 1990, dados INEMET) da região de Manaus.

Métodos Amostrais e Procedimentos Analíticos

A coleta da solução de solo foi realizada semanalmente durante o período de abril a agosto, e mensalmente de setembro a dezembro de 2003, por meio de extratores de tensão, providos de cápsulas de cerâmica porosa, instalados nas profundidades 20 e 100 cm. A solução foi extraída do solo por meio da diferença de pressão produzida com uma bomba de vácuo manual marca Nalgene (pressão aplicada ao sistema foi de 60 KPa) uma semana antes da coleta. No campo as amostras permaneceram preservadas pela adição de 30 µL de $HgCl_2$. Após coleta as amostras foram filtradas com membrana de fibra de vidro (GF/F, porosidade de 0,7µm) e acondicionadas em frascos de vidro, previamente calcinados (temperatura de 500 °C por aproximadamente 5 horas). As amostras foram enviadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) – Universidade de São Paulo (USP), onde foram determinadas as concentrações do COD, em equipamento analisador de Carbono Orgânico Total (Shimadzu, modelo TOC 5000A), com queima da amostra a 680 °C, e detecção do CO_2 gerado por infravermelho não dispersivo.

A coleta da matriz do solo foi efetuada em três perfis nas profundidades 0 a 5, 15 a 20, 45 a 55, 95 a 105 e 145 a 155 cm, em março e abril de 2003. Nos diferentes locais e coberturas vegetais foram coletadas três sub-

amostras de solo a cada profundidade, homogeneizadas para formar uma amostra composta, das quais foram determinados os teores de C, ferro e alumínio, e relação C/N e granulometria do solo.

O teor de carbono (% C), a relação C/N e a composição isotópica do carbono (δ13C) da matriz do solo foram determinados no Laboratório de Ecologia Isotópica CENA/USP. O preparo das amostras para análise passou pela secagem do solo em estufa a 60 °C, remoção das raízes e peneiramento em malha de 0,2 mm. Depois de peneiradas e homogeneizadas as amostras foram pesadas e acondicionadas em cápsulas de estanho, que foram queimadas em meio oxidante, em equipamento analisador elementar Carlo Erba EA 1110. Os gases gerados foram separados por cromatografia gasosa e carreados por fluxo contínuo de Hélio até um espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus. Os dois equipamentos interligados determinam simultaneamente os valores destes elementos.

O teor de alumínio foi obtido por titulação, utilizando como extrator KCl 1 mol L^{-1} em pH 7.0. O ferro foi extraído pelo método da resina de troca iônica e determinado por espectrometria de absorção atômica (Perkin Elmer, 1100B). Ambas as análises foram realizadas no Laboratório de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP).

A determinação da granulometria foi realizada através do método do Densímetro de Bouyoucos (EMBRAPA, 1979). Depois de peneiradas com malha 2 mm, as amostras foram dispersas com solução de hidróxido de sódio 1,0 N, com posterior agitação rápida (14.000 rpm) durante 15 minutos em Dispersor TE–147 (Tecnal). A fração areia (2,0 a 0,05 mm) foi obtida através da peneiração, lavagem, secagem e pesagem. A fração argila (<0,002 mm) foi determinada através da sedimentação e posterior leitura com o densímetro de Bouyoucos. A fração silte (0,05 a 0.002 mm) foi calculada pela diferença obtida entre as duas frações (argila e areia). A granulometria foi determinada no Laboratório de Física dos Solos do CENA/USP.

Os resultados obtidos foram submetidos à análise estatística empregando o Programa SAS, Software Release 8.2 (TS2MO). Para comparação aplicou-se ANOVA a 1%, para determinação das diferenças

mínimas entre as médias. A variável dependente foi a concentração de COD e as independentes as concentrações de ferro e alumínio e textura do solo. Por meio da equação de regressão multivariada, obteve-se a contribuição de cada variável para o coeficiente de determinação das equações de regressão.

Resultados e Discussão

Caracterização físico- química do solo

Na floresta primária da ZF2, os solos apresentaram uma variabilidade na textura, acompanhando o gradiente topográfico. As áreas sobre platô são caracterizadas pela presença de solos bem drenados, de textura muito argilosa (teor de argila > 70 %) do tipo Latossolos. Na encosta, a textura é argilosa (teor de argila aproximadamente 50%), com boa drenagem, e solos do tipo Argissolos. Na área do baixio foram identificados os Espodossolos, arenosos (teor de argila < 5 %), com fraca capacidade de retenção de água e nutrientes (Figura 4).

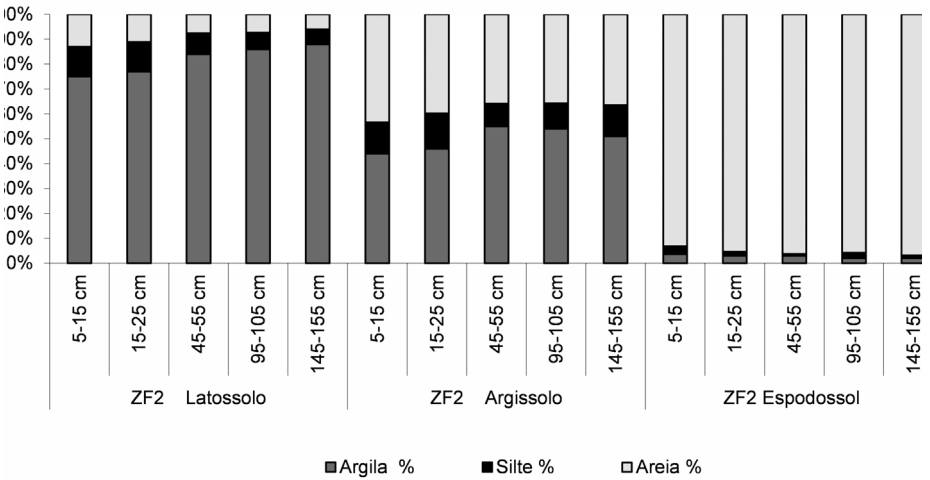


Figura 4. Composição granulométrica dos solos (%) na Floresta Primária ZF2.

Nas áreas da CAMES e Presidente Figueiredo, onde os Latossolos formam grandes platôs, a textura foi muito argilosa (teor de argila > 70 %), com aumento do teor de argila em profundidade (Figura 5).

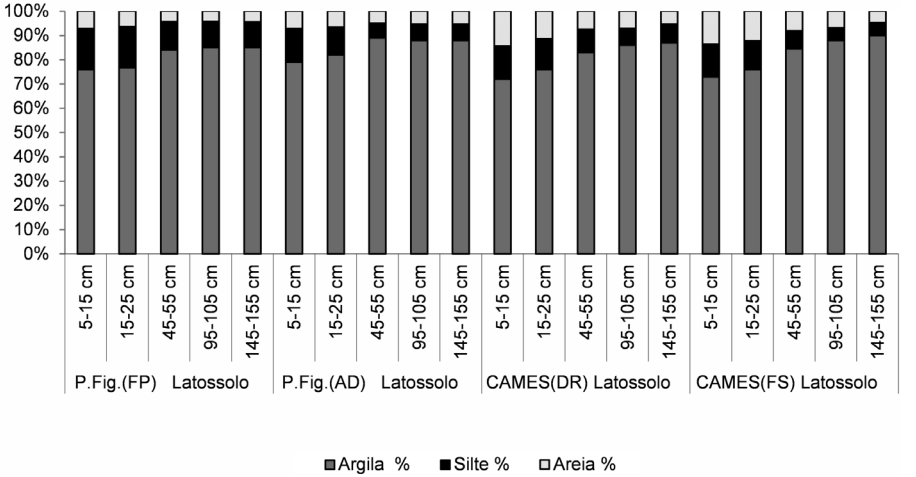


Figura 5. Composição granulométrica dos solos (%) das áreas de Presidente Figueiredo de uma Floresta Primária (FP) e uma Área Degradada (AD); e CAMES Degradada e reflorestada (DR) e Floresta Secundária (FS).

O teor de carbono variou entre 2,67 % na superfície a 0,15 % a 150 cm de profundidade, valores característicos dos solos Amazônicos (TELLES et al., 2003; MELLO, 2003) (Figura 6). As maiores concentrações de C foram encontradas nos solos de textura muito argilosa e argilosa, devido às características dos minerais de argila, como a grande área superficial destas partículas e elevados teores de óxidos de ferro e alumínio. Esse armazenamento de carbono superficial está diretamente relacionado aos minerais de argila, e aos maiores teores de ferro e alumínio, que são apontados como importantes fatores de proteção física do carbono orgânico no solo (CHRISTENSEN, 1992; TELLES et al., 2003).

Os teores de carbono apresentaram valores acima de 1% somente nas camadas superficiais, até 25 cm de profundidade, nos Latossolos e Espodossolos, o que se assemelha ao que foi observado por Mello (2003), em solos do estado do Acre, e Telles et al. (2003) nesta mesma área de estudo. Quanto ao gradiente topográfico, o Argissolo na encosta, apresentou teores baixos: apenas 0,92 %, na superfície (5-15 cm), e 0,15 % a 150 cm de profundidade. O baixo teor de carbono neste solo se deve ao relevo íngreme (Figura 2), que dificulta o acúmulo

de matéria orgânica (M.O.) na superfície do solo, que facilmente é carreada até as áreas planas e baixas. Fato que se comprova com um teor de carbono de 1,92% na superfície do Espodossolo muito arenoso e uma brusca queda em profundidade, chegando a valores de 0,16 % a 150 cm, ou seja, 77% do carbono encontram-se nos primeiros 25 cm de profundidade, devido ao aporte de M.O. da área à montante. O Latossolo e o Argissolo apresentaram 62 % do carbono na camada superficial do solo, até a profundidade de 25 cm (Figura 6).

A relação C/N nos Latossolos variou entre 11,7 a 14,6 na superfície do solo (Figura 6). Em profundidade ocorreu um pequeno decréscimo com valores entre 9,8 a 13,3. Valores similares foram observados por Telles (2003). A relação C/N nos Latossolos indica atividade biológica intensa, com maior grau de humificação e estabilidade da matéria orgânica nos mesmos. Quanto à variação do tipo de solo não foram observadas variações significativas na razão C/N do Latossolo para o Argissolo. Porém, para o Espodossolo foram observadas variações significativas, apresentando valores da relação C/N em torno de 22,16 a 19,88. Fato que está relacionado com a menor disponibilidade de nitrogênio neste solo.

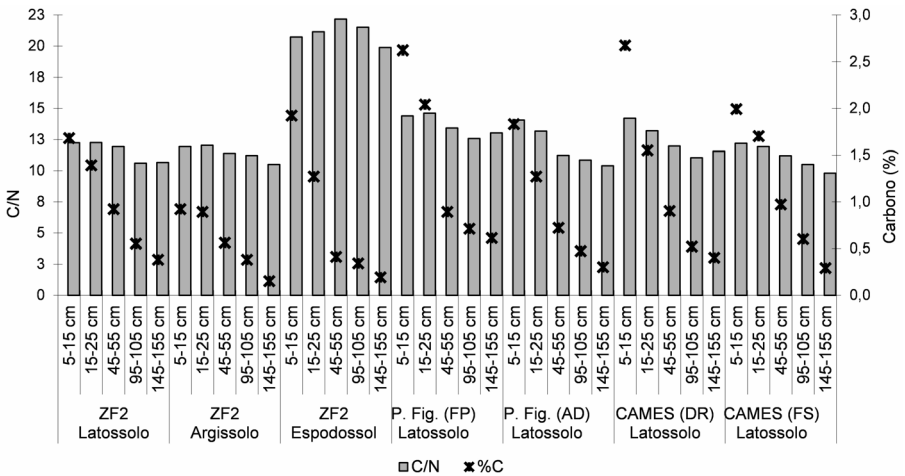


Figura 6. Relação C/N e teores de carbono, sob diferentes coberturas vegetais, profundidades e tipo de solo.

Os valores de $\delta^{13}C$ para os Latossolos variaram de -27,59 a -24,7 ‰, não mostrando diferenças significativas entre o mesmo tipo de solo, sob

diferentes coberturas vegetais. O enriquecimento de 13C observado em profundidade indica que este carbono é mais humificado o que pode ser confirmado a partir dos dados isotópicos de 14C (TELLES, 2002) que mostram a predominância de carbono recente em superfície e carbono mais antigo em profundidade.

Para o Espodossolo os valores de 13C não apresentam uma tendência em profundidade variando de -27,19 a -27,73. Com base nos dados isotópicos de 14C, Telles (2002) demonstrou a presença de carbono mais recente e menos humificado ao longo deste perfil. Isto pode estar indicando a passagem de carbono pouco humificado pelo perfil de solo, com pouca retenção do mesmo à matriz sólida, devido à textura arenosado mesmo.

Solução do Solo

O tipo de solo, juntamente com fatores como a temperatura e, umidade do solo e qualidade da serrapilheira, são os fatores determinantes da taxa de decomposição da M.O. Essa decomposição ocorre via oxidação em Latossolos, dando origem a águas claras (SIOLI, 1991). Nos Espodossolos, a menor capacidade de adsorção do COD ao solo, textura arenosa, deixam a solução do solo enriquecida em carbono dissolvido, atingindo o lençol freático, para depois aflorar em igarapés de água preta (McCLAIN et al., 1997.)

O COD, encontrado na solução do solo, em parte é originário da água da chuva que chega pela lavagem do dossel da floresta. À medida que a água da chuva passa pelos compartimentos da floresta ela é enriquecida e chega ao solo, com concentrações elevadas de COD (NEU et al., 2016). Outra parte do COD é proveniente da lixiviação da serapilheira, metabolismo de decomposição de plantas, animais e microorganismos, sendo constituído basicamente de ácidos fúlvicos e húmicos, dentre outros compostos orgânicos (ARZHANOVA; VERTEL, 1981). Observamos que as concentrações do COD estão relacionadas não somente com fatores bióticos como atividade de microrganismos e cobertura vegetal, mas também com variáveis abióticas, como a textura do solo, pH, sazonalidade pluviométrica, relevo (MARQUES et al., 2012), e as concentrações de ferro e alumínio do solo.

De forma geral, a solução do solo foi caracterizada como ácida, com pH variando entre 3,5 a 5,3. No baixio, foram registradas as concentrações mais elevadas de COD e os menores valores de pH, o que se deve a

uma fração significativa do COD ser formada por ácidos orgânicos, resultantes dos processos de lixiviação e decomposição (Figura 7). A presença destes ácidos é facilmente percebido pela coloração marrom - amarelada da solução do solo. Guggenberger e Zeach (1993) detectaram concentrações significativamente elevadas de COD em florestas de coníferas com grande aporte de ácidos orgânicos e pH baixo, em relação a outros locais, sugerindo que o aporte de ácidos intensifica a lixiviação de cátions polivalentes, como Al^{+3}, Ca^{+2} e Mg^{+2} e solubilizam a M.O.

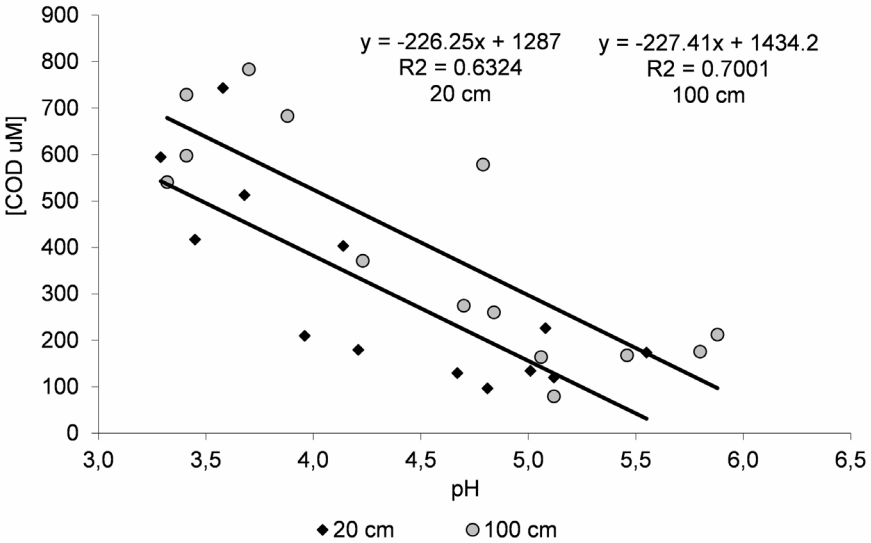


Figura 7. Correlação entre as concentrações de COD e pH da solução do solo.

Quanto à sazonalidade pluviométrica, observamos que o COD apresentou concentrações significativamente mais elevadas em todas as áreas durante o período chuvoso, que compreende os meses de abril a junho e de novembro a dezembro (Figura 8). Durante o período seco, que compreende os meses de julho a outubro, as concentrações decresceram devido à baixa disponibilidade de água no solo. Concentrações de COD estão diretamente associadas à disponibilidade de água no solo, devido ao aumento da atividade biológica e consequente formação de compostos orgânicos solúveis em água (POST et al., 1985; CHRIST; DAVID 1996; KALBITZ et al., 2000).

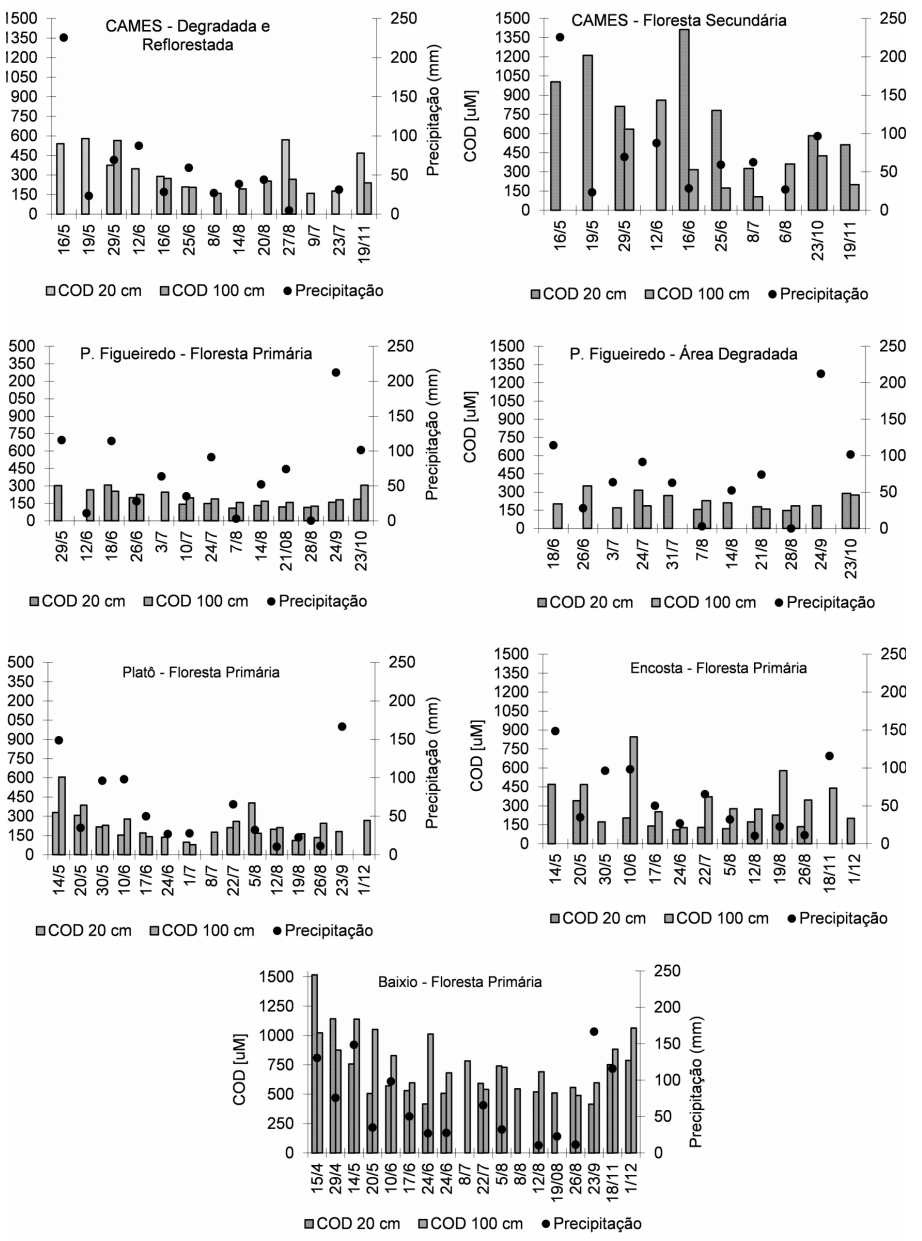


Figura 8. Distribuição sazonal das concentrações de COD e da precipitação.

Associado à sazonalidade, o teor de argila é um atributo do solo que controla o movimento e a disponibilidade de COD. O teor de argila do solo apresentou comportamento inverso à concentração de COD (Figura 9), constituindo assim um dos principais fatores controladores do teor de carbono na solução do solo (PARTON et al., 1987; SCHIMEL et al., 1994). Os processos de adsorção e as superfícies oxidantes dos Latossolos argilosos são mecanismos efetivos de remoção do material orgânico dissolvido da água de infiltração, proporcionando maior estabilidade e proteção à M.O. (McCLAIN et al., 1997). A proteção física permite a liberação lenta e gradual do material orgânico para a solução do solo, o que resultou em concentrações significativamente menores de COD nos Latossolos e Argissolos quando comparado ao Espodossolo.

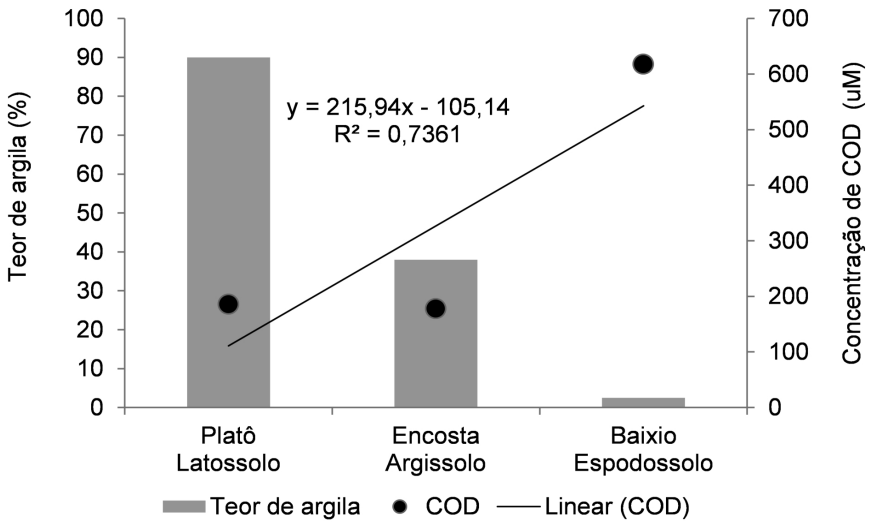


Figura 9. Concentrações medias de COD a 20 cm de profundidade, na solução do solo e o teor de argila do solo, na profundidade 15 a 40 cm, ao longo do gradiente topográfico na área da ZF2, Manaus.

No Espodossolo as concentrações médias de COD durante o período chuvoso foram de 754 ± 222 µM a 20 cm e 974 ± 127 µM a 100 cm de profundidade. Enquanto que durante o período seco, a concentração média foi de 535 ± 92 µM a 20 cm e 681 ± 155 µM a

100 cm de profundidade (Tabela 1). Um dos fatores responsáveis pelas concentrações mais elevadas no Espodossolo é a baixa capacidade de adsorção da fração areia, cuja menor área superficial não permite a estabilização e a retenção do material orgânico neste solo. Isto leva a uma rápida disponibilização do material orgânico via solução do solo, fato já observado por Moore et al. (1992) e Nelson et al. (1993), em florestas temperadas.

Tabela 1. Valores de pH, concentrações de ferro e alumínio do solo e concentrações média do COD na solução do solo, para os períodos seco e chuvoso, nas profundidades 20 e 100 cm.

Local	Relevo	Solo	Prof. (cm)	pH		Al	Chuvoso [COD] µM	Seco
					$mm_c dm^{-3}$			
Fl. Primária	Platô	Latossolo	20	4,29	0,46	19,9	283 ± 60	153 ± 39
			100	5,33	0,05	9,3	407 ± 189	199 ± 65
Fl. Primária	Encosta	Argissolo	20	5,22	0,78	17	229 ± 75	148 ± 40
			100	4,72	0,14	11	455 ± 20	275 ± 85
Fl. Primária	Baixio	Espodossolo	20	3,53	0,14	8,5	754 ± 222	535 ± 92
			100	3,52	0,33	15,4	974 ± 127	681 ± 55

Na Amazônia Central, as áreas de baixio que formam as zonas ripárias, com solos do tipo Espodossolos, correspondem a apenas 1,5 % dos solos da região (RANZINI, 1980; BOULET et al., 1984; CIAT, 1985), a qual é a principal fonte de COD para os igarapés (McCLAIN et al., 1997), o que também foi constatado por Hinton et al. (1998), em trabalho realizado no Canadá. Hinton et al. (1998), constataram que apenas 8% da área da bacia era formada por zonas ripárias, com solos do tipo Espodossolos, mas estas contribuíam com cerca de 32 a 46 % do total de carbono exportado das bacias.

Em Latossolo argiloso, as concentrações médias de COD foram de 283 ± 60 µM, a 20 cm de profundidade, durante o período chuvoso, e 153 ± 39 µM durante o período seco. No Argissolo, a concentração média foi 229 ± 75 µM, a 20 cm de profundidade, durante o período chuvoso e 148 ± 40 µM durante o período seco. Nos Latossolos e Argissolos, além do elevado teor de argila, foram observadas as maiores concentrações de alumínio e de ferro na camada superficial (Tabela 1, Figura 10). Estes metais em pH ácido, juntamente com a M.O., formam precipitados

complexos, estáveis (McDOWELL; WOOD, 1984; McKNIGHT et al., 1992; MOORE et al., 1992; NELSON et al., 1993, KALBITZ et al., 2000) e de alta afinidade (GU, 1994). Estas reações também podem remover as substâncias orgânicas da solução do solo, resultando em baixa disponibilidade de carbono e consequentemente uma baixa saída de COD destes solos.

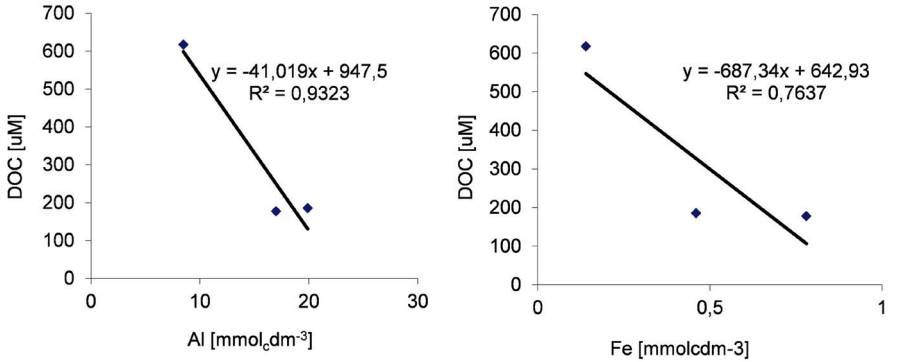


Figura 10. (A) Concentrações médias de COD na solução do solo e concentrações médias de alumínio a 20 cm de profundidade; (B) Concentrações médias de COD na solução do solo e concentrações médias de ferro a 20 cm de profundidade.

Os Latossolos com teores mais elevados de alumínio na camada superficial do solo (0 - 20 cm de profundidade) apresentaram concentrações de COD significativamente menores, o que é um indicativo dos efetivos processos de adsorção e complexação entre carbono e os metais nesta camada (Tabela 1). A 100 cm de profundidade, houve decréscimo significativo destes metais no solo e um aumento de COD, ou seja, existe uma correlação negativa entre COD e os metais ferro e alumínio (Tabela 1, Figura 10A e 10B). Os resultados indicam um enriquecimento de carbono em profundidade na solução do solo, o que difere de alguns estudos realizados por Dawson et al., (1981), Meyer e Tate (1983), Thurman (1985), McClain et al., (1997), Batjes e Dijkshoorn (1999), Kalbitz (2001), Fiedler e Kalbitz (2003), Schwesig et al. (2003), que mostraram decréscimo de COD com o aumento da profundidade.

Telles (2003), ao avaliar estoques de carbono na região de Manaus e Santarém, em Espodossolos, observou acúmulo de carbono orgânico a 45 cm de profundidade no solo, o que foi explicado pelo meio

hidromórfico deste solo. Neste trabalho foi ainda constatado o aumento de COD no sentido montante (platô) para jusante (baixio). Observamos o aumento das concentrações de COD em direção ao baixio, e aumento em profundidade no perfil, o que representa uma via de carreamento e saída de carbono pela água de drenagem escurecida, carregada de substâncias orgânicas, nas áreas do baixio (Figura 11).

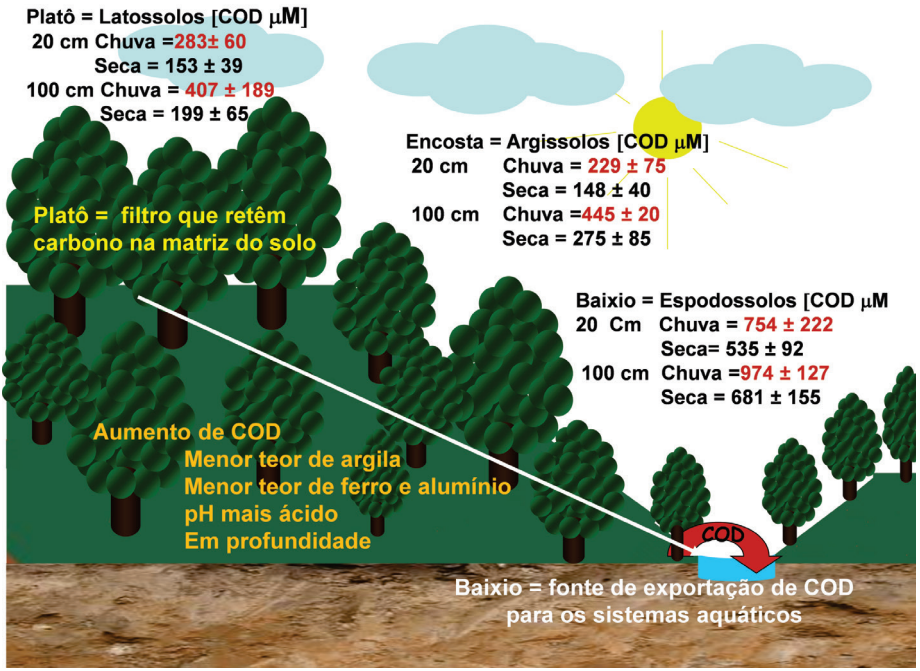


Figura 11. Concentrações médias de carbono orgânico dissolvido [COD, em µM] em diferentes profundidades do solo, nos períodos chuvoso e seco, ao longo de um gradiente topográfico na ZF2 – Manaus, AM.

Quanto ao tipo de cobertura vegetal, as concentrações médias mais elevadas de COD foram registradas na floresta secundária a 20 cm de profundidade, tanto no período seco (533 ± 320 µM), quanto no período chuvoso (922 ± 354 µM), assim como observado por Marques et al. (2012). A 100 cm de profundidade, as concentrações decresceram significativamente, passando de 487 ± 263 µM, no período chuvoso, para 214 ± 133 µM no período seco. Na sucessão secundária, a

serrapilheira mais refrátaria, favorece a maior humificação e acúmulo de C no solo (MESQUITA et al., 1998, MARQUES, et al., 2012).

A floresta em regeneração, muito diferente da floresta primária, com menor complexidade, estabilidade, sofre maiores mudanças microclimáticas durante a estação seca, com maior entrada de luz, associado a um ambiente mais quente e seco, com maior perda de folhas, mecanismo para evitar a perda de água (GÓMEZ-POMPA e VÁZQUEZ-YANES, 1974). A ciclagem da serrapilheira é uma fonte significativa de entrada de carbono ao solo, que ocorre mais intensamente com o início do período chuvoso (SILVA et al., 2009; MARQUES, et al., 2012). Segundo Marques et al. (2012), em sucessão secundária, o contínuo aporte de serrapilheira sobre a superfície do solo, associado aos diferentes sistemas radiculares em profundidade, também podem contribuír para as concentrações mais elevadas de COD neste sistema.

Na área degradada e reflorestada as concentrações de COD foram maiores, quando comparadas à área degradada coberta por gramíneas, e também quando comparado aos platôs das florestas primárias. Estudos realizados em pastagem e floresta primária por Cerri (2003) demonstraram que as concentrações de COD na solução do solo são mais baixas em áreas de floresta quando comparadas às áreas de pastagem. Em áreas de pastagem, a taxa de reposição de carbono é elevada na superfície do solo, devido à atividade do sistema radicular das gramíneas, permitindo que as concentrações de COD se mantenham mais elevadas, quando comparado à floresta primária (VELDKAMP, 1994; SALIMON et al., 2004 MARQUES et al., 2012).

Conclusão

A regeneração natural se mostrou eficiente para a recuperação dos teores de carbono do solo e do carbono orgânico dissolvido na solução do solo, apresentando também uma melhoria considerável na relação C/N do solo. O reflorestamento apresentou sinais de recuperação com níveis mais elevados de carbono quando comparado à área que permaneceu degradada.

As concentrações de COD na solução do solo foram fortemente influenciadas pela textura do solo e sazonalidade pluviométrica. Os Latossolos muito argilosos, sobre as áreas de platô, funcionam como

um filtro de retenção de carbono das águas de percolação, devido aos altos teores de argila, ferro e alumínio. Os Espodossolos arenosos, localizados nas áreas de baixio, são uma fonte potencial de COD para os rios da Amazônia, ou seja, estas áreas parecem funcionar como fator chave na definição dos processos de carreamento de COD para os rios e conectores dos processos biogeoquímicos entre os sistemas terrestres e aquáticos.

Referências

ARZHANOVA, V. S.; VERTEL, Y. F. Trace elements and soluble organic matter in lysimeter water. **Sovietic Soil Science**, v.13, p.72-78, 1981.

BATJES, N. H.; DIJKSHOORN, J. A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, v. 89, p. 273-286, 1999.

BOULET, R. L.Y. et al. Transição latossolos-podzóis sobre a Formação Barreiras na região de Manaus, Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p.325-335, 1984.

CARNEIRO, V. M. C. **Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do Rio Cuieiras, Manaus-AM.** 2004. 67 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL (CIAT) Land in Tropical America: A Guide to Climate, Landscapes, and Soils for Agronomist in Amazonia, the Andean Piedmont, Central Brazil and Orinoco. Geografic Information System (GIS) database, Cali, Colombia. 1985.

CHRIST, M. J.; DAVID, M. B. Dynamics of extractable organic carbon in spodosol forest floors. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 28, p. 1171–1179, 1996.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. **Advances Soil Science**, v. 20, p. 1-90, 1992.

DAWSON, H. J. et al. The molecular-weight and origin of yellow organic-acids. **Soil Science**, v. 132, p. 191-199, 1981.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análises de solo**. CNPS, Rio de Janeiro, 1979.

FIEDLER, S.; KALBITZ, K. Concentrations and properties of dissolved organic matter in forest soils as affected by the redox regime. **Soil Science**, v. 168, p. 793-801, 2003.

FERREIRA, S. J. F. et al. Processos de degradação e recuperação de ecossistemas florestais na Amazônia Central: Alterações no armazenamento de água nos solos. In: **Projeto jacarandá – fase 2:** pesquisas florestais na Amazônia Central. Manaus: INPA, 2003. p.169-178.

GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C. Studies on secondary succession of tropical low-lands: the cycle of secondary species. In: **Proceedings, 1 st International Congress of Ecology**, The Hague, The Netherlands, 1974.

GU, B. et al. Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. **Environ. Science & Technology**, v. 28, p. 38-48, 1994.

GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Dissolved organic carbon controls in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. **Geoderma**, v. 59, p. 109-129, 1993.

HINTON, M. J.; SCHIFF, S. L.; ENGLISH, M. C. Sources and flowpaths of dissolved organic carbon during storms in two forested watersheds of the Precambrian Shield. **Biogeochemistry**, v. 41, p. 175-197, 1998.

HOLDRIDGE, L. R. **Ecologia baseada en zonas de vida.** San Jose, IICA. 1978.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais climatológicas** (1961-1990). Brasília, 1992. 84p.

INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS DA AMAZÔNIA (IPEAN). **Os solos da área Manaus - Itacoatiara**. Manaus, IPEAM, 1969. 177p.

KALBITZ, K.; GEYER, S.; GEYER, W. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances. **Chemosphere,** v. 40, p.1305-1312, 2000.

KALBITZ, K. Properties of organic matter in soil solution in a German fen area as dependent on land use and depth. **Geoderma**, v. 104, p. 203-214, 2001.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: non un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Econômica, México, 1948. 478p.

MARQUES, J. D. de O. et al. Variações do carbono orgânico dissolvido e de atributos físicos do solo sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 2, v. 36, p. 611– 622, 2012.

McCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E.; BRANDES, J. A. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the central Amazon basin of Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, p. 295-311, 1997.

McDOWELL, W. H.; WOOD, T. Podzolization: soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water. **Soil Science**, v. 137, p. 23-32, 1984.

McKNIGHT, D. M. et al. Sorption of dissolved organic-carbon by hydrous aluminum and iron-oxides occurring at the confluence of deer creek with the snake river, summit County, Colorado. **Environmental Science & Technology**, v. 26, p. 1388-1396, 1992.

MELLO, A. W. F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre**. 2003. 74f. Dissertação (Mestrado), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MESQUITA, R.C.G.; WORKMAN, S.; NEELY, C. Slow litter decomposition in a Cecropia-dominated secondary forest of central Amazonia. **Soil Biol. Biochem**, v. 30, p.167-175, 1998.

MEYER, J. L.; TATE, C. M. The effects of watershed disturbance on dissolved organic-carbon dynamics of a stream. **Ecology**, v. 64, p. 33-44, 1983.

MOORE, T. R.; SOUZA, W.; KOPRIVNJAK, J. F. Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. **Soil Science**, v. 154, p. 120-129, 1992.

NELSON, P. N.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. **Biogeochemistry**, v. 19, p. 27-50, 1993.

A dinâmica das formas de uso da terra, o clima e os recursos hídricos

Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental

Daniel Fernandes Rodrigues Barroso, Ricardo de Oliveira Figueiredo, Camila da Silva Pires & Fabíola Fernandes Costa

RESUMO

Este estudo avaliou os impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em 18 microbacias do Nordeste Paraense a partir da análise da concentração de cátions e ânions inorgânicos dissolvidos: cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato e amônio. O estudo foi realizado no Nordeste Paraense, em dezoito microbacias com diferentes usos da terra situadas nos municípios de Marapanim e Igarapé-Açu, pertencentes a bacia do rio Marapanim, e em Mãe do Rio e Irituia, pertencentes na Bacia do Rio Guamá. Quatro dessas microbacias situam-se em fragmentos florestais em bom estado de conservação, sendo então definidas como bacias de referência para comparação com as demais bacias mais antropizadas. O estudo demonstrou a forte influência dos sistemas agropecuários sobre os recursos hídricos, especialmente do sistema de corte e queima e das pastagens no aporte de cálcio, magnésio e potássio. Tais influências foram confirmadas pelas análise estatísticas que mostraram fortes correlações diretas entre o percentual de cultura agrícola e pastagem e as concentrações de cálcio, magnésio e potássio. Da mesma forma, as pastagens também influenciaram na dinâmica de nitrogênio, especialmente a forma orgânica (nitrogênio amoniacal), que ocorreu em maiores concentrações nas microbacias de pastagens, enquanto que na microbacia com uso de sistemas de irrigação e uso de defensivos a base de nitrogênio, o nitrato foi mais elevado. Por outro lado, as florestas são muito importantes para o aporte de nitrato, cloreto e sódio para os recursos hídricos. Assim, a mudança de uso da terra em escala de microbacia causa impactos na dinâmica de nutrientes, pois altera a composição química das águas naturais, podendo assim interferir na qualidade das águas dessas microbacias para os diferentes usos.

Palavras-chave: Bacias antropizadas, conservação, rio Marapanim.

Introdução

O bioma amazônico é caracterizado por uma densa floresta tropical úmida que possui uma enorme biodiversidade, abundância de águas fluviais e muitas riquezas minerais no seu subsolo. Grande parte da floresta amazônica brasileira permaneceu praticamente intacta até o início da era "moderna" do desmatamento, que foi intensificado com a inauguração da rodovia Transamazônica, em 1970 (FEARNSIDE, 2005).

Atualmente a cobertura do solo na Amazônia é dominada por três tipos de paisagem: floresta primária, floresta secundária (capoeiras em diversos estágios de sucessão) e pastagem (SALIMON, 2003). Localizada na Amazônia oriental, a mesorregião Nordeste Paraense representa um importante pólo agropecuário da economia paraense (REBELLO et al., 2011), principalmente a agricultura itinerante de derruba e queima da vegetação secundária ou de pousio (localmente denominada como capoeira) e o estabelecimento de amplas pastagens. Por exemplo, em três microbacias hidrográficas no Nordeste Paraense avaliadas por Watrin et al. (2009), áreas de floresta secundária em estágios sucessionais iniciais foram mais representativas em duas das três microbacias, e pastagens representaram o padrão dominante de uso da terra em todas as três microbacias, com predominâncias da classe pasto sujo.

As atividades agropecuárias podem causar vários impactos sobre o meio ambiente e para os recursos hídricos. Os impactos ambientais de atividades agropecuárias decorrem principalmente de fatores, segundo Sambuichi et al. (2012): da mudança do uso do solo, resultante do desmatamento e da conversão de ecossistemas naturais em áreas cultivadas, e da degradação das áreas cultivadas, causada por práticas de manejo inadequadas. Vários autores citam diferentes impactos sobre os recursos hídricos provenientes de atividades agropecuárias. Markewitz et al. (2001) citam que o desmatamento, a queima da floresta e as atividades agropecuárias alteram os fluxos de nutrientes nos ecossistemas amazônicos, refletindo em impactos sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Os efeitos das mudanças de usos da terra para a implantação de atividades agropecuárias são

mais evidentes quando avaliados os rios menores (de 1ª e 2ª ordem), segundo Krusche et al. (2005). As atividades agrícolas são importantes fontes de poluição das águas, pois os sedimentos oriundos da erosão de solos e sobrepastejo (MILLER-JUNIOR, 2008), aliados ao uso de pesticidas e fertilizantes, contribuem para a contaminação das fontes de águas. A contribuição das atividades agropecuárias como fonte de nutrientes, poluentes e sedimentos para os igarapés pode ocorrer também, via escoamento superficial de água da chuva em solos de pastagens (TELES; DOMINGUES, 2006). As atividades agrícolas também estão associadas à salinização da água superficial, eutrofização de corpos hídricos, contaminação por agrotóxicos nos compartimentos solo e água, e alterações dos padrões de erosão e sedimentação nas bacias (BRASIL, 2011).

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias localizadas no Nordeste Paraense a partir de análise da concentração de cátions e ânions inorgânicos dissolvidos.

Material e métodos

Caracterização das mesobacias

A localização da área de estudo no Nordeste Paraense está apresentada na Figura 1. A Área 1 é a mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua e pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim. A mesobacia fica localizada nos municípios de Marapanim e Igarapé-Açu. Já a Área 3 é a mesobacia do Igarapé Peripindeua, que pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Guamá, localizada nos municípios de Mãe do Rio e Irituia. Nas Áreas 2 e 4, localizadas em São Francisco e Capitão Poço, respectivamente, predominam remanescentes florestais, que representam área superior a 85% da área de cada uma dessas microbacias, sendo assim escolhidas como microbacias de referência para o presente estudo. A Área 2 pertence a Bacia de Marapanim e a Área 4 pertence a Bacia do Guamá.

Neste estudo, foram avaliadas dezoito microbacias localizadas nessas quatro áreas. Nove dessas microbacias situam-se na bacia do Rio Marapanim, sendo que sete localizam-se na área da mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua (Área 1), e as outras duas microbacias pertencem a mesobacia do Rio Inhaga (Área 2); estas serviram de referências por estarem concentradas em fragmentos de florestas em bom estado de conservação. As demais nove microbacias estão na Bacia do Rio Guamá, sendo sete localizadas na área da mesobacia do Igarapé Peripindeua (Área 3), enquanto que as outras duas microbacias pertencem a mesobacia do Rio Arauaí (Área 4) e serviram de referencias por estarem localizadas em fragmento florestal em bom estado de conservação.

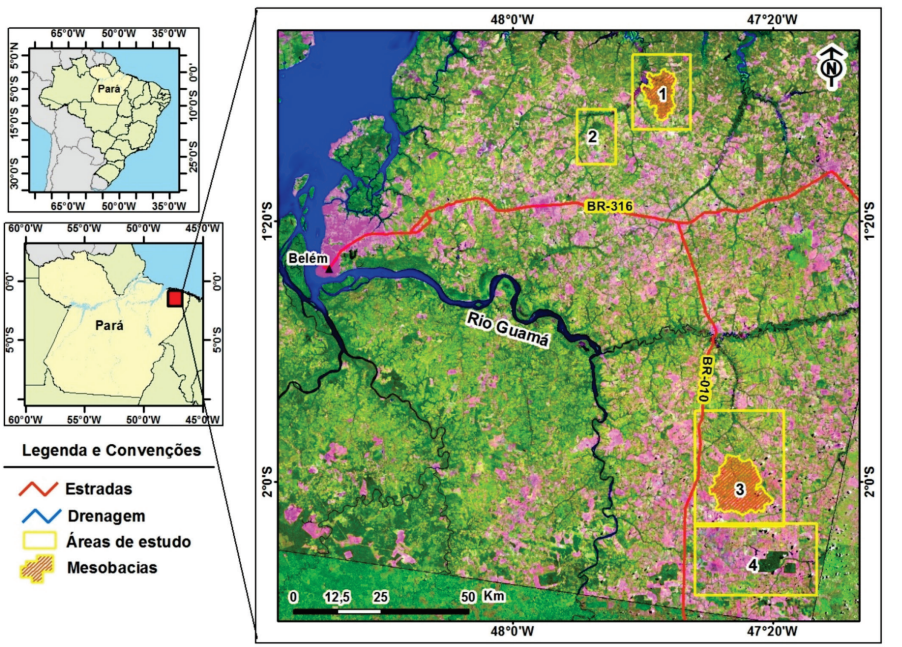


Figura 1. Localização das quatro áreas alvos deste estudo: 1 (Mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua); 2 (Área de referência que contém duas microbacias contribuintes do Rio Inhaga); 3 (Mesobacia do Igarapé Peripindeua); e 4 (Área de referência que contém duas microbacias contribuintes do Rio Arauaí).

As mesobacias dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua (Área 2), tributários da margem esquerda do rio Marapanim, localizam-se ao sul do município de Marapanim e representam uma pequena parcela do território do município de Igarapé-Açu. O município de Marapanim integra a Microrregião do Salgado e, assim como o município de Igarapé-Açu, que pertence a Microrregião Bragantina, é uma antiga área de colonização da Amazônia (SÁ et al., 2007).

A mesobacia do Igarapé Peripindeua (Área 3) situa-se nos municípios de Mãe do Rio e Irituia, e pertence à Microrregião Guamá. Os acidentes hidrográficos mais importantes destes municípios são os rios Mãe do Rio e Irituia, afluentes da margem esquerda do Rio Guamá. A mesobacia do Igarapé Peripindeua refere-se a área drenada por tributário da margem direita do Rio Irituia.

A seleção das microbacias para avaliação pelo presente estudo ocorreu entre junho e agosto de 2009. Durante as campanhas de campo para seleção das microbacias, os seguintes aspectos foram observados: (a) acesso para facilitar a logística dos trabalhos de campo, (b) características físicas do ambiente, como a área de drenagem de cada microbacia, (c) os usos da terra predominantes em cada uma delas e (d) análise preliminar de parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica) nas águas desses riachos.

Baseados nos critérios descritos acima, foram selecionadas 18 microbacias com diversos usos agropecuários e florestais. As microbacias pertencentes a Marapanim receberam os códigos de M1 a M7 (na mesobacia dos igarapés Buiúna e Timboteua) e as referências foram codificadas como MR1 e MR2. Já as microbacias do Guamá foram codificadas de G1 a G7 (na mesobacia do Igarapé Peripindeua) e as referências receberam os códigos GR1 e GR2. Os códigos das microbacias, o nome dos igarapés, as coordenadas geográficas, a área de cada microbacia e o uso predominante em de cada microbacia do presente estudo estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Código das microbacias, nome do igarapé, coordenadas geográficas, área da microbacia e uso da terra predominante nas microbacias das áreas de estudadas.

