

Altem Nascimento Pontes
Alessandro Silva do Rosário

Org.

CIÊNCIAS AMBIENTAIS

CLIMATOLOGIA, GEOTECNOLOGIA,
MINERAÇÃO E ESTUDOS DE MONITORAMENTO



Universidade do Estado do Pará

Reitor

Rubens Cardoso da Silva

Vice-Reitor

Clay Anderson Nunes Chagas

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação

Renato da Costa Teixeira

Pró-Reitora de Graduação

Ana da Conceição Oliveira

Pró-Reitora de Extensão

Alba Lúcia Ribeiro Raithy Pereira

Pró-Reitor de Gestão e Planejamento

Carlos José Capela Bispo



Editora da Universidade do Estado do Pará

Coordenador e Editor-Chefe

Nilson Bezerra Neto

Conselho Editorial

Francisca Regina Oliveira Carneiro

Hebe Morganne Campos Ribeiro

Joelma Cristina Parente Monteiro Alencar

Josebel Akel Fares

José Alberto Silva de Sá

Juarez Antônio Simões Quaresma

Lia Braga Vieira

Maria das Graças da Silva

Maria do Perpétuo Socorro Cardoso da Silva

Marília Brasil Xavier

Núbia Suely Silva Santos

Renato da Costa Teixeira (Presidente)

Robson José de Souza Domingues

Pedro Franco de Sá

Tânia Regina Lobato dos Santos

Valéria Marques Ferreira Normando

Realização

Universidade do Estado do Pará - UEPA
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais -PPGCA
Editora da Universidade do Estado do Pará-Eduepa



Normalização e Revisão

Marco Antônio da Costa Camelo

Capa

Flávio Araujo

Design

Flávio Araujo

Diagramação

Odivaldo Teixeira Lopes

Apoio Técnico

Arlene Sales Duarte Caldeira

Bruna Toscano Gibson

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Sistema de Bibliotecas da UEPA - SIBIUEPA

C569 Ciências ambientais: climatologia, geotecnologias, mineração e estudos de monitoramento / Altem Nascimento Pontes ; Alessandro Silva do Rosário (Orgs.). – Belém : EDUEPA, 2020.

166 p. : il.

Inclui bibliografias

ISBN 978-65-88106-08-2

1. Ciências ambientais. 2. Mineração. 3. Climatologia. 4. Geotecnologia. 5. Biolixiviação. 6. Corpos hídricos. 7. Dendeicultura. 8. Desflorestamento. 9. SIG - Sensoriamento remoto. I. Pontes, Altem Nascimento. II. Rosário, Alessandro Silva do. III. Título.

CDD 363.7 – 22.ed.

Ficha Catalográfica: Rosilene Rocha CRB-2/1134

Editora filiada



Editora da Universidade do Estado do Pará - EDUEPA

Travessa D. Pedro I, 519 - CEP: 66050-100

E-mail: eduepa@uepa.br/livrariadauepa@gmail.com

Telefone: (91) 3222-5624



@eduepaoficial

SUMÁRIO

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO NEGRO E SUA IMPORTÂNCIA COMO AFLUENTE DA BACIA DO RIO AMAZONAS.....	9
---	---

Sara Raquel Vaz de Araújo, Aline Maria Meiguins de Lima, Edson Paulino Rocha, Vânia dos Santos Franco

DINÂMICA DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL EM OITO MUNICÍPIOS DA REGIÃO NORDESTE DO PARÁ	34
--	----

Ádanna de Souza Andrade, Igor da Silva Narvaes, Paula Fernanda Viegas Piniheiro, Valter Vinícius Pereira Brandão, Thais Gleice Martins Braga, Suezilde da Conceição Amaral Ribeiro

BIODIVERSIDADE E MINERAÇÃO NA AMAZÔNIA: USO DA BIOLIXIVIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE EXTRAÇÃO.....	57
--	----

Dryelle de Nazaré Oliveira do Nascimento, Adriano Reis Lucheta, Hélio Raymundo Ferreira Filho, Joner Oliveira Alves

ANÁLISE MULTITEMPORAL DE IMAGENS DE SENSORES REMOTOS: EXPANSÃO DA DENDEICULTURA NO MUNICÍPIO DE TAILÂNDIA – PARÁ (1985 – 2015).....	72
---	----

Sabrina Borges Alcântara Lopes, Gundisalvo Piratoba Morales, Leonardo Sousa dos Santos, Alessandro Silva do Rosário

VARIABILIDADE ESPACIAL DO CONFORTO TÉRMICO EM PONTOS DISTINTOS DO MUNICÍPIO DE MARABÁ-PA.....	87
---	----

Natália Lopes Medeiros, Antônio Pereira Junior, Edmir dos Santos Jesus, Nilzele de Vilhena Gomes Jesus

MODELAGEM HIDRODINÂMICA DO ALTO-MÉDIO RIO TAPAJÓS COMO FERRAMENTA DE APOIO À GESTÃO HÍDRICA.....	101
--	-----

Elíezer Cláudio Ribeiro Silva, Fiamma Buchinger Alves, Marcelo José Raiol Souza, Mayke Feitosa Progenio