Código das micro-bacias	Igarapé	Latitude	Longitude	Área (ha)	Uso da terra predominante
M1	Sem nome	01°03’16.19”S	47°36’30.86”W	37,55	Agropecuária
M2	Buiúna	01°01’30.20”S	47°38’22.95”W	42,49	Agropecuária
M3	Pachibá	01°00’24.20”S	47°37’58.08”W	63,79	Agropecuária
M4	Pirape-ma	00°57’40.61”S	47°35’15.86”W	48,67	Agropecuária
M5	Breu	01°00’44.32”S	47°39’01.82”W	113,80	Agropecuária
M6	Ubim	00°59’36.08”S	47°38’42.59”W	29,61	Agropecuária
M7	Passa-gem	01°00’11.79”S	47°37’35.23”W	140,72	Agropecuária
MR1	Sem nome	01°06’31,12”S	47°47’43,33”W	21,76	Floresta
MR2	Sem nome	01°05’34,48”S	47°48’20,57”W	105,75	Floresta
G1	Seringa	02°03’03,62”S	47°21’57,11”W	59,42	Agropecuária
G2	Tributá-rio do Areia	02°03’00,76”S	47°24’04,97”W	113,81	Agropecuária
G3	Divisa	02°04’06,25”S	47°23’55,30”W	63,79	Agropecuária
G4	Areia	02°04’08,41”S	47°24’27,55”W	114,15	Agropecuária
G5	Muquém	02°02’48,15”S	47°28’06,62”W	149,16	Agropecuária
G6	Chico Lopes	02°02’26,98”S	47°26’55,56”W	33,78	Agropecuária
G7	Puraquê	01°58’05,47”S	47°26’22,83”W	29,79	Agropecuária
GR1	Golpe	02°12’33,77”S	47°17’40,81”W	334,47	Floresta
GR2	Água Fria	02°11’53,66”S	47°19’57,29”W	229,35	Floresta

Para a análise das características ambientais das áreas estudadas, as duas mesobacias correspondentes às áreas 1 e 3 foram segmentadas em microbacias, com a utilização da ferramenta SWAT2000 (DI LUZIO et al. (2002), tendo como base a hidrografia digitalizada de cartas topográficas em escala 1:100.000. Esta delimitação foi baseada em um Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT) determinado a partir de dados da Shuttle Radar Topography Mission - SRTM. As análises foram feitas de modo a delimitar microbacias com áreas entre dezenas e poucas centenas de hectares (entre 20-350 hectares). O predomínio de uma classe de uso da terra foi determinado a partir da inspeção visual de limite das microbacias sobreposto a composições coloridas (baseadas em imagens de Satélite Landsat, sensor TM, RGB345) sobre as áreas das mesobacias, além da checagem de campo.

Procedimentos de campo e de laboratório

As campanhas de campo foram realizadas mensalmente de outubro de 2009 a setembro de 2010, totalizando 216 coletas de amostras de água fluvial, as quais que se referiram a doze coletas em cada ponto de amostragem representativo de cada um dos dezoito igarapés das microbacias avaliadas.

As coletas de água fluvial para análise de cátions - cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^{+}), potássio (K^{+}) e amônio (NH_4^{+}) - e de ânions - cloreto (Cl^{-}), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^{-}) e fosfato (PO_4^{3-}) - foram realizadas por meio da imersão, a 20-25 cm da coluna d'água, de frascos de polipropileno de boca larga (capacidade de 250 mL), previamente lavados com solução ácida (HCl 10%) e água deionizada ultra-pura (Milli-Q). Estes frascos foram totalmente preenchidos com amostras de água dos igarapés visando minimizar a presença de ar no interior do frasco e, em seguida, conservados sob refrigeração a 4^{o}C até o momento das análises laboratoriais (Cetesb, 1978).

Após cada coleta, as amostras eram trazidas ao Laboratório de Ecofisiologia da EMBRAPA Amazônia Oriental, em Belém (PA), onde

eram filtradas através de membranas de policarbonato (diâmetro do poro = 0,4 µm; diâmetro da membrana = 47 mm; marca Millipore) em kit de filtração de polipropileno (Sterifil Aseptic System, da Millipore), utilizando uma bomba a vácuo livre de óleo lubrificante (marca Gast), sendo estocadas a 4°C em refrigerador até as análises no cromatógrafo iônico (Dionex DX-120, acoplado ao amostrador automático Dionex AS-40). Neste equipamento, as espécies químicas, após interação com coluna analítica específica (Ion Pac AS 22, para ânions, e Ion Pac CS 12, para cátions), foram medidas por um detector de condutividade.

Analise estatística

Para a verificação da relação entre a hidrogeoquímica fluvial e o uso e a cobertura da terra nas microbacias foi aplicada o teste de correlação de Spearman. Dessa maneira, foi avaliada a correlação entre as concentrações iônicas medidas nas águas fluviais e os percentuais de uso e cobertura da terra observados nas microbacias de drenagens.

Resultados e discussão

Concentração de cátions: Cálcio, Magnésio, Sódio e Potássio

As concentrações de cátions e ânions estão apresentados na Tabela 2:

✓ Cálcio

Na Bacia de Marapanim, as maiores concentrações médias de cálcio (Ca^{2+}) ocorreram nos igarapés das microbacias M6, M4 e M5 (Figura 2a). Na M6 e na M5 (ambas com influência da agricultura de derruba e queima), as concentrações médias (± erro padrão) foram respectivamente de 41,92 (±3,97) µE L^{-1} e 33,92 (±1,36) µE L^{-1}. Na M4 (com ampla área de pastagem) a concentração de Ca^{2+} foi de 37,27 (±2,38) µE L^{-1}. Essas concentrações estão acima das concentrações encontradas nas referências (MR1 e MR2), que apresentaram valores de 13,82 (±0,61) µE L^{-1} e 13,29 (±0,67) µE L^{-1}.

As maiores concentrações de Ca^{2+} em M6 ocorreram provavelmente devido à queima de uma área para o plantio de mandioca, durante o mês de novembro de 2009. Durante o processo de queima, o fogo se espalhou e queimou parte da vegetação ripária dessa microbacia, conforme Barroso et al (2015). Da mesma forma que em M6, as altas concentrações em M5 podem ter resultado da mesma prática agrícola. Já em M4, a concentração elevada de cálcio também pode ter sido oriunda da queimada que comumente se faz para o preparo e renovação de pastagens, ou ainda pela imobilização de Ca^{2+} pelos compostos orgânicos do esterco do gado, como constataram Freitas et al. (2007).

O aporte de cálcio nas águas de igarapé devido à agricultura de derruba e queima foi atribuído por Wickel (2004) às cinzas da vegetação queimada, que são ricas nesse soluto e alcançam as águas fluviais via escoamento superficial. Isso A perda de cálcio por escoamento superficial em sistema de agrícola de derruba e queima da vegetação também foi constatado por Silva et al. (2005) em seu trabalho sobre transferências de nutrientes por escoamento superficial para igarapés em áreas agrícolas sob diferentes sistemas de preparo de área para plantio no Nordeste Paraense.

O teste de correlação entre as classes de uso da terra e a concentração de cálcio na bacia do rio Marapanim indicou uma correlação direta com o percentual de pastagem (r_s= 0,683 e ρ= 0,000), com o percentual de cultura agrícola (r_s= 0,424 e ρ= 0,000) e correlação inversa com o percentual de floresta (r_s= -0,551 e ρ= 0,000) e com o percentual de capoeira baixa (r_s= -0,457 e ρ=0,000). A análise estatística está coerente com resultados obtidos neste estudo e indica que as atividades agropecuárias são fontes importantes de cálcio para os igarapés nessa região. É notável também a ocorrência de menores concentrações de Ca^{2+} nas bacias florestadas em relação às bacias cujas terras são ocupadas por cultivos agrícolas e pastagem.

Tabela 2. Médias e erros-padrão das concentrações de cátions e ânions nas águas das microbacias avaliadas.

Parâmetros	CÁTIONS			
Microbacia	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}
	($\mu E\ L^{-1}$)	($\mu E\ L^{-1}$)	($\mu E\ L^{-1}$)	($\mu E\ L^{-1}$)
M1	18,20 (±1,66)	29,93 (±2,09)	71,63 (±2,68)	10,32 (± 0,70)
M2	9,69 (±0,50)	19,32 (±0,36)	73,10 (±0,82)	4,39 (± 0,36)
M3	15,64 (±0,60)	26,92 (±0,38)	78,17 (±0,99)	3,72 (± 0,28)
M4	37,37 (±2,38)	37,96 (±1,74)	68,63 (±2,28)	17,89 (± 2,42)
M5	33,92 (±1,36)	35,88 (±0,91)	69,15 (±1,15)	6,53 (± 0,63)
M6	41,92 (±3,97)	54,23 (±0,89)	64,82 (±1,19)	10,63 (± 0,65)
M7	18,52 (±1,95)	27,98 (±1,07)	78,85 (±0,85)	5,03 (± 0,46)
MR1	13,83 (±0,61)	29,95 (±0,45)	95,32 (±1,45)	5,33 (± 0,42)
MR2	13,29 (±0,67)	23,52 (±0,72)	82,93 (±2,56)	6,70 (± 0,55)
G1	29,92 (±3,56)	36,84 (±1,12)	132,20 (±12,60)	9,06 (± 1,32)
G2	38,75 (±2,04)	36,73 (±2,10)	129,70 (±13,20)	20,16 (± 5,12)
G3	30,77 (±1,53)	34,87 (±1,62)	89,67 (±3,06)	14,45 (± 3,50)
G4	25,55 (±6,01)	31,72 (±2,13)	105,4 (±13,00)	8,04 (± 2,63)
G5	272,00 (±19,50)	43,07 (±3,35)	67,46 (±4,45)	9,76 (± 2,49)
G6	58,59 (±1,95)	37,51 (±1,94)	109,98 (±5,88)	19,56 (± 1,96)
G7	82,03 (±4,95)	34,52 (±2,28)	85,87 (±3,19)	10,61 (± 3,38)
GR1	22,69 (±1,22)	37,99 (±1,37)	109,61 (±3,82)	10,43 (± 0,74)
GR2	20,51 (±1,79)	38,81 (±1,33)	112,10 (±11,00)	12,51 (± 1,12)

Tabela 2 (Cont). Médias e erros-padrão das concentrações de cátions e ânions nas águas das microbacias avaliadas.

Parâmetros	ÂNIONS				
Microbacia	Cl^-	SO_4^{2-}	$N_NO_3^-$	$P_PO_4^{3-}$	$N_NH_4^+$
	(µE L^{-1})	(µE L^{-1})	(µE L^{-1})	(µE L^{-1})	(µE L^{-1})
M1	84,32 (± 4,52)	17,74 (± 0,26)	11,03 (±0,41)	0,055 (±0,017)	1,71 (±0,61)
M2	83,41 (±2,61)	31,02 (± 1,06)	1,56 (±0,31)	0,075 (±0,017)	2,11 (±0,44)
M3	79,50 (±0,82)	16,03 (± 0,28)	6,31 (±0,29)	0,096 (±0,031)	1,88 (±0,72)
M4	86,83 (±1,99)	13,61 (± 0,92)	1,11 (±0,25)	0,054 (±0,017)	9,23 (±1,45)
M5	79,22 (±1,28)	16,78 (± 0,54)	1,72 (±0,27)	0,055 (±0,016)	2,80 (±0,78)
M6	79,14 (±0,72)	7,12 (± 0,24)	21,90 (±1,13)	0,160 (±0,090)	1,12 (±0,30)
M7	81,61 (±1,11)	10,99 (± 0,43)	2,55 (±0,18)	0,064 (±0,017)	2,28 (±0,64)
MR1	109,78 (±6,73)	10,88 (± 0,25)	17,22 (±0,54)	0,088 (±0,020)	1,73 (±0,44)
MR2	106,05 (±2,39)	13,28 (± 0,27)	7,56 (±0,51)	0,049 (±0,011)	2,35 (±0,74)
G1	101,88 (±5,06)	10,84 (± 1,22)	1,45 (±0,41)	0,092 (±0,041)	0,93 (±0,42)
G2	98,30 (±10,20)	7,55 (± 1,14)	0,83 (±0,24)	0,091 (±0,033)	1,82 (±0,46)
G3	93,47 (±9,81)	16,19 (± 4,96)	0,85 (±0,24)	0,039 (±0,010)	1,59 (±0,47)
G4	85,62 (±5,90)	16,43 (± 1,33)	3,81 (±0,42)	0,048 (±0,011)	0,86 (±0,18)
G5	84,70 (±11,50)	8,62 (± 1,44)	1,06 (±0,43)	0,033 (±0,013)	2,84 (±0,76)
G6	90,85 (±5,60)	15,53 (± 0,77)	0,51 (±0,11)	0,625 (±0,524)	4,60 (±1,52)
G7	88,91 (±9,36)	18,25 (± 2,10)	2,88 (±0,33)	0,291 (±0,144)	1,74 (±0,73)
GR1	102,55 (±5,46)	11,59 (± 0,73)	5,11 (±0,24)	0,039 (±0,013)	1,73 (±0,46)
GR2	118,95 (±7,92)	14,53 (± 2,79)	7,09 (±2,29)	0,105 (±0,038)	3,86 (±1,51)

Na Figura 2b estão apresentadas as concentrações médias de Ca^{2+} nas águas dos igarapés das microbacias avaliadas na bacia do rio Guamá. Destaca-se a concentração (média ± erro padrão) bem mais elevada no igarapé Muquém (G5), com valores de 272,00 (±19,50) µE L^{-1}. A concentração de Ca^{2+} neste igarapé foi quase 12 vezes mais elevada que em GR1 com 22,69 (±1,22) µE L^{-1} e mais de 13 vezes que a GR2 com 20,51 (±1,79) µE L^{-1}. Mesmo a microbacia agrícola G7, que apresentou a segunda maior concentração média de cálcio (82,03 ± 4,95 µE L^{-1}), ficou em um patamar três vezes menor que o de G5.

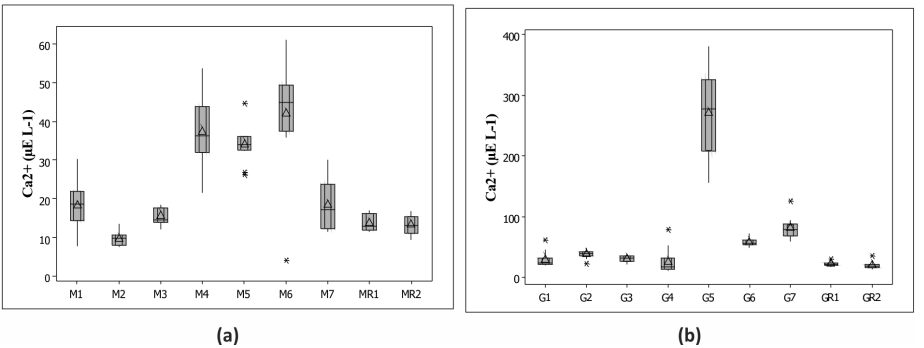


Figura 2. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Ca^{2+} das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (outliers, representados por asterisco), n=12, exceto na G6 (n=11).

Provavelmente a principal fonte natural desse íon para a água fluvial de G5 é o solo originado da dissociação de rochas carbonatadas, uma vez que a região onde está situada a bacia do Peripindeua ocorre a formação Ipixuna, a qual apresenta afloramento de caulim (VALENTE, et al., 2011). Todas as demais microbacias apresentaram maiores teores de cálcio, quando comparadas com as referências. É comum, nesses igarapés da região, a queima de pasto durante a estação seca para a sua renovação durante o período chuvoso, como constatado em campo, o que pode também ocasionar altas concentrações na G5. Em estradas não pavimentadas (características da G5 e da G2) com solos ricos em cálcio e potássio, o movimento de veículos ocasiona a ressuspensão para o ar de partículas de solos ricas nesses elementos, que consequentemente atingem os corpos d'água (CAMPOS, 2010).

A análise de correlação entre classes de uso da terra e a concentração de cálcio na bacia do rio Guamá mostrou uma correlação fraca e direta com pastagem (r_s= 0,349 e ρ=0,000), capoeira baixa (r_s=0,419 e ρ=0,000), solo exposto (r_s= 0,349 e ρ=0,000) e mata de várzea (r_s=0,379 e ρ=0,000), e uma correlação inversa com floresta (r_s=- 0,459 e ρ=0,000). Apesar de não ser forte, as correlações demonstraram que a mudança de uso da terra para a implantação de atividade agropecuárias pode provocar maiores entradas de cálcio para os igarapés do Guamá, da mesma forma como observado para a bacia do rio Marapanim.

✓ Magnésio

As concentrações de magnésio (Mg^{2+}) nos igarapés das microbacias da bacia do Marapanim (a) da bacia do Guamá (b) estão apresentadas na Figura 3. As maiores concentrações de Mg^{2+} ocorreram em M6, M4 e M5, assemelhando-se ao cálcio. Na M6, a concentração média (± erro padrão) foi de 54,23 (±0,89) µE L^{-1}, enquanto que na M4 foi de 37,96 (±1,74) µE L^{-1} e na M5 foi de 35,88 (±0,91) µE L^{-1}. Enquanto que nas microbacias de referências, os valores médios foram de 29,95 (±0,45) e 23,52 (±0,72) µE L^{-1} em MR1 e MR2, respectivamente.

Outra razão que pode explicar as altas concentrações de magnésio e de cálcio nas águas fluviais dos igarapés sob influência de pastagem de gado bovino (M4 e G5) é a imobilização desses elementos no solo. Freitas et al. (2007) relataram que o esterco bovino provoca a imobilização desses nutrientes nas camadas mais superficiais do solo, o que os tornam mais suscetíveis a maiores perdas pelos diferentes caminhos hidrológicos.

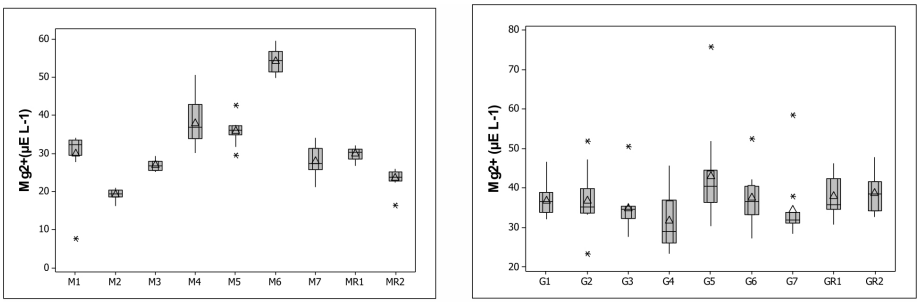


Figura 3. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Mg^{2+} das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), n=12, exceto na G6 (n=11).

Ressalta-se que a maior concentração média de Mg no igarapé Ubim (M6) pode estar relacionada a queima de sua vegetação ripária que ocorreu em dezembro de 2009 durante o preparo de área para cultivo agrícola nas suas proximidades. O risco de incêndio da vegetação durante as queimadas para preparo de área na Amazônia já havia sido reportado por Uhl, Bezerra e Martini (1997). A queima da vegetação ripária dessa microbacia pode ter sido determinante para aumentar as concentrações de cálcio e magnésio (e mesmo potássio) nesse igarapé.

Durante o mês de dezembro, com a incidência das primeiras chuvas, ocorreu aumento nas concentrações de cálcio e magnésio nas águas fluviais dessa microbacia. O volume de chuvas naquele mês foi de 154,30 mm, de acordo com dados da estação pluviométrica da Universidade Federal Rural da Amazônia em Igarapé-Açu (BARROSO, et al., 2015). A roça queimada, preparada à montante do ponto de coleta, influenciou determinantemente na dinâmica desses nutrientes, pois situa-se em cota topográfica superior ao ponto de coleta no igarapé e a ação das primeiras chuvas na região provocou arraste de magnésio via escoamento superficial para as aguas dessa microbacia. Wickel (2004) constatou também a entrada de cálcio e magnésio num igarapé de uma microbacia nessa mesma região onde o uso do fogo era adotado para o preparo de área de cultivo.

Figueiredo (2007) também analisou aspectos hidrológicos e hidroquímicos em uma microbacia com presença de agricultura de derruba e queima no Nordeste Paraense e observou que os principais íons transferidos do solo para a água do igarapé foram justamente o cálcio e o magnésio. As altas concentrações de magnésio, juntamente com as de o cálcio, podem ser decisivas para aumentar a condutividade elétrica nesse igarapé, embora a análise de correlação não demonstre essa tendência.

Na bacia de Marapanim, houve correlação significativa e direta entre as concentrações de Mg e o percentual de pastagem (r_s=0,615 e ρ=0,000) e o de cultura agrícola (r_s=0,410 e ρ=0,000), porém a correlação foi significativa e indireta entre Mg e floresta (r_s=-0,593 e ρ=0,000) e capoeira baixa (r_s=0,677 e ρ=0,000). Por outro lado, na bacia do Guamá, não observou-se correlação significativa entre as concentrações de Mg com

quaisquer classes de uso e cobertura da terra. Os resultados estatísticos encontrados para a bacia do rio Marapanim ressaltam a importância dos maiores valores de concentrações de solutos encontrados na M4 (pastagem) e na M6 (cultura de mandioca e preparo de área com uso de fogo), quando comparados com os medidos nas bacias florestadas.

✓ Sódio

Dentre as microbacias de Marapanim, a maior concentração média (± erro padrão) sódio (Na^+) ocorreu na M7 com 78,85 (±0,99) μE L^{-1}, enquanto que M6 apresentou a menor concentração com 64,82 (±1,19) μE L^{-1} (Figura 4a). Essas concentrações de Na^+ são menores que as das microbacias de referência, cujos valores foram 95,32 (±1,45) μE L^{-1} e 82,93(±2,56) μE L^{-1} em MR1 e MR2, respectivamente. Também em Guamá, há indicativo que as microbacias florestadas apresentaram maiores concentrações médias de sódio (Figura 4b), sugerindo que os ecossistemas florestais são importantes fontes desse nutriente para os rios e que, com a mudança de uso da terra para a implantação de atividades agropecuárias, esse elemento é transferido em menores taxas para os rios.

As florestas parecem ser, portanto, determinantes para as concentrações de sódio nas águas fluviais da região. Tal fato decorre da lavagem da parte aérea das árvores pela água da chuva, que assim contribuem decisivamente para o conteúdo de sódio na composição química das águas de igarapés. Melo e Sá (2002) estudaram a água do "throughfall" em floresta primária no Nordeste Paraense e concluíram que o sódio foi o segundo elemento em termos de contribuição do dossel para a química da água. Isto ocorre porque a deposição seca concentra este elemento no dossel da floresta e a água da chuva, ao passar pelo dossel florestal, é enriquecida com este elemento. Wickel (2004), estudando a química de água de chuva na bacia do igarapé Cumarú, no município de Igarapé-Açu (PA), verificou que o sódio é o cátion mais abundante na chuva, o que indica que a principal fonte de sódio nas águas dos igarapés pode decorrer da interação da água da precipitação com o dossel florestal.

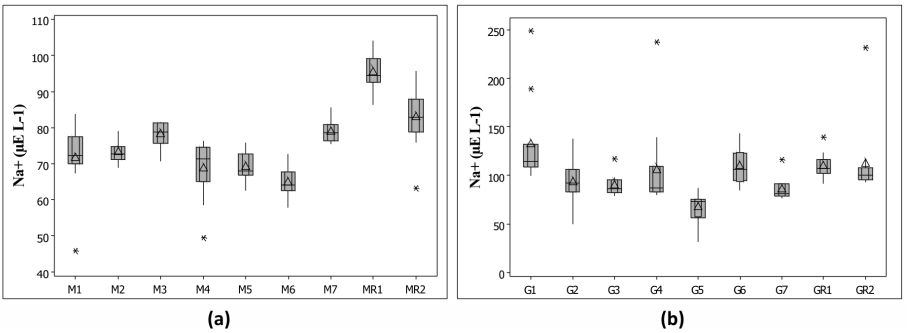


Figura 4. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Na^+ das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), n=12, exceto na G6 (n=11).

O teste de correlação entre concentração de Na e uso da terra na bacia de Marapanim, apresentou resultados semelhantes com os obtidos para as suas microbacias. Observou-se para Marapanim uma correlação significativa e direta de Na com o percentual de floresta (r_s = 0,697 e ρ=0,000) e correlação negativa com pastagem (r_s= -0,678 e ρ=0,000), capoeira alta (r_s= -0,462 e ρ=0,000) e cultura agrícola (r_s = -0,354 e ρ=0,000). Tal fato confirma a hipótese de que as florestas são determinantes para as concentrações de sódio nas águas fluviais da região dessa mesobacia.

Por outro lado, na bacia do Guamá, observou-se correlação fraca e/ou inversa entre a concentração de Na e as classes de uso da terra, a saber: pastagem (r_s= -0,324 e ρ=0,000) e floresta (r_s=0,339 e ρ=0,000) e cultura agrícola (r_s=302 e ρ=0,001).

✓ Potássio

A Figura 5 apresenta as concentrações de potássio (K^+) nos igarapés das microbacias da bacia do Marapanim (a) e Guamá (b). A maior concentração média de K^+ ocorreu na M4, que possui alto percentual de área de pastagem, seguida da M6, onde a prática de derruba e queima na agricultura foi observada, as quais apresentaram valores de 17,89 (±2,42) µE L^{-1} e 10,63 (±0,65) µE L^{-1}, respectivamente. Destaca-se

também a M1 com média de 10,32 (±0,70) µE L^{-1}, enquanto que nas microbacias de referência as concentrações de K^+ foram 5,03 (±0,46) µE L^{-1} em MR1 e 5,33 (±0,42) µE L^{-1} em MR2. As maiores concentrações de potássio (K^+) nos igarapés das microbacias da bacia do Guamá ocorreram na G2 com média (± erro padrão) de 20,16 (±5,12) µE L^{-1} e na G6 com média (± erro padrão) de 19,56 (±1,96) µE L^{-1}. Esses valores estão acima das concentrações nos igarapés das microbacias de referência, que apresentaram valores de 10,43 (±0,74) µE L^{-1} na GR1 e 12,51 (±1,12) µE L^{-1} na GR2.

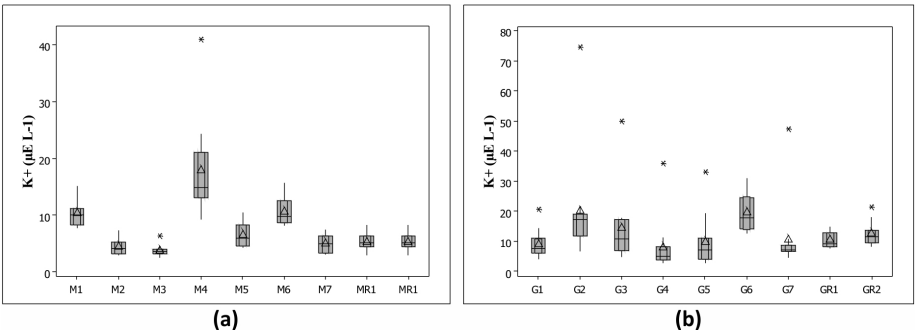


Figura 5. Gráficos do tipo boxplot dos valores de K^+ das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), n=12, exceto na G6 (n=11).

O igarapé Pirapema da microbacia M4 em Marapanim, assim como o igarapé G2 no Guamá, que apresentaram maiores concentrações de K^+, servem de bebedouro para os gados, que entram em suas águas e assim promovem aporte de material rico em K^+, como a urina. Estudo de Germer et al. (2009) também concluiu que as pastagens (devido a urina dos bovinos) são fontes desse soluto para os cursos d'água.

A queima da biomassa vegetal para a renovação das pastagens (M4 e G2) e da roça e da vegetação ripária no caso da M6 pode também contribuir para o aumento da concentração de potássio nessas águas. Já na M1, os sistemas de produção agropecuários, incluindo sistemas agroflorestais, com sistemas de irrigação e uso de fertilizantes químicos

(NPK), parecem ser determinantes para as altas concentrações desse soluto no igarapé. Campos (2010) cita o uso de fertilizantes e a queima da biomassa como importantes fontes de K^+ para a água e que este cátion encontrado na água da chuva pode ser um marcador da queima da biomassa.

Na bacia do Marapanim, houve correlação direta entre a concentração de K e o percentual de pastagem (r_s= 0,329 e ρ=0,000) e o percentual de cultura agrícola (r_s= 0,451 e ρ=0,000). No entanto, a concentração de K apresentou correlação inversa com o percentual de floresta (r_s= -0,466 e ρ=0,000) e o de capoeira baixa (r_s= - 0,541 e ρ=0,000). Por sua vez, na bacia de Guamá não observou-se correlação significativa entre as classes de uso da terra e as concentrações de K.

Concentração de ânions: Cloreto, sulfato, fosfato, nitrato e amônio

- ✓ **Cloreto**

Na bacia do Marapanim, as maiores concentrações de Cl^- ocorreram nas duas microbacias florestadas (MR1 e MR2) com concentração média (± erro padrão) de 109,78 (±6,73) µE L^{-1} na MR1 e de 106,05 (±2,39) µE L^{-1} na MR2 (Figura 6a). Em M4 (pastagem), a concentração média foi 86,83 (±1,99) µE L^{-1}, sendo esta a microbacia que apresentou a maior concentração média dentre as microbacias com uso agropecuário, e pode ser explicada pela entrada de cloreto nas águas desse igarapé provenientes de sal mineral, que faz parte da dieta do gado (BIGGS et al., 2002). A análise de correlação de Spearman na bacia de Marapanim indica uma correlação direta entre cloreto e floresta (r_s= 0,582 e ρ=0,000), e correlação inversa com as demais classes de uso com destaque para pastagem (r_s=-0,437 e ρ=0,000), capoeira alta (r_s= -0,661 e ρ=0,000), cultura agrícola (r_s= -0,412 e ρ=0,000) e solo exposto (r_s= -0,484 e ρ=0,000). Estes resultados estatísticos são coerentes com os resultados já discutidos, ou seja, as maiores concentrações de Cl^- ocorreram em microbacias florestadas e as menores nas bacias com uso agropecuário.

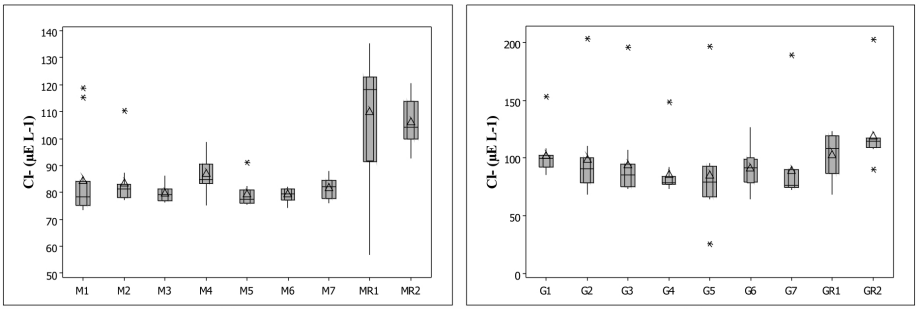


Figura 6. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Cl^- das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), Interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), n=12.

Da mesma forma que nas microbacias de Marapanim, as microbacias florestadas do Guamá apresentaram maiores concentrações de Cl^- do que as microbacias com uso agropecuário. Nas microbacias florestadas GR1 e GR2, as concentrações de Cl^- foram 102,55 (±5,46) µE L^{-1} e 118,95 (±7,92) µE L^{-1}, respectivamente (figura 35). Houve correlação fraca e direta entre=cloreto e floresta (r_s=0,424 e ρ=0,000), e correlação inversa com as demais classes de uso, com destaque para a pastagem (r_s= -0,418 e ρ=0,000), o que indica que as florestas contribuem para o aporte de cloreto para as águas fluviais.

Germer et al. (2007) estudaram a dinâmica sazonal da composição química da água chuva e do throughfall nos períodos seco e chuvoso e encontraram maior entrada de cloreto e sódio durante a estação chuvosa, o que indica que a maior fonte desses solutos nas microbacias é a chuva e que a concentração de cloreto é enriquecida quando interage com o dossel da floresta (Germer et al., 2007; Germer et al., 2009; Zimmermann et al., 2008). Este fato explica as maiores concentrações de cloreto nas microbacias florestadas.

✓ Sulfato

Nas microbacias de Marapanim, a maior concentração média de sulfato (SO_4^{2-}) ocorreu na M2, com 31,01 µE L^{-1} (Figura 7a). As microbacias de referência (MR1 e MR2) apresentaram concentrações médias (± erros

padrão) de 10,99 (±0,43) µE L^{-1} e 10,88 (±0,25) µE L^{-1}, respectivamente. Os igarapés M1, M3 e M5 também apresentaram valores acima das referências, enquanto que M6 apresentou valores abaixo das microbacias de referência. Na bacia do Guamá, destaca-se a G7 por apresentar a maior concentração média (18,25 (2,10) µE L^{-1}). Esse valor está relativamente próximo aos encontrados nas microbacias de referência, que foram 11,59 (±0,73) µE L^{-1} na GR1 e 14,53 (±2,79) µE L^{-1} na GR2. As microbacias com maiores percentuais de área de pastagem (G2 e G5) tiveram as menores concentrações de SO_4^{2-}, enquanto as demais microbacias apresentaram concentração na mesma faixa das microbacias de referência.

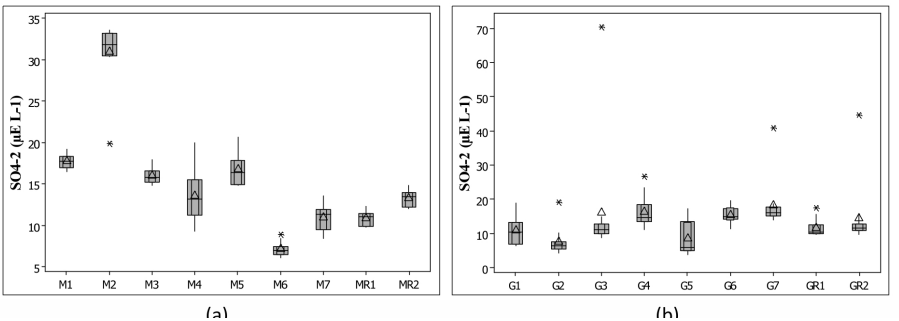


Figura 7. Gráficos do tipo boxplot dos valores de SO_4^{2-} das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), n=12.

A análise estatística entre a concentração de SO_4^{2-} com o uso da terra nas microbacias de Marapanim revelou correlação direta deste íon com o percentual de capoeira alta (r_s= 0,604 e ρ=0,000) e de capoeira baixa (r_s=0,513 e ρ=0,000). Já no Guamá, observou-se correlação direta das concentrações de SO_4^{2-} com o percentual de floresta (r_s=0,416 e ρ=0,000). Outras correlações diretas, mas fracas, ocorreram com as classes solo exposto (r_s=0,397 e ρ=0,000) e habitações (r_s=0,398 e ρ=0,000). Por outro lado, houve correlação inversa entre o percentual de várzea e a concentração de sulfato (r_s= -0,347 e ρ=0,000).

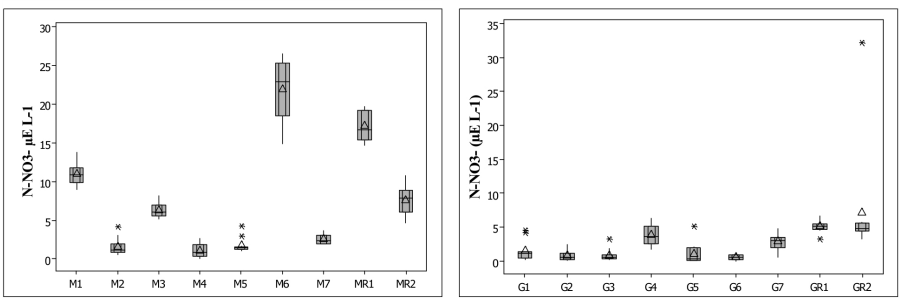
O enxofre (S) pode se apresentar sob várias formas no ambiente aquático, sendo as mais frequentes o íon sulfato (SO_4^{2-}) e o gás sulfídrico. O enxofre é liberado na forma de sulfeto pela decomposição orgânica e é rapidamente transformado a sulfato (MCCLAIN et al.,

1998). O íon SO_4^{2-}, no entanto, é a forma mais importante nos estudos hidrobiogeoquímicos, pois participa da produtividade do ecossistema aquático (ESTEVES, 1998). As principais fontes desse soluto nas águas naturais são provenientes da decomposição de rochas, das chuvas que lavam a atmosfera ou ainda de adubos agrícolas a base de enxofre (VITOUSEK, 1983). Por conta de sua diversidade de fontes não é tarefa fácil relacionar o sulfato com fontes antrópicas difusas para o meio fluvial.

✓ Nitrato

Em Marapanim, a maior concentração média de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) ocorreu em M6 (21,89 ±1,13 μE L^{-1}), ficando próxima da MR1, que apresentou valores de 17,22 (±0,54) μE L^{-1} (Figura 8a). Já o igarapé na microbacia M1 apresentou a segunda maior concentração de $N\text{-}NO_3^-$ (11,03 (±0,41) μE L^{-1}), ficando próximo da concentração em MR2 (7,53 (±0,51) μE L^{-1}). Por outro lado, as menores concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ ocorreram nas microbacias M2 e M4, essa última com predominância de pastagem.

Nas águas fluviais das microbacias com uso agropecuário no Guamá (Figura 8b), os maiores valores de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) ocorreram na G4 (3,81 (±0,42) μE L^{-1}) e na G7 (2,88 (±0,33) μE L^{-1}. Essas concentrações foram menores do que as das microbacias de referência (GR1 e GR2), as quais, em consequência de aportes do ecossistema florestal, tiveram as maiores concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ (5,11 μE L^{-1} e 7,08 μE L^{-1}, respectivamente).



(a) (b)

Figura 8. Gráficos do tipo boxplot dos valores de $N\text{-}NO_3^-$ das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), n=12.

Os valores mais elevados de $N\text{-}NO_3^-$ em M6 pode ser a razão do crescimento de macrófitas aquáticas nesse igarapé, conforme observado in loco, e pode também refletir importantes taxas de nitrificação ocasionando a queda de oxigênio dissolvido (FIORUCCI; BENEDETTI-FILHO, 2005) nessas águas. Por sua vez, as concentrações altas de nitrato em M1 possivelmente resultam da influência da agricultura praticada em suas margens: sistema de cultivo consorciado de hortaliças e frutíferas com utilização de fertilizantes químicos. Estes nutrientes chegam à água do igarapé provavelmente pela chuva, via escoamento superficial, que é potencializado pelo relevo íngreme nessa microbacia.

Durante as campanhas foram encontradas na M1 embalagens de fertilizantes foliares a base de nitrogênio, fósforo e potássio. Fertilizantes e defensivos agrícolas são frequentemente utilizados sem preocupação com a qualidade do meio ambiente e dos recursos hídricos na bacia do Cumaru em Igarapé-Açu, e que fica próxima à área deste estudo (LIMA et al., 2007). Nas microbacias florestadas, principalmente em MR1, os valores de nitrato mais altos devem-se provavelmente à vegetação de igapó, por meio da degradação e mineralização de sua matéria orgânica.

O processo de nitrificação no canal do igarapé (MCCLAIN et al., 1994) poderia ser fonte de $N\text{-}NO_3^-$ nas águas de pequenos igarapés florestados (THOMAS et al., 2004). Em M3, que ainda preserva parte de mata ciliar, o nitrato apresentou concentração comparável a MR2 e pode ser atribuído em parte, as mesmas razões apresentadas para os igarapés de referência. Em igarapés de pastagens, como o igarapé Pirapema (M4), que apresentou as menores concentrações de nitrato dentre os igarapés de Marapanim (1,11 (±0,25) $\mu E\ L^{-1}$), pode ser consequência do desmatamento que afeta a lixiviação de nitrogênio (RICHEY et al., 1997), das baixas concentrações na solução do solo de pastagens (NEILL et al., 1995), ou do consumo de nitrato associados com baixas concentrações de OD (THOMAS et al., 2004).

O teste de correlação para a bacia de Marapanim revelou uma correlação inversa entre a concentração de nitrato e a capoeira baixa (r_s= -0,559 e ρ=0,000) e o solo exposto (r_s= -0,465 e ρ=0,000), mas uma correlação direta do nitrato com o cultivo agrícola (r_s=0, 326 e ρ=0,000). Isto fortalece a hipótese de que as concentrações de nitrato são mais altas nas microbacias com predomínio agrícola.

Neill et al. (2001) estudaram bacias pareadas na Amazônia Central - uma com floresta e outra com pastagem - e observaram também maiores concentrações de nitrato na microbacia de floresta. Figueiredo et al. (2010) também observaram esta tendência em estudos no Nordeste Paraense. A análise de correlação entre as concentrações de nitrato e os percentuais de uso da terra na bacia do Guamá revelou uma correlação direta muito significativa com o percentual de floresta (r_s=0,749 e ρ=0,000) e correlação inversa com as classes pastagem (r_s= -0,600 e ρ=0,000), capoeira alta (r_s= -0,512 e ρ=0,000), capoeira baixa (r_s=0,569 e ρ=0,000), cultura agrícola (r_s= -0,435 e ρ=0,000), solo exposto (r_s= -0,450 e ρ=0,000) e várzea (r_s= -0,627 e ρ=0,000). Estes resultados confirmam que a conversão de áreas de floresta para implantação de atividades agropecuárias provoca a perda de nitrato dos solos e confirmam os estudos de Neill et al. (2001) e Figueiredo et al. (2010).

O nitrogênio é um elemento muito importante para o metabolismo de organismos aquáticos e é limitante quando presente em baixa concentração (GUNDERSEN; BASKIN, 1994; ESTEVES, 1998). O nitrogênio na forma de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) é o principal nutriente para os organismos produtores. As principais fontes naturais desse íon para o ecossistema aquático são a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação do nitrogênio molecular dentro do próprio meio aquático (ESTEVES, 1998).

Por outro lado, o uso de fertilizantes agrícolas é destacado como a principal fonte antropogênica de nitrogênio para os rios em áreas agrícolas (REZENDE, 2002). Yoshikawa et al. (2008) estudaram o balanço de nitrogênio em bacias sob uso agrícola em região tropical e concluíram que a maior fonte de nitrogênio para os rios é a aplicação de fertilizantes na agricultura, contribuindo com 31,1 kg ha^{-1} ano^{-1} ou 71% do total que entra na bacia. Outra de perda de nitrogênio ocorre em áreas desmatadas para a implantação de atividades agropecuárias, onde este elemento é perdido por lixiviação para águas subterrâneas ou pela mobilidade na solução do solo via escoamento superficial (GUNDERSEN; BASHKIN, 1994) ou ainda por volatização resultante da queima de pastagens ou para implantação de roças (MCCLAIN et al., 1998).

✓ Fosfato

No igarapé Ubim (microbacia M6) ocorreram os maiores valores de concentração média de fosfato ($P\text{-}PO_4^{3-}$) (0,16 ±0,09 μE L^{-1}) (Figura 9a). Este igarapé também apresentou valores mais altos de nitrato e potássio, nutrientes estes que promovem crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, conforme já reportado anteriormente. Nas demais microbacias, as concentrações estão na mesma faixa das microbacias de referência, as quais apresentaram concentrações de $P\text{-}PO_4^{3-}$ de 0,08 (±0,02) μE L^{-1} e 0,04 (±0,01) μE L^{-1} em MR1 e MR2, respectivamente. Para os igarapés da microbacia do Guamá (Figura 9b), as concentrações mais altas de $P\text{-}PO_4^{3-}$ foram observadas em G6 e G7: 0,625 (±0,524) μE L^{-1} e 0,291 (± 0,144) μE L^{-1}, respectivamente. Essas concentrações foram maiores que as das microbacias de referência (GR1: 0,039 (±0,013) μE L^{-1}; GR2: 0,105 (±0,038) μE L^{-1}).

Na bacia do rio Marapanim, o fosfato não apresentou correlação com nenhuma das classes de uso e cobertura da terra. Porém, na bacia do rio Guamá, houve correlação direta entre as concentrações de fosfato com floresta (r_s=0,746 e ρ=0,000) e correlação inversa com mata de várzea (r_s= -0,627 e ρ=0,000), pastagem (r_s= -0,600 e ρ=0,000), capoeira baixa (r_s= -0,569 e ρ=0,000), capoeira alta (r_s= -0,512 e ρ=0,000), cultura agrícola (r_s= -0,435 e ρ=0,000) e solo exposto (r_s= -0,450 e ρ=0,000).

A baixa mobilidade de fosfato na solução do solo e sua rápida absorção pelas plantas podem ser a causa das baixas concentrações nas águas superficiais dessas microbacias (Rezende, 2002). O maior problema ecológico do excesso de fósforo, juntamente com o de nitrogênio, nos ambientes aquáticos é a eutrofização, que consiste no crescimento excessivo de algas, e que pode acarretar mortandade de peixes devido a redução do OD em águas eutrofizadas (ESTEVES, 1998; BRAGA et al., 2002; TELES; DOMINGUES, 2006; MILLER-JUNIOR, 2008).

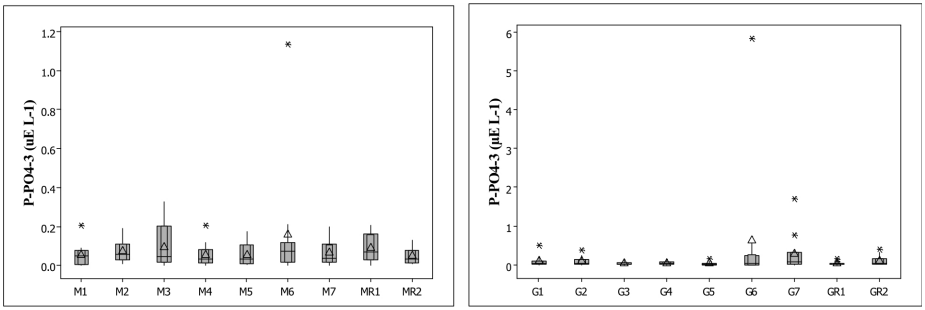


Figura 9. Gráficos do tipo boxplot dos valores de $P\text{-}PO_4^{-3}$ de microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), n=12.

O fósforo assim como o nitrogênio desempenha importante papel no metabolismo animal e vegetal, e sua presença em água natural resulta de um processo cíclico no qual as formas combinadas de fósforo estão continuamente sofrendo decomposição e síntese (ESTEVES, 1998). Tanto as formas orgânica como inorgânica de P em águas naturais resultam da lixiviação do solo, decomposição de rochas fosfatadas e decomposição da matéria orgânica de origem alóctone, assim como de atividades antrópicas como aplicação de adubos na agricultura e despejo de esgoto industrial e doméstico (LIMA, 2008). ESTEVES (1998) afirma que a liberação de fosfato em água ocorre mais facilmente em ambientes com condição de baixa concentração de OD, o que poderia explicar as maiores concentrações de fosfato na M6 e na G6, já que essas microbacias foram as que apresentaram baixos percentuais de saturação de OD (BARROSO et al., 2015).

✓ Amônio

Dentre as microbacias de uso agropecuário, aquela com maior percentual de pastagem (M4) apresentou a concentração mais alta de amônio ($N\text{-}NH_4^+$) (9,23 (±1,45) µE L^{-1}) (Figura 10a). Por outro lado, M6 apresentou a menor concentração (1,12 (±0,30) µE L^{-1}), enquanto que nos igarapés das microbacias de referência, as concentrações foram 1,73 (±0,44) µE L^{-1} na MR1 e 2,35 (±0,74) µE L^{-1} na MR2. As maiores concentrações de amônio em microbacia de pastagem estão de acordo com Neill et al. (2011),

que analisando as formas de nitrogênio em microbacias pareadas de floresta e de pastagem, observaram predomínio do íon amônio nas águas fluviais das microbacias com pastagem. Da mesma forma, Neill et al (1995; 1999) analisaram também a dinâmica de nitrogênio em solos florestados e em solos de pastagens e observaram a predominância de amônio nas pastagens.

Nos igarapés das microbacias da bacia do Guamá (Figura 10b), destacam–se com as maiores concentrações de $N\text{-}NH_4^+$ a G6, seguida da G5 (pastagem), com valores de 4,60 (±1,52) µE L^{-1} e 2,84 (±0,76) µE L^{-1}, respectivamente. A menor concentração dentre as microbacias com uso agropecuário ocorreu na G4 (0,86 (±0,18) µE L^{-1}). As microbacias de referência apresentaram valores médios de 1,73 µE L^{-1} na GR1 e 3,86 µE L^{-1} na GR2.

As maiores concentrações de $N\text{-}NH_4^+$ na M4 e na G5 em relação às outras microbacias pode ser explicada pela presença de excremento de gado na água fluvial, fato observado com frequência durante as campanhas em trecho do igarapé que serve como bebedouro dos bovinos. Segundo Campos (2010), o excremento de gado em áreas de pastagem, o uso de fertilizantes a base de ureia e a queima da biomassa estão entre as principais fontes de amônio para esses ambientes. A mesma autora afirma que o amônio contribui para elevar o pH da água, o que pode explicar os valores mais elevados de pH nessas microbacias (BARROSO et al., 2015).

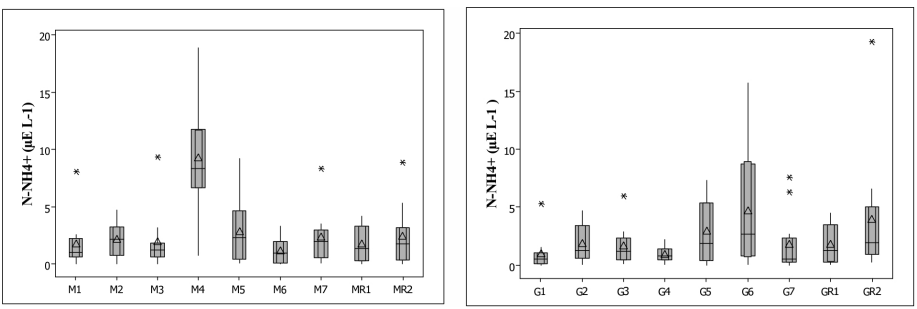


Figura 10. Gráficos do tipo boxplot dos valores de $N\text{-}NH_4^+$ das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), com n=12.

Além disso, as altas concentrações do íon amônio nas águas dos igarapés G5 e G6 podem estar influenciando os baixos teores de OD nessas águas. De acordo com Esteves (1998), altas concentrações de amônio podem ter grandes implicações ecológicas, pois influenciam fortemente na dinâmica de OD do meio aquático, uma vez que, para oxidar 1,0 mg desse íon no processo de nitrificação são necessários 4,3 mg de oxigênio, podendo diminuir a disponibilidade de OD para os organismos aquáticos, especialmente peixes.

Nas microbacias florestadas, como na MR2 e na GR2, onde as concentrações do íon amônio foram consideravelmente altas, bem como as de nitrato, os processos de nitrificação e desnitrificação são constantes na dinâmica de nitrogênio, decorrentes da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica de origem alóctone (RICHEY, 1983). Estes processos resultam em compostos nitrogenados reduzidos, como amônio e nitrito, ou oxidados, como nitrato (Esteves, 1998) e atingem os igarapés geralmente via escoamento superficial, conforme reportado por Richey (1983). Os constantes períodos de inundações e secas das áreas marginais dos rios amazônicos contribuem para estes processos (RICHEY et al., 1997).

Conclusões

Este estudo revela que a composição química das águas fluviais de pequenos igarapés nas regiões estudadas está sendo influenciada pelas práticas agrícolas adotadas em suas áreas de drenagem. Isto ficou demonstrado pelos sinais hidrogeoquímicos diferenciados ocasionados por prática agrícola de derruba e queima, fertirrigação, utilização de fertilizantes químicos, conversão de florestas em pastagem e uso das águas fluviais pelos bovinos.

Tais respostas hidrogeoquímicas nas águas fluviais das microbacias avaliadas foram mais claras no tocante ao aumento nas concentrações de cálcio, magnésio e potássio nas microbacias cujas áreas estavam mais ocupadas por sistemas agrícolas de corte-e-queima da vegetação e por pastagens. Ainda nas microbacias de pastagem observou-se também aumento de amônio, enquanto que nas microbacias com influência de agricultura de fertirrigação observou-se aumento de nitrato. Além disso, detectou-se a importância das florestas como fonte de nitrato, cloreto e sódio para os ecossistemas fluviais.

Pelos resultados do presente estudo infere-se que a presença da vegetação ripária é de grande importância para minimizar os impactos dos sistemas agrícolas sobre os recursos hídricos, e assim contribuir para a manutenção da qualidade da água e seus usos múltiplos.

Agradecimentos

Agradecemos a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária pelo apoio financeiro do Projeto "Gestabacias". Ao CNPq/CT-Hidro pelo financiamento do Projeto "Agricultura familiar e qualidade de água no Nordeste Paraense: Conservação de serviços agro-ecossistêmicos em escala de bacia hidrográfica". A Vale/FAPESPA pela concessão de bolsa de mestrado. A CAPES pela concessão de bolsa de mestrado e doutorado. Ao Reginaldo Frazão, técnico da EMBRAPA, pelo apoio ao trabalho de campo.

Referências

BARROSO, D.F.R.; FIGUEIREDO, R.O.; PIRES, C.S.; COSTA, F.F. Avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agropecuários em microbacias do Nordeste Paraense a partir de parâmetros físico-químicos. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Pará**, v 2. n° 2. p: 56-68, 2015.

BIGGS, T.W.I.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, v. 38, n. 8, 1150p., 2002.

BRAGA, B.; HESPANHOL, E.; CONEJO, J.G.L; MLERZWA, J.C.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; ELGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**, São Paulo: Prentice Hall, 2002, 291p.

BRASIL - Agência Nacional de Águas. **Cuidando das águas**: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente- ANA, 2011.

CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas-SP: Átomos, 2010, 212p.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia Nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. BRANDÃO, C. J.; BOTELHO, M. J. C.; SATO, M. I. Z.; LAMPARELLI, M. C. (Org.). São Paulo: CETESB; Brasília: ANA. 326 p., 2011.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.; NEITSCH, S.L. **ArcView interface for SWAT2000: user's guide**. Texas Water Resources Institute Report TR-193, Temple, 2002, 351p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. **Conservation Biology**, n. 3, v. 19, p: 680-688, 2005.

FIGUEIREDO, R.O. Efeitos do uso da terra sobre processos hidrológicos e hidroquímicos em pequenas bacias na Amazônia. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, Caxambu-MG. Anais. São Paulo: SEB, 2007.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA,P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v.115, p.01-14, 2010.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI-FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química e Sociedade**, n. 22, p: 10-16, 2005.

FREITAS, M. S.; ARAÚJO, C. A. S. Mineralização de cálcio e magnésio de esterco em função da profundidade e do tempo de incorporação. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2. João Pessoa, PB. Anais... João Pessoa-PB: [s.n.]. p.25., 2007.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; GOUVEA-NETO, S.C.; ELSENBEER, H. Seasonal and within-event dynamics of rainfall and throughfall chemistry in an open tropical rainforest in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, 86, p: 155–174., 2007.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrological**, v. 364, p: 349–363, 2009.

GUNDERSEN, P.; BASHKIN, V. N. Nitrogen cycling. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments**: a tool for environmental research. SCOPE, p.255-283, New York: John Wiley and Sons. Cap.11, n. 51., 1994.

KRUSCHE, A. V.; BALESTTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; ZACARIAS, M. M. et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica da Bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, n. 2, v. 35.p: 197–205, 2005.

LIMA, L. M.; LOPES, E. S.; FIGUEIREDO, R. O. Retenção do dimetoato e sua relação com pH e teores de argila e matéria orgânica nos sedimentos da zona não saturada de uma microbacia no nordeste paraense. **Acta Amazônica**, n. 2, v. 37, p: 187-194, 2007.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas.** Piracicaba-SP: USP, ESALQ, 2008, 246p.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, v. 410, p: 802-805, 2001.

MCCCLAIN, M. E.; BILBY, R. E.; TRISKA, F. J. Nutrient Cycles and Responses to Disturbance. (Cap.14). In: NAIMAN, R.J. e BILDY, R.E. (ed.) **River Ecologic and Management: lessons from Pacific Coastal Ecoregion**. Springer, p. 347-367, 1998.

MCCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E.; PIMENTEL, T. P. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. **Biogeochemistry**, n. 27: p.113–127, 1994.

MELO, V. S.; SÁ, T. D. A. Variação temporal de nutrientes na água escorrida pelo caule em floresta primária explorada no Nordeste Paraense. **Acta Amazonica,** n. 4, v.32, p: 605-612, 2002.

MILLER-JUNIOR, G. T. **Ciência Ambiental.** São Paulo: Cengage Learning., 2008, 592p.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pastures alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v.11, n.6, p: 1817-1826, 2001.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p: 567-572, 1999.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin**. Soil Biology and Biochemistry**, v. 27. p: 1167-1175, 1995.

REBELLO, F. K.; SANTOS, M. A. S.; HOMMA, A. K. O. Modernização da agricultura nos municípios do Nordeste Paraense: determinantes e hierarquização no ano de 2006. **Revista de Economia e Agronegócios**, n. 2, v. 9, p: 209-232, 2011.

REZENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água:** contaminação por nitrato**.** Planaltina-DF, Embrapa Cerrados. n. 57. p.29, 2002.

RICHEY, J. E. Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthrogenic change. **Ciência e Cultura**, v. 49, p: 98-110, 1997.

RICHEY, J. E. The Amazon river system: a biogeochemical model. In.: BOLIM, B.; COOK, R.B. (ed.). **The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions**, SCOPE, p. 365-378, Hamburg: John Wiley & Sons. Cap. 01, n. 52. 1983.

SÁ, T. D. A.; KATO, O. R.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O. Queimar ou não queimar: de como produzir na Amazônia sem queimar. **Revista USP,** n. 72, p: 90-97, São Paulo, 2007.

SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; BROWN, I. F.; STONE, T.; DAVIDSON, E. A. Mudança de cobertura da terra e fluxo de CO_2 do solo para a atmosfera na Amazônia Sul Oriental. In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, Belo Horizonte-MG, Anais. São José dos Campos: SP: INPE, p: 699-705, 2003.

SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G. **A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira**: impactos, políticas públicas e desafios. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-Brasília: Rio de Janeiro: IPEA, 52p. 2012.

SILVA, M. G. M.; FIGUEIREDO, R. O.; COSTA, F. F.; PACHECO-JUNIOR, A. C.; LIMA, L. M.; CUNHA, E. S.; KATO, O. R. Transferências de nutrientes e carbono por escoamento superficial para igarapés em áreas agrícolas sob diferentes sistemas de preparo de área para plantio (derruba-e-queima e corte-e-trituração) no nordeste paraense. In: CONGRESSO DE ESTUDANTES E BOLSISTAS DO EXPERIMENTO LBA, 2, Manaus-AM, Resumos... Manaus-AM, p: 88-88, 2005.

TELES, D. D.; DOMINGUES, A. F. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escritoras Editora, p: 325-364, 2006.

THOMAS, S. M.; NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. M.; VICTORIA, R. L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, v. 68, p: 135-151, 2004.

UHL, C.; BEZERRA, O.; MARTINI, A. **Ameaça à biodiversidade na Amazônia Oriental.** Belém: IMAZON, n. 6, 34 p., 1997.

VALENTE, M. A.; SILVA, L. G. T.; OLIVEIRA, R. R. S.; PIMENTEL, G. M.; NASCIMENTO, D. L. O. **Mapeamento de solos das áreas de duas mesobacias hidrográficas no Nordeste Paraense**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33, 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas: anais. [Uberlândia]: SBCS: UFU, ICIAG, 2011.

VITOUSEK, P. M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: Bolim, B.; Cook, R.B. (ed.).**The major biogeochemical cycles and their interactions**. Chichester: John Wiley & Sons, Cap. 7, n. 21, p. 223-245, 1983.

WATRIN, O. S.; GERHARD, P.; MACIEL, M. N. M. Dinâmica de uso da terra e configuração da paisagem em antigas áreas de colonização de base familiar, no Nordeste do Estado do Pará. **Geografia,** v. 34, n. 3, p: 455-472, 2009.

WICKEL, B.A.J. **Water and nutrient dynamics of a humid tropical watershed in Eastern Amazonia**. Bonn: Center of Development Research-University of Bonn. n. 21, 2004, 135p.

YOSHIKAWA, N.; SHIOZAWA, S.; SYAH, A. Nitrogen budget and gaseous nitrogen loss in a tropical agricultural watershed. **Biogeochemistry**, n. 1, v. 87, p: 1-15, 2008.

ZIMMERMANN, A.; GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Spatio-temporal patterns of throughfall and solute deposition in an open tropical rain forest. **Journal of Hydrology**, v. 360, p: 87-102, 2008.

NEU, V. et al. Dissolved Organic and Inorganic Carbon Flow Paths in Amazonian Transitional Forest. **Frontiers in Marine Science,** v. 3, 2016.

PARTON, W. J. et al. Analysis of factors controlling soil organic-matter levels in great-plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PARTON, W. J. et al. Observations and modeling of biomass and soil organic-matter dynamics for the grassland biome worldwide. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 7, p. 785-809, 1993.

POST, W. M. et al. Global patterns of soil-nitrogen storage. **Nature**, v. 317, p. 613-616, 1985.

RANZINI, G. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazonica**, v.10, p. 7-41, 1980.

SALIMON, C. I. et al. CO_2 flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 10 p. 833-843, 2004.

SCHIMEL, D. S. et al. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, p. 279-293, 1994.

SCHIMEL, D. S. Terrestrial ecosystems and the carbon-cycle. **Global Change Biology**, v. 1, p. 77-91, 1995.

SCHWESIG, D.; KALBITZ, K.; MATZNER, E. Mineralization of dissolved organic carbon in mineral soil solution of two forest soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde**, Weinheim. v. 166, p. 585-593, 2003.

SIOLI, H. **Amazônia**: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. 3 ed. Vozes, Petrópolis, RJ. 1991. 72p.

SILVA, C. J. da et al. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica,** v. 39, p. 591-600, 2009.

TELLES, E. C. C. **Dinâmica do carbono no solo influenciado pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia**. 2002. 92f. Tese (Doutorado), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

TELLES, E. C. C. et al. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, p. 1040-1051, 2003.

THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters**. Martinus Nijhoff. Junk Publishers, Dordrecht, 1985. 497p.

VELDKAMP, E. Organic-carbon turnover in 3 tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994.

Variabilidade do Regime Hidrológico da Calha do Rio Amazonas

Eliane de Castro Coutinho, Edson José Paulino da Rocha,
Aline Maria Meiguins Lima, Lucy Anne Cardoso Lobão Gutierrez,
Hebe Morganne Campos Ribeiro, Ana Júlia Soares Barbosa,
Gleicy Karen Abdon Alves Paes & Carlos José Capela Bispo

RESUMO

A Bacia Amazônica é afetada por episódios de secas e enchentes, como El Niño (EN), La Niña (LN), Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), causando graves alterações nos fluxos dos rios. Assim, o objetivo deste estudo é analisar como os recursos hídricos em nossa bacia hidrográfica contribuem para o fluxo do rio principal da bacia amazônica, bem como o seu comportamento em face de adversidades climáticas, temporais e espaciais, de 1982 a 2012, a partir de 20 postos ao longo do principal canal da Bacia. Esse fluxo depende das variações de seus afluentes, nas margens direita e esquerda, e foi verificado que a tendência de aumento da vazão média no canal coincidiu com os afluentes da margem esquerda, bacia do Rio Negro, Trombetas e Jari. A magnitude do fluxo, depende dos afluentes da margem direita, a bacia do rio Purus, Madeira, Tapajós e Xingu. A sazonalidade da bacia amazônica mostra 65% do fluxo total na época das cheias e 35% na seca e os postos ao longo do canal têm uma tendência crescente na amplitude do fluxo médio anual, medida que se aproxima da entrada.

Palavras chave**:** Vazão, eventos extremos, Amazônia.

Introdução

O Brasil detém 11,6% de toda água doce do mundo e a região Amazônica contribui com cerca de 70% (ROCHA, 2004). Marengo (2006) afirma que a disponibilidade de água no Brasil depende em grande parte do clima e do tipo de cobertura do solo, logo se é alterado o uso do solo o clima pode se modificar e consequentemente todo o balanço e a disponibilidade de água da bacia hidrográfica. A grande disponibilidade

de recursos hídricos no Brasil é justificada por seus rios possuírem uma vazão média anual em torno de 180 mil m^3s^{-1} (SHIKLOMANOV et al, 2000). A variabilidade da precipitação e da vazão na bacia Amazônica são aspectos de grande preocupação, em função do desmatamento, das queimadas, dos eventos extremos e dos fenômenos meteorológicos, como o El Niño, que provoca seca e incêndios florestais (FEARNSIDE, 2009), e La Niña, que ao contrário eleva os índices pluviométricos, causando enchentes.

A Bacia Amazônica abrange os Estados do Amazonas, Roraima, Acre, Rondônia, Amapá, Pará e parte do Mato Grosso, entre as coordenadas 20°S a 5°N e 80°W a 55°W, fazendo parte também da hidrografia de vários outros países Latino Americanos, englobando um total de 10 sub-bacias e 2.752 rios (ANA, 2015).

Os eventos extremos são problemas graves na Amazônia, principalmente em áreas onde a urbanização foi acelerada e desordenada com pouca ou nenhuma infra-estrutura. Marengo et al (2008) estudaram a maior seca que ocorreu na Amazônia ocidental nos últimos cem anos. A seca de 2005 afetou a população ao longo do rio Amazonas e de seus afluentes, oeste e sudoeste, o Solimões e o rio Madeira, porém não afetou o centro e leste da Amazônia, deixando o maior rio do mundo, quase sem água.

Callède et al (2002) afirmaram que o rio Amazonas apresenta grande regularidade no regime hidrológico anual. Quando as sub-bacias estão no regime de estiagem são compensadas pelas sub-bacias na época de cheia; assim o regime hidrológico anual varia pouco ao ano. No entanto, quando se trata da sazonalidade, essa normalidade muda, pois, segundo Satyamurty et al. (2013) a estação chuvosa (novembro a abril) detém 70% da precipitação total anual e a estação seca (maio a outubro) somente 30%.

O regime de chuvas na Bacia Amazônia é diferente nos afluentes da margem esquerda e da direita, pois a margem esquerda é influenciada pelo deslocamento e da ZCIT e a margem direita pela ZCAS. A precipitação máxima nos afluentes da margem direita ocorre dois meses antes (dezembro-janeiro-fevereiro) da precipitação máxima na calha principal (fevereiro-março-abril) e 6 meses mais cedo do que sobre os afluentes da margem esquerda (junho-julho-agosto).

Já a precipitação mínima nos afluentes da margem direita ocorre no trimestre junho-julho-agosto, mais cedo do que o mínimo do extremo norte dos afluentes da margem esquerda; nestes ocorre no trimestre janeiro-fevereiro-março, segundo os estudos de Tomasella et al (2013).

Esse regime de chuvas influencia todo o ciclo hidrológico. Assim, Villar et al (2009), que estudaram a vazão das sub-bacias da bacia Amazônica incluindo o Andes e o Peru durante o período 1974-2004, concluíram que existe uma estabilidade da vazão média no fluxo principal em Óbidos que é explicada por características regionais inversas às que envolvem os rios andinos, ocorrendo diminuição do *"runnof"* na fase baixa na região sul, e aumento na fase alta na região Noroeste, a partir do início dos anos noventa. Além disso, mostraram que as mudanças nos extremos de vazão estão relacionadas com a variação regional plurianual de precipitação e a circulação atmosférica.

Garcia e Merchoso (2005) estudaram bacias hidrográficas da América do Sul durante 30 anos e verificaram que as vazões dos rios principais tiveram uma tendência a aumentar desde o ano de 1970, podendo refletir em impactos de grande escala nas mudanças climáticas, além de periodicidades com eventos EN. Satyamurty et al. (2013) também obtiveram resultados que comprovam os estudos de Garcia e Merchoso (2005), pois detectaram que o nível das águas aumentou 10 cm ano^{-1}. Souza et al (2000) e Marengo et al (2001) relataram que o ciclo anual da precipitação na região centro-sul da Amazônia mostra um máximo durante o verão austral que está relacionado com a ZCAS, enquanto a porção norte da Amazônia apresenta o máximo no outono austral devido a ZCIT mais ao sul, também confirmado por Tomasella et al (2013).

As anomalias positivas de TSM tanto no Pacífico Leste, como no Atlântico Norte Tropical, associadas a ventos fortes, desloca a célula de Walker meridionalmente de Oeste para Leste, fazendo com que as correntes de subsidência atmosférica estacionem sobre a Amazônia provocando uma diminuição dos índices pluviométricos e consequentemente baixos valores de vazão, essa caracterização geralmente associa-se as secas.

Tal como em 2005, a falta de água em 2010 foi mais importante nos afluentes tropicais do sul do alto Solimões do que nos afluentes do norte. Entretanto segundo Aragão et al (2007), a seca de 2005 foi causada apenas devido à Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO); e a seca de 1998 por um forte EN juntamente com a AMO positivo. Frappart et al (2012) também estudaram a seca de 2005 na Amazônia, utilizando dados do Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) e chegaram à conclusão que a quantidade de água armazenada no rio foi 70% menor do que a média. A seca de 2010 teve o mesmo padrão, pois na Amazônia Central e Ocidental ouve TSM mais quente no Atlântico Norte induzindo um deslocamento para o norte da ZCIT (MARENGO et al, 2008; ZENG et al, 2008; MOLINIER et al, 2009; YOON; ZENG, 2010; ESPINOZA et al, 2011). Mudanças como essas na circulação geral da atmosfera mostram que a dinâmica do sistema oceano-terra-atmosfera na região interage com a variabilidade da TSM (LINAGE et al, 2014).

Na Amazônia os extremos pluvio e fluviométricos não acontecem no mesmo espaço, no mesmo período e nem na mesma intensidade, como comprovado por Marengo et al (2008). Por exemplo em 2005, grandes partes da Amazônia ocidental experimentaram uma seca que afetou a população ao longo do Rio Amazonas, do Solimões e do Madeira, porém não afetou o centro e o leste da Amazônia; esse padrão foi diferente do padrão das secas relacionadas ao EN dos anos em 1926, 1983 e 1998.

Vários estudos, como Zeng (2008), Yoon e Zeng (2010), Marengo et al (2012), entre outros, mostraram que a variabilidade das chuvas na Amazônia não é devida, somente, ao aquecimento e resfriamento da superfície do Pacífico Leste, mas também ao Oceano Atlântico Norte e Sul durante o período de transição entre a estação chuvosa e a seca. Aragão et al (2007) indicam que as secas na Amazônia são causadas por vários fenômenos meteorológicos (EN e AMO); causam impactos diferentes em diferentes regiões da Bacia Amazônica, ou seja, as secas associadas ao El Niño Oscilação Sul (ENSO) causam anomalias pluviométricas e, consequentemente, anomalias na vazão, no Norte, Centro e Leste da Amazônia; quando as secas estão associadas a AMO as anomalias ocorrem principalmente no oeste da Amazônia. Zeng et al (2008) também constataram as diferentes influências, na Amazônia,

das águas do Pacífico e do Atlântico, pois na estação úmida a influência do Pacífico é tipicamente bloqueada e na estação seca o impacto é maior quando influenciado pelo Atlântico, como ocorreu em 2005, pois o ecossistema hídrico da Amazônia foi mais vulnerável; com isso em 2005 as pequenas vazões bateram récorde.

Além das secas a Amazônia também é afetada por enchentes: na de 2009, a magnitude e a duração foram as maiores das últimas décadas, com chuvas torrenciais no norte e no leste da Amazônia durante o verão austral de 2008-2009 provocando cheias no rio principal e em seus afluentes. O Rio Negro chegou a uma cota nunca vista nos últimos 107 anos, as chuvas no norte e no noroeste da Amazônia começaram prematuramente com um período mais longo que o normal. Para Marengo et al (2012), foi devido à migração anômala da ZCIT entre maio e junho de 2009, pelo aquecimento mais do que o normal das águas da superfície do Atlântico Sul; e as enchentes registradas em 1989 e 1999 ocorreram mais cedo do que as inundações normais dos afluentes do norte da Amazônia, fazendo com que a vazão coincidisse com os picos de inundações dos afluentes do sul.

Em 2012 ocorreu uma das maiores enchentes na Bacia Amazônica, com águas frias no Atlântico Sul e ligeiramente quentes no Atlântico Norte, registrando uma convergência de umidade 38% acima dos valores da climatologia, onde a circulação atmosférica e anomalias da umidade do solo na região contribuiram para o transporte de umidade do Atlântico, intensificando-se na parte ocidental da Amazônia, influenciando também o sul da região Amazônica (SATYAMURTY et al, 2013 e MARENGO et al, 2013). Este padrão observado em 2012 não foi encontrado durante outros anos chuvosos na Amazônia, tais como 1989, 1999 e 2009, sugerindo a La Niña como a principal causa dessa chuva na Amazônia ocidental de outubro a dezembro, iniciando mais cedo e permanecendo até março de 2012, principalmente no noroeste da Amazônia.

Callède et al (2004) analisaram 97 anos de dados do escoamento do rio Amazonas em Óbidos, entre 1903-1999, observando um aumento de 9% nas vazões médias anuais e de 10% para as enchentes. Estudos de Freppart et al (2008) utilizando os dados do GRACE sobre as variações de armazenamento de água no rio Negro, para o período 1993-2000,

comprovaram que os volumes máximos e mínimos de água foram encontrados em junho e outubro, respectivamente.

Dantas et al (2012) indicam que as teleconexões AMO e Oscilação Decadal do Pacífico (PDO) influenciam a precipitação total anual e consequentemente a vazão da Amazônia Ocidental, no período de 1961 a 2001. Yoon e Zeng (2010) afirmam que o resfriamento do Atlântico Norte poderia induzir condições de chuva sobre a Bacia Amazônica, especialmente na estação seca, sendo a influência do Atlântico Norte é mais forte do que a do Atlântico Sul.

Tomassela et al (2011) encontraram evidências de que a bacia Amazônica se tornou mais úmida a partir de 1990. Gloor et al (2013) complementam afirmando que desde 1990 os valores máximos de vazão ficaram maiores e os mínimos menores. Neste contexto, Satyamurty et al (2013) trazem outra abordagem indicando que as secas severas e inundações ocorreram com maior frequência nos últimos 40 anos, aumentando a amplitude da vazão.

Angelis e McGregor (2004), Fitzjarrald et al (2008) e Curtis e Hastenrath (1999) também relataram aumento na precipitação e na vazão na Bacia Amazônica. Entretanto Costa e Forley (1999), Marengo, et al (2004) e Buarque et al (2009) relatam tendências de secagem para toda a bacia. Assim, segundo Buarque et al (2009), as tendências temporais de precipitação sobre a bacia amazônica não são totalmente claras, pois existem muitos resultados aparentemente conflitantes.

Guimberteau et al (2013) analisaram um dos cenários do IPCC (SRESA1B) para o meio do século e nenhuma mudança foi detectada no fluxo Rio Amazonas, porém em Óbidos ocorreu uma diminuição de descarga em 10% na época seca. Na parte superior ocidental da bacia a precipitação foi elevada em 7% no meio do século 21 e 12% no final do século. Contudo a precipitação diminui nas estações secas, na parte sul, leste e norte bacia, diminuindo ainda mais no Rio Xingu, onde atinge 50%, associado a uma redução de 9% no coeficiente de escoamento e de 18% na vazão. Assim os autores concluíram, que as variações de vazão

e precipitação indicam que sub-bacias do sul se tornarão mais sensíveis às mudanças de precipitação (com um aumento de 5 a 35%) do que as sub-bacias ocidentais.

Apesar da Amazônia, abrigar uma pequena parte da população mundial sua relevância global está na sua riqueza em termos de biodiversidade, influência na umidade e nas chuvas de todo o continente Sul Americano, tendo sua hidrologia fortemente afetada por eventos extremos, como constado por Guimberteau et al (2013).

Sendo assim, esse trabalho tem uma grande importância científica por analisar de forma integrada todas as sub-bacias, o que ainda não foi abordado profundamente. As grandes questões cientificas discutidas neste trabalho é: Qual o funcionamento espacial e temporal da bacia amazônica e seus afluentes? Assim sendo, o objetivo principal do trabalho é estudar o regime hidrometeorológico da Bacia Amazônica, determinando o seu papel para a vazão de retorno do rio Amazonas ao oceano Atlântico, ou seja, analisar as variabilidades temporais e espaciais da vazão em cada sub-bacia e no rio principal da Bacia Amazônica Brasileira.

Material e Métodos

Neste estudo foram utilizados 4 postos fluviométricos, com 31 anos de dados de vazão (m^3s^{-1}), de 1982 a 2012, da Agência Nacional de Águas (ANA), localizados na calha do Rio Amazonas, conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1. Estações fluviométricas do Rio Amazonas.

Cod	Nome	Siglas	Bacia	Rio	Período de Dados	Área de Drenagem	Latitude	Longitude
17050001	Óbidos	OB	Tapajós	Amazonas	1982-2012	4.670.000	-01:55:09	-55:30:47
15030000	Jatuarana	JA	Madeira	Amazonas	1982-2012	2.930.000	-03:03:48	-59:38:52
14100000	Manacapuru	MN	Negro	Amazonas	1982-2012	2.200.000	-03:18:38	-60:36:34
13150000	Itapéua	IT	Purus	Amazonas	1982-2012	1.780.000	-04:03:28	-63:01:40

Para análise e consistência das falhas de dados na rede fluviométrica foi feito seu preenchimento, através de procedimento estatístico (linha de tendência), adotando-se o coeficiente de correlação R^2, mais próximo de 1. Na avaliação temporal da vazão foram utilizadas medidas de tendência central, para as variabilidades mensal, sazonal, interanual e climatológica (eq. 1) e desvio padrão (eq. 2).

$$\bar{x} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} x_i \qquad \text{eq. 1}$$

$$\sigma = \sqrt[2]{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} \frac{(x_1 - \bar{x})^2}{(N-1)}} \qquad \text{eq. 2}$$

Onde, $\bar{x}$ – média aritmética dos dados; N – número de dados utilizados; – dados em cada período de tempo, de 1 a N e σ – desvio padrão.

A média climatológica foi usada para definir os períodos de estiagem e cheia, e também para identificar a variabilidade temporal da vazão na calha do Rio Amazonas. A Tabela 2 apresenta as anomalias das médias trimestrais de temperatura da superfície do Oceano Pacífico no período de estudo (NOAA, 2015), sendo utilizada para a análise das ocorrências dos fenômenos El Niño (EN) e La Niña (LN). A Tabela 3 ilustra a intensidade do EN e LN disponibilizada por CPTEC (2015).

Tabela 2. Anomalias trimestrais de temperatura da superfície do Oceano Pacífico.

Ano	DJF	JFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	OND	NDJ
1982	-0.1	0.0	0.1	0.3	0.5	0.7	0.7	1.0	1.5	1.9	2.1	2.2
1983	2.2	1.9	1.5	1.2	0.9	0.6	0.2	-0.2	-0.5	-0.8	-0.9	-0.8
1984	-0.5	-0.3	-0.3	-0.4	-0.5	-0.5	-0.3	-0.2	-0.3	-0.6	-0.9	-1.1
1985	-1.0	-0.9	-0.7	-0.7	-0.7	-0.6	-0.5	-0.5	-0.5	-0.4	-0.4	-0.4
1986	-0.5	-0.4	-0.2	-0.2	-0.1	0.0	0.3	0.5	0.7	0.9	1.1	1.2
1987	1.2	1.3	1.2	1.1	1.0	1.2	1.4	1.6	1.6	1.5	1.3	1.1
1988	0.8	0.5	0.1	-0.2	-0.8	-1.2	-1.3	-1.2	-1.3	-1.6	-1.9	-1.9
1989	-1.7	-1.5	-1.1	-0.8	-0.6	-0.4	-0.3	-0.3	-0.3	-0.3	-0.2	-0.1
1990	0.1	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.4	0.3	0.4	0.4
1991	0.3	0.2	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8	0.7	0.7	0.8	1.2	1.4
1992	1.6	1.5	1.4	1.2	1.0	0.7	0.3	0.0	-0.2	-0.3	-0.2	0.0
1993	0.2	0.3	0.5	0.6	0.6	0.5	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1
1994	0.1	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.7	1.0	1.2
1995	1.0	0.8	0.6	0.3	0.2	0.0	-0.2	-0.4	-0.7	-0.8	-0.9	-0.9
1996	-0.9	-0.8	-0.6	-0.4	-0.3	-0.2	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	-0.4	-0.5
1997	-0.5	-0.4	-0.1	0.2	0.7	1.2	1.5	1.8	2.1	2.3	2.4	2.3
1998	2.2	1.8	1.4	0.9	0.4	-0.2	-0.7	-1.0	-1.2	-1.3	-1.4	-1.5
1999	-1.5	-1.3	-1.0	-0.9	-0.9	-1.0	-1.0	-1.1	-1.1	-1.3	-1.5	-1.7
2000	-1.7	-1.5	-1.2	-0.9	-0.8	-0.7	-0.6	-0.5	-0.6	-0.6	-0.8	-0.8
2001	-0.7	-0.6	-0.5	-0.4	-0.2	-0.1	0.0	0.0	-0.1	-0.2	-0.3	-0.3
2002	-0.2	0.0	0.1	0.3	0.5	0.7	0.8	0.8	0.9	1.2	1.3	1.3
2003	1.1	0.8	0.4	0.0	-0.2	-0.1	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3
2004	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7
2005	0.6	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.0	-0.2	-0.5	-0.8
2006	-0.9	-0.7	-0.5	-0.3	0.0	0.1	0.2	0.3	0.5	0.8	1.0	1.0
2007	0.7	0.3	-0.1	-0.2	-0.3	-0.3	-0.4	-0.6	-0.8	-1.1	-1.2	-1.4
2008	-1.5	-1.5	-1.2	-0.9	-0.7	-0.5	-0.3	-0.2	-0.1	-0.2	-0.5	-0.7
2009	-0.8	-0.7	-0.5	-0.2	0.2	0.4	0.5	0.6	0.8	1.1	1.4	1.6
2010	1.6	1.3	1.0	0.6	0.1	-0.4	-0.9	-1.2	-1.4	-1.5	-1.5	-1.5
2011	-1.4	-1.2	-0.9	-0.6	-0.3	-0.2	-0.2	-0.4	-0.6	-0.8	-1.0	-1.0
2012	-0.9	-0.6	-0.5	-0.3	-0.2	0.0	0.1	0.4	0.5	0.6	0.2	-0.3
2013	-0.6	-0.6	-0.4	-0.2	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	-0.3	-0.2	-0.3	-0.4

- Deficiências em preto relatam eventos El Niño (EN); Deficiências em cinza relatam eventos La Niña (LN)

Fonte: NOAA, 2015

Tabela 3. Ocorrência de Eventos El Niño e La Niña no período de 1982-2010.

Ocorrência de El Niño				Ocorrência de La Niña			
1982 – 1983		1986 – 1988		1983 – 1984		1984 – 1985	
1990 – 1993		1994 – 1995		1988 – 1989		1995 – 1996	
1997 – 1998		2002 – 2003		1998 – 2001		2007 – 2008	
2004 – 2005		2006 – 2007		-		-	
2009 – 2010		-		-		-	
Legenda:	Forte	Moderado	Fraco	Legenda:	Forte	Moderado	Fraco

Fonte: CPTEC, 2015.

Para determinar a relação da variabilidade temporal da vazão com os eventos extremos meteorológicos foi feita a normalização dos dados de vazão, conforme a eq.3.

$$Q_n = \frac{Q_i - \bar{x}}{\sigma} \quad \text{eq. 3}$$

Onde, Q_n é a vazão normalizada; Q_i é a vazão observada; é a média aritmética e σ é o desvio padrão

Após a eq. 3, foram utilizadas a eq.1 e a eq. 2 para definir os pontos de determinação dos eventos de cheia ($\bar{x} + \sigma$) e evento de seca ($\bar{x} - \sigma$). Os valores fora dessas faixas foram considerados anomalias e, consequentemente, extremos de cheia ou seca, respectivamente.

Já os valores máximos e mínimos anuais e mensais foram empregados para a avaliação da amplitude da vazão. Além disso, a análise de tendência foi adotada na caracterização do comportamento da vazão ao longo faixa temporal de estudo.

Resultados e Discussão

De acordo com a Figura 1, quanto mais próximo da foz (Óbidos), maior é a vazão, com máximo de 260.000 m^3s^{-1} e mínimo de 95.000 m^3s^{-1} em maio e novembro, respectivamente. Já nos outros postos o máximo ocorre em junho, com 200.000 m^3s^{-1} em Jatuarana, 150.000 m^3s^{-1} em Manucaturu e 110.000 m^3s^{-1} em Itapéua; já os pontos mínimos ocorreram em novembro, para os postos de Jatuarana (75.000 m^3s^{-1}) e Manacapuru (60.000 m^3s^{-1}), porém em Itapéua ocorreu em outubro, com 55.000 m^3s^{-1}.

A diferença de vazão entre os postos é maior no período de cheia, principalmente nos máximos de vazão, de 150.000 m^3s^{-1} entre Óbidos e Itapéua, e menor diferença na estiagem com 45.000m^3s^{-1}. Os máximos e mínimos em Óbidos estão bem distribuídos ao longo do ano com intervalos de cinco meses, já nos outros postos isso não ocorre, principalmente em Itapéua, pois as diferenças entre os máximos e mínimos variam entre três e sete meses, não sendo bem distribuídos ao longo no ano. Já os máximos e mínimos de vazão em Manacapuru, que ocorreram nos meses de junho e novembro, respectivamente, mostrados na Figura 1, coincidiram com os estudos de Frappart et al (2008).

Em Óbidos ocorrem as maiores vazões da Bacia Amazônica, com máximos em torno de 250.000 m^3s^{-1}, diferentes dos valores de Calléde et al (2002), que foram de 163.000 m^3s^{-1} subestimando a encontrado neste estudo. Esses valores foram maiores pois recebem influência direta do Rio Negro, que possui uma das maiores vazões da bacia. Além disso, a defasagem encontrada em Óbidos também é devido à influência do Rio Negro, que antecipa o máximo em Óbidos, com relação às outras localidades.

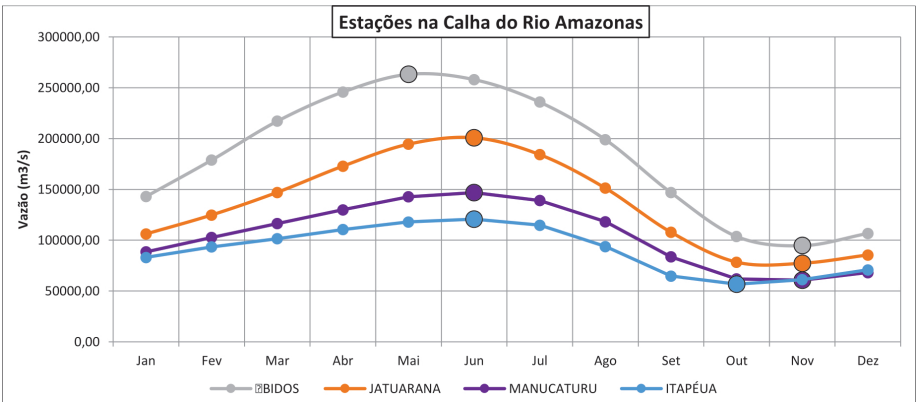


Figura 1. Média climatológica da vazão das estações na calha do Amazonas, entre 1982 e 2012.

Existe diferença de sazonalidade entre os 4 postos na calha do rio Amazonas (figura 2), com tendência de aumento para a época de cheia, de março a agosto em Óbidos, Jatuarana e Manacapuru e de novembro a agosto em Itapéua, e diminuição para a época de seca, de setembro a fevereiro em Óbidos, Jatuarana e Manacapuru e de maio a outubro em Itapéua, com maiores variações na época de cheia. E em Itapéua, pois a maior variação ocorreu durante a seca. Analisando Óbidos, observa-se que na época seca a variação da tendência foi imperceptível, diferente do que aconteceu na época cheia, já em Itapéua as variações na tendência ocorreram de forma contrária, ou seja, na época chuvosa a variação foi menor do que na época seca, porém coincidiram nos meses, já que a época seca em Óbidos coincide com a época chuvosa de Itapéua e a época chuvosa em Óbidos coincide com a época seca em Itapéua.

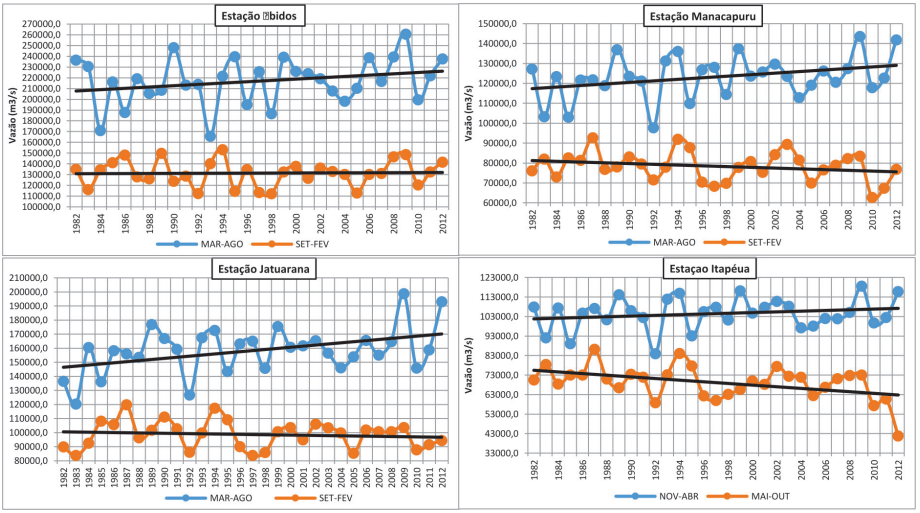


Figura 2. Distribuição sazonal das vazões das estações de Controle do Rio Amazonas no período de 1982 e 2012.

Os anos de 1989, 2009 e 2012 foram de extrema cheia (Figura 3), pois a vazão ficou acima do ponto de cheia, coincidindo com os anos de LN de intensidade forte (1989 e 2009) e intensidade fraca (2012). Já para

os anos de EN de 1982, 1983, 1992, 1995, 1998, 2005 e 2010 existiram algumas diferenças, pois os pontos de seca foram coincidentes somente em 1983, 1992, 1995 e 1998. Em 1994, que foi um ano de EN, a vazão ficou acima do ponto de cheia. Além disso, entre 1999 e 2008 a vazão não ultrapassou os pontos de cheia (linha verde) nem de seca (linha azul), exceto em Itapéua no ano de 2005; o mesmo aconteceu entre os anos de 1984 e 1988.

Observa-se também na Figura 3 a tendência de aumento com maior proporção em Óbidos e Jatuarana, com valores em torno de 10.000 m^3s^{-1}, que corresponde a 15% de acréscimo sobre os de Manacapuru (2.000 m^3s^{-1}, cerca de 6,2%). Reforçando a hipótese de que na calha do Rio Amazonas houve um aumento da vazão em direção à foz. Resultados semelhantes foram encontrados por Callède et al (2004) entre 1903-1999 em Óbidos (aumento de 9% nas vazões médias anuais) e por Garcia e Mechoso (2005) que verificaram que as vazões dos rios principais tiveram a tendência de aumentar desde o ano de 1970.

Percebe-se, ainda na Figura 3, que por uma década, no período de 1999 a 2008, a vazão na calha do Rio Amazonas, não apresentou anomalias. Entretanto, em 2005 ocorreu um evento de seca, a qual influenciou o alto Solimões. A próxima seca mais grave das últimas décadas ocorreu em 2010, se comparada ao ano de 2005, que não influenciou a vazão observada na calha leste, em Óbidos e Jatuarana, porém causou uma pequena influência na vazão em Mancapuru e Itapéua que ficam mais próximas da Bacia do Solimões. Assim, pode-se afirmar que as secas mais severas ocorridas entre 1982 e 2012, não influenciaram ou influenciaram pouco a vazão da calha central e leste do Rio Amazonas, porém influenciaram mais os afluentes da margem direita mais próximos do Solimões, ou seja, Canutama no Rio Purus, que em 2005 e 2010 apresentou 9% e 10% de vazão abaixo do normal, respectivamente, de acordo com estudos de Espinoza et al (2011).

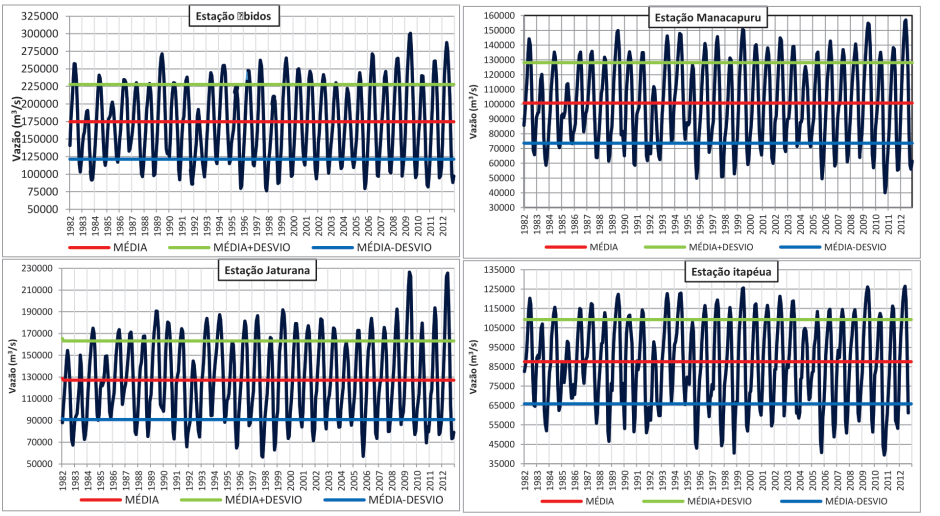


Figura 3. Vazões médias mensais das estações de Controle do Rio Amazonas entre de 1982 a 2012

Em 1989, que foi um ano de LN, a calha do Rio Amazonas foi afetada por cheias com 14% acima da média em Manacapuru, 13% em Óbidos, 12% em Jatuarana e 9% em Itapéua (Tabela 4). Já em 2012 que também foi ano de LN, Itapéua apresentou maior vazão, com 20% acima da média, 12% em Jatuarana, 10% em Óbidos e 9% em Manacapuru. Já em 1995 e parte do ano de 1998 ocorreu La Niña e na outra parte do ano EN, mas o que prevaleceu foram as secas. Em 1992 a vazão foi abaixo da média em 20, 17, 17 e 16% em Óbidos, Jatuarana, Manacapuru e Itapéua, respectivamente; já em 1995 a vazão foi abaixo da média em 12, 11, 11 e 10% em Itapéua, Manacapuru, Óbidos e Jatuarana, respectivamente.

O ano de 2009 também apresentou parte LN e parte EN, porém ocorreu cheia e não seca, com vazão acima da média em 18, 18, 13 e 9% em Óbidos, Jatuarana, Manacapuru e Itapéua, respectivamente. Já 1994, que foi ano de EN, provocou cheia em toda a calha, diferente do que aconteceu nas sub-bacias, pois somente Canutana apresentou cheia, com 14% de vazão acima da média. Por fim tem-se o ano de 1993, que não foi um ano que apresentou evento de EN nem LN, porém em Jatuarana, Manacapuru e Itapéua a vazão ultrapassou a média em 10, 09 e 11%, respectivamente.

A Figura 4 apresenta as variações observadas entre os eventos extremos durante os 31 anos de dados estudados. As estações localizadas na calha do rio Amazonas demonstraram uma tendência de aumento da amplitude da vazão. Em Óbidos as maiores amplitudes acima da média ocorreram em1982, 1997, 1999, 2005, 2006, 2009, 2011 e 2012, em Jatuarana os máximos valores ocorreram em 2010 e 2012; em Manacapuru, os máximos ocorreram em 1982, 1990, 1997, 1999, 2002, 2009-2012; e, em Itapéua, os maiores valores ocorreram em1990, 1997-1999, 2006, 2008, 2011 e 2012.

As estações do rio Purus e a estação de Manicoré na bacia do rio Madeira, foram as únicas que apresentaram uma queda na amplitude da vazão entre eventos extremos de cheia e de seca ao longo do período estudado (Tabela 4). Nas estações Uruaçu e Curicuari na sub-bacia do rio Negro, na estação Sucunduri na sub-bacia do rio Madeira e na de Altamira na sub-bacia do rio Xingu a amplitude entre períodos secos e chuvosos não variou no decorrer dos anos. Já as estações restantes apresentaram um aumento na amplitude.

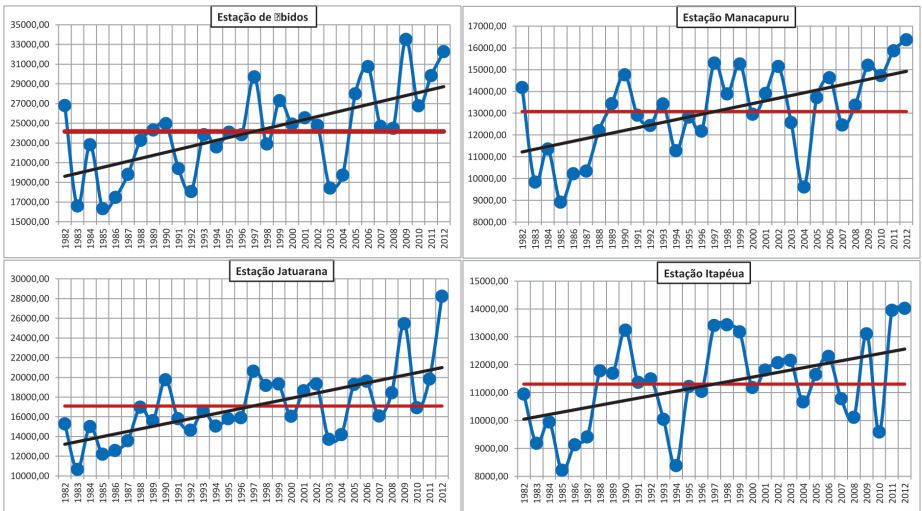


Figura 4. Amplitude das vazões das estações de controle no período de 1982-2012.

Tabela 4. Porcentagens acima da média das vazões em anos de El Niño e La Niña entre 1982 à 2012

Estações de Controle																														
ESTAÇÕES	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
Óbidos		-17						+13		-10	-20		+15	-11			-14											+18			+10
Jatuarana	-14	-20						+14			-17	+10	+14	-10			-10											+18			+12
Manacapuru		+12						+12		-09	-17	+09	+15	-11			-18											+13	-10		+09
Itapéua								+09			-16	+11	+13	-12										-08				+09	-10		+20

Legenda:

El Niño	La Niña
El Niño e La Niña	
Dédicit de água (-)	
Excesso de água (+)	

Conclusões

Óbidos contribui significativamente para a manutenção da vazão do rio Amazonas, pois tem uma regularização natural alta durante o ano e sua climatologia nos últimos 31 anos não teve variações marcantes. Os postos ao longo da calha principal possuem uma tendência de aumento na amplitude da vazão média anual conforme se aproxima da foz. As maiores variações da vazão entre os postos da calha ocorreram nos períodos de cheia, já nos períodos de seca as vazões foram próximas umas das outras.

A sazonalidade da bacia Amazônica apresenta 65% do total da vazão na época cheia e 35% na época seca, porém a variação da sazonalidade também ocorre espacialmente nos afluentes da margem esquerda, a época chuvosa ocorre de outubro a março e a época seca de abril a setembro. Nos afluentes da margem direita a época chuvosa vai de fevereiro a junho e a época seca de julho a janeiro, pois há uma compensação da vazão entre os afluentes. Através das análises feitas as secas mais severas ocorridas influenciaram pouco a vazão dos postos da calha central e leste do Rio Amazonas, comparando com a parte ocidental, influenciando mais os postos dos afluentes mais próximos do Solimões.

Referências

ANGELIS, C. F.; MC GREGOR, G. R. Diurnal cycle of rainfall over the Brazilian Amazon. **Clim. ate Res. earch** , v. 26, p. 139–149, 2004.

ARAGÃO, L.E.O.C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R.M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L.O. e SHIMABUKURO, Y.E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophys. Res. Lett.**, v. 34, L07701, 2007.

BUARQUE, D. C.; CLARKE, R. T.; MENDES, C. A. B. Spatial correlation in precipitation trends in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical. Research**. **Lett., ers,** v. 115, D12108, 2010.

CALLÈDE, J.; GUYOT, J.L.; RONCHAIL, J.; L'HÔTE, Y.; NIEL, H.; E OLIVEIRA, E. Evolution du débit de l'Amazone à Óbidos de 1903 à 1999 / Evolution of the River Amazon's discharge at Óbidos from 1903 to 1999. **Hydrological Sciences Journal**, v. 49, n. 1, p. 85-97, 2004.

CALLÈDE, J.; GUYOT, J. L.; RONCHAIL, J.; MOLINIER, M.; OLIVEIRA, E. L'Amazone à Óbidos (Brésil): étude statistique des débits et bilan hydrologique. **Hydrological Sciences Journal**, v. 47, n. 2, p. 321-333, 2002.

COSTA, M.; FOLEY, J. Trends in the hydrological cycle of the Amazon basin. **Geophysical Research Letters.**, v. 104, n. 14, p. 189-198, 1999.

CURTIS, S.; HASTENRATH, S. Trends of upper-air circulation and water vapour over equatorial South America and adjacent oceans. **International. J. ournal of Climatol.**, **ogy,** v. 19, p. 863-876, 1999.

DANTAS, L. G.; BRITO, J. I. B.; RODRIGUES, H. P.; AIRES, R. A.; CABRAL, D. E. C. Oscilação Decadal do Pacífico e Multidecadal do Atlântico no Clima da Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 03, p. 600-611, 2012.

ESPINOZA, J. C.; RONCHAIL, J.; GUYOT, J. L.; JUNQUAS, C.; VAUCHEL, P.; LAVADO, W.; DRAPEAU, G. E POMBOSA R. Climate variability and extreme drought in the upper Solimões River (western Amazon Basin): Understanding the exceptional 2010 drought. **Geophysical Research Letters**, v. 38, L13406, 2011.

FEARNSIDE, P. M. Global warming in Amazonia: Impacts and Mitigation. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 1003-1012, 2009.

FITZJARRALD, D. R.; SAKAI, R. K.; MORAES, O. L. L.; COSME, R. O.; ACEVEDO, O. C. M. J.; BELDINI, T. Spatial and temporal rainfall variability near the Amazon-Tapajós confluence. **Journal of Geophysical Research.**, v. 113, G00B11, 2008.

FRAPPART, F.; PAPA, F.; SILVA, J. S.; RAMILLIEN, G.; PRIGENT, C.; SEYLER, F.; CALMANT, S. Surface freshwater storage and dynamics in the Amazon basin during the 2005 exceptional drought. **Environmental Research Letters**, v. 7, 2012.

FRAPPART, F.; PAPA, F.; FAMIGLIETTI, J. S.; PRIGENT, C.; ROSSOW, W. B.; SEYLER, F. Interannual variations of river water storage from a multiple satellite approach: A case study for the Rio Negro River basin. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, n. 21, 2008.

GARCIA, N; MECHOSO, C.R. Variability in the discharge of South American rivers and in climate. **Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 50, n. 3, 2005.

GLOOR, M.; BRIENEN, R. J. W.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T.R.; SCHÖNGART, J.; GUYOT, J.-L.; ESPINOZA, J. C.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical Research Letters**, v. 40, p. 1729-1733, 2013.

GUIMBERTEAU, M.; RONCHAIL, J.; ESPINOZA, J.C.; LENGAIGNE, M.; SULTAN, B.; POLCHER, J.; DRAPEAU, G.; GUYOT, J-L.; DUCHARNE, A.; CIAIS, P. Future changes in precipitation and impacts on extreme streamflow over Amazonian sub-basins. **Environmental Research Letters**, v. 8, 2013.

LINAGE, C. J. S.; RANDERSON, J. T. Statistical prediction of terrestrial water storage changes in the Amazon Basin using tropical Pacific and North Atlantic sea surface temperature anomalies. **Hydrology and Earth System Scienses**, v. 18, p. 2089-2102, 2014.

MARENGO, J. A.; LINCOLN, M.; ALVES, W.; SOARES, R.; RODRIGUEZ, D. A.; CAMARGO, H.; PABLO, A. D. Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. **Journal of Climate**, v. 26, 2013.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; SOARES, W. R.; ALVES, L. M.; NOBRE, C. A. Extreme climatic events in the Amazon basin. **Theor Appl Climatol**, v. 107, p. 73-85, 2012.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; OYAMA,M.D.; OLIVEIRA, G.V.S.; OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L.M. & BROWN., F. The Drought of Amazonia in 2005**. Journal of Climate**, v. 21, 2008.

MARENGO, J. A. On the Hydrological Cycle of the Amazon Basin: A historical review and current State-of-the-art. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3a, 2006.

MARENGO, J. A. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 78, p. 79-96, 2004.

MARENGO J.A.; Co-authors. **Onset and End of the Rainy Season in the Brazilian Amazon Basin**. Journal of Climate, v. 14, p. 833-852, Mar. 2001.

MOLINIER, M.; RONCHAIL, J.; GUYOT, J.-L.; COCHONNEAU, G.; GUIMARÃES, V.; OLIVEIRA, E.: Hydrological variability in the Amazon drainage basin and African tropical basins. **Hydrological Proc esses**, v. 23, p. 3245-3252, 2009.

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian Deforestation and regional Climate Change. **Journal of Climate**, v. 4, p. 957-987, 1991.

ROCHA, E. J. P. **Balanço de umidade e influência de condições de contorno superficiais sobre a precipitação da Amazônia**. São José dos Campos: INPE, 2004, 210p.

SATYAMURTY, P.; COSTA, C.P.W.; MANZI, A.O. e CANDIDO, L.A. **A quick look at the 2012 record flood in the Amazon Basin**. **Geophysical Research Letters**, v. 40, p. 1396-1401, 2013.

SHIKLOMANOV, I. A.; SHIKLOMANOV, A. I.; LAMMERS, R. B.; PETERSON, B. J.; VÖRÖSMARTY, C. J. **The dynamics of river water inflow to the Arctic Ocean the Freshwater Budget of the Arctic Ocean**. Dordrecht: Kluwer Academic, p. 281-96, 2000.

SOUZA, E. B.; KAYANO, M. T.; TOTA, J.; PEZZI, L.; FISCH, G.; NOBRE, C. On the Influences of the El Niño, La Niña and Atlantic dipole pattern on the Amazonian Rainfall during 1960-1998. **Acta Amazonica**, v. 30, p. 305-318. 2000.

TOMASELLA, J.; PINHO, P.F.; BORMA, L. S.; MARENGO, J. A. The droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: floodplain hydrology and its potential ecological and human impacts. **Climatic change**, v. 116, n. 3-4, p. 723-746, 2013.

TOMASELLA, J.; BORMA, L. S.; MARENGO, J. A.; RODRIGUEZ, D. A.; CUARTAS, L. A.; NOBRE, C. A.; PRADO, M. C. R. The droughts of 1996–1997 and 2004–2005 in Amazonia: hydrological response in the river main-stem. **Hydrological Processes.**, v. 25, p. 1228-1242, 2011.

VILLAR, J. C. E.; GUYOT, J. L.; RONCHAIL, J.; COCHONNEAU, G.; FILIZOLA, N.; FRAIZY, P.; LABAT, D.; OLIVEIRA, E.; ORDONEZ, J. J.; VAUCHEL, P. Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974–2004). **Journal of Hydrology**, v. 375, p. 297-311, 2009.

ZENG, N.; YOON, J-H.; MARENGO, J. A.; SUBRAMANIAM, A.; NOBRE, C. A.; MARIOTTI, A.; NEELIN, J. D. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. **Environmental Research Letters. Res. Lett.**, v. 3, 2008.

YOON, J.-H.; ZENG, N. An Atlantic influence on Amazon rainfall. **Jornal of. Climate**, v. 34, p. 249-264, 2010.

Padrões climáticos de precipitação e a produção de soja na Amazônia

Maurício N. Moura & Isabel Vitorino

RESUMO

Nesta pesquisa estudou-se a modulação da precipitação através de fenômenos oceano-atmosfera de grande escala atuantes nos oceanos adjacentes à região amazônica e que tiveram suas intensidades representadas por indicadores numéricos conhecidos como índices climáticos (IOS - Índice de Oscilação Sul, ODP - Oscilação Decadal do Pacífico, OAN - Oscilação do Atlântico Norte). A partir de uma série de 32 anos de dados de precipitação do GPCP (Global Precipitation Climatology Project). Aplicou-se a EOF (Funções Ortogonais Empíricas) para a escala mensal onde foram obtidos padrões espaciais e temporais da precipitação. A EOF1 (58%) apresentou um padrão meridional de precipitação associado em maior parte, à atuação de fenômenos de escala sinótica. A EOF2 (21%) também apresenta o mesmo padrão de precipitação porém contrário ao primeiro, refletindo os efeitos da fase fria da OAN. No entanto, na EOF3 (5%) o padrão espacial é representado por um padrão zonal de precipitação, refletindo o efeito do ENOS (El Niño-Oscilação Sul) e ODP. Os três índices climáticos estudados mostraram-se presentes na modulação da precipitação da Região Amazônica. Paragominas mostrou tendência positiva de crescimento das chuvas, com alta correlação entre a precipitação local e a série do IOS, com defasagem de 1 mês e de 2 meses.

Palavras-chave: Modulação, EOF, clima, Paragominas.

Introdução

A complexa interação entre as variáveis climáticas na bacia Amazônica tem importantes implicações no potencial climático, tanto globalmente como localmente. Isso ocorre porque a Amazônia é uma região escassa de dados, o que gera nocivas consequências como uma má quantificação das variáveis climáticas. Segundo Santos de Oliveira e Nobre (1986), a

convecção tropical é a principal característica do clima sobre a região amazônica, que por sua vez é modulada por características atmosféricas de grande escala, incluindo o El Niño Oscilação Sul (ENOS), a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP) e a Oscilação do Atlântico Norte (OAN) (WEICKMANN et al, 1985; RASMUSSON; ARKIN, 1985; MANTUA et al, 1997).

A produção agrícola está diretamente ligada à variabilidade climática, verificando-se, portanto, que estas variações se constituem como um dos fatores responsáveis pela alternância de produções anuais, influenciando diretamente na produção, pois contribui com perdas ou ganhos.

O excesso e a escassez das chuvas trazem como consequência a abundância e a falta de água, que por sua vez são muito nocivas no aspecto socioeconômico da região amazônica. A água enquanto elemento simples dessa região é fundadora de especificidades em sua economia, agricultura e sociabilidade. Neste contexto, a produção vegetal como o cultivo da soja, em particular, representa um acréscimo de rendimento considerável à agricultura amazônica (SANTOS, 2002).

Além da obtenção de novas tecnologias, o desenvolvimento recente de cultivares de soja adequados às condições do clima quente e úmido da Amazônia foi decisivo. A soja é um vegetal típico de dias curtos, adaptada para crescimento em áreas temperadas e subtropicais. Portanto, igualmente como na agropecuária, os primeiros pensamentos sobre a agricultura na Amazônia enfatizaram as limitações ambientais, bem como um consenso popular e científico que emergiu em torno das condições climáticas, o que em última análise, inibiriam o desenvolvimento de uma robusta economia acima da latitude 25º S (JORDAN, 1983; MCGRATH, 2006).

Tendo em vista todas essas considerações, o objetivo desta pesquisa é estudar os padrões de variabilidade climática representada pela precipitação nas escalas de oscilações interanuais e decadais, e os aspectos produtivos da soja em Paragominas, no nordeste do Pará, na presença de eventos extremos de precipitação na Amazônia.

Material e Métodos

A região amazônica foi selecionada para ser a área de estudo deste trabalho, por apresentar grande variabilidade de precipitação climática espacial e temporal em associação a mecanismos de acoplamento oceano-atmosfera. A Figura 1 mostra as regiões oceânicas de atuação da OAN, da ODP e do ENOS, e a área da Amazônia legal para análise da precipitação.

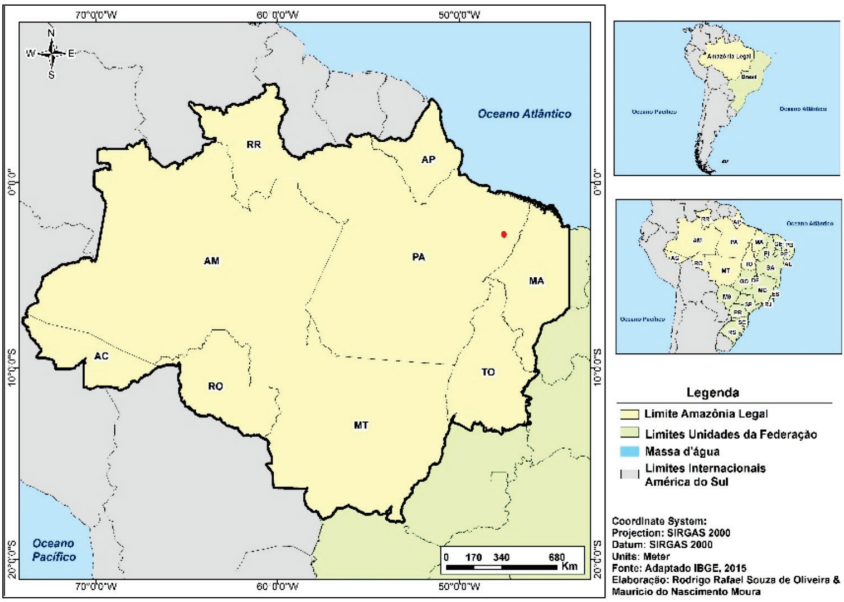


Figura 1. Localização da área de estudo, com destaque para Paragominas-PA (ponto vermelho), no leste da Amazônia oriental.

Para a realização deste trabalho foram utilizados dados médios mensais de precipitação do *Global Precipitation Climatology Project* (GPCP), fornecidos pela NOAA, do qual foi extraído o período de janeiro de 1979 a dezembro de 2010, totalizando 32 anos de dados. Em uma grade de 2,5° lat x 2,5° lon, este projeto fornece quantitativos de precipitação, os quais combinam dados de superfície com estimativas feitas por satélite, uma opção adotada para criar banco de dados climatológicos globais em regiões com pouca disponibilidade de dados observacionais de superfície (HUFFMAN et al, 1997; PINTO et al, 2009), como é o caso da Amazônia.

Além de dados de precipitação, foram utilizados, ainda, dados de índices climáticos OAN, ODP e IOS que foram disponibilizados pelo *Climate Prediction Center/National Oceanic and Atmospheric Administration* (CPC/NOAA), para o período de janeiro de 1979 a dezembro de 2010, com um total de 384 valores, para os oceanos Atlântico e Pacífico.

O índice ODP é calculado a partir de campos de anomalias de TSM e pressão em toda a bacia do Pacífico Norte. No caso do índice ODP, ele é positivo, quando as águas no centro-norte do Pacífico tendem ao resfriamento, e águas ao longo da costa oeste da América do Norte tendem ao aquecimento. O contrário acontece quando o índice é negativo (MANTUA et al, 1997).

O IOS é calculado usando-se as diferenças médias de pressão ao nível médio do mar entre Tahiti e Darwin, sendo baseado em uma análise mensal, com valores em períodos mais longos. Esta foi uma forma de definir os valores, alto e baixo do IOS, relacionados às fases, fria (La Niña, IOS +) e quente (El Niño, IOS -) do fenômeno ENOS, sugerida por Ropelewski e Halpert (1987).

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi utilizado o método estatístico de análise multivariada conhecido como Funções Ortogonais Empíricas (EOF) do tipo rotacionada. Para a determinação da EOF, é necessário calcular primeiramente a matriz de covariância, depois os autovalores (coeficientes de expansão temporal) e os autovetores (padrões espaciais) e, por fim, as combinações lineares, que serão as novas variáveis, denominadas de componentes principais ou EOF's. Cada EOF é uma combinação linear de todas as variáveis originais, independentes entre si e estimadas com o propósito de reter, em ordem de estimação e em termos da variação total, a máxima variância contida nos dados iniciais.

Em resumo, o tratamento matemático da EOF consiste em determinar uma transformação linear T gerada a partir de uma matriz de dados originais X, de modo que T retenha a máxima variância de X. A partir de uma matriz X, calculou-se a matriz de covariância S para a escala anual com 32 valores no tempo e 108 valores no espaço (32x108), utilizando os modos mais representativos da variância total para esta escala. A matriz de covariância S é obtida conforme a equação 1:

$$S=\frac{1}{N}(X.X^{T}) \qquad (1)$$

Onde **X** é a matriz original de dados, $\mathbf{X^T}$ a matriz transposta de **X** e **N** o total de casos no tempo, sendo que $\mathbf{X^T} = \mathbf{X} - \mathbf{X}$.

Um dos métodos mais empregados para avaliações de diferentes estatísticas entre amostras de dados é o teste T-Student. Este teste é normalmente utilizado para verificar se as médias aritméticas de distintas amostras podem ser consideradas diferentes a um dado nível de significância pré-estabelecido α. Esta estatística emprega-se pela equação 2:

$$t = \frac{\overline{x}_1 - \overline{x}_2}{\sqrt{\frac{(n_1-1)\,S_1^2 - (n_2-1)\,S_2^2}{(n_1-n_2)-2}\left(\frac{1}{n_1}+\frac{1}{n_2}\right)}} \qquad (2)$$

Onde: $\overline{x}$ corresponde a média de cada série; n o número de observações; S^2 a variância e $(n_1-n_2)-2$ o grau de liberdade. O nível de significância estabelecido para este estudo foi de 95%. Neste sentido, aplicou-se o teste T com o objetivo de identificar as áreas mais significativas dos padrões espaciais extraídos da EOF. No caso deste estudo, para a EOF mensal o número de graus de liberdade é de 384 (série temporal), o valor de T para α igual a 95% é de 0,2. Portanto, para uma distribuição normal do tipo bicaudal, valores maiores que + 0,2 ou - 0,2 serão estatisticamente significativos, para as duas escalas.

A significância estatística das tendências nas séries dos autovalores (coeficientes de expansão temporal) observada (32 anos) compreendendo o período de 1979 a 2010 também foi determinada segundo o teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975). De acordo com Marengo e Alves (2005) este teste não paramétrico tem sido extensamente aplicado para análise estatística em estudos de tendência hidrológica e é considerado adequado, uma vez que pressupõe que os dados não são normalmente distribuídos.

Segundo Salmi (2002) o teste de Mann-Kendall é aplicável nos casos em que os valores dos dados x_i de uma série temporal pode ser assumido como segue na equação 3:

$$X_i = F(t_i) + \varepsilon_i \qquad (3)$$

Sendo f(t) uma função temporal contínua monotônica crescente ou decrescente e o resíduo ε_i possui a mesma distribuição com média zero, assumindo que a variância da distribuição é constante no tempo.

Testou-se a hipótese nula da não existência de tendência, H_0, ou seja, as observações x_i são aleatoriamente ordenadas no tempo, contra a hipótese alternativa, H1, em que há uma tendência monotônica de aumento ou redução.

O coeficiente de correlação linear de Pearson (r) é uma medida que varia no intervalo de -1 até +1 que visa quantificar o grau de relacionamento linear entre séries amostrais. Segundo Spiegel (1972), a correlação entre dois grupos amostrais é o quociente entre a covariância e o produto dos seus desvios-padrão (Equação 4).

$$\rho_{X,Y} = \frac{COV\ (X,Y)}{\sigma_X \sigma_Y} \qquad (4)$$

Onde, COV representa a covariância; X,Y as variáveis em questão; σ_X, σ_Y o desvio padrão da variável.

Valores próximos de +1 indicam forte correlação direta entre as séries, ou seja, à medida que uma determinada grandeza física cresce ou diminui em sua magnitude, a outra apresenta a mesma tendência, enquanto que valores próximos de -1 indicam forte correlação inversa, ou seja, as grandezas físicas apresentam comportamentos contrários. Valores em torno de zero indicam ausência de correlação.

A correlação foi calculada entre o Índice de Oscilação Sul e a precipitação no munícipio de Paragominas, no leste da região. Foram escolhidos os anos considerados extremos em relação às fases do ENOS, representadas por valores altos e baixos do IOS. Para os anos de eventos em que se caracterizou a fase quente do ENOS (El Niño), em cada um destes anos, foram extraídos períodos com defasagem de seis meses, ou seja, quando se observa um decréscimo bem acentuado no valor do índice (novembro-abril). Em relação aos anos em que se caracterizou a fase fria do fenômeno (La Niña), foram extraídos períodos com defasagens de um mês e dois meses, quando se observa um aumento no valor do índice.

Cohen (1988) fez uma classificação hierárquica de acordo com o nível dos scores calculados na correlação linear de Pearson, e os classificou como pequenos, médios e grandes. Porém, anos mais tarde, Dancey e Reidy (2005) apontaram para uma classificação mais ampla, onde: r =

0,10 até 0,30 (fraco); r = 0,40 até 0,60 (moderado); r = 0,70 até 1 (forte).

A partir das regiões homogêneas obtidas dos padrões climáticos de precipitação, foram usadas às séries temporais de precipitação mensal das respectivas regiões, aplicada a correlação de Pearson à série do Índice de Oscilação Sul (IOS), a fim de se obter o entendimento dos mecanismos moduladores de precipitação na Amazônia. Com isso, buscou-se fazer correlações com defasagem de tempo para o IOS, em relação à precipitação do município de Paragominas no Pará.

Este município foi escolhido por estar localizado na porção leste da Amazônia, onde estudos apontam significativos efeitos do ENOS nas chuvas desta região, e também por este município ter apresentado nos últimos anos expressivo aumento na produção de soja, segundo o IBGE. A precipitação de Paragominas também foi relacionada com a climatologia de 30 anos, a partir de dados da ANA.

Os episódios de El Niño e La Niña, considerados nesta pesquisa, seguem o critério utilizado por Ropelewisky e Halper (1987). Estes autores determinam como anos de manifestações quentes, os que apresentam cinco meses consecutivos de Índice de Oscilação Sul (IOS) menor ou igual a 0,5, e os que apresentam anos de manifestações frias aqueles com cinco meses consecutivos com IOS maior ou igual a 0,5.

Na tentativa de se fazer uma abordagem mais detalhada do efeito dos oceanos na região de estudo, foram selecionados estudos de caso em que eventos extremos de clima favoreceram ou desfavoreceram as chuvas da região, como o El Niño de 1982/1983, a La Niña de 1984/1985 e a seca severa de 2005.

Resultados e Discussões

Os três primeiros modos explicam 84% da variância total dos dados mensais de precipitação. A Figura 2a mostra o primeiro modo (autovetor) da EOF, que explica 58% da variância total dos dados de precipitação. De acordo com os resultados obtidos, os padrões espaciais dos autovetores extraídos da EOF1 e EOF2 são opostos, portanto ortogonais.

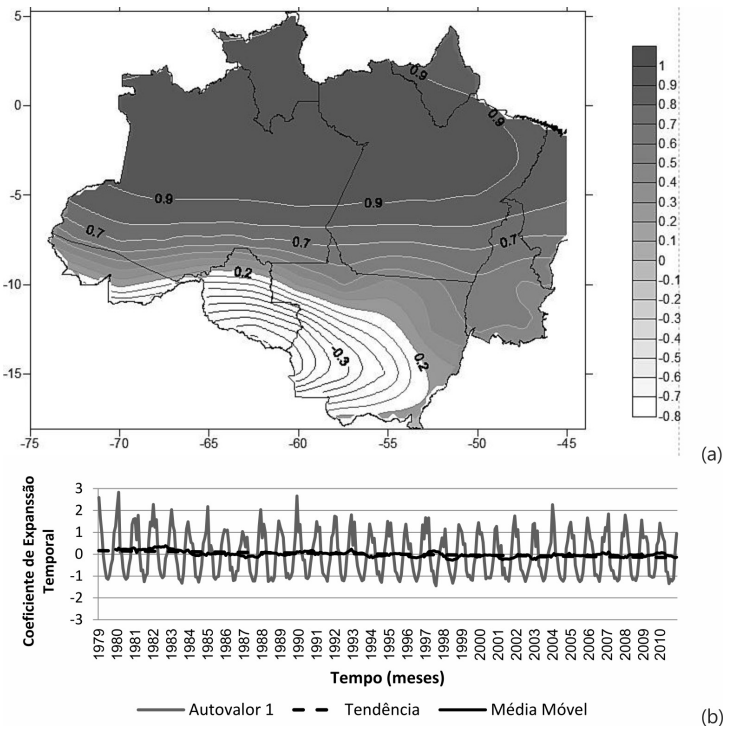


Figura 2. Distribuição espacial do primeiro modo (EOF1), com 58% da variância total explicada para a escala mensal. a) autovetor; b) autovalor.

As áreas são bem delimitadas no que se refere a valores máximos e mínimos, configurando assim um padrão meridional para a área de estudo, com valores máximos de precipitação na parte norte e mínimos na parte sul. A área com preenchimento em cinza representa os valores significativos ao nível de confiança de 95%, segundo o teste estatístico T de Student. Este padrão espacial apresentado pela EOF foi chamado de "dipolo de precipitação" por Obregon e Nobre (1990), Matsuyama et al. (2002) e Amanajás e Braga (2012).

Apesar da influência dos oceanos adjacentes na precipitação da Amazônia, sugere-se que as chuvas associadas a este padrão meridional apresentado no primeiro modo da EOF estejam relacionadas, em maior parte, com a atuação e deslocamento norte-sul da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), fenômeno de escala planetária e um dos principais sistemas que atuam nos trópicos, responsável pela qualidade da estação chuvosa na Amazônia e no nordeste brasileiro (UVO, 1998).

Climatologicamente, durante os meses de março e abril, a ZCIT migra, aproximadamente, entre 4ºS e 5ºS, sendo este considerado o período chuvoso devido ao transporte de umidade trazida pelos ventos alísios de nordeste para a região, aliado a aspectos de relevo (HASTENRATH; HELLER, 1997; FISCH et al, 1998; MOLION; BERNARDO, 2002).

O coeficiente de expansão temporal associado (Figura 2b) não apresenta tendência significativa ao nível de confiança de 95%, estabelecido pelo teste estatístico de Mann-Kendall, ou seja, o padrão espacial tende a permanecer até o final da série, com valores positivos no verão austral, para cada ano da série, definindo o pico da estação chuvosa, com um máximo em fevereiro de 1980.

Este primeiro coeficiente da EOF apresenta forte sazonalidade, a qual pode ser claramente vista nos valores médios mensais deste coeficiente de expansão temporal, em que a estação chuvosa inicia no mês de outubro e termina em abril, logo a estação seca acontece entre os meses de maio a setembro.

Em mesoescala, Linhas de Instabilidade (LI) costeiras associadas à circulação de brisa, com deslocamento menor que 170 km para dentro do continente e maior ocorrência no mês de abril, são o principal sistema gerador de chuvas, respondendo por 45% das chuvas que ocorrem na Amazônia oriental (COHEN et al., 1989).

O segundo modo da EOF, explica 21% da variância total e apresenta valores positivos na porção sul da Amazônia, significativos ao nível de 95% (área com preenchimento em cinza) com valores superiores a 0,2, e valores negativos na porção norte, configuração que deve ser mantida até o final da série, já que esta não apresenta tendência significativa ao nível de confiança de 95%, segundo o método estatístico de Mann-Kendall (Figura 3 ab).

Em relação ao coeficiente de expansão temporal (Figura 3b), entende-se que para os meses com escores positivos (negativos), a porção sul apresenta-se mais chuvosa (mais seca) e a porção norte, mais seca (mais chuvosa), onde a estação chuvosa vai de janeiro a maio, e a menos chuvosa de junho a dezembro. Com o que foi visto na Figura 2 ab, esta configuração é inversa ao primeiro coeficiente de expansão temporal, ou seja, as maiores contribuições temporais à precipitação estão localizadas no sul da região, o que mostra que estes dois modos são ortogonais. A diminuição progressiva da precipitação no sentido Norte-Sul, reflete o efeito das condições térmicas superficiais do Atlântico

(dipolo positivo), cenário relacionado à atuação da fase negativa da Oscilação do Atlântico Norte (MATSUYAMA et al, 2002).

Ainda de acordo com a Figura 3 ab, no verão do hemisfério sul, a área de máximas chuvas e deve à forte atividade convectiva tropical associada à ZCAS e geralmente, em parte, pelo avanço de sistemas frontais que ajudam a promover a atividade convectiva (FISCH et al, 1998). Sugere-se também que estas contribuições estejam associadas ao início da ocorrência de sistemas sinóticos atuantes no final da primavera e no verão, como a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS). Este sistema meteorológico de escala sinótica é caracterizado por uma extensa faixa de nebulosidade, orientada no sentido noroeste-sudeste (NW-SE), associada a uma zona de umidade na baixa troposfera que se estende do sul da Amazônia até o sudeste brasileiro (STRENTEN, 1973).

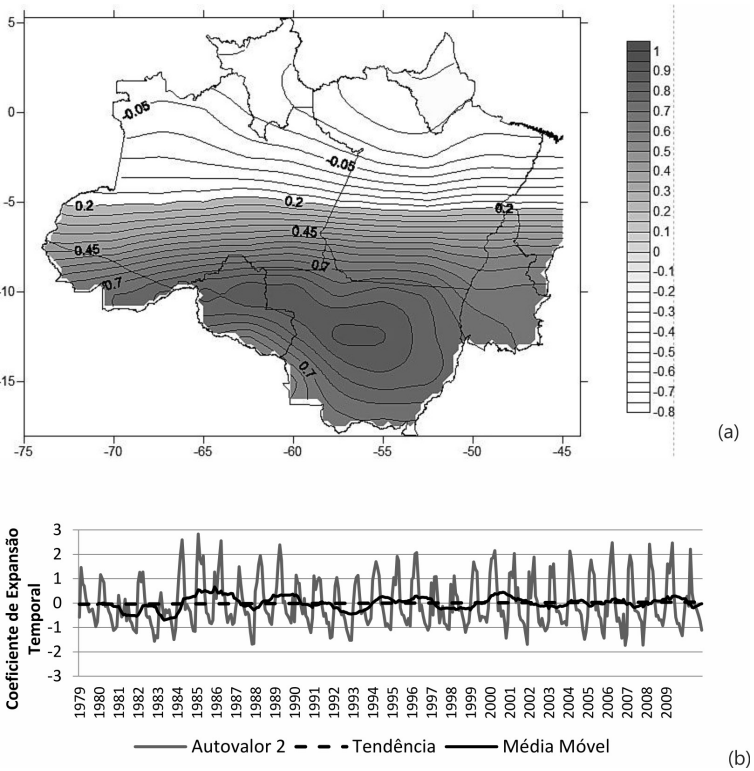


Figura 3. Distribuição espacial do segundo modo (EOF2), com 21% da variância total explicada para a escala mensal. a) autovetor; b) autovalor.

Para o terceiro modo da EOF mensal (Figura 4a), o sinal positivo cobre toda a parte ocidental da área de estudo, ficando a parte oriental com sinais negativos, áreas significativas ao nível de 95%. Portanto, este modo exibe um padrão zonal de precipitação, o qual explica 5% da variância total. O score temporal (Figura 4b) apresenta tendência negativa nos valores, a qual é significativa ao nível de confiança de 95%, ou seja, o padrão espacial apresenta uma tendência de inversão ao longo da série, com valores positivos na parte leste da região e negativos na parte oeste, também se assemelha à série do IOS no que diz respeito aos anos de 1982-1983, 1984-1985, durante eventos da fase quente e fria do fenômeno ENOS, respectivamente. Este padrão zonal é semelhante ao encontrado por Matsuyama et al. (2002) os quais relacionaram em maior dominância às condições oceano-atmosféricas do Pacífico, associadas à atuação do ENOS.

A apresentação destes resultados foi feita com base na relação entre índices climáticos (IOS, ODP, OAN) e a precipitação para o município de Paragominas-PA, localizado no leste da Amazônia. As análises foram feitas a partir de correlações defasadas para diferentes lags de tempo de 1 mês e 2 meses entre as séries.

A Figura 5 abc mostra acumulados mensais de precipitação dos dados do GPCP e a média climatológica mensal calculada com dados da Agência Nacional de Águas (ANA), com o intuito de observar o comportamento das chuvas no extremo leste da Amazônia, em relação à média climatológica e ao Índice de Oscilação Sul (IOS). Essa observação é feita a partir de anos de eventos extremos do ENOS, os quais são mostrados na Tabela 1 de acordo com sua intensidade (ROPELEWISKY; HALPER, 1987).

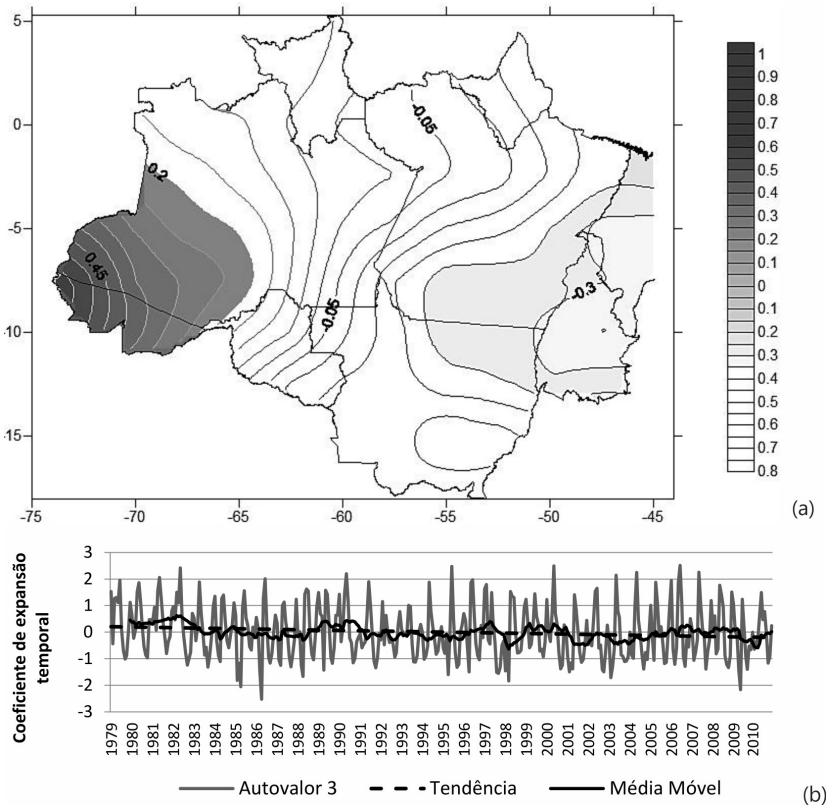


Figura 4. Distribuição espacial do terceiro modo (EOF3), com 5% da variância total explicada para a escala mensal. a) autovetor; b) autovalor.

Para representar a parte leste da Amazônia, foi escolhido o município de Paragominas no Pará, a partir do terceiro modo da EOF (Figura 4a), em que os sinais mais marcantes são vistos nos extremos leste e oeste da região. Para Paragominas foi extraída uma série pontual de dados de precipitação do GPCP e comparada a uma série climatológica de dados de estações de superfície da ANA, com uma série de precipitação de 32 anos.

De acordo com a série do IOS, o índice apresenta um pico extremo de sinal negativo nos meses de janeiro e fevereiro de 1983 (Figura 5a). No entanto, o valor do índice começa a decrescer ainda no ano de 1982, mês de abril, quando a partir de então observa-se que a precipitação mensal fica muito abaixo da média climatológica, evidenciando o efeito da fase quente (El Niño forte) do ENOS sobre o leste da Amazônia.

Tabela 1. Ocorrências de ENOS para as fases, positiva (32% de El Niño) e negativa (32% de La Niña), 36% Neutro, de acordo com as intensidades forte, fraca e moderada.

ANO	FASE	INTENSIDADE
1979-1980	Neutro	–
1980-1981	Neutro	–
1981-1982	Neutro	–
1982-1983	Neutro	Forte
1983-1984	La Niña	Fraco
1984-1985	La Niña	Moderado
1985-1986	Neutro	–
1986-1987	El Niño	Moderado
1987-1988	El Niño	Moderado
1988-1989	La Niño	Forte
1989-1990	Neutro	–
1990-1991	Neutro	–
1991-1992	El Niño	Forte
1992-1993	Neutro	–
1993-1994	La Niño	Fraco
1994-1995	El Niño	Moderado
1995-1996	El Niño	Fraco
1996-1997	Neutro	–
1997-1998	El Niño	Forte
1998-1999	La Niña	Moderado
1999-2000	La Niña	Moderado
2000-2001	La Niña	Moderado
2001-2002	Neutro	–
2002-2003	El Niño	Moderado
2003-2004	Neutro	–
2004-2005	Neutro	–
2005-2006	El Niño	Fraco
2006-2007	El Niño	Fraco
2007-2008	La Niña	Forte
2007-2009	La Niña	Fraco
2009-20103	El Niño	Moderado

Fonte: Elaborada pelo autor. Dados extraídos de Ropelewisky e Jones (1987).

Para o período de 1991-1992 (Figura 5b) observou-se um *lag* de tempo mais curto, em relação ao decréscimo do IOS (El Niño moderado). No período de 1997-1998 (Figura 5c), o mês de fevereiro de 1998 apresenta precipitação muito abaixo da média climatológica, porém intercalado pelos meses de janeiro a março que não apresentam essa diminuição da precipitação, considerados exceção mediante a análise do estudo, devido ao comportamento do índice em questão para este período, com um pico negativo bastante significativo (El Niño forte).

A Figura 6 abc mostra uma análise similar à que foi feita pela Figura 5 abc, porém para eventos de La Niña forte e moderada. Foram relacionados, a precipitação mensal, a precipitação climatológica para Paragominas-PA e os valores do IOS em episódios considerados extremos mediante a série de estudo (eventos de La Niña).

Verifica-se na Figura 6a, que o índice atinge um pico positivo no mês de fevereiro de 1984, com decréscimo significativo em maio. Neste mesmo período, observa-se que a precipitação fica acima da média climatológica, confirmando estudos anteriores de que a fase negativa do ENOS tende a aumentar as chuvas nesta parte da Amazônia (MARENGO, 2004).

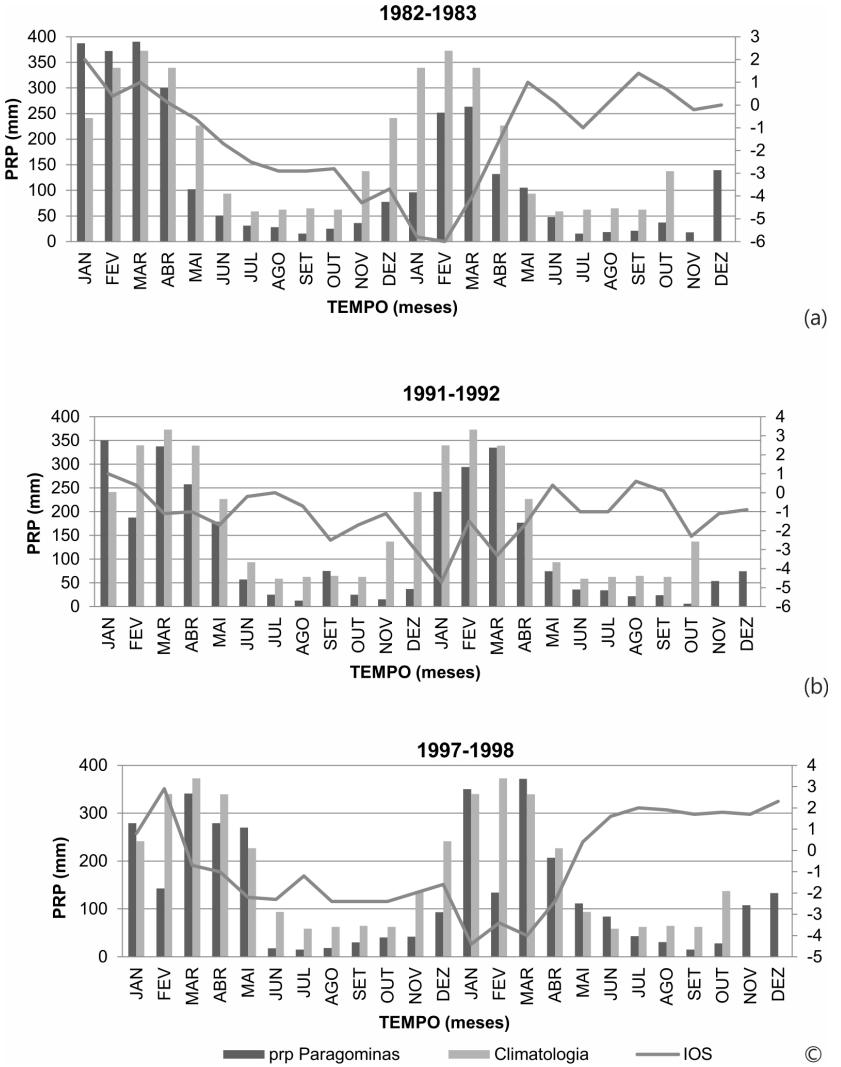


Figura 5. Relação entre IOS e a precipitação em Paragominas no leste do Pará. Análise feita para eventos de El Niño forte, período em que o IOS apresenta valores negativos: a) 1982-1983; b) 1991-1992; c) 1997-1998.

Na Figura 6b é feita uma análise similar em relação à figura anterior. No entanto o IOS atinge seu pico positivo ainda em meados de 1988, em que permanece positivo até meados de 1989, estabelecendo o período

mais longo dentre os eventos selecionados. Os quantitativos de chuvas acima da média climatológica são notados apenas no período de março até junho de 1989, com destaque para o mês de abril, quando a precipitação acumulada chegou à marca de 500 mm, marca histórica para o município.

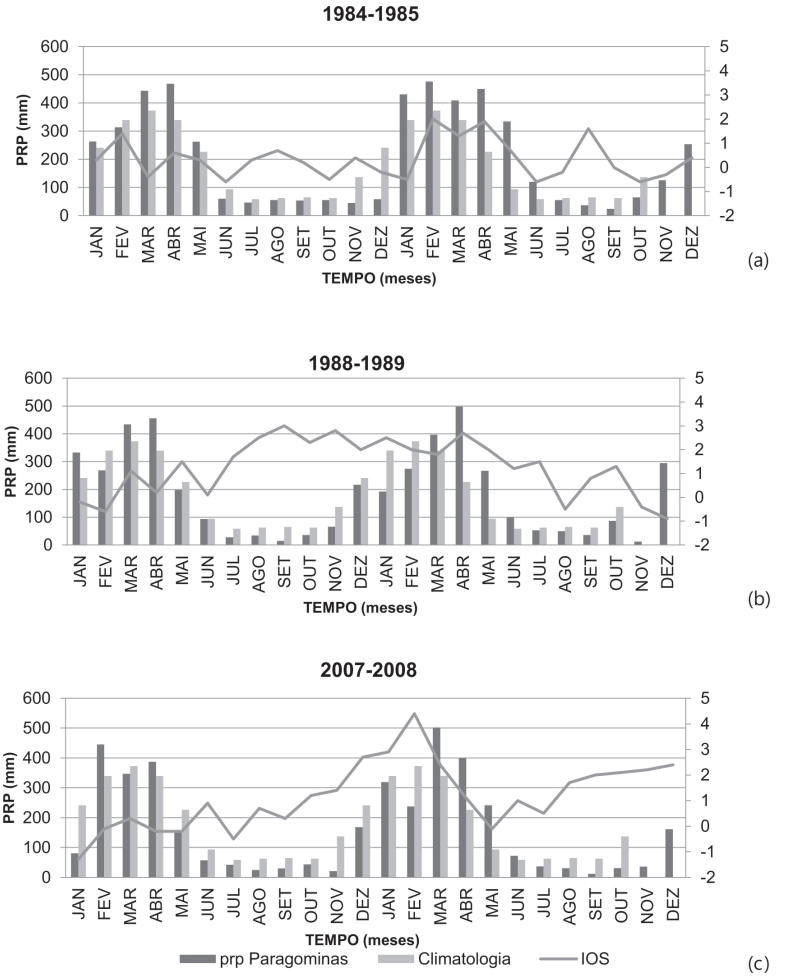


Figura 6. Relação entre IOS e a precipitação em Paragominas no leste do Pará. Análise feita para eventos de La Niña forte, período em que o IOS apresenta valores positivos: a) 1984-1985; b) 1988-1989; c) 2007-2008.

Em 2007-2008 (Figura 6c) o IOS atinge o pico positivo em fevereiro de 2008, efeito que é sentido no mês seguinte, em março. Os três meses seguintes ao pico positivo (março, abril, maio) também apresentam precipitação muito acima da média climatológica para Paragominas, em conformidade com as análises feitas na Figura 5 abc.

De acordo com os resultados obtidos da relação entre o IOS e a precipitação em Paragominas, município que, neste trabalho, representa a porção leste da área de estudo, fica evidente que as condições do oceano Pacífico apresentam efeitos notáveis nas chuvas desta região, com prováveis consequências na produção de grãos do município.

Na Tabela 2 são mostradas as correlações calculadas entre o Índice de Oscilação Sul e a precipitação no munícipio de Paragominas, no leste da região. Foram escolhidos os anos considerados extremos em relação às fases do ENOS, representadas por valores altos e baixos do IOS.

Segundo Ropelewisky e Halper (1987), os períodos de 1982/1983, 1991/1992 e 1997/1998 apresentaram eventos de El Niño forte. A partir disso, para cada um destes anos, foram extraídos períodos de seis meses, ou seja, quando se observa um decréscimo bem acentuado no valor do índice (novembro-abril) como foi mostrado na figura 5. Obedecendo ao critério de Dancey e Reidy (2005), as correlações mais fortes foram encontradas para os períodos de, 1982-1983 com defasagem de um mês, e 1991-1992 com defasagem de dois meses. Para os anos de La Niña forte, as maiores correlações foram encontradas no período de 1988-1989, para as defasagens de um mês e dois meses, respectivamente.

Tabela 2. Correlação defasada entre o IOS e a precipitação do município de Paragominas, no leste do Pará.

Correlação defasada - IOS x Precipitação		
El Niño	1 MÊS	2 MESES
1982-1983	-0,9	0,05
1991-1992	-0,4	-0,9
1997-1998	0,2	-0,5
La Niña	1 MÊS	2 MESES
1984-1985	-0,3	-0,4
1988-1989	0,9	0,8
2007-2008	-0,2	-0,5

Conclusões

O objetivo deste trabalho foi estudar os padrões de variabilidade climática representada pela precipitação nas escalas das oscilações interanuais e decadais, e seus aspectos produtivos de soja na presença de eventos extremos de precipitação em Paragominas, no leste da Amazônia.

Para a escala mensal, a EOF1 (58%) mostra que as chuvas na Amazônia apresentam um padrão meridional (Norte-Sul), e estão mais concentradas na parte norte. Apesar da influência do Pacífico sobre esta região, estas chuvas estão associadas, em maior parte, com a atuação de fenômenos atmosféricos de escala sinótica. A EOF2 (21%) também apresenta um padrão de precipitação no sentido norte-sul, porém oposto ao primeiro, com chuvas mais concentradas na parte sul, refletindo o efeito da fase negativa da OAN. Na EOF3 (5%), a espacialidade das chuvas apresenta um padrão zonal (Leste-Oeste), que reflete as condições anômalas do Pacífico, mediante as fases do ENOS e da ODP.

A precipitação na porção leste da Amazônia, representada nesta pesquisa pelo município de Paragominas, foi bem correlacionada com a série do IOS, em anos de eventos extremos, com defasagem de 1 mês

e 2 meses, principalmente para os casos de 1982-1983, 1991-1992 (El Niño) e 1988-1989 (La Niña). Destaca-se que, mesmo com um tempo de resposta de 1 a 2 meses, as chuvas em Paragominas respondem bem aos efeitos adversos do clima, com elevados ou baixos valores de precipitação, dependendo da fase do ENOS, o que pode causar sérios danos à produção agrícola do município.

Mediante as análises dos três índices climáticos (IOS, ODP, AON) entende-se que os três mecanismos oceano-atmosféricos estudados se mostraram atuantes na modulação da precipitação da Amazônia, mediante os três eventos extremos selecionados. Também se conclui que em relação a estes três índices, o crescimento da produtividade de soja, foi determinado, em maior parte pela ação conjunta de forçantes provenientes dos oceanos, Pacífico e Atlântico. Na última década o IOS apresentou valores positivos, e a ODP valores negativos, com eventos mais frequentes de La Niña, condição favorável à precipitação. O índice OAN mostrou condições desfavoráveis à precipitação no norte e nordeste da Amazônia, devido ao estabelecimento do dipolo positivo do Atlântico. No entanto, no sul e sudeste da Amazônia, a precipitação foi maior.

Diante dos resultados alcançados neste trabalho, conclui-se de uma forma geral que o conhecimento antecipado dos moduladores climáticos pode reduzir os prejuízos econômicos e aumentar os investimentos financeiros relacionados à atividade agrícola na Região Amazônica.

Referências

AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia oriental utilizando análise multivariada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, n.4, v.27, p.423-434, 2012.

COHEN, J. **Statistical power analysis for the behavioral sciences**. Hillsdale, NJ, Erlbaum. 1988.

COHEN, J. C. P. **Um estudo observacional de linhas de instabilidade na Amazônia**. 1989. 153f. Dissertação (Mestrado), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos-SP. 1989.

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

FISCH, G.; MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v.28, p.101-126, 1998.

HASTENRATH, S.; HELLER, L. Dynamics of climate hazards in Norheast Barzil. **Quarterly Journal Royal Meteorological Society**, n.435, v.103, p.77-92, 1997.

HUFFMAN, G. J.; ROBERT, F. A.; ARKIN, P.; CHANG, A.; RALPH, F.; ARNOLD, G.; JANOWIAK, J.; MCNAB, A.; RUDLOF and SCHNEIDER, U. The global precipitation climatology project (GPCP) combined precipitation dataset. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.78, p.5-20, 1997.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria.html.

JORDAN, W. R. **Whole plant response to water déficit: An overview**. In: TAYLOR, H.M.; JORDAN, W. R.; SINCLAIR, T. R. Limitations to efficient water use in crop production, Madison: ASA, CSSA, p.289-317, 1983.

KENDALL, M. G. **Rank correlation measures**. London: Charles Griffin, 220p, 1975.

MANN, H. B. Econometrica. **The Econometric Society**, n.3, v.13, p.245-259, 1945.

MANTUA, N. J.; HABE, S. R.; ZHANG, Y.; WALLACE, J. M.; FRANCIS, R. C. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. **Bulletin American Meteorological Society**, v.78, p.1069-1079, 1997.

MARENGO, J. A. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basian. **Theorical and Appllied Climatology**. 2004.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências Hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, n.2, v.20, p.215-226, 2005.

MATSUYAMA, H.; MARENGO, J. A.; OBREGON, G. O.; NOBRE, C. A. Spatial and temporal variabilities of rainfall in tropical south America as derived from climate prediction center merged analysis of precipitation. **International Journal of Climatology**, v.22, p.175–195, 2002.

McGRATH, D.; DIAS, V. Soja na Amazônia: impactos ambientais e estratégias de mitigação. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v.32, 2006.

MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.17, n.1, p.1-10. 2002.

OBREGON, G. O.; NOBRE, C. A. Principal component analysis of precipitation fields over the Amazon river basin. **Climanálise**, 5(7), p.35–46, 1990.

PINTO, L. I. C.; COSTA, M. H.; LIMA, F. Z.; DINIZ, L. M. F.; SEDIYAMA, G. C.; PRUSKI, F. F. Comparação de produtos de precipitação para a América do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, n.4, v.24, p.461-472, 2009.

RASMUSSON, E. M.; ARKIN, P. A Interanual climate variability associated with the El Niño/Southerm Oscilation. **Coupled Ocean-Atmosphere Models**, J.C.J. Nihaud Ed., Elsevier, p.289-302, 1985.

ROPELEWSKI, E. F.; HALPERT, M. S. Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño/Southern Oscillation. **Monthly Weather Review**, v.115, p.1606-1626, 1987.

SALMI, T. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates: **Finnish Meteorological Institute** (Publications on Air Quality n. 31), 2002.

SANTOS, J. W. M. C. Clima e produtividade da soja nas terras de cerrado do sudeste de Mato Grosso. **Revista do Departamento de Geografia**, 2002.

SANTOS de OLIVEIRA, A.; NOBRE, C. Interactions betwen frontal systems in South America and tropical convection over Amazon. **Paper presented at 2nd International Conference on Southern Hemispheric Meteorology**, Wellington, New Zealand, 1-5 December. 1986.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. São Paulo: McGraw-HILL, p.580, 1972.

STRETEN, N. A. Some characteristics of satélite observed bands of persistente cloudiness over the Southern Hemisphere. **Monthly Weather Reaview**, v. 101, p. 486-495. 1973.

UVO, C. B. The Relationships between Tropical Pacific and Atlantic SST and Northeast Brazil Monthly Precipitation. **Journal of Climate**. v. 11, p. 551-562. 1998.

WEICKMAN, K. M.; LUSSKY, G. R.; KUTZ BACH, J. E. Intraseasonal (30-60 Day) Fluctations of Outgoing Long Wave Radiation and 250 mb Strem function During Northerm Winter. **American Meteorological Society**, v.113, p. 941-961. 1985.

Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água Preta, mananciais de Belém, Pará

Silvana do Socorro Veloso Sodré, Edson José Paulino da Rocha &
Maria de Lourdes Souza Santos

RESUMO

A Região Metropolitana de Belém é abastecida com água potável pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), que utiliza os mananciais do Utinga, lagos Bolonha e Água Preta, considerados os mais importantes da região, responsáveis pelo abastecimento de 75% dessa população. Os mananciais recebem diuturnamente contribuição das águas do rio Guamá, para manter seus níveis de água. A amostragem das águas (superficiais e fundo) foi feita em 12 pontos, 11 no lago Água Preta e 1 no lago Bolonha. Todas as coletas foram realizadas com o auxílio de uma garrafa hidrológica (Niskin). O trabalho teve como objetivo estudar os parâmetros abióticos como temperatura, turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, nitrato, N-amoniacal, fosfato, sólidos suspensos e transparência da água, para avaliar seu comportamento frente a sazonalidade e hidrologia nos lagos. As variáveis hidrológicas estudadas foram vazões de entrada e saída dos lagos, precipitação pluviométrica, variação dos níveis de água e variação dos volumes de água. A batimetria no lago Água Preta foi realizada para obter dados atuais de profundidades médias. Aos resultados foi aplicado um tratamento estatístico a fim de avaliar as relações entre os parâmetros estudados. Os parâmetros turbidez, cor aparente e sólidos suspensos tiveram concentrações mais elevadas no período de menor precipitação pluviométrica e apresentaram valores variando entre 4 e 59 UNT; 15 a 550 mg L^{-1} Pt Co e 1 a 57 mg L^{-1}, respectivamente. A condutividade elétrica mostrou distribuição semelhante à dos parâmetros físicos analisados, com maiores concentrações no período de menor precipitação pluviométrica, e variou de 35,40 µS/cm^{-1} a 149,70 µS/cm^{-1}. Os nutrientes estudados (nitrato, N-amoniacal e fosfato) apresentaram valores máximos de 1,4 mg L^{-1}, 1,34 mg L^{-1} e 1,6 mg L^{-1}, respectivamente.

Palavras-chave: Hidroquímica, batimetria, Região Metropolitana de Belém.

Introdução

Rebouças (2004) comenta que parece paradoxal que apesar de a água ser tão familiar e reconhecidamente um componente essencial da estrutura e do metabolismo de todos os seres vivos, ela não seja o elemento melhor conhecido no planeta. As propriedades deste líquido permitem usos e funções múltiplas, essenciais para o modelo de desenvolvimento das sociedades humanas, destacando-se: abastecimento (consumo), irrigação, regulação térmica, produção de energia, navegação, diluição, meio para reações, pesca, aquicultura, transporte e tratamento de rejeitos (ANDREOLI; CARNEIRO, 2005).

O homem tem utilizado em suas atividades aproximadamente 2,5 vezes mais água que o volume disponível nos rios do planeta; esse fato tem obrigado a uma crescente necessidade de exploração de novas fontes hídricas em quase todas as regiões do planeta, como lençóis subterrâneos e criação de lagos para conservação e regularização da disponibilidade (PEGORINI et al, 2005). Numerosos são os casos de ações voltadas para corrigir ou prevenir os impactos negativos resultantes da visão equivocada de que a água é um bem abundante e inesgotável, além da ausência de medidas conservacionistas e o uso inadequado dos recursos hídricos, que trazem como consequência a contaminação dos mananciais e a escassez de água para abastecimento de cidades (CUNHA, 2003).

No Brasil, muitos ecossistemas lacustres e lagunas foram afetados com a dinâmica da urbanização em suas bacias de drenagem. As lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Saquarema, no Rio de Janeiro, a lagoa da Conceição, em Florianópolis, as lagoas de Mundáu e Manguaba, em Maceió, as lagoas de Vargem das Flores e Pampulha, em Belo Horizonte e o lago Paranoá, em Brasília, são alguns exemplos, dentre muitos outro de ecossitemas aquáticos continentais, que sofrem a pressão da ocupação urbana (RIBEIRO, 1992). Em Belém, os lagos Água Preta e Bolonha constituem os principais mananciais de água superficial para o abastecimento público da Região Metropolitana, composta ainda pelos municípios de Ananindeua, Santa Bárbara, Benevides e Marituba, atendendo a aproximadamente 75% da população.

Ambos os lagos, foram formados por meio de construções de barragens na década de 30, sendo alimentados por pequenas drenagens e por água bombeada do rio Guamá. Esses mananciais correm riscos de eutrofização, em decorrência de estarem situados num ambiente vulnerável à pressão da ocupação urbana e ao lançamento de efluentes domésticos e industriais (RIBEIRO, 1992; MORALES et al, 2002). Embora apresentem volumes de água apreciáveis, esses lagos não são capazes de abastecer toda a cidade, tornando-se necessária a execução de adução das águas do rio Guamá, o que provoca algumas mudanças no ecossistema (RIBEIRO, 1992).

Muitos trabalhos de pesquisa voltados para estudos ambientais vêm sendo desenvolvidos há algum tempo nesses lagos da Região Metropolitana de Belém, tanto por universidades como também por órgãos governamentais (CODEM, 1987; DIAS, 1991; MAZZEO, 1991). Para melhor compreensão dos processos de modificação ou degradação ambiental desses mananciais, pesquisadores estudaram variáveis limnológicas como cor, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, cloreto, nitrato e N-amoniacal das águas desses ambientes lacustres (GERALDO; CARNEIRO, 2000). Estas variáveis limnológicas em um ambiente aquático podem fornecer um diagnóstico de suas condições ecológicas, assim como, auxiliar no entendimento da dinâmica das comunidades e levantar questões relevantes quanto aos mecanismos de respostas do sistema aos estímulos internos e externos, naturais ou antrópicos.

Ribeiro (1992) desenvolveu um trabalho correlacionando dados físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos, hidrobiológicos e geoquímicos na tentativa de descrever a situação da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta. O presente trabalho teve como objetivo estudar a hidrologia dos mananciais (lagos Água Preta e Bolonha) e a distribuição dos parâmetros abióticos (transparência, cor aparente, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, pH, sólidos suspensos, nitrato, N-amoniacal e fosfato) a fim de apresentar respostas atuais sobre as características desse ecossistema. As informações científicas obtidas nesse trabalho podem representar uma ferramentas de

suporte às ações que visem o melhoramento das condições da vida útil dos mananciais estudados e que fomentem a integração de ações governamentais e do poder público para prevenir ou corrigir processos degradantes na área, com vistas à correta gestão desses ecossistemas, pela sua grande importância social, ambiental e econômica.

Material e Métodos

Os pontos de amostragem foram distribuídos espacialmente em 10 (dez) pontos no lago Água Preta; 01 (um) ponto no canal de ligação entre os dois lagos e 01 (um) ponto no lago Bolonha. Os pontos foram escolhidos de forma que fosse possível avaliar as influências das dinâmicas de fluxo de água nos lagos, que se dá pela contribuição do sistema de adução de água do rio Guamá e pela precipitação pluviométrica, que juntos determinam os níveis de água nos lagos e que seguramente contribuem para o quimismo do ambiente (Figura 1).

As coletas foram iniciadas no mês de fevereiro de 2006 e realizadas mensalmente até janeiro de 2007, de maneira a se obter dados do período de maior precipitação pluviométrica (dezembro a maio) e do período de menor precipitação pluviométrica (junho a novembro). As amostras foram coletadas na superfície (isóbata de 30 cm) e a 40 cm acima da camada superficial do sedimento do fundo do lagos. Para a realização das coletas foi utilizada uma garrafa de Niskin.

Os parâmetros abióticos investigados no estudo foram pH, temperatura, oxigênio dissolvido, transparência (sendo que para os quatro primeiros as medidas foram feitas em campo e os demais parâmetros foram determinados em laboratório); turbidez, cor aparente, condutividade elétrica, nitrato, N-amoniacal, fosfato, e sólidos suspensos totais, totalizando 3.456 análises no decorrer do trabalho. Para as leituras dos valores de pH das amostras foi utilizado um pH-metro portátil da marca PHTEK.

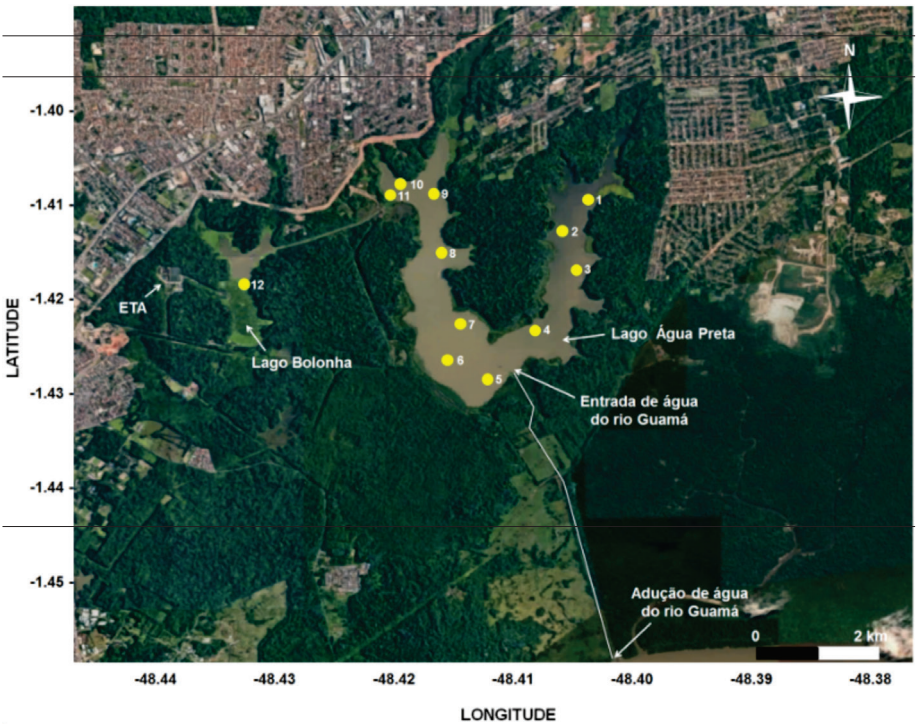


Figura 1. Localização dos pontos de coleta nos lagos Bolonha e Água Preta (© 2017 Google, CNES/Airbus).

A temperatura das amostras de superfície e de fundo foi registrada com um termômetro digital da marca Instrutherm. Para a análise dos demais parâmetros abióticos, em cada ponto de coleta, duas alíquotas de 1000 mL água (superfície e fundo), foram coletadas em garrafas de polietileno, resfriadas, acondicionadas adequadamente e levadas ao Laboratório de Controle de Resíduos (LCR) da UFPA.

Para as análises de nitrato, N-amoniacal e fosfato as amostras foram filtradas em laboratório. Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros determinados em laboratório e seus respectivos métodos e referências. As amostras coletadas para as análises de oxigênio dissolvido foram fixadas em campo, o método empregado foi o de Winkler descrito em Strickland e Parsons (1972). Foi lançado o disco de Secchi para verificação da transparência da água e a medida da profundidade nos pontos amostrados foi registrada com o auxílio de um fio de prumo.

Tabela 1. Parâmetros determinados, princípios do método, equipamento e referências.

Variável	Metodologia	Referência
Cor aparente	Colorimetria/ Colorímetro DR 890 HACH	Standard Methods 1995
Turbidez	Nefelometria/Turbidimetro 2100P HACH	
Condutividade Elétrica	Condutância específica/Condutivimetro TCP01 Onda Científica	
Nitrato	Redução do Íon Nitrato – Coluna de Cádmio	
N-Amoniacal	Método Nessler	
Fosfato	Molibidato de Amônio e Ácido Ascórbico	
Sólidos suspensos	Método gravimétrico	

Variáveis hidrológicas

As vazões de entrada foram obtidas do cálculo baseado em planilhas operacionais, das horas diárias trabalhadas das 04 bombas modelo 24QL19 com vazão de 5.400 m³/h, 550 CV de potência e 24 MCA, que realizam o bombeamento das águas do rio Guamá para o lago Água Preta o qual mantém o nível do lago Bolonha por gravidade através de um canal de ligação. Assim, de certa forma, a variação sazonal é também regulada por este abastecimento artificial. Todas as informações hidráulicas foram obtidas na Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA).

Para esse trabalho as variáveis hidrológicas estudadas foram: precipitação pluviométrica, vazão de entrada (I) e de saída (Q) do sistema Bolonha Água Preta e variação dos níveis de água nos lagos. Os dados mensais de precipitação pluviométrica foram obtidos da estação meteorológica de Belém localizada a -1,4350° S e -48,4377° W, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os cálculos de área e volume foram realizados no software Arc GIS 9.1, utilizando as ferramentas da

extensão analista espacial, a partir de bases cartográficas (IBGE), dos levantamentos batimétrico e da variação de níveis de água nos lagos.

As vazões de saída do lago Bolonha de onde a água é captada para tratamento em uma Estação de Tratamento de Água (ETA), foram cedidas pela COSANPA. Os níveis de água nos lagos foram obtidos de média mensal de fichas de controle, que registram observações diárias do valor das réguas limnimétricas. Estas réguas localizam-se no lago Bolonha e no lago Água Preta. Foram consideradas na equação do balanço de água (1), a vazão de entrada (I), vazão de saída (Q), a precipitação pluviométrica (P), e as variações dos volumes de água nos lagos (dT/dV), determinando o saldo de água que na equação 1, que se definiu como (ΔQ).

$$\Delta Q = P + (1 - Q)\ \frac{dV}{dT} \qquad (1)$$

A variável dT/dV foi obtida pela subtração do mês em questão com o mês anterior. Os dados trabalhados indicam o balanço de água e a variabilidade do regime hidrológico dos lagos. O balanço da água também foi utilizado para estimar o tempo de sobrevida (Tsobrevida) do lago Água Preta, sem abastecimento de água do Guamá (Equação 2), considerando como o seu volume de base (Vbase) a média mensal do período estudado.

$$T\,sobrevida = \frac{Vbase}{\Delta Q} \qquad (2)$$

As perdas (ΔQ) estão associadas à evaporação, infiltração e escoamento e pode ser definida como (equação 3):

$$\Delta Q = \mathrm{Evap} + \mathrm{Inf} + \mathrm{Esc} \qquad (3)$$

Onde:

Evap = evaporação;

Inf = infiltração;

Esc = Escoamento (drenagens e estrangulamentos).

Resultados e Discussões

A precipitação pluviométrica total registrada nos lagos no período de fevereiro de 2006 à janeiro de 2007 foi de 3.578,8 mm. Os maiores valores registrados foram no período chuvoso (dezembro-maio). Observou-se nos meses de março e dezembro valores de 685,6 mm e 519,8 mm, respectivamente. No período de menor precipitação pluviométrica foram registrados valores mínimos e máximos de 106 mm (julho/2006) e 240,9 mm (novembro/2006) (Figura 2).

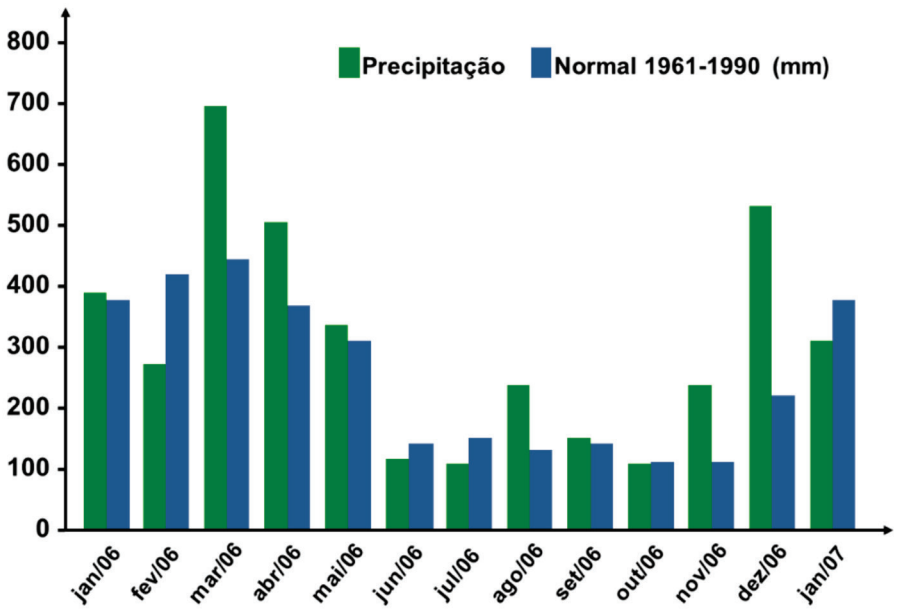


Figura 2. Precipitação pluviométrica média do período de fevereiro de 2006 a janeiro de 2007 e normal climatológica do período de 1961 a 1990.

Quando se comparam as precipitações pluviométricas do período estudado com a normal climatológica (1961-1990), observa-se que em alguns meses a chuva observada em Belém ficou acima da média climatológica. Estudos mostram que no ano de 2006 a ZCIT (Zona de Convergência Intertropical), que é considerada o principal sistema

de grande escala responsável pela precipitação, apresentou grande variabilidade em fevereiro, estando mais ao norte da sua posição média climatológica nos primeiros 15 (quinze) dias do mês.

Essa condição não foi favorável à precipitação, contribuindo para um déficit de aproximadamente 200 mm nesse mês. Somente a partir do dia 20 de fevereiro de 2006, quando a ZCIT deslocou-se mais para o sul, houve o favorecimento da formação de linhas de instabilidade e o consequente aumento da precipitação, com valores superiores a normal em março. Embora nos meses de março e abril de 2006 tenha havido irregularidade na distribuição espacial de precipitação no nordeste paraense, esses meses foram marcados por anomalias positivas de precipitação em grande parte do Estado, principalmente em Belém (LOPES, 2006).

Tal fato foi favorecido pelo posicionamento da ZCIT, que proporcionou linhas de instabilidade, convecção e aglomerados isolados, resultando em índices de 685,6 e 495,7 mm na capital. No mês de dezembro de 2006 a banda de nebulosidade associada a ZCIT ficou ao norte de sua posição climatológica, o que contribuiu para a persistência da TSM acima da média no Atlântico Norte (LOPES,2006). As precipitações mais acentuadas em Belém no mês de dezembro de 2006 decorreram de episódios de chuva associados às linhas de instabilidade ou ainda aglomerados de cumulunimbus isolados. A Figura 3 mostra a variação dos níveis de água nos lagos e a precipitação pluviométrica no período de fevereiro de 2006 a janeiro de 2007.

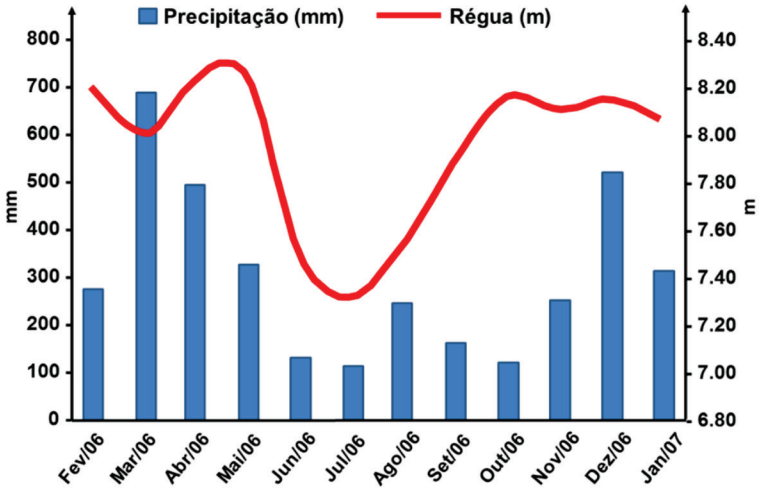


Figura 3. Variação dos níveis de água nos lagos Bolonha e Água Preta com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

É observado que mesmo com a contínua adução de águas do rio Guamá para os lagos, nos meses de diminuição da precipitação pluviométrica, ocorre um rebaixamento do nível de água dos lagos (só observado em maio/2006), evidenciando uma defasagem do pico de chuva ocorrida em março. Nos meses de junho e julho ocorre a diminuição da precipitação pluviométrica com conseqüente redução dos níveis de água dos lagos. A explicação mais provável para o fato de valores mínimos de níveis não permanecerem durante o período de menor precipitação pluviométrica a partir de agosto é o aumento da adução de água pelas bombas para o lago Água Preta. Observa-se que a vazão de entrada (l) teve um mínimo no mês de abril e máximo no mês de agosto de 2006, com uma média mensal de adução de 12.528.370 m³ (Figura 4).

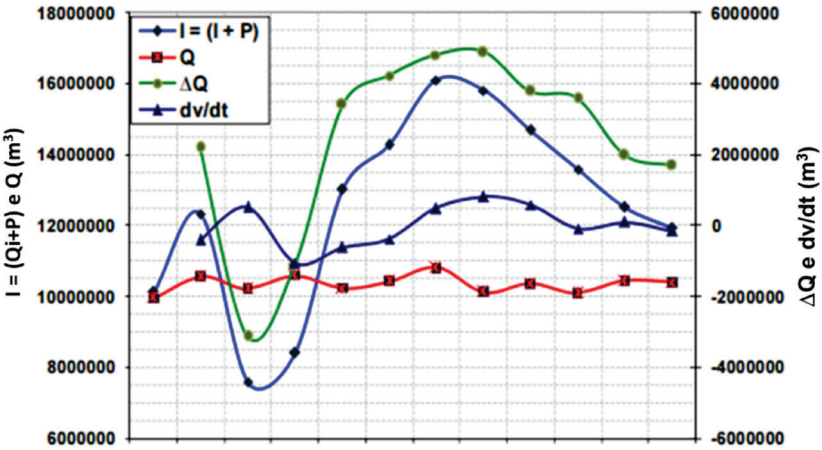


Figura 4. Variação mensal dos parâmetros do Balanço de Água.

O volume que é retirado para tratamento (Q) não apresentou variação significativa, permanecendo com uma média de 10.346.000 m³ de retirada. A variável dV/dt mostra a variação de volume no lago Água Preta em uma possível relação direta com I, entretanto, essa relação possui uma defasagem de aproximadamente 1 mês, observando-se uma diminuição significativa entre maio e junho, associado ao mínimo de I. Por outro lado, houve um aumento registrado entre agosto e setembro, associado ao máximo de I.

O saldo de água (ΔQ) mostrou uma variação muito próxima ao comportamento da vazão de entrada, com valores negativos apenas nos meses de abril e maio. Portanto, ΔQ mostrou não sofrer influências significativas de evaporação nos meses de maior incidência de radiação, quando observou-se saldo positivo de água nos lagos, indicando uma forte associação com o bombeamento do rio Guamá para o Água Preta.

O tempo de sobrevida calculado pela equação para o lago Água Preta é de 2,76 dias. Isto significa que, cessando a adução de água do rio Guamá para o referido lago e prosseguindo a retirada de água para tratamento, em aproximadamente 3 dias o Água Preta atinge um nível que não permite mais a comunicação deste com o lago Bolonha. Na Tabela 2 são apresentados os valores das variáveis discutidas.

Tabela 2. Precipitação pluviométrica (Prp), vazões de entrada (I) e saída (Q) e variações de vazão e volume dos lagos Bolonha e Água Preta (dv/dt).

Meses	PRP (mm)	PRP (m^3)SL*	IInput (m^3)	VBas (m^3)	Qout (m^3)	dv/dt	ASL	$\Delta Q(m^3)$
Fev/06	275	740000	1011830	725586	9950976		2689931	
Mar/06	686	1844217	12325563	6840272	10551408	415414	2689931	2189569
Abr/06	496	1333399	7596119	7347602	10220400	507329	2689931	3131610
Mai/06	326	875842	8414474	6292173	10574472	1055429	2689931	1104570
Jun/06	121	325482	13014132	5671119	10232640	621054	2689931	3402548
Jul/06	107	287016	14264430	5281812	10424184	389307	2689931	4229553
Ago/06	236	634824	16094052	5762753	10808088	480942	2689931	4805022
Set/06	156	419360	15807470	6565030	10123200	802277	2689931	4881994
Out/06	114	305576	14694254	7140793	10343832	575763	2689931	3774660
Nov/06	241	648004	13584909	7048877	10095840	91915	2689931	3580984
Dez/06	520	1398226	12506512	7140793	10432368	91915	2689931	1982229
Jan/07	307	825540	11921692	6979941	10393680	160852	2689931	1688864
Média Anual	299	803124	12528370	6610571	10345924	166828	2689931	2390840

SL* = Superfície líquida

Temperatura da água (°C)

Nos lagos Bolonha e Água Preta a temperatura mensal variou de 29,40 °C (medida de fundo), nos meses de abril e maio de 2006 e 33,50 °C (medida de superfície), valor máximo observado no mês de outubro de 2006. Na distribuição da média da temperatura durante o período estudado, observa-se que no mês de outubro foi registrada uma temperatura de 32,04 °C, enquanto que no mês de fevereiro obteve-se uma média mensal de 30,15 °C (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios, máximos e mínimos e desvio padrão (DP) de temperatura (°C) nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	30,15	0,25	29,70	30,60
Março/2006	30,92	0,71	30,00	32,00
Abril/2006	31,02	0,99	29,40	32,90
Maio/2006	30,32	0,50	29,40	31,30
Junho/2006	30,99	0,48	30,00	32,30
Julho/2006	31,50	0,70	30,40	32,90
Agosto/2006	30,89	0,57	29,80	32,00
Setembro/2006	31,47	0,71	30,40	33,10
Outubro/2006	32,04	0,80	30,60	33,50
Novembro/2006	31,16	0,56	30,10	3210
Dezembro/2006	31,40	0,58	30,50	32,90
Janeiro/2007	31,40	0,58	30,50	32,90

Observou-se que nos meses de menor precipitação pluviométrica (junho a novembro) as médias de temperatura foram mais elevadas, enquanto que nos meses de maior precipitação pluviométrica (dezembro a maio) foram registradas as menores médias de temperaturas. As variações de temperatura entre a superfície e o fundo dos lagos evidenciaram uma diferença térmica (Dt) máxima de 1,11°C, no mês de abril de 2006 e mínima de 0,13°C no mês de novembro de 2006, o que permite inferir que os mananciais em estudo não apresentaram estratificação térmica no período estudado.

O processo de estratificação térmica ocorre quando existe diferença de temperatura entre a superfície e fundo na coluna de água, estabelecendo diferentes densidades e assim impedindo a mistura das camadas. O calor não se distribui uniformemente se a energia do vento não for suficiente para promover a mistura das camadas.

Branco (1991) descreve o estabelecimento da estratificação em lagos com profundidade superiores a 12 metros, já que 99% da radiação solar é absorvida nos primeiros 10 metros decrescendo rapidamente após os 12 metros. Para o autor a ação dos ventos é mais facilitada quando o ambiente é mais raso ou não se encontra protegido por barreiras físicas

(montanhas); a energia do vento pode ser suficiente para permitir uma melhor distribuição de calor.

Nas regiões tropicais a temperatura apresenta valores elevados e um ciclo sazonal definido, estando na dependência do período de insolação. A temperatura das águas superficiais resulta principalmente das condições climáticas da área, variando com a profundidade e hora do dia, e afetam diretamente muitas das características físicas, químicas e biológicas de ecossistemas, influenciando no retardamento ou aceleração das atividades biológicas, da absorção de oxigênio, da precipitação de compostos, processos de mistura e outros (WAICHMAN, 2002).

A grande maioria dos lagos na região amazônica, devido aos processos geológicos que os originam apresentam profundidade reduzida; aliada a isso a amplitude de variação diária de temperatura é maior do que a amplitude sazonal. Devido a estes fatores observa-se normalmente em lagos tropicais estratificações e desestratificações diárias da coluna d'água (ESTEVES, 1998). Na área estudada a temperatura sofre variação sazonal, com maiores valores registrados no período de maior insolação. Os valores de temperatura da água da superfície dos lagos foram superiores aos encontrados nas amostras coletadas próximas ao fundo dos lagos. No entanto, a diferença térmica não foi superior a 1,1°C em todos os pontos analisados; isso deve-se ao fato dos lagos não possuírem profundidades elevadas.

A temperatura dos lagos manteve-se na maior parte do período estudado (fevereiro de 2006 - janeiro de 2007) acima da temperatura do ar, em média 2,5°C. Isso pode ser explicado pela capacidade da água de reter calor, devido a sua alta capacidade calorífica, o que contribui para que as flutuações térmicas da massa líquida sejam bem mais atenuadas que as do ar, nas escalas diária e sazonal. Indicam, também, que a variação da temperatura da água durante o período de estudo dependeu das condições meteorológicas dos dias, principalmente quanto à irradiância solar. O gradiente térmico do lago foi de 0,3 ºC em uma profundidade média de 2,5 m.

Turbidez (Unidade Nefelométrica de Turbidez - UNT)

O valor máximo de turbidez registrado foi de 59,5 UNT (fundo) no mês de agosto de 2006 e o mínimo de 4,0 UNT (superfície) em abril de 2006. A distribuição da média de turbidez durante o período estudado no mês de abril de 2006 foi de 8,5 UNT e no mês de setembro de 2006 de 21,9 UNT (Tabela 4). A Figura 5 registra a distribuição superficial dos valores de turbidez com base na média obtida em cada ponto de amostragem nos lagos. Observa-se uma elevação da turbidez na área mais próxima à entrada de água do rio Guamá e uma atenuação à medida que as estações de coleta estão mais afastadas desse ponto de entrada de água.

Tabela 4. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão (DP) da turbidez (UNT) nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	14,2	7,7	5,4	35,4
Março/2006	9,5	2,1	5,0	14,3
Abril/2006	8,5	2,5	4,0	15,3
Maio/2006	11,4	3,8	4,7	19,8
Junho/2006	17,2	7,6	6,2	46,5
Julho/2006	18,5	10,0	6,6	47,2
Agosto/2006	19,1	10,2	7,4	59,5
Setembro/2006	21,9	6,4	9,3	40,2
Outubro/2006	15,9	5,1	6,3	25,6
Novembro/2006	17,3	7,3	5,9	31,8
Dezembro/2006	16,3	8,9	4,4	46,3
Janeiro/2007	10,2	3,3	5,1	19,0

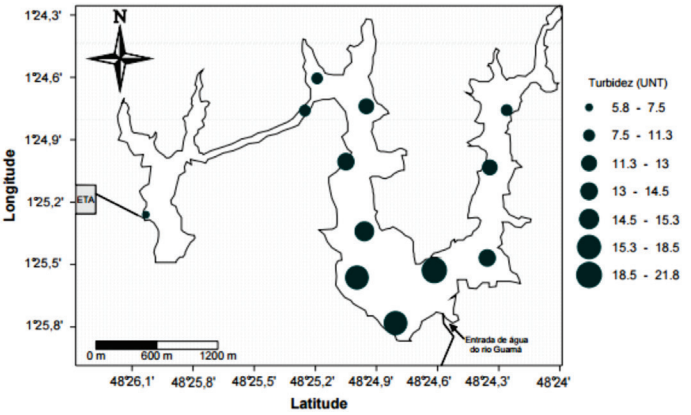


Figura 5. Distribuição superficial da turbidez (UNT) com base na média obtida em cada ponto.

A distribuição vertical de turbidez (Figura 6) mostra que na maioria dos pontos os maiores valores da média de turbidez foram detectados no fundo. Os lagos funcionam como um pré-tratamento de água, ou seja, um processo de decantação do material em suspensão, o que favorece a qualidade da água que entra na ETA Bolonha em termos de turbidez. O aspecto da água no ponto 4, que se localiza na entrada de água do rio Guamá para o lago Água Preta, é diferenciado da água que sai do sistema (lagos Bolonha e Água Preta) para tratamento e distribuição.

Quando se comparam as variações mensais de turbidez com as médias mensais de precipitação pluviométrica do período estudado é possível observar que, em meses mais chuvosos, foram registrados menores valores de turbidez, enquanto que em meses de menor precipitação pluviométrica houve elevação nos valores de turbidez nos lagos. Isso pode ser explicado pelo fato de que mesmo estando os lagos constantemente recebendo águas oriundas do rio Guamá, ocorre a "diluição" dessas águas em períodos de maior precipitação pluviométrica.

O excedente de água necessário para suprir os lagos para seu perfeito funcionamento é complementado com as águas das chuvas do período. Sendo assim as águas das chuvas se misturam às águas do rio Guamá provocando uma diminuição da turbidez nos lagos. Nos lagos a variação

de parâmetros físicos ocorre de forma diferenciada de cursos de água lóticos (rios) onde em períodos de maior precipitação pluviométrica aumenta o aporte de sedimentos em seu curso, em conseqüência da maior erosão das margens nesse período (Figura 7).

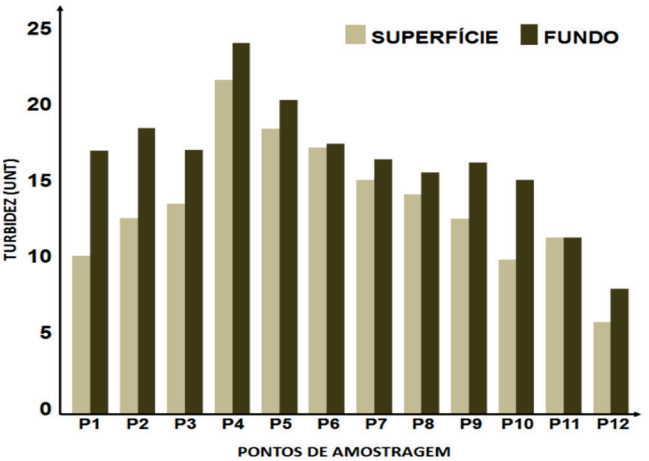


Figura 6. Distribuição vertical da média de turbidez (UNT) nos pontos de amostragem.

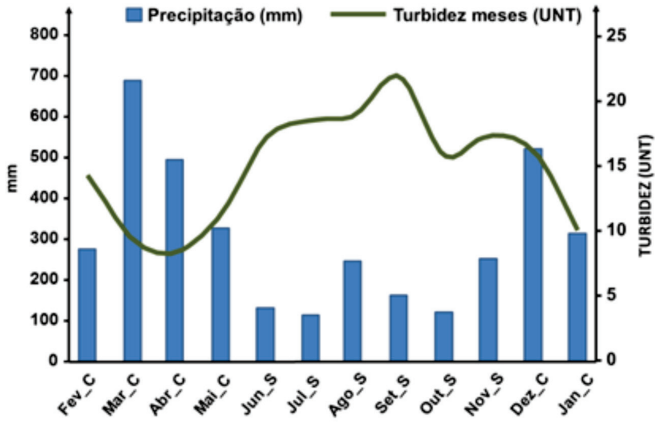


Figura 7. Variação da turbidez (UNT) com a precipitação pluviométrica (mm) nos lagos Bolonha e Água Preta (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

Segundo Mucci et al (2004), a taxa de decomposição que tende a aumentar a turbidez da água é maior nos meses mais quentes do ano, devido à aceleração do metabolismo dos organismos que participam do processo de autodepuração natural dos corpos de água. Em águas naturais a turbidez se relaciona com fenômenos de absorção e dispersão da luz incidente (radiação solar) sobre as partículas dissolvidas e em suspensão na água. Os valores de turbidez encontrados nos lagos Bolonha e Água Preta, variaram entre 4 UNT e 59 UNT, próximos aos encontrados por Mucci et al (2004) em estudo realizado no lago Parque Guaraciaba em Santo André, São Paulo (máximo de 10 UNT e o mínimo de 6,3 UNT).

Santos et al (2005) obtiveram valores de turbidez no lago Água Preta entre 4,01 UNT e 88,00 UNT, sendo o maior valor observado em uma coleta realizada próximo à captação do rio Guamá. Estes autores relacionaram este máximo valor como consequência da influência direta das águas do rio Guamá. Souza e Lima (2002) encontraram valores de turbidez entre 18,40 UNT e 2,50 UNT, no período de estiagem da região. Ambientes lacustres (lagos) diferem de ambientes fluviais (rios) pelo fato da turbulência em ambientes fluviais ser mais elevada em comparação aos lagos devido à correnteza, às variações da maré e à dinâmica do rio.

Uma característica especial dos mananciais (lagos) Água Preta e Bolonha é o fato de não se comportarem exclusivamente como ambientes lênticos, por consequência do aporte das águas aduzidas a esse ambiente e consequente movimentação das águas. Os valores mais baixos de turbidez na entrada da ETA, em relação aos outros pontos, é considerado por muitos autores como conseqüências das características dos lagos, que favorecem processos de sedimentação das partículas em suspensão, reduzindo a turbidez.

Cor Aparente (Miligrama por Litro de Platina Cobalto, MG L-1 PT CO)

Os valores de cor aparente nos lagos Bolonha e Água Preta variaram de 15 mg L^{-1} Pt Co (superfície), no mês de abril de 2006 a 550 mg L^{-1} Pt Co (fundo) no mês novembro de 2006. Com relação à distribuição média de cor aparente, observou-se que a menor média ocorreu no mês de abril de 2006, 109, mg L^{-1} Pt Co e a maior no mês de setembro de 2006, 224 mg L^{-1} Pt Co, (Tabela 5).

Tabela 5. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão da cor aparente (mg L-1P t Co) nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	194	66	109	371
Março/2006	153	31	93	239
Abril/2006	109	35	15	186
Maio/2006	186	48	97	268
Junho/2006	223	94	19	517
Julho/2006	218	73	107	425
Agosto/2006	205	66	113	446
Setembro/2006	224	54	108	362
Outubro/2006	186	43	89	262
Novembro/2006	187	95	78	550
Dezembro/2006	137	72	20	361
Janeiro/2007	123	36	48	200

A distribuição superficial da cor aparente foi similar à distribuição de turbidez, com os maiores valores são registrados nos pontos próximos da entrada de água do rio Guamá para o lago Água Preta. Da mesma forma como observaram-se maiores valores de turbidez nas águas mais profundas em relação à superfície, verificou-se o mesmo padrão na distribuição vertical da cor aparente. Na Figura 8, observa-se que com a exceção dos pontos 5 e 6 que tiveram maiores valores na superfície, nos demais pontos a cor aparente foi maior nas águas do fundo.

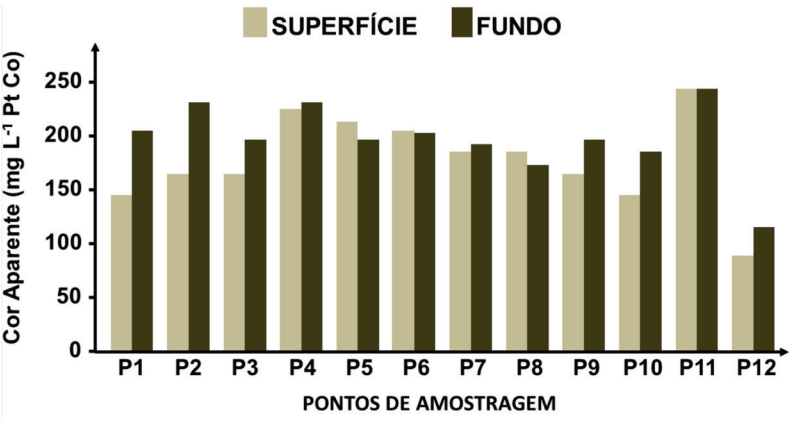


Figura 8. Distribuição vertical da média de cor aparente (mg L^{-1} Pt Co) nos pontos de amostragem.

Quando se observa a variação das médias mensais de cor aparente em comparação à precipitação pluviométrica, verificam-se concentrações mais elevadas nos meses de menor precipitação pluviométrica (Figura 9).

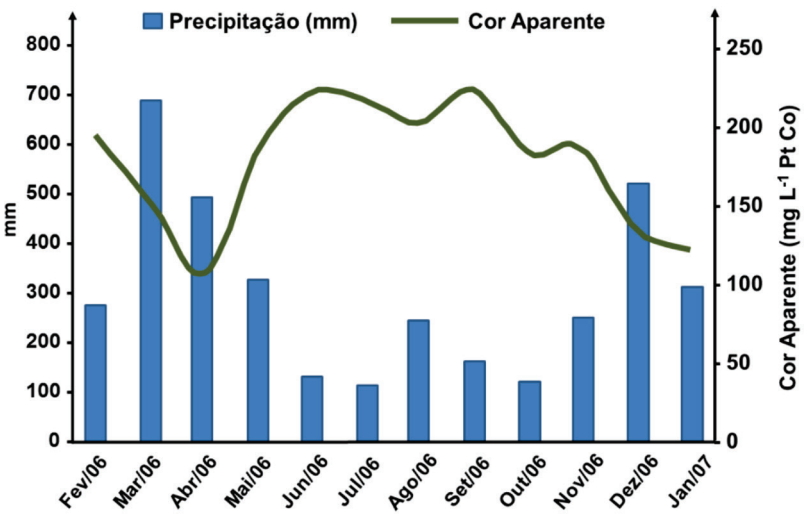


Figura 9. Distribuição vertical da média de cor aparente (mg L-1 Pt Co) nos pontos de amostragem.

Os lagos Bolonha e Água Preta passaram por um processo de represamento de rios e igarapés, na década de 30. Devido a esse fato, os lagos apresentam características de represas, com áreas anteriormente vegetadas que foram alagadas, restando no fundo dos lagos muito material vegetal, cuja decomposição favorecem o desprendimento de substâncias húmicas, presentes na biomassa vegetal, conferindo às águas uma coloração escura. Sabe-se que, ao contrário dos rios, nos lagos deve predominar o material húmico de origem autóctone.

A matéria orgânica dissolvida ou em estado coloidal, aliada ao material inorgânico em suspensão presente em um ecossistema aquático está diretamente ligada à coloração da água (MENEZES, 1999). Este mesmo autor encontrou valores de cor de 3,75 UC no rio Arapepó (microrregião do Salgado/PA) e 200 UC no lago da Coca-Cola (Salinopólis/PA). Nas águas do rio Guamá, em Ourém, Bujarú e Belém, foi observado um aumento de cor na direção da nascente para a foz. Souza e Lima (2002) registraram valores que variaram entre 18 UC e 160 UC, nos anos de 1980 a 2002. Nos lagos, a cor aparente da mesma maneira que a turbidez apresenta oscilação inversa à sazonalidade. Nos meses mais chuvosos a cor aparente tem valores reduzidos, enquanto que, em meses em que ocorrem menores precipitações pluviométricas, os valores encontrados desse parâmetro são mais elevados. Os valores de cor aparente variaram de 15 UNT a 550 UNT, mais elevados do que os encontrados em outros trabalhos. Essa elevação na concentração da cor aparente nos lagos, especialmente a jusante da entrada do lago Água Preta, deve-se a contribuição das águas aduzidas do rio Guamá para os lagos.

Condutividade Elétrica (µS cm^{-1})

A condutividade elétrica variou de 35 µS cm^{-1} (superfície), em junho de 2006 a 150 µS cm^{-1} (fundo), em novembro de 2006. A distribuição superficial, com base nos valores da média obtidos por estações, mostra uma pequena elevação dos valores nos pontos 5,7,8 este aumento está relacionado a maior presença de íons na água, os quais podem ser provenientes de fontes autóctones e alóctones.

Observa-se apenas uma pequena variação nas concentrações entre a superfície e o fundo. Houve ainda pequena elevação nas concentrações em pontos próximos à entrada do rio Guamá e um valor elevado de condutividade elétrica no ponto 12 (Bolonha), que pode ser devido ao lançamento de efluentes. A Figura 10 mostra a variação da condutividade elétrica com a precipitação pluviométrica do período estudado, observa-se que o parâmetro apresentou um pico de concentração no mês de novembro, final do período de menor precipitação pluviométrica.

A condutividade elétrica apresentou valores médios de 85,96 µS/cm^{-1} e 55,50 µS cm^{-1} no período de menor e maior precipitação, pluviométrica, respectivamente. Os valores de mínimo e máximo de condutividade elétrica da água dos lagos variaram de 35 µS cm^{-1} a 150 µS cm^{-1}. Souza e Lima (2002) encontraram no lago Água Preta, 155,7 µS.cm^{-1}, 106,4 µS.cm^{-1} e 162,4 µS.cm^{-1}. Brigante et al (2003) consideram a concentração de 100 µS.cm^{-1} a esperada para águas naturais.

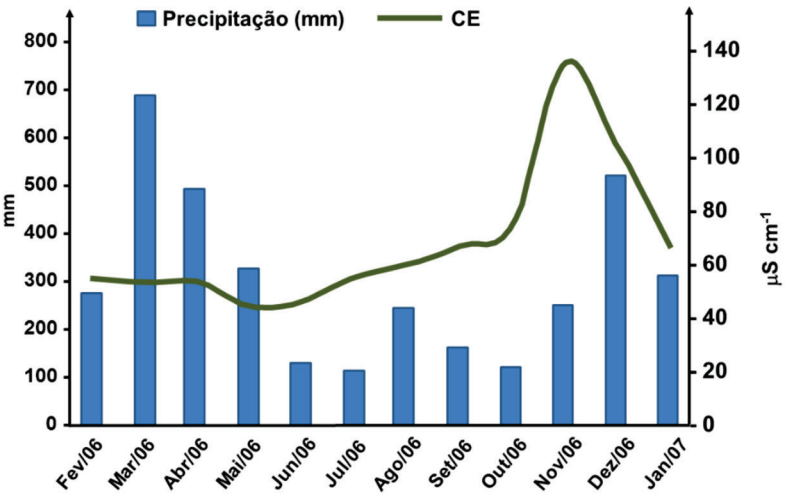


Figura 10. Variação da condutividade elétrica (µS cm^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) nos lagos Bolonha e Água Preta (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

A distribuição da condutividade elétrica nos pontos de amostragem foi caracterizada por maiores valores nos pontos à jusante da entrada de água do rio Guamá e isso pode ser explicado pelo fato do rio Guamá

trazer em suas águas uma carga de efluentes de origem antrópica, o que eleva os valores de condutividade elétrica. Não se pode desconsiderar, no entanto a contribuição de fontes poluidoras instaladas no entorno dos lagos (lançamento de efluentes domésticos), que contribuem para elevar os valores de condutividade elétrica, como em pontos na porção norte do lago. A maior média de condutividade elétrica, 132 µS cm^{-1}, foi detectada no mês de novembro e a menor, 44 µS cm^{-1} no mês de maio (Tabela 6).

Tabela 6. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão (DP) de condutividade elétrica (µS cm^{-1}) nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	54	3	50	60
Março/2006	53	3	50	62
Abril/2006	52	5	46	61
Maio/2006	44	5	39	58
Junho/2006	46	14	35	88
Julho/2006	54	9	43	74
Agosto/2006	59	9	51	80
Setembro/2006	66	10	48	87
Outubro/2006	74	10	51	88
Novembro/2006	132	11	117	150
Dezembro/2006	103	6	89	117
Janeiro/2007	66	5	59	75

pH

O pH oscilou entre 5,7 (superfície) no mês de dezembro a 7,06 (fundo) no mês de fevereiro. Com relação à distribuição da média de pH durante o período estudado, menor valor (5,98), ocorreu no mês de dezembro e o maior (6,93) no mês de junho (Tabela 7).

Tabela 7. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão (DP) de pH nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	6,60	0,35	6,15	7,06
Março/2006	6,68	0,16	6,40	6,90
Abril/2006	6,71	0,27	6,10	7,04
Maio/2006	6,89	0,14	6,70	7,04
Junho/2006	6,93	0,12	6,70	7,05
Julho/2006	6,82	0,15	6,60	7,04
Agosto/2006	6,12	0,31	5,60	6,80
Setembro/2006	6,20	0,19	5,90	6,80
Outubro/2006	6,28	0,21	5,80	6,60
Novembro/2006	6,18	0,15	5,90	6,50
Dezembro/2006	5,98	0,20	5,70	6,40
Janeiro/2007	6,18	0,15	5,90	6,50

Pode ser observado na Figura 11, as concentrações médias mensais de pH nas coletas de superfície e de fundo nos pontos de amostragem. Em todos os pontos amostrados os valores mais elevados de pH ocorreram na superfície. Esse fato pode estar relacionado à atividade fotossintética na superfície que absorve o ácido carbônico do meio durante seu processo metabólico, elevando o pH do sistema.

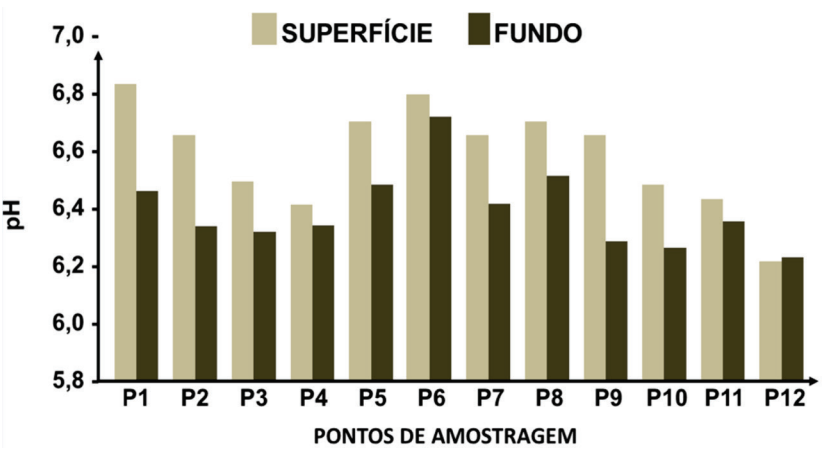


Figura 11. Distribuição vertical da média de pH nos pontos de amostragem

A Figura 12 mostra a variação dos valores de pH nas estações de amostragens dos lagos estudados. O pH da superfície variou de 6,20 a 6,85.

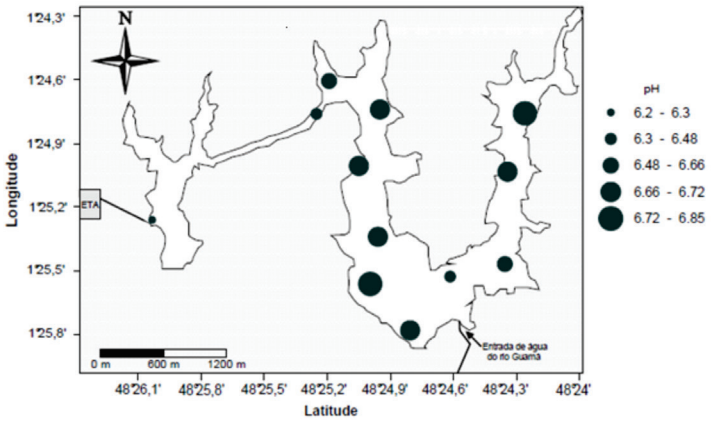


Figura 12. Distribuição superficial do pH com base na média obtida em cada ponto.

O pH nos lagos apresentou uma pequena elevação no período de maior precipitação pluviométrica (Figura 13), mesmo sendo pouca a variação entre os valores encontrados.

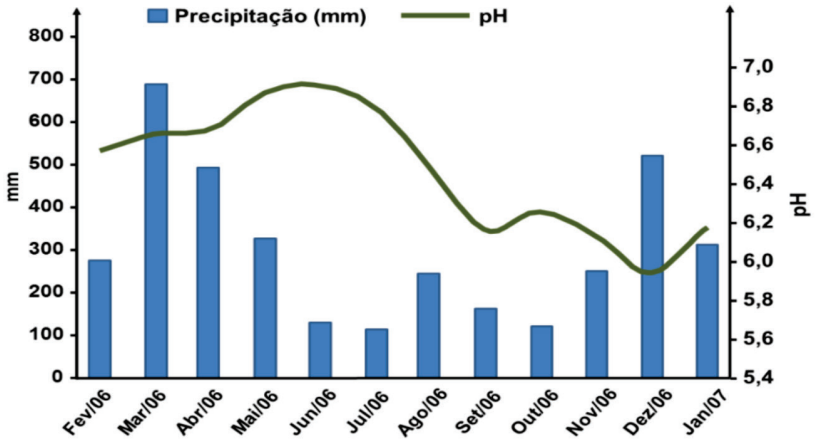


Figura 13. Variação do pH com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

O pH pode ser considerado como um dos parâmetros mais importantes na caracterização dos ambientes aquáticos. Devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo, sua interpretação torna-se muito difícil (ESTEVES, 1998). Hellawell (1989) considera que a atividade fotossintética de algas e plantas superiores pode elevar o pH a 8 ou valores mais altos, já que a redução dos níveis de gás carbônico como resultado da fotossíntese pode causar fortes mudanças de pH. O pH da água é de fundamental importância para as demais variáveis químicas de interesse ambiental, podendo ser usado como indicador de possíveis alterações fisiológicas dos organismos. Suas variações no meio estão diretamente relacionadas ao ciclo do CO_2. O pH dos lagos variou entre 5,60 e 7,06 no período estudado (fevereiro de 2007 a janeiro de 2007).

Os valores de pH observados em outros trabalhos oscilaram entre 4,96 e 6,80, que relacionaram-se, até certo grau, com a natureza geológica e a composição mineralógica do solo e subsolo por suas características ácidas e pobres em sais inorgânicos (SIOLI, 1957). No rio Guamá, perto do Instituto Agronômico do Norte em Belém, Sioli (1957) mediu pH em torno de 6,2. Nas águas do rio Guamá, Ramos (2004) encontrou valores

de pH entre 6 e 7. No Lago de Salto Grande, em Americana, SP (lago hipereutrófico), Zanata (1999) obteve valores de pH entre 5,90 e 7,80 no período seco e entre 6,30 e 7,00 no período chuvoso.

Oxigênio Dissolvido (Miligrama Por Litro, mg L^{-1})

Os valores de oxigênio variaram de 0,81 mg L^{-1} no mês de abril (fundo) a 6,92 mg L^{-1} em março de 2006 (superfície). Os valores médios de oxigênio dissolvido variaram de 3,67 mg L^{-1} a 5,16 mg L^{-1} (Tabela 8), ambos no período de maior precipitação pluviométrica (abril e março).

Tabela 8. Valores médios, máximos e mínimos e desvio padrão (DP) de oxigênio dissolvido nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	3,77	1,11	2,10	5,46
Março/2006	5,16	1,32	2,03	6,92
Abril/2006	3,67	1,65	0,81	6,00
Maio/2006	4,63	1,37	1,70	6,33
Junho/2006	4,25	1,18	1,36	5,33
Julho/2006	4,85	1,38	1,57	6,15
Agosto/2006	4,80	1,32	1,67	6,90
Setembro/2006	4,88	1,29	1,29	6,27
Outubro/2006	4,80	0,97	2,35	6,72
Novembro/2006	4,39	1,23	1,94	6,09
Dezembro/2006	3,94	1,27	1,02	5,52
Janeiro/2007	4,66	0,93	2,15	5,75

Antes da entrada para o lago Água Preta a água passa por um processo de aeração no momento que sai da tubulação de adução e passa para uma calha que leva essa água até o lago, o que favorece a distribuição desse gás. A diminuição desse gás ocorre pela oxidação da matéria orgânica, respiração dos organismos, oxidação dos íons metálicos, além da perda para atmosfera. Conforme é apresentado na Figura 14, verificou-se que as maiores concentrações de oxigênio dissolvido

ocorreram à jusante do local de entrada da água aduzida do rio Guamá (pontos 5-10). Uma provável explicação para esse fato é a aeração que a água sofre antes da entrada do lago Água Preta. Outros fatores que podem explicar o aumento do oxigênio dissolvido são: a troca entre a atmosfera e a água e o processo fotossintético.

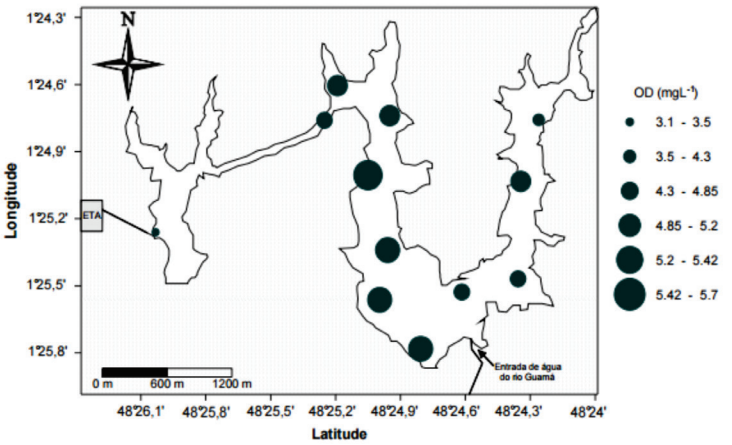


Figura 14. Distribuição superficial do oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) com base na média obtida em cada ponto.

A Figura 15 mostra a distribuição das médias dos valores de oxigênio dissolvido nas coletas de superfície e fundo. Observa-se que os valores de superfície, apesar de pouco pronunciados em relação aos valores obtidos no fundo, são mais elevados; isso pode ser justificado pela atividade fotossintética das algas, que é realizada nas camadas superiores da lâmina d'água, que gera oxigênio e libera para o meio, e também pela aeração pelo vento.

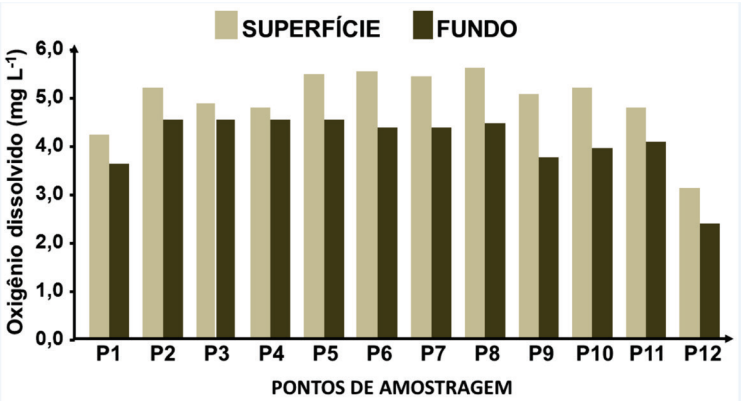


Figura 15. Distribuição vertical da média de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) nos pontos de amostragem.

O oxigênio dissolvido não apresenta destacada variação em função da precipitação pluviométrica, se mantendo-se em concentrações pouco variáveis no período estudado. Pode-se inferir que apesar dos lagos receberem uma carga de poluentes das áreas de entorno, o que levaria a uma depleção na quantidade de oxigênio dissolvido dos lagos, ao mesmo tempo recebe um input de oxigênio no sistema pelo processo de adução das águas do rio Guamá (Figura 16).

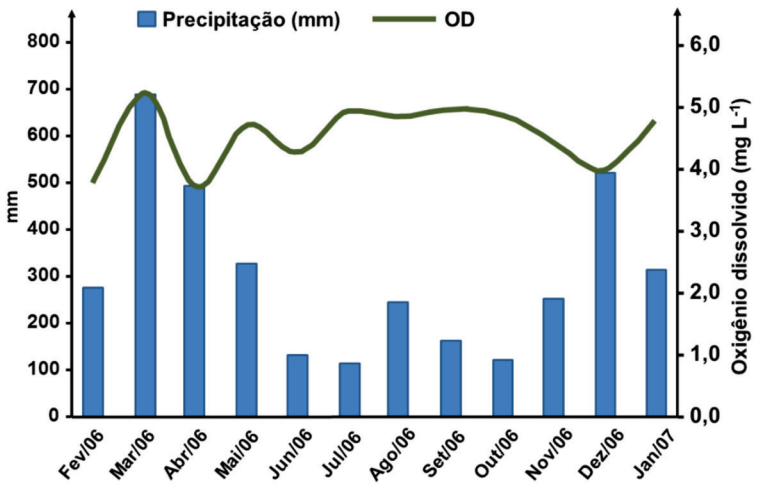


Figura 16. Variação do oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

Uma das características mais importantes da água é a capacidade de solubilização de gases, especialmente o oxigênio, cujas concentrações influem decisivamente no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, em suas comunidades e no balanço de vários nutrientes (PINEDA; SCHAFER, 1987). Os valores de oxigênio dissolvido diminuíram da superfície para o fundo.

Esses resultados estão de acordo com Esteves (1988), que cita que lagos de regiões tropicais apresentam na maioria dos casos fortes déficits de O_2 na coluna de água especialmente na parte inferior. Outra explicação é a presença de material orgânico no fundo do lago que constitui substrato para atividade biológica, causando depleção do oxigênio dissolvido.

Valores de oxigênio dissolvido muito próximos na coluna de água, sem apresentar déficits de oxigênio no fundo, podem ser explicados pela ação dos ventos que favorecem o aporte de oxigênio para as camadas mais profundas. Componente químico importante para processos bioquímicos e biológicos, o oxigênio dissolvido tem ação direta no metabolismo dos organismos, como a respiração e participa de processos de oxidação da matéria orgânica e de compostos químicos como o N-amoniacal e o N-nitrito (SILVA; SAVI, 2002).

O teor de oxigênio dissolvido nos lagos foi acima de 5,16 mg L^{-1} apenas no mês de março de 2006 (Tabela 9), mês de maior índice de precipitação pluviométrica do ano. Mazzeo (1991) encontrou na baía do Guajará e no rio Guamá valores de oxigênio dissolvido entre 6,5 $mg.L^{-1}$ e 8 $mg.L^{-1}$, valores acima dos encontrados nos lagos durante esse estudo. Nas águas do igarapé Tucunduba, Mazzeo (1991) registrou na vazante 0,7 $mg.L^{-1}$ como valor mínimo e 3,5 mg L^{-1} de valores médios. Comparando-se com os dados obtidos no fundo do lago pode-se dizer que existe em ambos os ambientes grande consumo deste gás pela degradação da matéria orgânica.

Nitrato (Miligrama por Litro, mg L^{-1})

Os valores de nitrato variaram de 1,396 mg L^{-1} (fundo) no mês de agosto de 2006 a 0,002 mg L^{-1} (superfície) no mês de julho de 2006. As médias de nitrato nos lagos foram; 0,075 mg L^{-1} no mês de julho de 2006, e 0,637 mg L^{-1} no mês de novembro de 2006 (Tabela 9).

Tabela 9. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão (DP) de nitrato nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Máximo	Mínimo
Fevereiro/2006	-	-	-	-
Março/2006	0,396	0,131	0,687	0,202
Abril/2006	-	-	-	-
Maio/2006	0110	0,055	0,255	0,058
Junho/2006	0131	0,126	0,525	0,009
Julho/2006	0075	0,127	0,564	0,002
Agosto/2006	0,379	0,346	1,396	0,053
Setembro/2006	0,329	0,463	1,066	0,037
Outubro/2006	0,376	0,259	1,004	0,062
Novembro/2006	0,637	0,272	1,306	0,045
Dezembro/2006	0,410	0,244	0,906	0,049
Janeiro/2007	0,391	0,264	1,126	0,054

Conforme apresenta a Figura 17, as maiores concentrações de nitrato coincidiram com os máximos valores de condutividade elétrica observados nos pontos 4 e 12. A leste do lago Água Preta a elevação dos valores de nitrato nos pontos 1 e 3 (lago Água Preta) podem ser explicados pela proximidade de habitações na área.

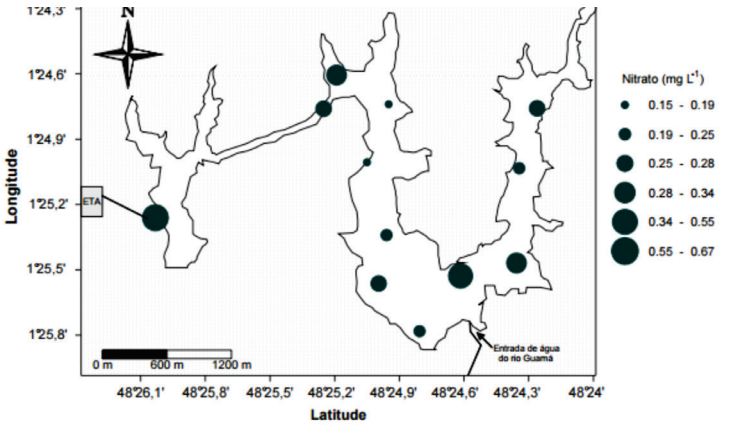


Figura 17. Distribuição superficial do nitrato (mg L^{-1}) com base na média obtida em cada ponto.

A Figura 18 mostra a distribuição do nitrato nos pontos de coleta de superfície e fundo, observa-se que os valores mantiveram-se uniformes ao longo do período, as maiores concentrações foram observadas no ponto 4 (entrada de água do rio Guamá) e no ponto 12 (lago Bolonha).

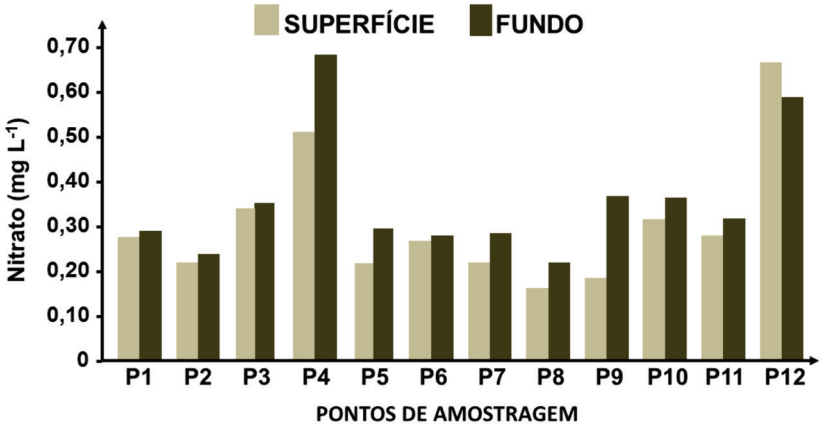


Figura 18. Distribuição vertical da média de nitrato (mg L^{-1}) nos pontos de amostragem.

Houve uma tendência de elevação das concentrações de nitrato em meses menos chuvosos. Tal fato coincidiu com a condutividade elétrica, turbidez e cor aparente durante o período menos chuvoso (Figura 19).

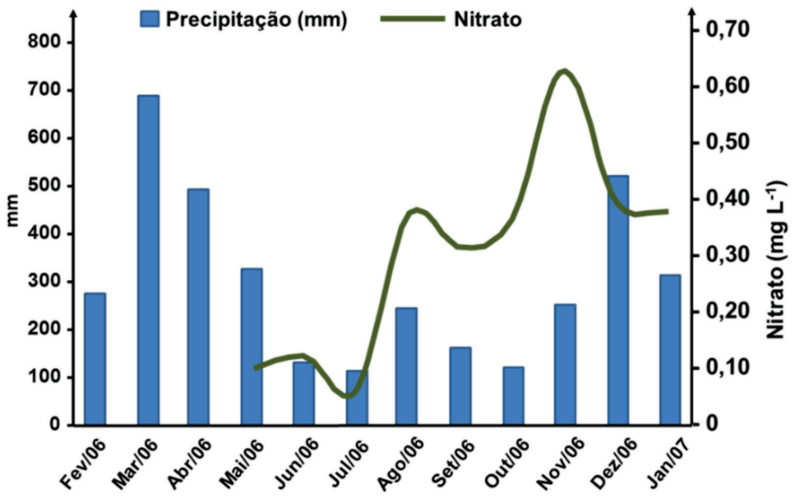


Figura 19. Variação do nitrato (mg L^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

O nitrato é resultante da oxidação completa dos compostos orgânicos nitrogenados a partir da atividade aeróbica das bactérias. Altas concentrações deste nutriente indicam maiores aportes de matéria orgânica. Em regiões tropicais, onde prevalecem as altas temperaturas há uma aceleração dos processos de degradação da matéria orgânica, levando a elevados índices de N-nitrato, tornando o ambiente eutrofizado. Para Baumgarten et al (1996) o nitrato é a forma mais estável em solução aquosa, sendo um importante nutriente dissolvido para os produtores primários e é regenerado por via bacteriana (nitrificação ou oxidação total do amônio) a partir do nitrogênio orgânico, que pela decomposição da matéria se transforma em nitrogênio amoniacal.

As reações de oxidação de amônio a nitrito e posteriormente a nitrato consomem oxigênio dissolvido do meio podendo, causar um desequilíbrio no balanço produção/consumo deste gás no ambiente aquático, afetando diretamente as espécies aquáticas. Na captação do rio Guamá, a concentração de nitrato variou de 0,01 mg NO_3 L^{-1} a 0,06 mg NO_3 L^{-1} (COSANPA, 1982). Ribeiro (2002) determinou nos igarapés Paracurí e Combu, concentrações de 0,08 mg.L^{-1} e 0,15 mg.L^{-1}. Em trabalhos realizados de 1980 a 1982 e em 2003, por Braz (1985), os teores de nitrato oscilaram de 0,01 mg.L^{-1} a 0,04 mg.L^{-1} no lago Bolonha. No lago Água Preta foi encontrado por Aguiar (2004) um valor mais elevado em comparação ao Bolonha, de 0,08 mg NO_3 L^{-1} em 2003 e de 2004.

Quando se comparam os valores da literatura os obtidos nesse trabalho, observa-se uma faixa de variação mais ampla. A análise atual revela valores máximos mais elevados do que os encontrados em outros trabalhos; isso pode estar associado às pressões antrópicas continuadas que o sistema Bolonha - Água Preta vem sofrendo ao longo dos anos, assim como rio Guamá. Por outro lado os valores de nitrato variaram numa faixa de 1,7 mg NO_3 L^{-1} a 9 mg NO_3 L^{-1}, como o que foi registrado no igarapé Mata Fome por Gaspar (2001) e de 0,5 mg NO_3 L^{-1} a 48 mg NO_3 L^{-1}; observado no rio Aurá por Morales (2002), que são valores típicos de ambientes que sofrem fortes pressões antrópicas. Assim, pode-se concluir que os lagos estudados ainda passam por um processo de autodepuração e renovação de suas águas, não atingindo concentrações características de ambientes hipereutróficos.

Nitrogênio Amoniacal (Miligrama por Litro, mg L^{-1})

Na Tabela 10 são apresentados os valores de nitrogênio amoniacal nos lagos, que oscilaram entre 0,010 mg L^{-1}, (superfície) em março de 2006 e 1,340 mg L^{-1} (fundo) valor máximo no mês de setembro de 2006. A média do parâmetro N-amoniacal foi 0,098 mg L^{-1} em março de 2006 e de 0,550 mg L^{-1} em fevereiro de 2006.

Tabela 10. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão (DP) de N-amoniacal nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	0,550	0,177	0,300	0,800
Março/2006	0,098	0,139	0,010	0,580
Abril/2006	0,207	0,130	0,020	0,500
Maio/2006	0,175	0,135	0,020	0,510
Junho/2006	0,160	0,199	0,030	0,800
Julho/2006	0,160	0,103	0,050	0,570
Agosto/2006	0,362	0,167	0,250	1,070
Setembro/2006	0,408	0,214	0,290	1,340
Outubro/2006	0,393	0,161	0270	0,880
Novembro/2006	0,469	0,087	0,350	0,660
Dezembro/2006	0,355	0,131	0,230	0,790
Janeiro/2007	0,334	0,055	0,160	0,450

O parâmetro nitrogênio amoniacal é uma forma nitrogenada reduzida, que indica uma poluição não recente. A Figura 20 mostra a distribuição dos valores de N-amoniacal mais acentuados à montante do local de entrada de água do rio Guamá (pontos 1 e 2) no ponto 4, entrada do rio Guamá e ponto 5, próximo ao clube do lago. A maior concentração de N-amoniacal nos pontos à montante da entrada do rio Guamá pode ser explicada por estes estarem numa área de menor turbulência das águas, menor aeração, ambiente mais propício às reações de redução de nitrato à N-amoniacal.

A Figura 21 mostra a variação média das concentrações de N-amoniacal nas amostras de superfície e de fundo durante o período estudado. Pode-se observar que, ao longo do período estudado, a concentração de N-amoniacal apresentou tendência de concentrações mais elevadas na superfície ou no fundo, exceto nos pontos 3,4 e 5 onde ocorreram maiores concentrações desse nutriente na superfície.

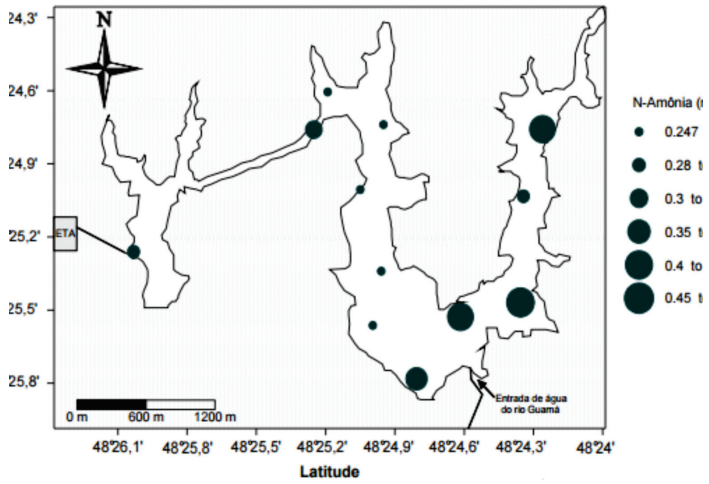


Figura 20. Distribuição superficial do N-amoniacal (mg L^{-1}) com base na média obtida em cada ponto.

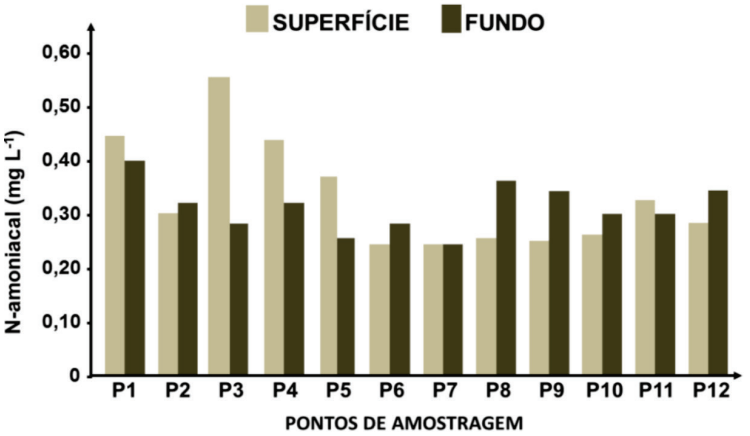


Figura 21. Distribuição vertical da média de N-amoniacal (mg L^{-1}) nos pontos de amostragem.

Da mesma maneira que o nitrato, a concentração de N-amoniacal foi maior períodos de menores precipitações pluviométricas, possivelmente por não ter suas concentrações diluídas com as águas da chuva do período de maior precipitação pluviométrica (Figura 22).

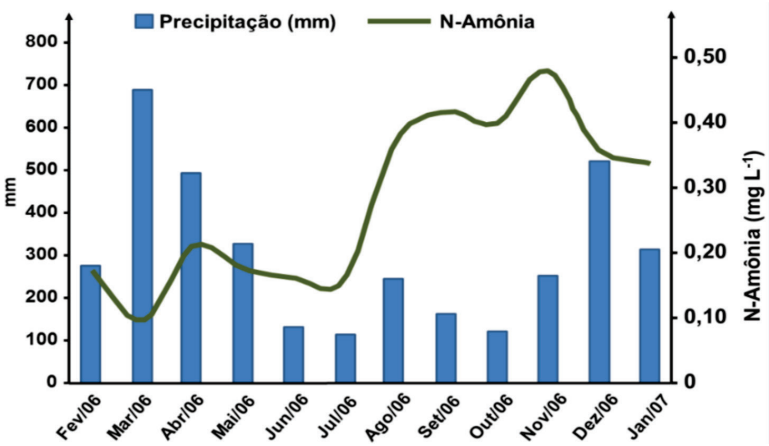


Figura 22. Variação do N-amoniacal (mg L^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

Dentre os compostos nitrogenados o N-amoniacal é a forma preferível de fitoplanctons devido ao menor gasto de energia para assimilação em relação ao nitrato, porém altos índices desse elemento podem ser prejudiciais à biota. O N-amoniacal pode se apresentar na forma ionizada (NH_{+4}) ou não ionizada (NH_3). Este balanço é especialmente controlado pelo pH da água, sendo a forma não ionizada mais abundante em valores de pH maiores que 10 e a forma ionizada em pH abaixo de 8,5 (CARMOUZE, 1994).

Vários processos podem determinar a distribuição espacial e as concentrações de N-amoniacal no ambiente como a nitrificação, os processos naturais de transporte e o próprio ciclo de regeneração dos nutrientes à sua forma orgânica (ESTEVES, 1998). Braz (1995) detectou valores máximo e mínimo de 1,05 mg.L^{-1} e 0,01 mg.L^{-1} no lago Bolonha; no lago Água Preta foi registrado um valor máximo de Namoniacal de 0,7 mg.L^{-1}.

No igarapé Paracurí, Ribeiro (2002) detectou 0,15 mg.L^{-1} e no igarapé Combu 0,08 mg L^{-1}. Na captação do rio Guamá foi detectado 0,1 mg.L^{-1} e nas cabeceiras do rio Aura 0,02 mg L^{-1} e 0,09 mg.L^{-1} (MORALES, 2002). No igarapé Mata Fome, Gaspar (2001) determinou 5,7 mg.L^{-1} a 12,5 mg.L^{-1}. Para águas com forte influência antrópica, foram verificados valores entre 4,9 mg.L^{-1} e 51 mg.L^{-1} (MORALES, 2002) Comparando a

variação de N-amoniacal obtida no presente trabalho (0,1mg L^{-1} a 1,34 mg L^{-1}), aos valores acima referenciados observa-se que são próximos aos de ambientes ainda não impactados. Os valores encontrados em ambientes antropizados evidenciam concentrações de N-amoniacal superiores ao verificado nos lagos Bolonha e Água Preta, o que evidencia processo de autodepuração nos ecossistemas estudados.

Fosfato (Miligrama por Litro, mg L^{-1})

O valor mínimo de fosfato nos lagos foi de 0,009 mg PO_4^3 L^{-1} (superfície) no mês de março de 2006, e o máximo de 0,159 mg PO_4^3 L^{-1} (fundo) no mês de outubro de 2006. Os valores médios de fosfato nos lagos Bolonha e Água Preta durante o período estudado foram de 0,015 mg PO_4^3 L^{-1} no período de maior precipitação e de 0,094 mg PO_4^3 L^{-1}no período de menor precipitação (Tabela 11).

Tabela 11. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de fosfato nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	0,037	0,025	0,010	0,103
Março/2006	0,015	0,006	0,009	0,033
Abril/2006	0,016	0,008	0,010	0,045
Maio/2006	0,066	0,023	0,026	0,111
Junho/2006	0,031	0,021	0,010	0,090
Julho/2006	0,019	0,005	0,010	0,029
Agosto/2006	0,023	0,017	0,010	0,074
Setembro/2006	0,032	0,016	0,014	0,074
Outubro/2006	0,094	0,038	0,026	0,156
Novembro/2006	0,061	0,023	0,024	0,097
Dezembro/2006	0,037	0,021	0,012	0,090
Janeiro/2007	0,017	0,007	0,010	0,036

Na Figura 23 se observa a concentração do fosfato nos pontos a jusante da entrada do rio Guamá, destacando-se os pontos 9,10 e 11 no lago Água Preta e 12 no Bolonha. A Figura 24 mostra a distribuição média mensal de fosfato nas coletas de superfície e fundo. Não houve diferenças significativas nas concentrações nas coletas superficiais e de fundo. Observou-se que as concentrações mais elevadas foram a partir do ponto 8. O fosfato fica disponível em ambientes aquáticos através da ressuspensão de sedimentos na coluna de água, e de efluentes domésticos pela utilização de desinfetantes fosfatados. A presença de maiores concentrações desse parâmetro a partir do ponto 8, pode ser devido às menores profundidades nesses pontos e a ação dos ventos, que pode estar favorecendo a ressuspensão de sedimentos para a coluna de água.

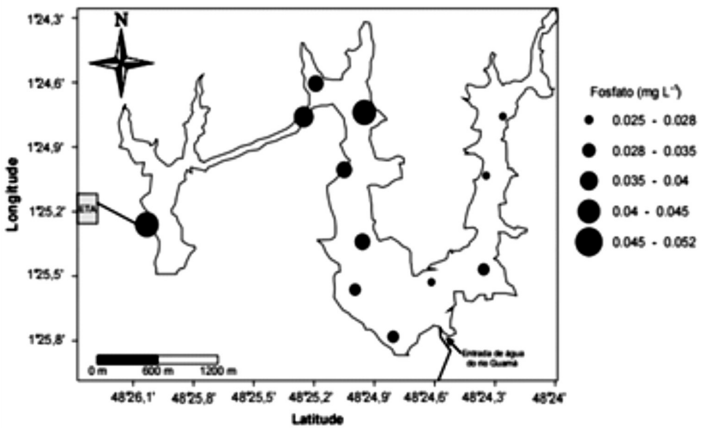


Figura 23. Distribuição superficial do fosfato (mg.L^{-1}) com base na média obtida em cada ponto.

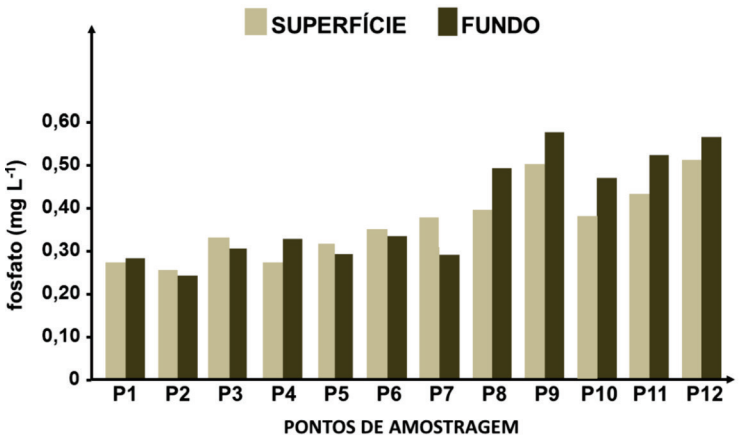


Figura 24. Distribuição vertical do teor de fosfato (mg L^{-1}) nos pontos de amostragem.

Quando se analisa o comportamento do fosfato frente às variações da precipitação pluviométrica, observa-se uma tendência de maiores concentrações entre os meses de agosto e dezembro (Figura 25).

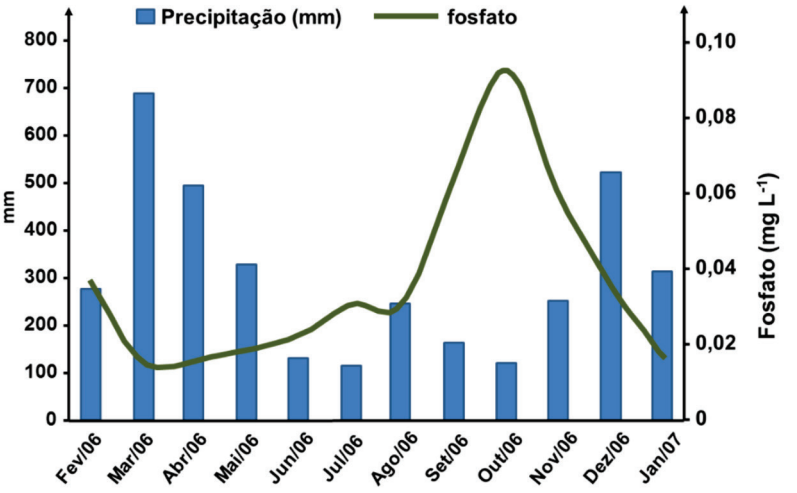


Figura 25. Variação do teor fosfato (mg L^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007).

Os nutrientes orgânicos e inorgânicos são constantemente transportados para o fundo dos lagos e reservatórios por sedimentação. Porém, por meio de processos biológicos, químicos, físicos e mecânicos esses nutrientes podem retornar do sedimento para a coluna d'água. A taxa de ciclagem desses nutrientes também é influenciada por condições hidrológicas, morfologia do lago, tempo de residência da água, regime de temperaturas, além do tamanho e da densidade das partículas (FORSBERG, 1989).

O fósforo é um elemento de extrema importância para os organismos sendo constituinte de compostos vitais como a ATP (adenosina-trifosfato), que é um dos mais importantes compostos energéticos, DNA e membranas celulares, sendo de extrema importância para o desenvolvimento do fitoplancton. As fontes artificiais de fósforo mais importantes são os esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Nos lagos tropicais, devido à alta temperatura da água, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o fosfato (fósforo inorgânico dissolvido) seja rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa, esse é um dos principais motivos pelo qual, nestes lagos, exceto os eutrofizados artificialmente, a concentração de fosfato é muito baixa; geralmente abaixo do limite de detecção dos métodos analíticos atualmente disponíveis (ESTEVES, 1998). Segundo o autor a pouca profundidade de alguns ecossistemas aquáticos e a ação dos ventos favorece a disponibilidade de nutrientes à coluna de água.

A temperatura mais elevada acelera o metabolismo dos organismos consideravelmente, fazendo com que o P-orto seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Este é um dos principais motivos pelo qual, nestes lagos, exceto os eutrofizados artificialmente, a concentração de Porto é muito baixa; geralmente abaixo do limite inferior de detecção da maioria dos métodos analíticos atualmente disponíveis (ESTEVES, 1998). Cunha (2003) obteve no período chuvoso mínimo de 0,007 mg L^{-1} e máximo de 0,022 mg L^{-1}. Sousa (2002) encontrou em agosto de 2005, valor mínimo de 0,007 mg L^{-1} e máximo de 0,027 mg L^{-1}. Ribeiro (1992) detectou no período de estiagem, média de 0,026 mg.L^{-1} e na época de chuva, média de 0,028 mg.L^{-1}. Os valores de fosfato encontrados no presente trabalho foram de 0,159 mg.L^{-1} (valor máximo) e de 0,009 mg.L^{-1} (valor mínimo), os valores mínimos ficaram próximos aos encontrados em outros trabalhos e o valor máximo

apresentou valores mais elevados, o que pode evidenciar também o aumento da disponibilidade desse parâmetro para coluna d'água.

Sólidos Suspensos (Miligrama por Litro, mg.L^{-1})

Os sólidos suspensos oscilaram entre 1 mg.L^{-1} (superfície) no mês de fevereiro a 57 mg.L^{-1} (fundo) no mês abril. Os valores médios de sólidos suspensos nos lagos foram de 7 mg.L^{-1} em fevereiro e 26 mg.L^{-1}em junho (Tabela 12).

Tabela 12. Valores médios, máximos e mínimos e desvio padrão (DP) de sólidos suspensos nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Máximo	Mínimo
Fevereiro/2006	7	7	27	1
Março/2006	9	4	16	3
Abril/2006	17	13	57	2
Maio/2006	12	7	29	2
Junho/2006	26	4	33	20
Julho/2006	22	6	41	14
Agosto/2006	25	4	31	14
Setembro/2006	24	2	28	17
Outubro/2006	24	3	29	15
Novembro/2006	24	4	29	13
Dezembro/2006	18	5	33	10
Janeiro/2007	14	6	26	5

Na distribuição dos sólidos suspensos nas coletas de superfície e fundo nos pontos de amostragem, observa-se na Figura 26 que as concentrações são mais elevadas no ponto 4 e menores a medida que se afastam desse ponto. Tais resultados confirmam a informação dos lagos funcionarem como um pré tratamento para a ETA.

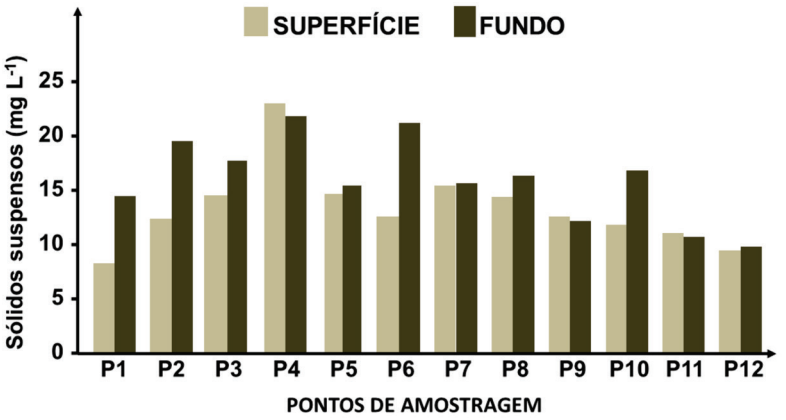


Figura 26. Distribuição vertical da média de sólidos suspensos (mg L^{-1}) nos pontos de amostragens.

A Figura 27 mostra uma tendência de elevação de sólidos suspensos nos lagos em períodos de menor precipitação pluviométrica. A mesma tendência foi verificada para turbidez e cor aparente.

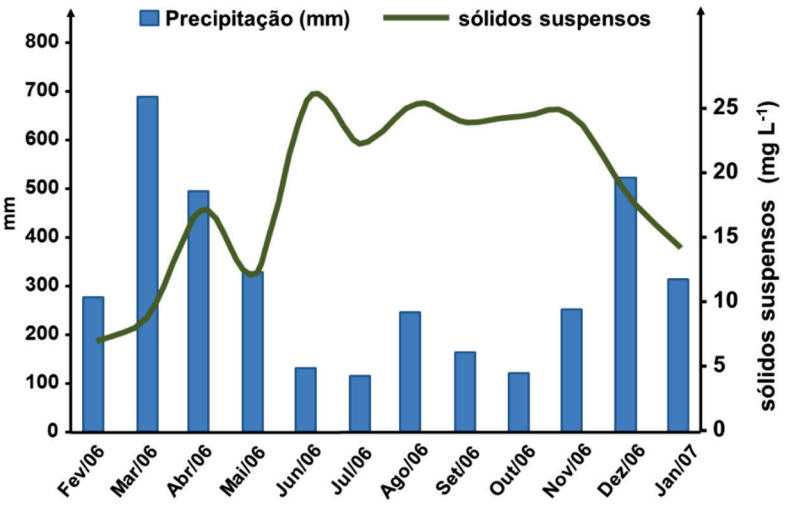


Figura 27. Variação dos sólidos suspensos (mg.L^{-1}) com a precipitação pluviométrica (mm) (fevereiro de 2006 a janeiro de 2007)

Transparência do Disco de Secchi (Metro)

A transparência máxima da água dos lagos foi de 1,5 Mm, em março e mínima de 0,35 M em agosto (Tabela 13). Na figura 28 é apresentada a variação mensal da transparência da água nos lagos, que foi em média de 1,11 m, no período de maior precipitação e de 0,64 m, no período de menor precipitação. O aumento da transparência da água no período de maior precipitação se deve à diluição que as águas do rio Guamá (de elevada cor aparente e turbidez) sofrem com as águas das chuvas.

Tabela 13. Valores médios, máximos e mínimos e desvio padrão (DP) da transparência nos lagos Bolonha e Água Preta.

Mês da Coleta	Média Mensal	DP	Mínimo	Máximo
Fevereiro/2006	1,05	0,29	0,40	1,40
Março/2006	1,00	0,20	0,75	1,50
Abril/2006	1,11	0,15	0,95	1,40
Maio/2006	0,81	0,12	0,70	1,00
Junho/2006	0,77	0,14	0,60	1,10
Julho/2006	0,74	0,24	0,50	1,30
Agosto/2006	0,64	0,22	0,35	1,10
Setembro/2006	0,78	0,30	0,45	1,20
Outubro/2006	0,65	0,18	0,40	1,00
Novembro/2006	0,89	0,27	0,55	1,45
Dezembro/2006	1,03	0,23	0,70	1,40
Janeiro/2007	1,05	0,23	0,70	1,40

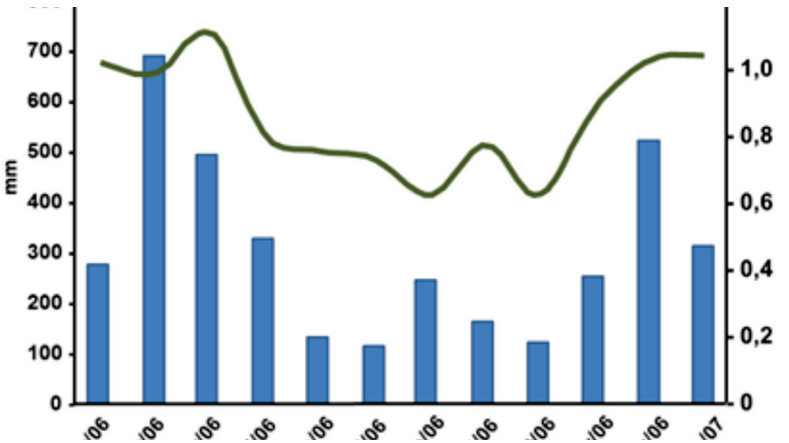


Figura 28. Distribuição dos valores médios mensais de transparência nos lagos Bolonha e Água Preta (fevereiro de 2007 a janeiro de 2007).

A transparência da coluna de água foi relativamente baixa na maioria das estações amostradas, predominando valores inferiores a 1,0 m. Os maiores valores do disco de Secchi foram registrados nos meses de maior precipitação pluviométrica, enquanto que nos meses de menor precipitação pluviométrica foram registrados os menores valores de transparência da coluna de água.

Conclusões

O ciclo hidrológico dos lagos, apesar de ter forte contribuição mecânica (bombas adutoras de água para os lagos), sofre influência da precipitação pluviométrica em quantidade e qualidade das suas águas. Pela análise dos resultados dos parâmetros abióticos estudados, observa-se que os lagos apresentam certa capacidade de assimilação da carga orgânica autóctone ou alóctone em seu ecossistema. As características físicas dos lagos favorecem a sedimentação de partículas em suspensão, que faz com que os lagos funcionem como um pré-tratamento (decantação) antes da entrada da água para a ETA.

A maioria dos parâmetros abióticos estudados tem suas variações de concentrações com tendências definidas em relação à precipitação pluviométrica e à variação dos níveis de água no período estudado. A transparência de Secchi foi maior nos meses mais chuvosos com a diluição das águas captadas do rio Guamá. A temperatura da água sofreu variações referentes aos períodos de maior e menor precipitação pluviométrica; os valores de temperatura do ar ficaram um pouco abaixo dos valores registrados na água.

Os valores médios mensais de pH foram típicos da região amazônica; o oxigênio dissolvido não apresentou variações médias acentuadas nos períodos de maior e menor precipitação pluviométrica. Os valores de turbidez, cor aparente e sólidos suspensos (parâmetros físicos) tiveram variações semelhantes durante o período estudado, maiores valores nos períodos de menor precipitação pluviométrica, e concentrações mais elevadas em pontos próximo a entrada do rio Guamá.

A condutividade elétrica registrou valores mais elevados no período de menor precipitação pluviométrica, seguindo uma distribuição semelhante à dos parâmetros físicos analisados. De maneira geral

a distribuição do fosfato no período estudado não teve variações significativas, apresentando tendência de maiores concentrações no período de menor precipitação pluviométrica e nas amostras de fundo o que pode ser devido à degradação da matéria orgânica e posterior liberação desse nutriente para a coluna de água.

Os valores de nitrato e nitrogênio amoniacal foram mais elevados no período de junho a novembro (menor precipitação). O teor de nitrato foi maior nas amostras de fundo, enquanto que de N-amoniacal manteve um equilíbrio entre as concentrações de superfície e fundo. O tempo de sobrevida dos lagos foi calculado em 2,7 dias, ou seja, o período que o lago Água Preta teria de armazenamento de água.

Os mananciais estudados, apesar de serem denominados de lagos possuem um comportamento diferenciado daquele de ambientes lênticos, o que se observa nos resultados de alguns parâmetros abióticos estudados; isso se deve à movimentação da água a eles imposta pela adução do rio Guamá. A utilização do solo de forma inadequada e a ocupação da área do entorno por população de baixo poder aquisitivo traz o ônus dos problemas decorrentes de lançamento de esgoto doméstico nos córregos que desembocam nos lagos, resíduos sólidos acumulados no entorno da APA, lixiviação do solo, erosão e assoreamento dos mananciais.

É necessário o monitoramento contínuo dos mananciais, para que se possa avaliar o comportamento do ecossistema frente às mudanças a ele impostas, seja por pressões antrópicas, seja por metabolismos intrínsecos ou resposta do ambiente à sazonalidade da região. Assim, análises descontinuadas e/ou pontuais não são representativas para avaliar tais mudanças. Existe a necessidade de políticas públicas no sentido de conter o avanço das pressões antrópicas sobre a área dos lagos, impedindo a degradação ambiental a que estão expostos, em função da ocupação desordenada no seu entorno, evitando que os lagos sejam usados como receptores finais de esgotos domésticos, industriais e águas pluviais lançadas na bacia.

Referências

GUIAR, A. C. **Relatório da qualidade da água bruta do manancial Utinga**. Belém: COSANPA, 2004, 4p.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Capital, 2005, 500p.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: FURG, 1996, 132 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia ambiental.** São Paulo: EDUSP, ABRH, 1991, 108p.

BRAZ, V. M. N. **Estudo da qualidade da água de abastecimento da zona urbana de Belém (PA)**. 1985. 177 f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica). Universidade Federal do Pará, UFPA, Belém.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (Ed.). **Limnologia Fluvial**: um estudo no Rio Mogi-Guaçu. São Carlos: RiMa, 2003, p. 55 -76.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blucher: FAPESP, 1994, 253 p.

COSANPA. **Urbanização e medidas de proteção sanitária de região dos lagos do Utinga** – Bolonha e Água Preta. Belém: Companhia de Saneamento do Estado do Pará, 1982, 72p.

CUNHA, G. P. Q. **Avaliação Ambiental do lago Água Preta (Belém- Pará) através de estudos limnológicos**: uma análise espacial e temporal. 2003. 120 f. Trabalho de conclusão de curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Pará, Belém.

DIAS, S. F. **Estudo ambiental no Utinga**: vida útil do sistema de abastecimento de água de Belém. Belém: Instituto de Desenvolvimento Económico social do Pará, 1991, 118p, (Relatório de Pesquisa, 19).

LOPES, M. **Relatório impresso**. Belém: SIPAM/CTO, 2006, 3 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.

FORSBERG, C. Importance of sedimnets in undestanding nutriente cycling in lakes. **Hydrobiology**, v. 176/177, p. 263- 277, 1989.

GASPAR, M. T. P. **Avaliação dos impactos da ocupação urbana sobre as águas da bacia hidrográfica do Igarapé Mata Fome, Belém – Pará**. 2001. 112 f. Dissertação (Mestrado), Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

GERALDO, A. C. V.; CARNEIRO, B. S. **Determinação de Clorofila e avaliação Produtividade nos lagos Bolonha e Água Preta.** 2000. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Pará, Belém.

HELLAWELL, J. M. Biological indicators of freshwater pollution and enviromental manegement. MELLAMBY, K. (Ed) **Pollution monitoring Series**. Elsevier Applied Science, 1989, 546 p.

MAZZEO, T. E. **Avaliação ambiental das vias de drenagem da região metropolitana de Belém-PA quanto à distribuição dos elementos Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb e Zn**. 1991. 141 f. Dissertação (Mestrado), Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

MENEZES, L. B. C. **Considerações biogeoquímicas de ecossistemas amazônicos: rios e lagos selecionados nas microregiões Bragantina, do Salgado, e Guajarina**. Tese (Doutorado), Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

MORALES, G. P. **Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solo e sedimentos na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá – Belém**. 2002. 240 f. Tese (Doutorado), Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

MUCCI, J. L. N.; SOUZA, A.; VIEIRA, A.M. Estudo ecológico e sanitário do lago do Parque do Guaraciaba em Santo André, São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, nº 1, p. 13-25, 2004.

NORIEGA, C. E. D. **Influência hidrológica e grau de poluição dos rios Pirapama e Jaboatão no estuário da Barra das Jangadas (PE-Brasil)**: Ciclo nictemeral. 2004. 163 f. Dissertação (Mestrado), Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

REBOUÇAS, A.C. Uso inteligente da água. Belém, 2004. p. 121 –148.

REIS, R. J.; DIAS, N. L. C. Multi-season lake evaporation: energy-budget estimates and CRLE model assessment with limited meteorological observations. **Journal of hydrology**, v. 208, p. 135-147, 1998.

RIBEIRO, H. M. C. **Avaliação atual da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta situados na área fisiográfica do Utinga (BelémPa)**. 1992. 205 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém.

RIBEIRO, K. T. S. **Qualidade sanitária da água em área de influência de duas Bacias hidrográficas e saúde humana em Belém – Pará**. 2002. 280 f. Tese (Doutorado), Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém.

SANTOS, M. L. S. et al. 2005. Estudo preliminar das condições liminológicas no lago Água preta (Belém/PA). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 10, 2005, Ilheus - BA, 2005.

SILVA, S. R. F. A; SAVI, M. A. Análise da dinâmica da eutrofização de corpos d'água a partir de um modelo matemático. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECÂNICA, João Pessoa, 2002.

SIOLI, H. Valores de pH de águas Amazônicas. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, n. 1, p. 1-37. 1957.

SOUZA, E. C.; LIMA, M. N. N. **Avaliação da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta no período de Estiagem**. 2002. 95 f. Trabalho de conclusão, Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Universidade Estadual do Pará, Belém.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletim Fisheries research board of Canada, Ottawa**, n. 167, p. 1- 311, 1972.

PEGORINI, P. L.; SOUZA, V. K.; PEREIRA, A.P. Trichinella spiralis. **Higiene Alimentar**, v. 29, n. 135, 2005.

PINEDA, M. D. SHAFER, A. Adequação de criterios e metodos de avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do rio Gravatai, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 2, p. 198-206, 1987.

RAMOS, J. F. F. Poluição e contaminação da orla de Belém-PA. In: UHLY, S.; SOUZA, E. L. (Org.) **A Questão da água na grande Belém**, Belém, p. 121-148, 2004.

WAICHMAN, A. V. **Qualidade da água**. Belém, 2002. 28 p.

ZANATA, L. H. **Heterogeneidade ambiental do lago de Salto Grande (Americana-SP) com ênfase na distribuição das populações de cladocera**. 1999. 218 f. Dissertação (Mestrado), Escola de engenharia de São Carlos, Uniersidade de São Paulo, São Paulo.

DUARTE, L. C.; JUCHEM, P. L.; PULZ, G. M.; BRUM, T. M. M. de; CHODUR, N.; LICCARDO, A.; FISCHER, A. C.; ACAUAN, R. B. Aplicações de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Sistema de Energia Dispersiva (EDS) no Estudo de Gemas: exemplos brasileiros. **Pesquisas em Geociências**, n. 30, v. 2, p: 3-15, 2003.

DUTKIEWICZ, V. A.; AHMED, T.; KHAN, A. J.; HUSAIN, L. Long term trends in Black Carbon Concentrations in the Northeastern United States. **Atmospheric Research**, n. 137, p: 49-57, 2014.

ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Organic matter and nutrient cycling: Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 34, p: 407-419, 1991.

ELMQUIST, M., CORNELISSEN, G., KUKULSKA, Z., GUSTAFSSON, Ö. Distinct oxidative stabilities of char versus soot black carbon: implications for quantification and environmental recalcitrance. **Global Biogeochem. Cycles**, n. 2, v. 20, junho 2006.

ELMQUIST, M.; GUSTAFSSON, Ö.; ANDERSSON, P.; Quantification of sedimentary black carbon using the chemothermal oxidation method: an evaluation of ex situ pretreatments and standard additions approach. **Limnol. Oceanog.**, n. 2, p: 417-427, 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, n. 412, 1999.

FERNANDES, M. B.; SKJEMSTAD, J. O.; JOHNSON, B. B.; WELLS, J. D.; BROOKS, P. Characterization of carbonaceous combustion residues. I. Morphological, elemental and spectroscopic features. **Chemosphere**, n. 51, p: 785-795, 2003.

FU, F.; JIANG, M.; WU, Y.; LIN, G.; XU, L.; CHEN, Z. Pyrolysis and thermal-oxidation characterization of organic carbon and black carbon aerosols. **Science of the Total Environment**, n. 409, p: 4449-4455, 2011.

FU, F.; XU, L.; YE, W.; CHEN, Y.; JIANG, M.; XU, X. Morphology of black carbon aerosols and ubiquity of 50-nanometer black carbon aerosols in the atmosphere. **China Particuology**, n. 6, vol. 4, p: 323-326, 2006.

GÉLINAS, Y.; PRENTICE, K. M.; BALDOCK, J. A.; HEDGES, J. I. An improved thermal oxidation method for the quantification of soot/graphitic black carbon in sediments and soils**. Environ. Sci. Technol.**, n. 35, p: 3519-3525, 2001.

GLASER, B.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Past anthropogenic influence on the present soil properties of anthropogenic dark earths (Terra Preta) in Amazonia (Brazil). In: GLASER, B. B.; WOODS, W. (Eds), **Amazônian Dark Earths**. Berlin and Heidelberg: Springer. 2003.

GLASER, B.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. **Organic Geochemistry**, n. 29, p: 811-819, 1998.

GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Org. Geochem.**, n. 31, p: 669-678, 2000.

GLASER, B.; BIRK, J. J. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Indio). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 82, p: 39-51, 2012.

GLASER, B.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. The "Terra Preta" phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humic tropics. **Naturwissenschafter**, v. 88, p: 37-41, 2001.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal-a review. **Biological Fertility of Soils**, n. 35, p: 219-230, 2002.

GOLDBERG, E. D. **Black Carbon in the Environment**. Wiley, New York, 1985.

GOLDSCHMIDT, V. M. **Geochemistry**. The Clarendon Press, Oxford, 1954.

GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter – A review. **Environment International**, n. 30, p: 855– 870, 2004.

GRIFFIN, J. J.; GOLDBERG, E. D. Sphericity as a characteristic of solids from fossil fuel burning in a Lake Michigan sediment. **Geochim. Cosmochim. Acta**, n. 45, p: 763-769, 1981.

GUGGENBERGER, G., RODIONOV, A., SHIBISTOVA, O., GRABE, M., KASANSKY, O. A., FUCHS, H., MIKHEYEVA, N., ZRAZHEVSKAYA, G.; FLESSA, H. Storage and mobility of black carbon in permafrost soils of the forest tundra ecotone in Northern Siberia. **Global Change Biology**, n. 14, p: 1367–1381, 2008.

GURJÃO, R. S. **Fracionamento do Hg e As em Terra Preta Arqueológica da região de Caxiuanã**: aplicabilidade na reconstituição de atividades antropogênicas. 2011. 147 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará, Belém – PA.

GURJÃO, R. S.; LEMOS, V. P.; COSTA, M. L.; FILHO, H. A. D.; DANTAS, K. DAS G. F.; LIMA, W. T. S.; KERN, D. C. Comportamento do mercúrio em perfis de solos do sítio Ilha de Terra-Caxiuanã, Pará. **Química Nova**, v. 33, p. 821-826, 2010.

GUSTAFSSON, Ö.; BUCHELI, T. D.; KUKULSKA, Z.; ANDERSSON, M.; LARGEAU, C.; ROUZAUD, J. N.; REDDY, C. M.; EGLINGTON, T. I. Evaluation of a protocol for the quantification of black carbon in sediments. **Global Biogeochemical Cycles**, n. 15, p: 881–890, 2001.

GUSTAFSSON, O.; HAGHSETA, F.; CHAN, C.; MACFARLANE, J.; GSCHWEND, P. M.; Quantification of the Dilute Sedimentary Soot Phase: Implications for PAH Speciation and Bioavailability. **Environ. Sci. Technol.**, n. 31, p: 203-209, 1997.

HAMMES, K., SCHMIDT, M. W. I.; SMERNIK, R. J.; et al. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere. **Global Biogeochem. Cycles**, v. 21, GB3016, 2007.

HAMMES, K.; SMERNIK, R. J.; SKJEMSTAD, J. O.; HERZOG, A.; VOGT, U. F.; SCHMIDT, M. W. I. Synthesis and characterization of laboratory-charred grass straw and chestnut wood as reference materials for black carbon quantification. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 11, p.: 1629-1633, 2006.

HATCHER, P. G.; HOCKADAY, W. C.; GRANNAS, A. M.; KIM, S. Direct molecular evidence for the degradation and mobility of black carbon in soils from ultrahigh-resolution mass spectral analysis of dissolved organic matter from a fire-impacted forest soil. **Organic Geochemistry**, n. 37, p: 501–510, 2006.

HILSCHER, A.; HEISTER, K.; SIEWERT, C.; KNICKER, H. Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. **Organic Geochemistry**, n. 40, p: 332 – 342, 2009.

HILSCHER, A.; KNICKER, H. Degradation of grass-derived pyrogenic organic material, transport of the residues within a soil column and distribution in soil organic matter fractions during a 28 month microcosm experiment. **Organic Geochemistry**, n. 42, p: 42-54. 2011.

HSIEH, Y. P.; BUGNA G. C. Analysis of black carbon in sediments and soils using multi-element scanning thermal analysis (MESTA). **Org. Geochem.**, n. 39, p: 1562–1571, 2008.

JASS, V.; SULLIVAN, P. J.; SANDERMAN, J.; SMITH, D. B.; LEHMANN, J. Pyrogenic carbon distribution in mineral topsoils of the northeastern. **Geoderma**, n. 296, p: 69-78, 2017.

JOHNSON, E. A. **Fire and Vegetation Dynamics**. Studies from the North American Boreal Forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1992.

JORIO, A.; RIBEIRO-SOARES, J.; CANÇADO, L. G.; FALCÃO, N. P. S.; DOS SANTOS, H. F.; BAPTISTA, D. L.; FERREIRA, E. H. M.; ARCHANJO, B. S.; ACHETE, C. A. Microscopy and spectroscopy analysis of carbon nanostructures in highly fertile Amazonian anthrosoils. **Soil and Tillage Research**, n. 122, p: 61 – 66, 2012.

JOSEPH, S. D.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LIN, Y.; et al. An investigation into the reactions of biochar in soil. **Australian J. Soil Res.**, n. 48, p: 501–515, 2010.

KAISER, K.; ZECH, W. Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases. **European Journal of Soil Science**, n. 51, v. 3, p: 403-411, 2000.

KARAPANAGIOTI, H. K.; SIAVALAS, G.; WERNER, D.; BOWLER, B. F. J.; MANNING, D. A. C.; CHRISTANIS, K. Comparison of methods for the characterization and quantification of carbon forms in estuarine and marine sediments from coal mining regions. **Organic Geochemistry**, n. 59, p: 61–74, 2013.

KERN, D. C. **Geoquímica e pedogeoquímica de sítios arqueológicos com Terra Preta na Floresta Nacional de Caxiuanã (Portel-Pará)**. 1996. 124 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pará, Belém – Pa.

KERN, D. C.; KÄMPF, N. Antigos assentamentos indigenas na formacao de solos com Terra Preta arqueologica na regiao de oriximina, Para. **Revista Brasiliera do Solo**, n. 13, p: 219-225, 1989.

KERN, D. C.; KÄMPF, N.; WOODS, W.; DENEVAN, W. M.; COSTA, M. L.; FRAZÃO, F. J. L.; SOMBROEK, W. Evolução do Conhecimento em Terra Preta de Índio. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B.; LIMA, H.; WOODS, W. (Org.). **As Terras Pretas de Índio da Amazônia**: Sua Caracterização e Uso deste Conhecimento na Criação de Novas Áreas. Manaus: Embrapa Amzonia Ocidental, v. 1, p: 72-81, 2010.

KIM, S.; KAPLAN L. A.; BENNER R.; HATCHER P. G. Hydrogen deficient molecules in natural riverine water samples – evidence for the existence of black carbon in DOM. **Mar. Chem.**, n. 92, p: 225–234, 2004.

KNICKER, H. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. **Quaternary International**, n. 243, p: 251-263, 2011.

KNICKER, H.; ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; POLVILLO, O. Characteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state ^{13}C NMR study. **European Journal of Soil Science**, n. 57, p: 558–569, 2006.

KNICKER, H.; LÜDEMANN, H. D. N-15 and C-13 CPMAS and solution NMR studies of N-15 enriched plant material during 600 days of microbial degradation. **Organic Geochemistry**, n. 23, p: 329–341, 1995.

KNICKER, H; SCARONI, A. W.; HATCHER, P. G. ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopic investigation on the formation of fossil algal residues. **Organic Geochemistry**, n. 2, v. 24, p: 661–669, 1996.

KNICKER, H.; WIESMEIER, M.; DICK, D. P. A simplified method for the quantification of pyrogenic organic matter in grassland soils via chemical oxidation. **Geoderma**, n. 147, p: 69–74, 2008.

KÖGEL-KNABNER, I. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. **Organic Geochemistry**, n. 31, p: 609-625, 2000.

KRAMER, R.W.; KUJAWINSKI, E. B.; HATCHER, P.G. Identification of black carbon derived structures in a volcanic ash soil humic acid by Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry. **Environmental Science and Technology**, n. 38, p: 3387–3395, 2004.

KUHLBUSCH, T. A. J. Black carbon and the carbon cycle. **Science**, n. 280, p: 1903–1904, 1998.

KUHLBUSCH, T. A. J.; ANDREAE, M. O.; CACHIER, H.; GOLDAMMER, J. G.; LACAUX, J-.P.; SHEA, R.; CRUTZEN, P. J. Black carbon formation by savanna fires: measurements and implications for the global carbon cycle. **J. Geophys. Res.**, n. 101, v. 23, p: 651–665, 1996.

KUZYAKOV, Y.; BOGOMOLOVA, I.; GLASER, B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 70, p: 229 – 236, 2014.

KUZYAKOV, Y.; SUBBOTINA, I.; CHEN, H.; BOGOMOLOVA, I.; XU, X. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 41, p: 210–219, 2009.

LEHMANN, J.; LIANG, B. Q.; SOLOMON, D.; LEROTIC, M.; LUIZAO, F.; KINYANGI, J.; SCHAFFER, T.; WIRICK, S.; JACOBSEN, C. Near-edge X-ray absorption fine structure (NEXAFS) spectroscopy for mapping nano-scale distribution of organic carbon forms in soil: Application to black carbon particles. **Global Biogeochem. Cycles**, n. 19, 2005.

LEHMANN, J.; LIANG, B.; SOHI, S. P.; THIES, J. E.; O'NEILL, B.; TRUJILLO, L.; GAUNT, J.; SOLOMON, D.; GROSSMAN, J.; NEVES, E. G.; LUIZÃO, F. J. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Organic Geochemistry**, n. 41, p: 206–213, 2010.

LEHMANN, J.; LIANG, B.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZÃO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p: 1719 – 1730, 2006.

LEHMANN, J.; SOLOMON, D. **Organic carbon chemistry in soils observed by synchrotron-based spectroscopy**. Synchroton-based Techniques in Soils and Sediment. Amsterdam: Elsevier, p: 289–312. 2010.

LEMOS, V. P.; MEIRELES, A. R. O.; FERNANDES, K. G.; MORAES, M. C.; COSTA, M. L.; SILVA, A. K. T.; KERN, D. C. Nutrients in Amazonian Black Earth from Caxiuanã Region. **J. Braz. Chem. Soc.**, n. 4, v. 22, p: 772-779, 2011.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J. O.; THIES, J.; LUIZAO, F. J.; PETERSEN, J.; NEVES, E. G. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. **Soil Science Society of America Journal**, n. 70, p: 1719–1730, 2006.

LIM, B.; CACHIER, H. Determination of black carbon by chemical oxidation and thermal treatment in recent marine and lake sediments and Cretaceous-Tertiary clays. **Chemical Geology**, n. 131, p: 143-154, 1996.

LOPEZ-CAPEL, E.; SOHI, S.P.; GAUNT, J.L.; MANNING, D. A. C. Use of thermogravimetry-differential scanning calorimetry to characterize modelable soil organic matter fractions. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, n. 69, p: 136–140. 2005.

LORENZ, K. R.; LAL, J.; JIMÉNEZ, J. Characterization of soil organic matter and black carbon in dry tropical forests of Costa Rica. **Geoderma**, v. 158, n. 3–4, p: 315-321, 2010.

LUZ, L. G. **Investigação sobre o carbono negro em sedimentos da Baía de Guanabara e Manguezais: distribuição e influencia na sorção de HPAs**. 2007. 175 f. Dissertação (Mestrado), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ.

MANNINO, A.; HARVEY, H. R. Black carbon in estuarine and coastal ocean dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, n. 49, 735–740, 2004.

MAO, J.; LI, Y.; CAO, X.; ZHU, D.; CHAPPELL, M. A.; MILLER, L. F. Characterization of coals and their laboratory-prepared black carbon using advanced solid-state ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Fuel Processing Technology**, n. 96, p: 56–64, 2012.

MASIELLO, C. A. New directions in black carbon organic geochemistry. **Marine Chemistry.**, v. 92, p: 201-213, 2004.

MASON, B. **Princípios de Geoquímica**. São Paulo: E. Polígono, 1971.

MASTROLONARDO, G.; FRANCIOSO, O.; DI FOGGIA, M.; BONORA, S.; RUMPEL, C.; CERTINI, G. Application of thermal and spectroscopic techniques to assess fire-induced changes to soil organic matter in a Mediterranean forest. **Journal of Geochemical Exploration**, n. 143, p: 174–182, 2014.

MEREDITH, W.; ASCOUGH, P. L.; BIRD, M. I.; LARGE, D. J.; SNAPE, C. E.; SUN, Y.; TILSTON, E. L. Assessment of hydropyrolysis as a method for the quantification of black carbon using standard reference materials. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 97, p: 131–147, 2012.

MORAES, M. C.; LEMOS, V. P.; MORAES, D. S.; LAMARÃO, C. N. Characterization and distribution of pyrogenic carbon in a fraction of archaeological black earth from Caxiuanã. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, n. 8, v. 26, p: 1664-1673, 2015.

NEVES, E. G.; PETERSEN, J. B.; BARTONE, R. N.; SILVA, C. A. Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths**.** In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds.) **Amazonian Dark Earths**. Origin, properties and management. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p. 29-50, 2003.

NOVAKOV, T. The role of soot and primary oxidants in atmospheric chemistry. **The Science of the Total Environment**, n. 36, p: 1-10. 1984.

NOVOTNY, E. H.; HAYES, M. H. B.; DE AZEVEDO, E. R.; BONAGAMBA, T. J. Characterisation of black carbon-rich samples by ^{13}C solid-state nuclear magnetic resonance. **Naturwissenschaften**, n. 93, p: 447–450, 2006.

NOVOTNY, E. H.; HAYES, M. H. B.; MADARI, B. E.; et al. Lessons from the Terra Preta de Indios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment, **J. Braz. Chem. Soc.**, n. 20, p: 1003–1010, 2009.

PABST, E. Critérios de distinção entre Terra Preta e Latossolos na região de Belterra e os seus significados para a discussão pedogenética. **Bol. Museu Paraense Emilio Goeldi**, Série Antrop., n. 7, p: 5-19, 1991.

PENG, P.; SONG, J.; HUANG, W. Stability and carbon isotope changes of soot and char materials during thermal oxidation: implication for quantification and source appointment. **Chemical Geology**, n. 330-331, p: 159-164, 2012.

POOT, A.; QUIK, J. T.K.; VELD, H.; KOELMANS, A. A. Quantification methods of Black Carbon: Comparison of Rock-Eval analysis with traditional methods. **Journal of Chromatography**, n. 1216, p: 613 – 622, 2009.

POPOVICHEVA, O.; KISTLER, M.; KIREEVA, E.; PERSIANTSEVA, N.; TIMOFEEV, M.; KOPEIKIN, V.; A. KASPER-GIEBL. Physicochemical characterization of smoke aerosol during large-scale wildfires: Extreme event of August 2010 in Moscow. **Atmospheric Environment**, v. 96, p: 405-414, 2014.

PRESTON, C. M.; SCHMIDT, M. W. I. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. **Biogeosciences**, n. 3, p: 397–420, 2006.

RIBEIRO, L. G. L.; CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R. Black Carbon Contents and Distribution in Sediments from the Southeastern Brazilian Coast (Guanabara Bay). **Journal Brazilian Chemical Society**, n. 7, v. 19, p: 1277-1283, 2008.

ROSE, N. L. A method for the extraction of carbonaceous particles from lake sediment. **J. Paleolimnof.**, n. 3, p: 45-53, 1990.

ROSE, N. L. Carbonaceous particle record in lake sediments from the Arctic and other remote areas of the Northern Hemisphere. **Sci. Total Environ.**, n. 160/161, p: 487-496, 1995.

ROSE, N. L. Characterization of carbonaceous particles from lake sediments. **Hydrobiologia**, n. 274, p: 127-132, 1994.

ROSE, N. L.; JUGGINS, S. A spatial relationship between carbonaceous particles in lake sediments and sulphur deposition. **Atmospheric Environ.**, n. 28, v. 2, p: 177-183, 1994.

SAAB, S. C.; MARTIN-NETO, L. Anéis aromáticos condensados e relação E4/E6: Estudo de ácidos húmicos de gleissolos por RMN de ^{13}C no estado sólido utilizando a técnica CP/MAS desacoplamento defasado. **Química Nova**, n. 30, p: 260-263, 2007.

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C. Holocene fires in the northern Amazon basin. **Quat Res (NY)**, n. 26, p: 358–366, 1986.

SCHMIDT, E. M.; SKJEMSTAD, J. O.; GLASER, B.; KNICKER, H.; KÖGEL-KNABNER, I. Detection of charred organic matter in soils from a Neolithic settlement in Southern Bavaria, Germany. **Geoderma**, n. 107, p: 71–91, 2002.

SCHMIDT, M. V.; SKJEMSTAD, J. O.; GEHRT, E.; KÖGEL-KNABNER, I. Charred organic carbon in German chernozemic soils. **European journal of soil science**, n. 50, p: 351-365, 1999.

SCHMIDT, M. W. I.; HAMMES, K.; SMERNIK, R. J.; SKJEMSTAD, J. O. Characterisation and evaluation of reference materials for black carbon analysis using elemental composition, colour, BET surface area and ^{13}C NMR spectroscopy. **Applied Geochemistry**, n. 23, p: 2113–2122, 2008.

SCHMIDT, M. W. I.; NOACK, A. G. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implications, and current challenges (review). **Global Biogeochemical Cycles**, v. 14, p: 77-79, 2000.

SCHMIDT, M. W. I.; SKJEMSTAD, J. O.; CZIMCZIK, C. I.; GLASER, B.; PRENTICE, K. M.; GELINAS, Y.; KUHLBUSCH, T. A. J. Comparative analysis of black carbon in soils. **Global Biogeochem. Cycles**, n. 15, p: 163–167. 2001.

SCHULZE, E. D.; WIRTH, C.; HEIMANN, M. Maneging forests after Kyoto. **Science**, v. 289, p: 2058-2059, 2000.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. **Climatic Change**, v. 2, p: 207-247, 1980.

SILVEIRA, I. M., KERN, D. C., QUARESMA, H. D. A. B. Flona Caxiuanã: reconstituição de uma ocupação In: LISBOA, P. L. B. **Caxiuanã**: populações tradicionais, meio físico & diversidade biológica. p: 59-76, 2002.

SIMPSON, M.; HATCHER, P. G. Determination of Black Carbon in natural organic matter by chemical oxidation and solid-state ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Organic Geochemistry**, n. 35, p: 923 – 935, 2004.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil & Tillage Research**, n. 79, p: 7–31, 2004.

SIX, J.; MERCKX, R.; KIMPE, K.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. A reevaluation of the enriched labile soil organic matter fraction. **European Journal of Soil Science**, n. 51, p: 283–293. 2000.

SKJEMSTAD, J. O.; JANIK L. J.; HEAD, M. J.; MCCLURE, S. G. High energy ultraviolet photo-oxidation: A novel technique for studying physically protected organic matter in clay- and silt-sized aggregates. **J. Soil Sci.**, n. 44, p: 485 – 499, 1993.

SMERNIK, R. J.; OADES, J. M. The use of spin counting for determining quantitation in solid state ^{13}C NMR spectra of natural organic matter. 2. HF-treated soil fractions. **Geoderma**, n. 96, p: 159–171, 2000.

SMITH, N. J. H. Anthrosols and human carrying capacity in Amazonia. **Annals Assoc. Am. Geographers**, n. 70, p: 553-566, 1980.

SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; THIES, J.; SCHÄFER, T.; LIANG, B.; KINYANGI, J.; NEVES, E.; PETERSEN, J.; LUIZÃO, F.; SKJEMSTAD, J. Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 71, p: 2285–2298, 2007.

SOMBROEK, W. **Amazon soil**: A reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region. Wageningen: Centre for Agricultural Publications and Documentation, 1966.

SONG, J., PENG, P., HUANG, W. Black carbon and kerogen in soils and sediments. 1. Quantification and characterization. **Environ. Sci. Technol.**, n. 36, p: 3960–3967, 2002.

STOFFYN-EGLI, P.; POTTER T. M.; LEONARD, J. D.; POCKLINGTON, R. The identification of black carbon particles with the analytical scanning electron microscope: Methods and initial results. **Sci. Total Environ.**, n. 198, p: 211–223, 1997.

THEVENON, F.; WILLIAMSON, D.; BARD, E.; ANSELMETTI, F. S.; BEAUFORT, L.; CACHIER, H. Combining charcoal and elemental black carbon analysis in sedimentary archives: Implications for past fire regimes, the pyrogenic carbon cycle, and the human–climate interactions. **Global and Planetary Change**, n. 72, p: 381–389, 2010.

USSIRI, D. A. N.; JACINTHE, P.; LAL, R. Methods for determination of coal carbon in reclaimed minesoils: A review. **Geoderma**, n. 214–215, p: 155–167, 2014.

VASILYEVA, N. A.; ABIVEN, S.; MILANOVSKIY, E. Y.; HILF, M.; RIZHKOV, O. V.; SCHMIDT, M. W. I. Pyrogenic carbon quantity and quality unchanged after 55 years of organic matter depletion in a Chernozem. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, p: 1985-1988, 2011.

VERARDO, D. J. Charcoal analysis in marine sediments. **Limnology and Oceanography.**, v. 42, p: 192-197, 1997.

WOLBACH, W. S.; ANDERS, E. Elemental carbon in sediments: determination and isotopic analysis in the presence of kerogen. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 53, p: 1637 – 1647, 1989.

ZAVALLONI, C.; ALBERTI, G.; BIASIOL, S.; VEDOVE, G. D.; FORNASIER, F.; LIU, J.; PERESSOTTI, A. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study. **Applied Soil Ecology**, n. 50, p: 45– 51, 2011.

ZECH, W.; GUGGENBERGER, G. Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. In: PICCOLO, A. (Ed.). **Humic substances in terrestrial ecosystems**. Amsterdam: Elsevier Science, p: 101-170. 1996.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 43, p: 1169 – 1179, 2011.

Seleção de pontos de amostragem para monitoramento de qualidade de água em escala de microbacia na Amazônia

Cristiane Formigosa Gadelha da Costa, Ricardo de Oliveira Figueiredo, Izabela Penha de Oliveira Santos, Pedro Gerhard, Camila da Silva Pires, Daniel Fernandes Rodrigues Barroso, Fabíola Fernandes Costa & Gabriel Lourenço Brejão

RESUMO

Nas mesobacias dos igarapés contíguos Timboteua e Buiuna e do igarapé Peripindeua, foram amostradas 96 microbacias, com o objetivo de selecionar as mais adequadas para a realização de estudos dos efeitos do uso da terra sobre a qualidade da água em pequenos igarapés. Para a seleção das microbacias foram adotadas duas estratégias: a primeira relaciona-se a medições "in situ" de parâmetros físico-químicos como oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura da água; e a segunda relaciona-se à consideração de fatores ambientais como área da microbacia, presença de uma classe predominante de uso da terra, possibilidade de pareamento de microbacias de características biofísicas similares, porém com usos da terra diferentes, e aspectos de logística relativos ao acesso aos locais de coleta de amostras e medidas hidrológicas e de qualidade de água. A seleção permitiu a escolha de 19 microbacias, sendo oito microbacias na chamada Área 1 (Igarapé-Açu e Marapanim) e sete na Área 2 (Mãe do Rio e Irituia). Adicionalmente, foram selecionadas duas microbacias em duas áreas de referência, ocupadas por floresta primária, com as mesmas condições climáticas e pedológicas das Áreas 1 e 2, respectivamente. A condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido foram as variáveis mais sensíveis como indicadores dos impactos do uso da terra ocorrendo inter-relação desses parâmetros físico-químicos com o uso da terra nas microbacias avaliadas.

Palavras-chave: Uso da terra, nordeste paraense, microbacias hidrográficas.

Introdução

A avaliação e a classificação da qualidade das águas superficiais dependem da utilização e aperfeiçoamento dos procedimentos de monitoramento ambiental. Como a evolução da sociedade humana tem uma relação direta com a disponibilidade dos recursos hídricos (TELLES, 2013), os avanços nas técnicas de monitoramento ambiental promovem demandas cada vez maiores em todos os setores produtivos da sociedade atual, principalmente nas atividades agrícolas, que fazem o maior uso global dos recursos hídricos.

Para implementação de atividades de monitoramento de qualidade de água, faz-se necessário a realização de um estudo prévio de caracterização da área a ser monitorada, associado a um levantamento das informações disponíveis em literatura, e a elaboração daquelas que precisam ser coletadas. Mediante isso, elabora-se um plano de amostragem a ser executado (BARTRAM; BALANCE, 1996).

Esse plano faz parte de uma das etapas para a caracterização da área de estudo e não tem um protocolo definido, pois deve ser baseado nas peculiaridades do local que será observado e mensurado. No entanto, o sucesso das etapas posteriores como, coleta de dados, análises de laboratório, interpretação e publicação dos dados e tomadas de decisão, é condicionado a ele (BRASIL, 2011).

O monitoramento ambiental de qualidade de água é um conjunto de procedimentos que abrange desde medições e observações uniformizadas ao longo do tempo do ambiente aquático, até diagnósticos para definição das condições dos recursos hídricos em um determinado momento. Os estudos são realizados a fim de definir status e tendências de variáveis ambientais qualitativas e quantitativas (CHAPMAN, 1996; BRASIL, 2011).

Tais procedimentos de medições, observações e diagnósticos têm sido realizados não somente para avaliar como a qualidade de água é afetada por contaminantes, mas também para estimar fluxos de nutrientes ou poluentes descarregados por rios ou águas subterrâneas para lagos e

oceanos. É possível determinar padrões de alterações ambientais em escalas locais, regionais e globais.

Para determinação de padrões ambientais, estudos relatam a importância da bacia hidrográfica como unidade de investigação, por ter características físicas, químicas e biológicas integradoras do ambiente (LIKENS, 1984; LIKENS, 1992), e como as escalas das bacias podem influenciar na interpretação dos resultados de qualidade de água (GERMER et al., 2009; LEACH et al., 2016). Em uma microbacia, os efeitos de alterações antrópicas são perceptíveis mais rapidamente, pois esta é sensível a pequenas modificações, sendo um importante instrumento para gerenciamento de recursos hídricos e tomada de decisão (FIGUEIREDO et al., 2013; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014).

As ações antrópicas alteram os padrões naturais de qualidade de água, como por exemplo, as mudanças no uso e cobertura do solo, provocadas principalmente pela retirada da vegetação remanescente e substituição por agricultura e pecuária, que podem resultar em aumentos da temperatura do solo, da erosão e do escoamento superficial da água no solo, e em modificações do balanço hídrico e na disponibilidade de nutrientes (VITOUSEK; MELILLO, 1979; LEOPOLDO et al., 1987; SWANK; CROSSLEY, 1988; MORAES et al., 2006; COSTA et al., 2013; BUSTAMANTE et al., 2015).

Há algumas décadas, a região Amazônica, na parte leste do Estado do Pará, localizada no denominado "arco do desflorestamento", enfrenta grandes problemas ambientais causados pela ocupação desordenada do espaço, com reflexos nos recursos hídricos.

O uso do monitoramento evoluiu para ajudar a determinar tendências na qualidade do ambiente aquático dessa região, que tem fatores como extensão geográfica, variações edafoclimáticas, e sobretudo, histórico e forma de ocupação não homogênea (MERTENS et al., 2002; METZGER, 2002; WATRIN et al., 2005), que contribuem para dificultar a execução de um monitoramento de qualidade de água representativo, e pode não corresponder a realidade local. Dessa forma, estudos sobre a relação

do uso da terra com a qualidade da água da Amazônia devem priorizar as particularidades da região, e levar em consideração as escalas das bacias com a definição de categorias de uso.

No presente estudo é apresentada uma estratégia metodológica envolvendo análises variadas, com o intuito de definir quais microbacias (áreas menores que 300 ha), integrantes de duas mesobacias hidrográficas, poderiam favorecer o entendimento dos efeitos do uso da terra sobre a qualidade da água fluvial no contexto dos sistemas de produção adotados no meio rural da região.

Material e Métodos

Área de Estudo

Nas bacias hidrográficas do rio Marapanim (Área 1) e do rio Guamá (Área 2), localizadas na mesorregião do nordeste paraense (Figura 1), foram escolhidas duas áreas para estudo, as mesobacias dos igarapés contíguos Timboteua e Buiuna (8.750 ha) e do igarapé Peripindeua (15.000 ha), em que foram percorridas e avaliadas 96 microbacias.

O clima predominante é do tipo climático Ami e do sub-tipo climático Am_2 (Kôppen), com temperatura média anual de aproximadamente 26,5°C, precipitações pluviométricas elevadas com cerca de 2500-3000 mm, concentrando-se entre os meses de janeiro a junho, e umidade relativa do ar entre 80-85% (média anual) (MARTORANO et al., 1993; PACHÊCO; BASTOS, 2006). Entre os meses de julho a dezembro, ocorre um período de estiagem caracterizado por precipitações inferiores a 60 mm (SUDAM, 1984).

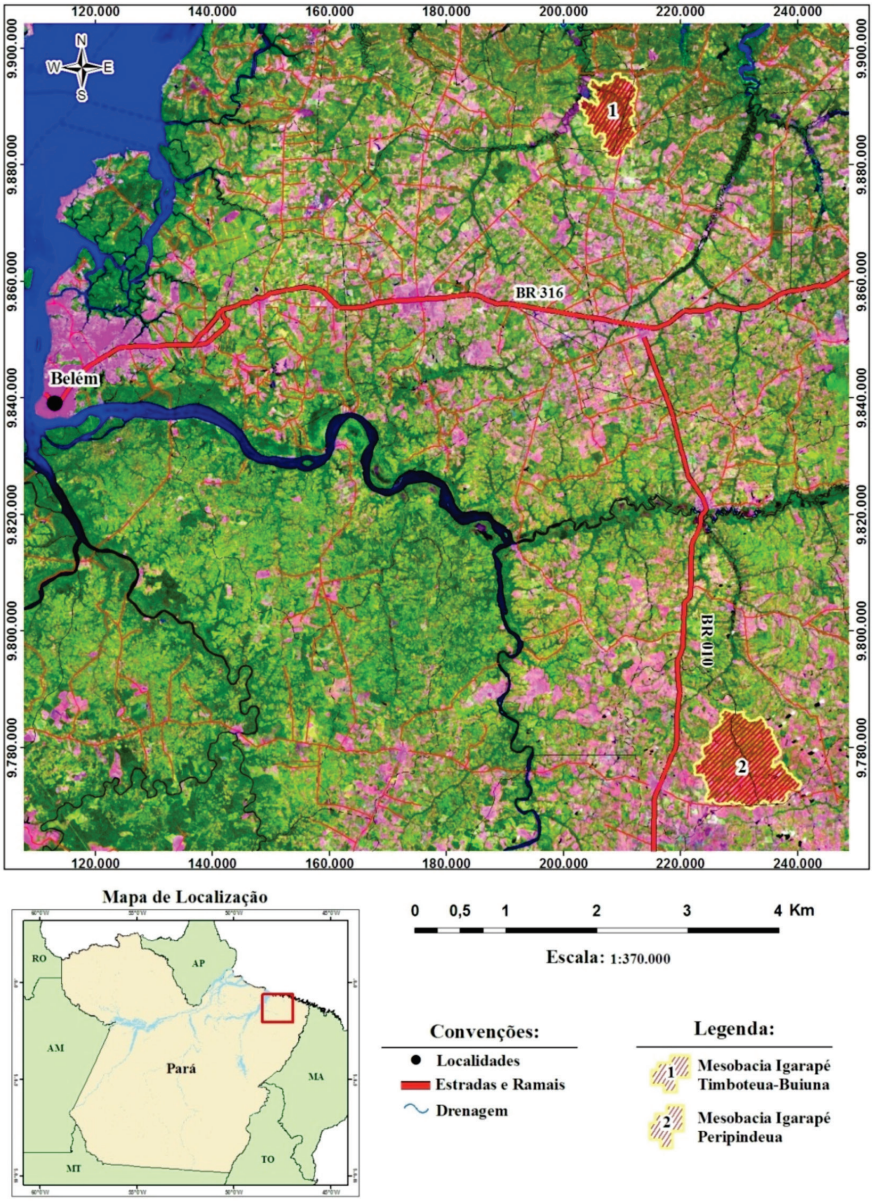


Figura 1. Mesobacias dos Igarapés Timboteua-Buiuna e Peripindeua localizadas no Nordeste paraense (Fonte: Projeto GESTABACIAS, 2010).

As mesobacias selecionadas apresentaram uso da terra semelhantes de Agricultura Familiar, Pastagem e Vegetação Secundária, porém com histórico de uso diferenciado.

A Área 1, está localizada na parte sul do município de Marapanim e contempla uma pequena porção dos municípios de Igarapé-Açu e Magalhães Barata. Apresenta significativas extensões de área agrícola, com pequenas propriedades (lotes de 25 ha) de base econômica familiar, fazendas de médio porte de base produtiva empresarial (voltadas principalmente para a pecuária extensiva de corte), e formação de vegetação secundária em estágios sucessionais diversificados.

A Área 2, possui agricultura familiar com pouca expressão econômica, em que os lotes são compostos por pequenas áreas de matas de igapós e vegetação secundária de porte alto. No entanto, é ocupada primordialmente por pastagens extensivas de grande escala produtiva, e voltadas tanto para a pecuária leiteira como de corte.

As principais classes de solos identificadas na Área 1 foram: Gleissolo Háplico Tb alumínico, com textura argilosa/muito argilosa; Latossolo Amarelo Distrófico típico, com textura média; e Argissolo Amarelo Distrófico típico, com textura arenosa/argilosa. Na Área 2, os solos dominantes foram: Latossolo Amarelo Distrófico típico, com textura média; e Argissolo Distrófico típico, com textura média/argilosa (SILVA et al., 2010).

Delineamento experimental

A escolha prévia dos pontos de medição nos cursos dos rios Marapanim e Guamá foi feita através das imagens de satélite. Buscou-se microbacias com potencial para monitoramento de qualidade de água de pequenos igarapés, para avaliação de impactos relacionados ao uso da terra.

Para definição da escala adotada nesse estudo, optou-se pela classificação proposta por Richey et al. (1997) para as bacias hidrográficas da Amazônia: microbacias (áreas menores que 10 km^2); mesobacia (área de aproximadamente 10.000 km^2); e a Bacia do rio Amazonas (com aproximadamente 7 x 10^6 km^2).

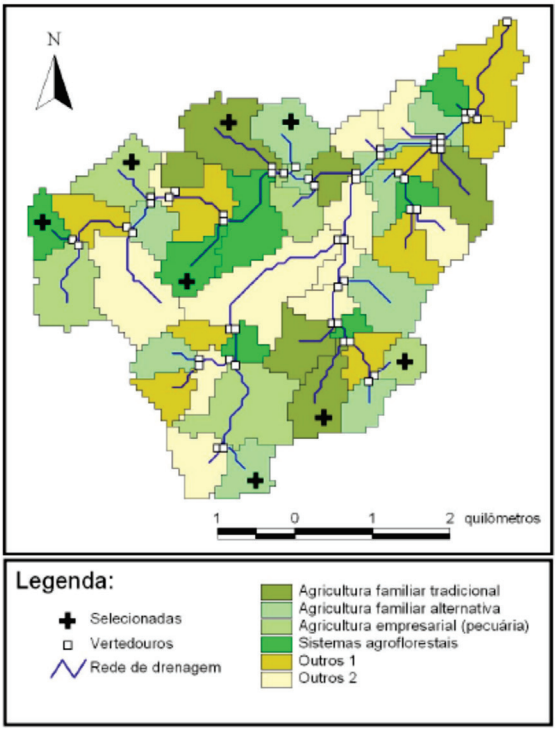


Figura 2. Representação esquemática e hipotética de uma mesobacia segmentada em microbacias, em que foram classificadas pelo predomínio de uma categoria de uso da terra (Fonte: Projeto GESTABACIAS, 2009).

A partir do suporte da equipe do projeto Gestabacias da Embrapa Amazônia Oriental, as mesobacias foram delimitadas topograficamente para serem analisadas como paisagens independentes. Após a definição de limites topográficos, elas foram segmentadas em microbacias (Figura 2), com a utilização da ferramenta SWAT2000 (Di Luzio et al., 2002), tendo como base a hidrografia digitalizada de cartas topográficas em escala 1:100.000. Esta delimitação foi baseada em um Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT) determinado a partir de dados da Shuttle Radar Topography Mission - SRTM (EROS/USGS, 2008).

Para a obtenção das características ambientais, as análises foram feitas de modo a produzir microbacias com áreas entre 70 a 200 ha — objeto de projeto de pesquisa "Gestabacias" conduzido de 2009 a 2012 no Nordeste Paraense pela EMBRAPA Amazônia Oriental. O predomínio de uma classe de uso da terra foi determinado a partir da inspeção visual de limite das microbacias, sobreposto a composições coloridas (baseadas em imagens de Satélite Landsat, sensor TM, RGB345) sobre as áreas das mesobacias, além da checagem de campo.

Com base nesse procedimento foram avaliadas microbacias com o predomínio de diferentes usos da terra característico de cada mesobacia. E assim, mediram-se 66 microbacias na Área 1, e mais 30 microbacias na Área 2.

Procedimentos de campo

Para a caracterização dos parâmetros físico-químicos dos cursos d'água, foram realizadas medidas de campo, a partir de métodos baseados em protocolos recomendados pela APHA (1995) e CETESB (1978), de acordo com a tabela abaixo:

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos de qualidade de água e métodos de medição.

Parâmetro	Equipamento	Amostragem em água fluvial (profundidade 20-25cm)
pH	pHmêtro da marca ORION (290A plus)	A medição foi realizada no campo através do método potenciométrico, usando-se aparelho digital equipado com eletrodo combinado de vidro e calomelano, com correção de temperatura para 25°C.
Oxigênio Dissolvido (OD) e Temperatura (T)	Oxímetro (YSI® 55)	A medição foi feita por meio de uma sonda polarográfica de compensação automática de temperatura, nas unidades de mg L^{-1} para o (OD) e °C para a (T). Esse método permite a quantificação da concentração de oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio e temperatura da água.
Condutividade Elétrica (CE)	VWR® (2052)	O método aplicado para a medição da condutividade elétrica foi o condutimétrico. A leitura foi feita na unidade de medida µS cm^{-1}.

Critérios para seleção das microbacias

Na análise para a seleção dos microbacias foram excluídos os pontos de nascentes por causa da diferença de n amostral entre as duas mesobacias e por serem ecossistemas lênticos, naturalmente, com baixos valores de oxigênio dissolvido, considerando assim, somente os pontos do canal principal.

Os pontos para coleta de água fluvial em cada microbacia foram selecionados de acordo com cada categoria pré-estabelecida de uso da terra com a ajuda de mapas, fotografias, dados de parâmetros físico-químicos e relatórios de viagem, segundo a ordem de importância descrita a seguir:

- **Uso da terra**: Foram escolhidos pontos com predominância de um determinado sistema de produção ou cobertura vegetal.

  Na Área 1, foram definidas as seguintes classes de uso:

  i. Pastagem;

  ii. Agricultura com "derruba-e-queima", para preparo de área de plantio;

  iii. Agricultura com "corte-e-trituração", para preparo de área de plantio; e

  iv. SAF (sistema agroflorestal).

Como a Área 2 apresentou outras peculiaridades em relação ao uso da terra, outro grupo de classes foi estabelecido:

i. Pastagem;

ii. Agricultura (derruba-e-queima), capoeira e pastagem (com lavagem de mandioca nos igarapés);

iii. Agricultura (derruba-e-queima), capoeira e pastagem (com lavagem de malva nos igarapés);

iv. Capoeira e pastagem; e

v. Agricultura (corte-e-trituração), SAF e mata de igapó.

- **Análise dos parâmetros físico-químicos**: Comparou-se as médias dos valores medidos de condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e temperatura dos diferentes pontos avaliados.

Após a análise das microbacias por categoria de uso da terra, verificou-se uma possível relação dos parâmetros físico-químicos com o uso da terra, a fim de, caracterizar a qualidade da água de cada microbacia visitada, e identificar possíveis alterações provocadas pelo manejo dos agroecossistemas.

- **Acessibilidade**: Considerou-se o tempo demandado para acessar os locais de coleta de água fluvial e realizar todos os procedimentos de campo, como medidas de qualidade de água e hidrológicas;
- **Tamanho das microbacias**: Segundo Moldan e Cerný (1994), uma microbacia é uma bacia hidrográfica com área superficial menor que 5 km^2. Porém, por causa da extensão territorial da Bacia Amazônica, e a dificuldade da análise dos impactos do uso da terra nessa região, adotou-se a classificação de escala de bacias de Richey et al. (1997) para atividades de pesquisas em bacias hidrográficas, como citado anteriormente.

A partir dessas escalas, foi feita uma classificação por tamanho (ha) das microbacias visitadas. Foram consideradas microbacias com áreas menores que 300 ha, pois áreas maiores na região de estudo dificultariam a interpretação dos resultados de qualidade de água, devido a uma mistura de diversas classes de uso da terra, o que prejudicaria a identificação do uso com maior aporte de nutrientes aos cursos d'água.

Análise estatística

Classificou-se por nível de antropização do ambiente, a partir dos parâmetros físico-químicos, utilizando uma análise de agrupamento hierárquico (cluster) calculados através da distância euclidiana para cada mesobacia, de acordo com a fórmula:

$$dij = \left\{ \sum_{k=1}^{p} (x_{ik} - x_{jk})^2 \right\}^{1/2}$$

Em que: x_{ik} é o valor da variável X_k para o objeto i; e x_{jk} é o valor da mesma variável para o objeto j.

Resultados e Discussão

A partir da hidrografia digitalizada de cartas topográficas em escala 1:100.000, utilizada para escolha prévia das microbacias, o primeiro passo para a seleção foi a confirmação desses pontos no campo e a eliminação de pontos com poluição pontual, como: poluição por causa de lavagem de mandioca e lavagem de roupa, assoreamento, nível de água insuficiente e desmatamento total da vegetação ripária. Dessa forma, nas Áreas 1 e 2 foram eliminados, 6 e 3% dos pontos visitados, respectivamente.

Com a ajuda do mapa de classificação de uso e cobertura da terra (ano base 2008; escala 1:50.000), fotografias e imagens do google Earth, as microbacias restantes foram agrupadas a partir das classificações de uso e cobertura da terra, definida neste estudo. Após esse procedimento, analisaram-se os conjuntos de microbacias de cada área, por categoria de uso da terra (Figura 3).

Na mesobacia Timboteua e Buiuna, 44% das microbacias corresponderam a categoria de agricultura de derruba-e-queima (Figura 3), demonstrando uma predominância desse tipo de manejo na região, com uma ocorrência bastante representativa em Igarapé-Açu e Marapanim (SILVA et al., 1999). A agricultura tradicional de derruba-e-queima, amplamente difundida não apenas na Amazônia, mas em outras regiões dos trópicos úmidos, como Indonésia (TOMICH et al., 1998) e África, acelera o empobrecimento dos solos, devido ao uso do fogo após curtos períodos de pousio (HÖLSCHER et al., 1997; METZGER, 2002).

A categoria de pastagem abrangeu 37% dos pontos visitados e, segundo a classificação de uso e cobertura da terra, representou 30% do total da bacia estudada. Na Amazônia a mudança de uso da terra de floresta nativa para pastagem foi acelerada a partir de 1970 (FEARNSIDE, 1996). No nordeste paraense, o padrão de início de estabelecimento da pecuária é baseado no processo sucessivo de derruba-e-queima da floresta secundária (capoeira), com práticas degradantes como superpastejo (SARMENTO et al., 2010).

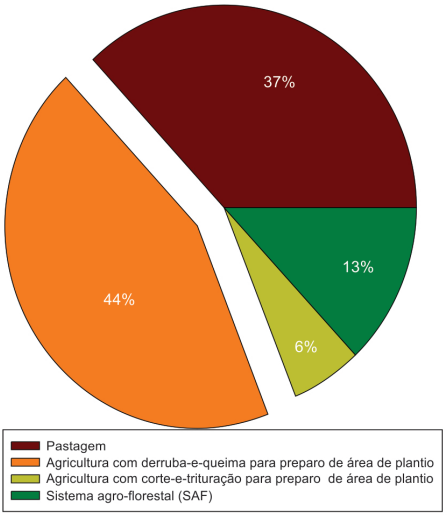


Figura 3. Microbacias amostradas por categorias de uso da terra, na mesobacia Timboteua e Buiuna (Área 1), nordeste paraense.

Na Área 2, foram encontradas 30% das microbacias relativas à categoria de pastagem (Figura 4). Esse valor é confirmado pelo uso da terra, em que as pastagens tiveram 15,6% de representatividade no total da mesobacia.

As áreas de pastagens são recorrentes nas duas mesobacias, e por ser um tipo de uso da terra bastante difundido na Amazônia, trata-se de um agroecossistema importante a ser monitorado em estudos de qualidade de água. A compactação dos solos em pastagens aumenta o potencial de ocorrência de fluxos laterais da água no solo (ELSENBEER et al., 1999), que, quando combinados com manejo inadequado (KAUFFMAN et al., 1998; DIAS-FILHO et al., 2001) ou com escoamento superficial das excreções do gado (fezes e urina), podem influenciar a composição química das águas.

A categoria agricultura, em que se inclui o manejo de derruba-e-queima, representou 52% dos pontos visitados na Área 2 (Figura 4). Na classificação de uso e cobertura da terra feita para a mesobacia do Igarapé Peripindeua, as áreas de culturas agrícolas e solos sob preparo representaram 44,3% do total da mesobacia.

A agricultura de corte-e-trituração representou 6% e o SAF 13% dos pontos analisados na Área 1, diferentemente da Área 2, em que essas duas categorias conjuntas de uso da terra representaram 7% dos pontos (Figuras 3 e 4). Esses manejos alternativos foram encontrados em áreas de agricultura familiar e verificou-se o início de uma transição de sistemas de manejo tradicional de derruba-e-queima, relatado para a Amazônia (SIEGMUND-SCHULTZE et al., 2007), para sistemas de manejo alternativo mais sustentável.

Manejos alternativos, como o SAF e o corte-e-trituração da capoeira, favorecem a sustentabilidade de áreas agricultáveis com o aumento da quantidade de material orgânico no solo, diminuindo os aportes químicos do escoamento superficial ou sub superficial na época chuvosa, que, possuindo cátions dissolvidos oriundos da decomposição da liteira, acabam por ocasionar aumento nas concentrações desses cátions nos igarapés, mesmo em períodos de alta vazão (MARKEWITZ et al., 2001). A matéria orgânica favorece a formação de coloides na solução do solo, o que retém os cátions livres que podem atingir os cursos d'água (RANGEL-VASCONCELOS et al., 2012).

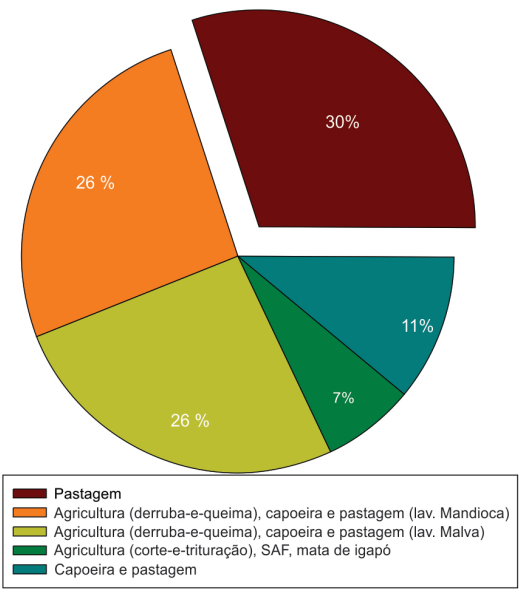


Figura 4. Microbacias amostradas por categorias de uso da terra, na mesobacia Igarapé Peripindeua (Área 2), nordeste paraense.

A partir dessa classificação, foi possível identificar o nível de antropização das microbacias já categorizadas pelo uso da terra. Na Área 1, foram identificados 3 níveis de alteração: ambiente com alto nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ = 20 - 22 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 1 - 2 mg L^{-1}), com alteração ($CE_{min-máx.}$ = 16 - 26 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 2 - 7 mg L^{-1}) e com baixo nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ = 23 - 31 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 5 - 6 mg L^{-1}) (Figura 5).

Os 3 pontos da Área 1 com alto nível de alteração foram eliminados (Figura 5). Nessa área, ocorreu uma amostragem de um número maior de pontos do que na Área 2, por ser, de acordo com o uso e cobertura da terra, um pouco menos antropizada, com 27,5% de floresta antropizada e capoeira alta, em comparação com a mesobacia Peripindeua, que apresentou 8%. A ocorrência de corpos hídricos foi de 0,57% na Área 1 e de 0,13% da Área 2.

Na Área 2, o agrupamento foi diferente, primeiro por causa da quantidade de pontos amostrados e, segundo, por causa de um nível maior de alteração dessa mesobacia (Figura 6). Assim, foram identificados 4 níveis de antropização: ambiente com alto nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ = 40 - 50 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 0,2 - 1 mg L^{-1}), médio nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ = 30 - 43 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 4 - 6 mg L^{-1}), baixo nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ = 20 - 31 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 6 - 8 mg L^{-1}) e nível de alteração ($CE_{min-máx.}$ =15 - 33 µS cm^{-1}; $OD_{min-máx.}$ = 1 - 8 mg L^{-1}).

Baseado nos agrupamentos feito através dos parâmetros físico-químicos analisou-se o número de pontos visitados por categoria em cada nível de antropização. Na Área 1, optou-se por selecionar os pontos com a maior representatividade para área de drenagem de cada microbacia, segundo a classificação de uso da terra apresentada anteriormente, excluindo locais com interferência de mais de uma categoria de uso da terra, assim, foram selecionados pontos nas categorias de níveis de ambiente com alteração e com baixa alteração, que representavam 87 e 8% dos pontos, respectivamente.

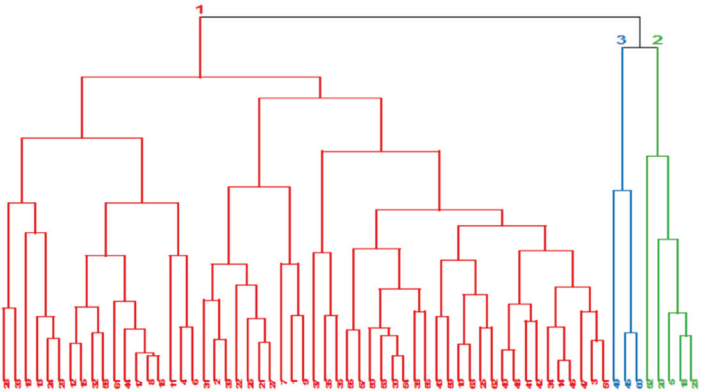


Figura 5. Pontos visitados na mesobacia Timboteua e Buiúna separados por níveis de antropização do ambiente. As cores vermelha, azul e verde representam, respectivamente: ambiente com alteração, ambiente com alto nível de alteração e ambiente com baixo nível de alteração. Os números na parte inferior da figura representam a identificação dos diferentes pontos amostrados.

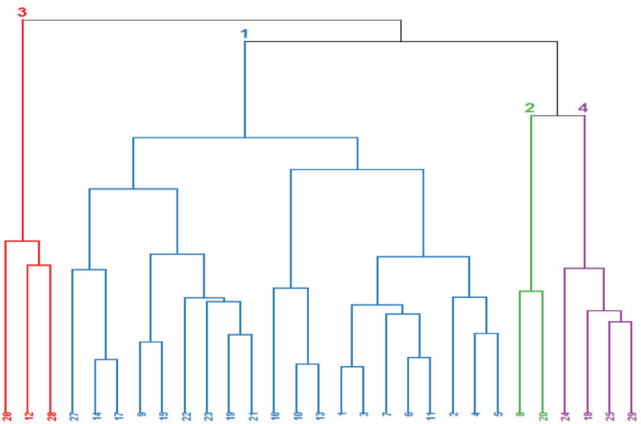


Figura 6. Pontos visitados na mesobacia Peripindeua (Área 2) separados por níveis de antropização do ambiente. As cores vermelha, roxo, verde e azul, representam, respectivamente: ambiente com baixo nível de alteração, ambiente com médio o nível de alteração, ambiente com alto nível de alteração e ambiente com nível de alteração. Os números na parte inferior da figura representam a identificação dos diferentes pontos amostrados.

Na Área 2, foram considerados os pontos na categoria de antropização de nível de alteração, que representou 66% do total de pontos visitados, ocorrendo uma maior variedade das feições de uso da terra nessa categoria. Porém, os pontos de pastagem foram escolhidos dentro do nível de ambiente com alta alteração, pois não foram encontrados agroecossistemas de pastagens bem manejados nessa mesobacia. Isso é reflexo do sistema de manejo da região, com pastagens altamente degradadas (Sarmento et al., 2010), mostrando que a seleção representou a realidade local.

O agrupamento mostrou que, de todos os parâmetros avaliados, dois influenciaram mais a classificação nas duas áreas, a condutividade elétrica (CE) e o oxigênio dissolvido (OD). Dessa forma, para a seleção final dos pontos foi feita uma análise levando em consideração esses dois parâmetros.

Nos canais principais, a CE na Área 1 variou entre 16 e 27 μS cm^{-1} e na Área 2 na faixa de 15 a 50 μS cm^{-1}. Os maiores valores de CE foram encontrados na Área 2, indicando elevada concentração de íons dissolvidos e menor qualidade ambiental, confirmando assim, as classes separadas pelo agrupamento. Como já foi citado anteriormente, a Área 2 tem como fator um maior grau de alteração em relação ao uso/cobertura da terra, e esse reflete na qualidade da água dos igarapés.

Krusche et al. (2005)a distribui\u00e7\u00e3o espacial do desmatamento e das propriedades do solo resultam em sinais diferentes, possibilitando a divis\u00e3o dos sistemas fluviais em tr\u00eas grupos: rios com \ u00e1guas pobres em \u00edons e baixo impacto; rios com conte\ u00fado i\u00f4nico intermedi\u00e1rio e impacto m\u00e9dio e rios com elevados conte\u00fado i\u00f4nico e impacto antropog\ u00eanico. As caracter\u00edsticas biogeoqu\u00edmicas dos rios t\ u00eam rela\u00e7\u00e3o significativa com a \u00e1rea de pasto, melhor par\u00e2metro para prever a condutividade el\u00e9trica (r2 = 0,87 afirmaram que microbacias de pastagem da bacia do Rio Ji-paraná (Rondônia) apresentaram alta correlação (r^2 = 0,87) com a condutividade elétrica, indicando que a variabilidade espacial natural da composição dos solos, é um fator determinante para a biogeoquímica dos elementos catiônicos das águas superficiais. Markewitz et al. (2001) verificaram em Paragominas-PA que, mudanças no uso/cobertura da

terra apresentavam reflexos nas águas dos igarapés, pois a concentração de íons dissolvidos (cátions e ânions) na água demonstraram alta relação com a composição dos solos.

Uma vez que, a condutividade elétrica é a capacidade que uma solução tem em conduzir corrente elétrica através da presença de íons dissolvidos na água, ela fornece importantes informações tanto sobre o metabolismo de ecossistema aquático, quanto sobre outros processos biogeoquímicos ocorridos na bacia hidrográfica, ajudando na detecção de possíveis fontes poluidoras (ESTEVES, 1998).

Os valores de OD nas microbacias da Área 1 variaram na faixa de 1 a 6,6 mg L^{-1}, na qual os canais principais apresentaram média de 5 mg L^{-1}. Nas microbacias da Área 2, o OD esteve na faixa de 0,2 e 8 mg L^{-1}, com média de 4,4 mg L^{-1}.

Para a facilidade de acesso, as microbacias com trilhas muito distantes do ponto, e local com impedimentos de medição foram eliminadas. Em relação ao tamanho das microbacias, pontos com áreas maiores que 300 ha também foram eliminados.

Na Área 1 foram escolhidas oito microbacias, sendo duas em cada uma das classes de uso da terra pré-definidas (Tabela 2). Os parâmetros físico-químicos dos pontos escolhidos apresentaram variação de acordo com cada categoria de uso da terra pré-definida, sugerindo uma possível interferência do uso da terra nas microbacias avaliadas. Essas possuem áreas variando de 20 a 200 ha, distribuídas em duas mesobacias contíguas da Área 1 (igarapés Timboteua e Buiuna, afluentes do rio Marapanim), ocorrendo uma amostra de cada classe de uso da terra em cada uma das bacias destes dois igarapés. Essa delimitação de tamanho ocorreu para possibilitar uma melhor identificação da influência do uso da terra nas águas fluviais das microbacias selecionadas.

Na Área 2 foram selecionadas sete microbacias com tamanhos variando de 80 a 280 ha, ocorrendo uma classe de uso da terra para: Agricultura de derruba-e-queima, SAF e mata de igapó; Pastagem; e Agricultura de derruba-e-queima, capoeira e pastagem. Duas outras microbacias corresponderam as demais classes de uso da terra (Tabela 2). A seleção de somente uma microbacia em determinadas classes de uso da terra ocorreu por não haver outras microbacias que se adequassem a esta classificação segundo os critérios de seleção adotados.

Tabela 2. Microbacias selecionadas nas Áreas 1 e 2 em cada categoria de uso da terra, com tamanho (ha) e parâmetros físico-químicos medidos em campo.

Nº	Uso da terra predominante	Código do ponto	Parâmetros físico-químicos				Área (ha)
			pH	OD mg L^{-1}	CE µS cm^{-1}	T (°C)	
Igarapé-açu e Marapanim (Área 1)							
1	SAF	M1	4,3	5,5	23,2	26,2	58
2		M6	4,2	2,7	25,9	26,9	20
3	Agricultura (corte e trituração)	M2	4,0	4,9	27,0	26,4	156
4		M3	4,2	3,1	25,6	26,5	200
5	Pastagem	M4	4,7	5,4	19,6	26,4	45
6		M8	4,1	5,9	23,1	28,4	73
7	Agricultura (derruba-e-queima)	M5	4,6	5,9	18,4	25,6	70
8		M7	5,1	2,5	20,8	25,1	125
Mãe do Rio e Irituia (Área 2)							
1	Roça, capoeira e pastagem	G1	4,9	3,0	21,2	26,3	80
2		G3	4,6	3,0	17,3	27,4	110
3	Capoeira e pastagem	G2	5,0	3,3	18,8	26,0	114
4		G4	4,2	4,1	18,3	26,0	80
5	Pastagem	G5	5,5	0,8	50,3	27,1	280
6	Roça, capoeira e pastagem	G6	5,3	2,5	21,5	26,5	80
7	Roça s/ queima, SAF, floresta de igapó	G7	5,4	2,9	21,7	26,4	20

*pH, potencial hidrogênionico da água; CE, condutividade elétrica (µS cm^{-1}); OD, oxigênio dissolvido (mg L^{-1}); T, temperatura da água (°C).

Duas microbacias de referência (MR1 e MR2) foram escolhidas em fragmentos de vegetação primária e pouco antropizada, localizadas dentro da Granja Marathon, no município de São Francisco do Pará (Figura 7). As microbacias MR1 e MR2 têm respectivamente as seguintes coordenadas geográficas: 47°47'43,33"O e 01°06'31,12"S; e 47°48'20,57"O e 01°05'34,48"S, e pertencem à mesobacia do rio Inhanga, afluente do rio Marapanim. Da mesma forma, para a Área 2

foram selecionadas duas microbacias de referência: GR1 e GR2 (Figura 7). Essas duas microbacias localizadas respectivamente a 47°17'40,81"W e 02°12'33,77"S, e 47°19'57,29"W e 02°11'53,66"S, pertencem à bacia do Rio Arauaí, afluente do Rio Guamá. As microbacias de referência das Áreas 1 e 2, possuem as mesmas condições climáticas, segundo a classificação de Kôppen e também apresentaram condições pedológicas semelhantes a das áreas a serem comparadas.

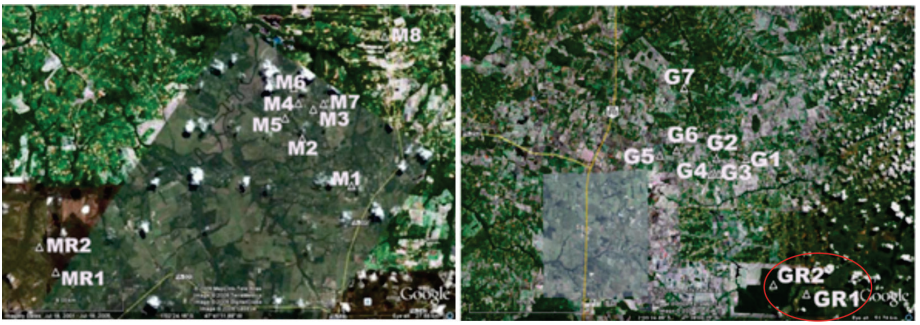


Figura 7. Microbacias selecionadas na Áreas 1 e 2 (Fonte: Google Earth, 2009), com suas respectivas áreas de referência destacadas.

Na Área 1, dentre todas as categorias selecionadas, a Agricultura com derruba-e-queima apresentou, na microbacia M7, o maior valor de pH (5,2) e o menor valor de oxigênio dissolvido (2,5 mg L^{-1}). No entanto, o maior valor de temperatura (28,4°C) foi encontrado na categoria de Pastagem, na microbacia M8, onde foi observado falta de vegetação nas margens do igarapé (Tabela 3).

A microbacia selecionada na classe Pastagem (G5) apresenta 82,6% de pasto sujo (Tabela 3) na Área 2, e demonstra alto nível de degradação ambiental, de acordo com os dados de condutividade e oxigênio dissolvido (CE = 50,3 µS cm^{-1}; OD = 0,85 mg L^{-1}). Segundo a resolução do CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), rios classe I, como é o caso das microbacias selecionadas, devem apresentar OD não inferior a 6 mg L^{-1}. Figueiredo et al. (2010), estudando os efeitos do uso da terra sobre os atributos químicos de igarapés na Amazônia oriental, verificaram CE média de 44 µS cm^{-1} e 38 µS cm^{-1} em microbacias com 16,4% e 19% de pastagem, e essas apresentaram altos valores de íons dissolvidos indicadores de agroecossistema de pastagem como: magnésio, cloreto e sódio.

Tabela 3. Uso da terra (%) de cada microbacia selecionada nas Áreas 1 e 2.

Microbacias	Floresta antropizada	Capoeira alta	Capoeira baixa	Vegetação de várzea	Pasto sujo	Pasto limpo	Cultura agrícola	Solo exposto	Habitações
Igarape-açu e Marapanim (Área 1)									
M1	1,0	28,6	8,3	0,0	8,7	27,2	19,1	5,8	1,4
M2	14,0	17,2	21,8	0,0	2,4	42,2	0,0	2,4	0,0
M3	21,5	9,6	15,0	0,0	15,6	34,4	1,7	2,0	0,2
M4	0,1	13,2	27,8	0,0	37,5	19,1	0,9	1,3	0,0
M5	2,6	26,5	9,5	0,0	29,2	31,4	0,2	0,6	0,0
M6	0,0	7,6	0,2	0,0	32,6	55,7	3,4	0,5	0,0
M7	11,8	6,9	17,7	0,0	23,5	23,9	7,1	8,5	0,6
M8	12,8	1,8	0,7	0,0	1,1	80,5	0,5	2,7	0,0
Mãe do Rio e Irituia (Área 2)									
G7	39,5	0,0	0,0	0,0	60,5	0,0	0,0	0,0	0,0
G6	6,9	4,1	6,4	16,2	32,9	26,9	6,6	0,0	0,0
G2	19,3	0,0	9,6	11,3	0,0	59,8	0,0	0,0	0,0
G5	0,0	0,0	11,5	5,9	82,6	0,0	0,0	0,0	0,0
G1	0,0	10,5	0,0	31,7	12,2	34,9	0,1	0,0	10,6
G3	0,0	8,0	3,8	7,4	25,5	54,3	0,7	0,2	0,2
G4	17,8	9,7	1,9	2,5	19,1	47,3	1,7	0,0	0,0

(Fonte: Projeto GESTABACIAS, 2010).

Por fim, as 19 microbacias selecionadas apresentaram facilidade de acesso, com boas características para a realização de coleta de amostras de água fluvial, medidas hidrológicas (descarga fluvial) e avaliações de qualidade de água.

Essas microbacias foram utilizadas para monitoramento do projeto Gestabacias entre anos de 2009 a 2012, em que foram monitorados e avaliados diversos parâmetros dos sistemas terrestres e de produção agropecuária, não somente para qualidade de água, visando subsidiar a gestão participativa das mesobacias consideradas (GESTABACIAS, 2009; OLIVEIRA et al., 2010; SILVA et al., 2010; COSTA et al., 2013; BARROSO

et al., 2015). A Tabela 3 apresenta a reclassificação dos usos da terra nas 19 microbacias que foi adotada para os estudos do Projeto GESTABACIAS, conforme pode-se consultar nas referências apontadas na frase anterior.

Conclusão

As duas estratégias adotadas, medições de parâmetros físico-químicos em campo e análise de fatores ambientais, permitiram a seleção das melhores opções dentre as microbacias analisadas para facilitar a avaliação das relações entre o uso da terra e a qualidade da água de pequenos igarapés, no meio rural do Nordeste Paraense. Observou-se que, as áreas de agricultura com derruba-e-queima e de pastagem apresentaram qualidade de água inferior a dos demais usos e cobertura da terra nas duas mesobacias avaliadas.

Todos os parâmetros físico-químicos avaliados (pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura) nas microbacias apresentaram inter-relação com o uso da terra, pois suas medidas sofreram sensíveis alterações. No entanto, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido foram os parâmetros de melhor eficiência para classificação e seleção das microbacias.

Referências

BARTRAM, J.; BALANCE, R. **Water Quality Monitoring** - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Nations Environment Programme and the World Health Organization. London: Chapman; Hall, 1996. 400p.

BARROSO, D. F. R.; FIGUEIREDO, R. O.; PIRES, C. S.; COSTA, F. F. Avaliação da Sustentabilidade Ambiental de Sistemas Agropecuários em Microbacias do Nordeste Paraense a Partir de Parâmetros Físico-Químicos. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Pará**, v. 2, p: 56-68, 2015.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Resolução n° 724, de 3 de outubro de 2011**. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas (PNQA). Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 19 out. 2011. Seção 1, p.105.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**: Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005.

BUSTAMANTE, M. M. C.; MARTINELLI, L. A.; PÉREZ, T.; RASSE, R.; OMETTO, J. P. H. B.; SIQUEIRA PACHECO, F.; LINS, S.R.M; MARQUINA, S. Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. **Environmental Research Letters**, n. 6, v. 10, p: 1-10, 2015.

COSTA, C. F. G.; FIGUEIREDO, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; SANTOS, I.P.O. Escoamento superficial em Latossolo Amarelo distrófico típico sob diferentes agroecossistemas no nordeste paraense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p: 162-169, 2013.

DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; REIS, DE C. C.J. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon basin. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L. AND RICHEY, R.E. (Ed). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: University Press, 2001. p: 84-105.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; NEITSCH, S.L. **ArcView interface for SWAT2000: user's guide**. Texas Water Resources Institute Report TR-193. Texas: Temple, 2002. 351p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575p.

FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecol. Manage**. n. 1-3, v. 80, p: 21-34, 1996.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ , D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streamsin the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research**, n. G04, v. 115, p: 1-14, 2010.

FIGUEIREDO, R. O.; BÖRNER, J.; DAVIDSON, E. A. Watershed services payments to smallholders in the Brazilian Amazon: challenges and perspectives. **Revista Ambi-Agua**, v. 8, n. 2, p: 6-17, 2013.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER; T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, n. 3-4, v. 364, p: 349–363, 2009.

GESTABACIAS. **Conservação de recursos naturais em mesobacias hidrográficas na Amazônia Oriental: iniciativas integradoras para promover o planejamento participativo da gestão ambiental no meio rural. Sistemas agroflorestais na Amazônia oriental: potencial de mitigação de efeitos das mudanças climáticas**. Embrapa, 2009.

HÖLSCHER, D.; MÖLLER, M. R.; DENICH M.; FÖLSTER H. Nutrient input-output budget of shifting agriculture in Eastern Amazonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 47, p: 49–57, 1997.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools, and losses in cattle pastures. **Oecologia**, v. 113, p: 415-427, 1998.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. de C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; NETO, S. G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**, n. 2, v. 35, p: 197-205, 2005.

LEACH, J. A.; LARSSON, A.; WALLIN, M. B.; NILSSON, M. B.; LAUDON, H. Twelve year interannual and seasonal variability of stream carbon export from a boreal peatland catchment. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**. n. 7, v. 121, p: 1851-1866, 2016.

LEOPOLDO, P. R.; FRANKEN, W.; SALATI, E.; RIBEIRO, M. N. Towards a water balance in the Central Amazonian region. **Experientia**, v. 43, p: 222-233, 1987.

MARTORANO, L. G.; PERREIRA, L. C.; CÉSAR, E. G. M.; PEREIRA, I. C. B. **Estudos climáticos do Estado do Pará, classificação climática (Köppen) e deficiência hídrica (Thornthwhite, Mather)**. SUDAM/EMBRAPA-PA, 1993, 55p.

PACHÊCO, N. A.; BASTOS, T. X. **Boletim Agrometeorológico 2004 Igarapé- Açu, PA. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 216)**. EMBRAPA-PA, 28p, 2006.

MARKEWITZ, E.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, A. R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, v. 410, p: 802-805, 2001.

MERTENS, B.; POCCARD-CHAPUIS, R.; PIKETTY, M.G. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation process in the Brazilian Amazonia: the case of São Félix do Xingu in south Pará. **Agricultural Economics**, v. 27, p: 269-294, 2002.

METZGER, J. P. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). **Landscape Ecology**, v. 17, p: 419-431, 2002.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**. v. 20, n. 12, p: 2509–2526, 2006.

OLIVEIRA, R. R. S; WATRIN, O. S.; SAMPAIO, S. M. N.; PIMENTEL, G. M. Análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra nas microbacias hidrográficas dos igarapés timboteua e peripindeua, nordeste paraense. In: Seminário de Iniciação Científica da EMBRAPA, 14., 2010, Belém-PA, Brasil, Anais: EMBRAPA, 2010, p: 1-4.

RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S. Matéria orgânica leve do solo em sistema agroflorestal de corte e trituração sob manejo de capoeira. **Pesq. agropec. bras.**, n. 8, v. 47, p: 142-1149, 2012.

RICHEY , J. E.; WILHELM, S. R.; MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L.; MELACK, J. M.; LIMA, A.C. Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthropogenic change. **Revista Ciência e Cultura**. v. 49, p: 98-110, 1997.

SARMENTO, C. M. B.; VEIGA, J. B.; RISCHKOWSKY, B.; KATO, O. R.; SIEGMUND-SCHULTZE, M. Caracterização e avaliação da pastagem do rebanho de agricultores familiares do nordeste paraense. Acta Amazonica, v. 40, p: 415-424, 2010.

SIEGMUND-SCHULTZE, M.; RISCHKOWSKY, B.; VEIGA, J. B.; KING, J. M. Cattle are cash generating assets for mixed smallholder farms in the Eastern Amazon. **Agricultural Systems**, v. 94, p: 738-749, 2007.

SILVA, A. A.; SOUSA FILHO, F. R.; CORTELETTI, J.; PINTO, W. DAS; SILVEIRA, J. L.; SILVA, S. R. M.; KASPER, A.; MARQUES, M. U. F.; CAHETE, F. L. S. **A historical dynamics of reproduction of agriculture in Igarapé-Açu (Northeast of the State of pará)**: A study focusing on agrarian systems. In: SHIFT-WORKSHOP, 3, 1999, Manaus. Proceedings...1999. p: 67-82.

SILVA, L. G. T.; VALENTE, M. A.; OLIVEIRA, R. R. S.; WATRIN, O. S. Caracterização e mapeamento dos solos de duas mesobacias hidrográficas no Nordeste Paraense. In: Seminário GESTABACIAS: Resultados de pesquisas em mesobacias do Nordeste Paraense e sua aplicação no desenvolvimento rural, 1., 2010, Belém-PA, Brasil. Anais: I seminário GESTABACIAS, 2010. p: 1-2.

SOMMER , R.; VLEK, P. L. G.; SÁ, T. D. A.; VIELHAUER, K.; COELHO, R. DE F. R.; FÖLSTER, H. Nutrient balance of shifting cultivation by burning or mulching in the Eastern Amazon – evidence for subsoil nutrient accumulation. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 68, p: 257-271, 2004.

SUDAM. Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. (1984). **Atlas Climatológico da Amazônia Brasileira**. Belém, SUDAM/PHCA, 125p.

SWANK, W. T.; GROSSLEY, D. A. **Forest Hydrology and Ecology at Coweeta**. NY: Springer-Verlag, v. 66, 1988. P: 339-357.

TELLES, D. D. A. **Ciclo ambiental da água da chuva à gestão**. Editora: Blucher, 2012, 504p.

TOMICH, T. P.; NOORDWIJK, M. V.; VOSTI, S. A.; WITCOVER, J. Agricultural development with rainforest conservation: methods for seeking best bet alternatives to slash-and-burn with applications to Brazil and Indonesia. **Agricultural Economics**, v. 19, p: 159-174, 1998.

VITOUSEK, P. M.; MELILLO, J. Nitrate losses from disturbed ecosystems. **Science**, v. 204, p: 469-474, 1979.

WATRIN, O. S.; CRUZ, C. B. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Análise evolutiva da cobertura vegetal e do uso da terra em projetos de assentamentos na fronteira agrícola amazônica, utilizando geotecnologias. **Geografia**, n. 1, v. 30, p: 59-76, 2005.

Conselho Editorial, Organizadores e Autores

Organizadores

Aline Maria Meiguins de Lima

Graduação em Geologia pela Universidade Federal do Pará (1998), especialização em Gestão Normativa de Recursos Hídricos pela Universidade Federal da Paraíba (2007), mestrado em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (2000) e doutorado em Desenvolvimento Socioambiental pelo Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará (2007), com ênfase em análise espacial de bacias hidrográficas. Professora da Universidade Federal do Pará e docente (coordenadora no período 2016-2017) do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geologia Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: recursos hídricos, geomorfologia ambiental, gestão ambiental, sistema de informações geográficas e geotecnia.

Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo

Graduação em Geologia pela Universidade Federal do Pará (1983), Mestrado em Agronomia, pela Universidade Federal Rural da Amazônia/PA (1992), Doutorado em Agronomia, pela Universidade Federal de Viçosa/MG (1998) e Pós-Doutorado em Qualidade da Àgua no ICTT/Japão (1999). Pesquisadora Titular do Museu Paraense Emilio Goeldi, do qual foi Coordenadora de Ciências da Terra e Ecologia, de 2005 a 2013. Atualmente é a Vice-Coordenadora do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA) e Coordenadora do Polo do Estado do Pará, do Programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia (PPGBIONORTE-PA) da Rede Bionorte. È Membro Titular da Câmara de Assessoramento de Ciências Agrarias da Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Pará (FAPESPA) e do Conselho Cientifico do Biodiversity Research Consortium Brazil-Norway (BRC). Tem participado de inúmeras redes temáticas de pesquisa que envolvem estudos ecológicos, mudanças climáticas, ciências ambientais, biodiversidade e ciência do solo. Participa de inúmeras comissões científicas e de políticas públicas.

Steel Silva Vasconcelos

Graduação em Agronomia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (1994), mestrado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (1997) e doutorado em Recursos e Conservação Florestais pela Universidade da Flórida (2006). Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e docente permanente do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (Universidade Federal do Pará, Embrapa Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi) e do Programa de Pós-graduação em Agronomia (Universidade Federal Rural da Amazônia). Tem experiência na área de Ecologia de Ecossistemas, com ênfase em Biogeoquímica, atuando principalmente no seguinte tema: dinâmica de carbono em sistemas agrícolas e florestais.

Conselho Editorial

Diógenes Salas Alves

Pesquisador titular do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Serviu no Grupo de Trabalho I do IPCC e nos Comites Científicos Internacionais do Experimento de Grande-Escala da Biosfera-Atmosfera da Amazônia (LBA) e do projeto LUCC do IGBP/IHDP.

Edna Maria Ramos de Castro

Professora Titular da Universidade Federal do Pará, atuando no Núcleo de Altos Estudos Amazônicos/NAEA/UFPA. Foi Professora Visitante da Universidade de Québec à Montreal, vinculada ao Depto. de Sociologia e ao Institut de l' Environnement, Montreal, Canada (1996/97); na Universidade de Brasília (UnB) no Departamento de Sociologia (2004/2005) e Professora Visitante na Université Le Havre, França (2010). Exerceu a função de Diretora na Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência/SBPC (2011 a 2015).

Lourdes de Fátima Gonçalves Furtado

É pesquisadora titular U - III do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). E Membro Titular do Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Sociais (PPGCS) da Universidade Federal do Pará/ Conveniado com o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Docente Permanente desse Programa. Coordena Projetos de Pesquisa em nível Nacional e de Cooperação Científica Internacional/ Institucional com Brasil, Portugal e Moçambique.

Maria Assunção Faus da Silva Dias

É WGII - Intergovernamental Panel on Climate Change, membro conselho - World Climate Research Program Modeling Advisory Council, ileaps - International Geosphere Atmosphere Program, pesquisador - Experimento de Grande Escala da Atmosfera Biosfera na Amazonia, fellow - American Meteorological Society, membro da Academia Brasileira de Ciências e professor titular da Universidade de São Paulo.

Maria Elvira Rocha de Sá

É professora Associada IV, aposentada, do Instituto de Ciências Sociais Aplicadas da Universidade Federal do Pará. Tem experiência na área de Serviço Social, com ênfase em Poder Local e Políticas Urbanas.

Milton Kanashiro

Atua como Pesquisador A, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Amazônia Oriental, Belém-PA). Membro do Comitê Gestor do Projeto Internacional "Identification of Timber Species and Origins" (Bioversity Internacional/CGIAR, 2012-2014). Presidente do GT Portifólio Recursos Florestais Nativos, Embrapa desde mai.2013 e Presidente da Comissão de Cooperação Internacional da Embrapa Amazônia Oriental, a partir de abril 2015.

Wagner Costa Ribeiro

Professor Titular do Departamento de Geografia, do Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana e do Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo. Foi professor visitante na Universidad de Salamanca, Universidad de Sevilla e na Universidad de Caldas. Tem experiência na área de Geografia, com ênfase em Geografia Política e meio ambiente.

Autores

- Adriano Marlisom Leão de Sousa: Doutor em Rec. Hídricos e San. Ambiental. Docente da Universidade Federal Rural da Amazônia. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atuação em Hidrologia.
- Adrielson Furtado Almeida: Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atua nas áreas de turismo e ciências ambientais.
- Afonso Henrique Moraes Oliveira: Engenheiro Florestal. Atuação em mapeamento de mudanças de uso e cobertura do solo na Amazônia.
- Alessandra Rodrigues Gomes: Doutora em Geociências e Meio Ambiente. Tecnologista Pleno III do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais(INPE), chefe do Centro Regional da Amazônia em Belém (PA), atuando no desenvolvimento de pesquisas voltadas para o monitoramento de cobertura e uso da terra utilizando imagens de sensores óticos e de radar.
- Alex Vladimir Krusche: Doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Professor e Pesquisador da Universidade de São Paulo, atuando na área da biogeoquímica de bacias de drenagem, com ênfase nos sistemas fluviais da Amazônia.
- Ana Júlia Soares Barbosa: Mestre em Engenharia Civil. É professora da Universidade do Estado do Pará na área de atuação em Recursos hídricos.
- Andressa Tavares Parente: Doutora em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Enfermeira da Fundação Santa Casa de Misericórdia do Pará (setor de neonatologia) e professora adjunta da Universidade Federal do Pará. Atuando principalmente nos seguintes temas: Biometeorologia, doenças tropicais, assistência ao RN e a criança, e implicações ambientais na Amazônia.
- Arlete Silva de Almeida: Doutora em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Pesquisadora do Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG. Área de atuação em Análises Ambientais, Recursos Florestais, Cartografia, Geoprocessamento.

- Camila da Silva Pires: Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Exército Brasileiro. Área de atuação em Biogeoquímica Fluvial.
- Carlos José Capela Bispo: Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). É professor da Universidade do Estado do Pará na área de atuação em Recursos hídricos.
- Carolina Joana da Silva: Programa de Pós-Graduação Rede Bionorte – Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia. Professora da Universidade do Estado de Mato Grosso e Pesquisadora do Centro de Pesquisa de Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal-CELBE/UNEMAT.
- Caroline Bastos do Amarante: Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia (PPG-BIONORTE). Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Assistente-Técnica da Procuradoria Federal Especializada junto ao INCRA SR01 (Belém).
- Cristiane Formigosa Gadelha da Costa: Mestre em Ciências Florestais. Atua em projetos na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA-CPATU e EMBRAPA-CNPMA). Doutoranda do programa de Pós-graduação de Ecologia Aplicada do CENA/ESALQ-USP. Tem experiência na área de Ecologia de Ecossistemas, com ênfase em Hidrobiogeoquímica de Ecossistemas.
- Cristine Bastos do Amarante: Doutora em Química (UFPA). Tecnologista Sênior do Centro de Ciências da Terra e Ecologia do Museu Paraense Emilio Goedi/MCTI.
- Daniel Fernandes Rodrigues Barroso: Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Analista Ambiental da Terra Meio. Tem experiência com elaboração de projetos e monitoramento ambiental.
- Dirse Clara Kern: Doutora em Geologia e Geoquímica. Pesquisadora do Museu Paraense Emílio Goeldi/MCTI. Atua na área de Geoarqueologia, Pedologia e Geoquímica de Terras Pretas.
- Edson José Paulino da Rocha: Doutor em Meteorologia. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Geociências e Ciências Ambientais, com ênfase em Meteorologia, Climatologia, Modelagem Climática e Atmosférica e Gestão de Bacias Hidrográficas.

- Eliane de Castro Coutinho: Doutora em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). É professora da Universidade do Estado do Pará com atuação em Recursos Hídricos, Climatologia e Poluição do Ar.
- Everaldo Barreiros de Souza: Doutor em. Pesquisador Associado no Instituto Tecnológico Vale (ITV) em Belém. Professor Associado da Universidade Federal do Pará (UFPA). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Geociências e Ciências Ambientais, com ênfase em Climatologia, Modelagem Climática Regional, Variabilidade e Mudanças Climáticas, Meteorologia Tropical, Ciências Ambientais e Pesquisas Interdisciplinares no contexto da Amazônia.
- Fabíola Fernandes Costa: Pós-Doutoranda, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Química Analítica Ambiental.
- Gabriel Lourenço Brejão: Mestre em Ciências. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (IBILCE/UNESP). Atua nas áreas de Ecologia de Comunidades, Ecologia Riachos, Ecologia da Paisagem e História Natural.
- Gleicy Karen Abdon Alves Paes: Mestre em Engenharia de Transporte. É professora da Universidade do Estado do Pará na área de atuação em Gestão Ambiental.
- Hebe Morganne Campos Ribeiro: Doutora em Engenharia Elétrica. É professora titular da Universidade do Estado do Pará na área de atuação em Recursos hídricos.
- Helena Lucia Damasceno Ferreira: Doutora em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Instituto de Ensino de Segurança do Pará, planejamento urbano,
- Hildo Giuseppe Garcia Caldas Nunes: Mestre em Ciências Florestais. Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal Rural da Amazônia. Atuação em Agrometeorologia.
- Igor da Silva Narvaes: Doutor em Sensoriamento Remoto. Pesquisador Associado I no Centro Regional da Amazônia (INPE/CRA), atuando no monitoramento via sensoriamento remoto da Amazônia em mudanças no uso e cobertura da terra e modelagem de biomassa.

- Ima Célia Guimarães Vieira: Doutora em Ecologia. Pesquisadora do Museu Paraense Emílio Goeldi-MPEG/MCTI. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA).
- Iris Gomes Viana: Programa de Pós-Graduação Rede Bionorte – Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia. Professora e Pesquisadora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso.
- Izabela Penha de Oliveira Santos: Doutoranda em Ciência Ambiental no Programa de Ciência Ambiental (IEE/USP). Tem experiência na área de Ciências Ambientais.
- Jéssica Adrian Lima Farias: Engenheira Florestal. Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG. Atuação em Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto.
- João B. S. Ferraz: Doutor em Ciências Florestais. Pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, atuando na área de Ecologia Florestal, com ênfase em Reflorestamentos para Recuperação de áreas Degradadas.
- João Silva Barbosa Júnior: Mestre em Geografia. Universidade Federal do Pará – UFPA. Atuação em Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto.
- Joaquim Carlos Barbosa Queiroz: Doutorado em Geociências e Meio Ambiente. Professor do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geologia Ambiental.
- José Francisco Bêrredo da Silva: Doutor em Geologia e Geoquímica. Pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geoquímica, atuando principalmente nos seguintes temas: estudo de ecossistemas costeiros do Pará, hidrogeoquímica, geologia costeira, manguezais e metais pesados.
- Joyse Tatiane Souza dos Santos: Mestre em Ciências Florestais. Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atuação em Modelagem Hidrológica.
- Lourdes Henchen Ritter Simões: Doutora em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Professora do Campus Universitário do Tocantins /Cametá – UFPA. Área de atuação em Agropedologia, Sistemas Agrários.

- Lucy Anne Cardoso Lobão Gutierrez: Doutora em Geociências. É professora da Universidade do Estado do Pará na área de atuação em Recursos hídricos e Saneamento.
- Márcia Nazaré Rodrigues Barros: Mestre em Ciências Florestais. Atua principalmente nos seguintes temas: Ciências Florestais, Ecologia, Geotecnologia, Sensoriamento Remoto, Uso da terra e Cobertura vegetal.
- Marcos Adami: Doutor em Sensoriamento Remoto. Pesquisador do Centro Regional da Amazônia (INPE/CRA). Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atua com sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto.
- Marcos Silveira: Professor e Pesquisador da Universidade Federal do Acre.
- Maria de Lourdes Souza Santos: Doutora em Oceanografia. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA. Tem experiência na área de Oceanografia e Limnologia, com ênfase em Propriedades Químicas da Água.
- Maria de Nazaré Martins Maciel: Doutora em Engenharia Florestal. Professora da Universidade Federal Rural da Amazônia. Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal.
- Maria Isabel Vitorino: Doutora em Meteorologia. Docente da Universidade Federal do Pará. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atuação em Climatologia.
- Mário Augusto Gonçalves Jardim: Doutor em Ciências Biológicas. Pesquisador Titular III do Museu Paraense Emílio Goeldi. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Tem experiência na área de Botânica e Ecologia, com ênfase em Botânica Aplicada e Ecologia Aplicada.
- Mauricio do Nascimento Moura: Mestre em Ciências Ambientais. Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Atua nas áreas de climatologia e monitoramento ambiental.
- Milena Carvalho de Moraes: Doutora em química analítica. Pesquisadora PCI do Museu Paraense Emílio Goeldi. Atua com Terra Preta Arqueológica.
- Pedro Gerhard: Doutor em Ecologia de Agroecossistemas. Pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite. Atua com nas áreas de Geoprocessamento e Recursos Naturais.

- Peter Mann de Toledo: Doutor em Geologia. Pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE MCTI. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA).
- Priscilla Flores Leão Ferreira Tamasauskas: Mestre em Ciências Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Professora no IFPA (Instituto Federal do Pará). Atua principalmente nas áreas de Cartografia, Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto, Uso da terra, Análise Espacial de Paisagens, Desenvolvimento Sustentável na Amazônia e Geografia Física.
- Ricardo de Oliveira Figueiredo: Doutor em Biociências e Biotecnologia. Embrapa Amazônia Oriental. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA). Desenvolve projetos de pesquisas em bacias e microbacias hidrográficas.
- Roberto Araújo Oliveira dos Santos Júnior: Doutor em Etnologia. Pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi-MPEG/MCTI. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/EMBRAPA).
- Rosana Maria Feio Libonati: Mestre em Medicina Tropical. Professora do Núcleo de Medicina Tropical da Universidade Federal do Pará. Tem experiência na área de Medicina, com ênfase em Endocrinologia e Doenças Tropicais.
- Silvana Amaral: Doutora em Informação Espacial. Pesquisadora da Divisão de Processamento de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- Silvana do Socorro Veloso Sodré: Doutor em Geoquímica Ambiental. Docente da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA). Atuação nas áreas de meio ambiente e recursos hídricos.
- Vanda Porpino Lemos: Doutora em Geoquímica. Programa de pós-graduação em Química e em Geociências da Universidade Federal do Pará. Atuação nas áreas de ciências de materiais (adsorção de contaminantes orgânicos voláteis em argilas hidrofílicas, organofílicas e em PCHs) e Geoquímica (avaliação do grau de humificação, concentrações da matéria orgânica dissolvida e carbono pirogênico em solos amazônicos).
- Vania Neu: Doutora em Ecologia aplicada. Professora e pesquisadora da Universidade Federal Rural da Amazônia, atuando nas áreas da biogeoquímica, recuperação de áreas degradadas e sustentabilidade nos ecossistemas Amazônicos.

Índice Remissivo

Agricultura, 15, 25, 28, 31, 52, 55, 60, 62, 70, 71, 9, 10, 36, 42, 43, 47, 49, 50, 52, 70, 98, 102, 105, 107, 110, 111, 112, 113, 115, 116, 129, 182, 214, 215, 218, 219, 225

Agroecossistemas familiares, 69

Anomalias de TSM, 130, 147

Antropoceno, 5, 10, 14, 15, 16, 17, 18, 19

Área Urbana, 26, 48, 49, 50, 143

Áreas de Endemismos, 23

Biodiversidade, 5, 11, 12, 13, 15, 18, 19, 23, 24, 35, 40, 41, 42, 43, 44, 66, 69, 75, 8, 36, 37, 40, 41, 42, 43, 45, 46, 48, 49, 67, 68, 69, 70, 71, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 98, 116, 121, 155, 228

Biotecnologia, 67, 68, 69, 70, 71, 74, 75, 79, 80, 82

Carbono orgânico dissolvido, 6, 198, 199, 209, 210, 211

Carbono pirogênico, 6, 181, 182, 183, 185, 186, 188, 189, 232

Caxiuanã, 143, 144, 146, 147, 148, 149, 150, 187, 192, 193, 194, 195, 196

El Niño Oscilação Sul, 120, 129, 144

Evaporação, 55, 53, 155, 158

Eventos Extremos, 118, 150

Fragmentos florestais, 41, 43, 64, 65, 66, 98

Gestão urbana, 53, 64

Hidroquímica, 152

Índice Global de Moran, 88

Malária, 83, 84, 86, 89, 90, 92, 93, 94, 95, 96, 97

Modulação, 129, 141

Nordeste Paraense, 6, 44, 56, 98, 99, 102, 105, 106, 110, 114, 115, 116, 217, 225, 227

Palma de óleo, 5, 35, 37, 38, 40, 43, 44, 5

Pastagens, 28, 36, 39, 40, 59, 63, 41, 42, 48, 98, 99, 102, 107, 110, 111, 112, 113, 215, 219, 222

Práticas tradicionais, 36, 42, 51, 73

Qualidade de água, 6, 114, 213, 214, 216, 217, 218, 219, 225

Quilombolas, 5, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 72, 73

Recursos hídricos, 6, 9, 42, 46, 66, 68, 74, 75, 32, 98, 99, 110, 113, 114, 117, 118, 152, 179, 213, 214, 225, 228, 230, 232

Rio Caripi, 5, 55, 56, 57, 58, 60, 63, 64, 66

Sazonalidade, 118, 123, 126, 134, 152, 163, 178, 201, 205, 206, 210

Segurança,, 53, 59, 60

Solos amazônicos, 181, 232

Sustentabilidade, 5, 17, 19, 66, 68, 69, 71, 73, 76, 78, 80, 1, 4, 65, 114, 116, 219, 233

Vila de Cuiarana, 5, 46, 47, 48, 50, 52, 53

Zona costeira, 7, 33

Zonas ripárias, 55, 56, 66, 208

Paragominas (PA) • 1988 ↓ 2016↑

MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

Embrapa

Amazônia Oriental