MUDANÇAS DO REGIME DE CORPOS HÍDRICOS PERENES
PARA INTERMITENTES NA REGIÃO AMAZÔNICA:
ESTUDO DE CASO DO IGARAPÉ CHICO MENDES, ILHA DE
MOSQUEIRO, PARÁ, BRASIL.....128

Sabrina Borges Alcântara Lopes, Gundisalvo Piratoba Morales, Eloíse de Sousa Cordeiro, Charles de Moraes Pantoja Júnior

A CONTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E O PADRÃO DE
DEFLORESTAMENTO E DEGRADAÇÃO DA COBERTURA
FLORESTAL NO SUDOESTE PARAENSE.....139

Arlesson Antonio de Almeida Souza, Marcos Adami, Igor da Silva Narvaes, Altem Nascimento Pontes

Prefácio

O Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Estado do Pará (UEPA) é acadêmico e faz parte da área Interdisciplinar da Capes. Aprovado no final de 2010, teve sua primeira turma ofertada em 2011. Desde sua implantação, mantém um profícuo programa de incentivo à elaboração de artigos científicos para publicação em revistas qualificadas, capítulos de livros e anais de eventos científicos.

A elaboração deste livro, “*Ciências Ambientais: Climatologia, Geotecnologias, Mineração e Estudos de Monitoramento*”, foi motivada pela grande produção científica de professores, alunos e colaboradores do PPGCA, e faz parte de uma coleção de livros cujo primeiro, “*Ciências Ambientais: Pesquisas em Interdisciplinaridade, Educação Ambiental, Meio Ambiente e Sustentabilidade*”, foi lançado em 2014. Em 2017, esse livro foi relançado no formato de *e-book* juntamente com outro intitulado “*Multidisciplinaridade nas Ciências Ambientais: Biotecnologia de Alimentos e Plantas, e Impactos Ambientais das Atividades Agropecuárias*”.

O presente livro aborda questões como: *Climatologia, Geotecnologias, Mineração e Estudos de Monitoramento*, e sua importância é ímpar porque amplia a discussão científica e o conhecimento nesta área. Em oito capítulos, essas temáticas são discutidas por inúmeros autores ao longo desta obra. O caráter multidisciplinar desta produção, ao abordar aspectos socioeconômicos e ambientais, promove o debate interdisciplinar na perspectiva da sustentabilidade da Amazônia.

Aproveitem a leitura!

Prof. Dr. Altem Nascimento Pontes

Apresentação

Temos evidenciado nos últimos anos os diversos avanços tecnológicos disponibilizados por meio de equipamentos e sistemas informatizados que ampliam sobremaneira nossa capacidade de comunicação no que tange ao acesso a dados e informações ambientais.

Dentre eles destacamos: a coleta, análise de dados e geoprocessamento aplicados aos recursos florestais, estudos geográficos, mineração e estudos de monitoramento ambiental. Mesmo com a grande soma de esforços na elaboração de trabalhos científicos realizados por pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento, inclusive nas ciências Ambientais, ainda estamos distantes de um diagnóstico preciso de desastres naturais e/ou mesmo aqueles provocados pelo homem.

No entanto, com o crescimento exponencial da população amazônica e aumento da produção, houve também maior demanda de energia e conseqüentemente maior degradação ambiental, principalmente pelo uso crescente dos nossos recursos naturais. É neste contexto que os temas abordados neste livro permeiam perfeitamente o conhecimento de alguns problemas que afetam esses recursos, possibilitando ao leitor uma melhor compreensão de como avaliar esse potencial de uso da terra, inclusive a de utilização mais sustentável.

O livro aborda com exatidão a aplicação de metodologias e seus conjuntos de técnicas constituindo uma valiosa ferramenta de análise dos problemas ambientais na Amazônia, possibilitando o desenvolvimento regional de forma planejada e ambientalmente adequada. Esta obra "*Ciências Ambientais: Climatologia, Geotecnologias, Mineração e Estudos de Monitoramento*", é um exemplo de como devemos aplicar estas tecnologias no estudo de problemas ambientais, com ênfase na pesquisa do solo, sistema de produção, cobertura vegetal, bacias hidrográficas, dinâmica demográfica e monitoramento ambiental.

Este livro visa, de forma clara e objetiva, a divulgação dos trabalhos e pesquisas dos professores, alunos e colaboradores do Programa

de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado do Pará, com resultados inéditos para a ciência permitindo principalmente aos gestores o norteamento e planejamento de informações relevantes do ponto de vista do desenvolvimento sustentável na Amazônia.

José Moacir Ferreira Ribeiro

(Mestre em entomologia/Doutor em Zoologia-
Entomologia e Pós-Doutor em Biologia Aquática).

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO NEGRO E SUA IMPORTÂNCIA COMO AFLUENTE DA BACIA DO RIO AMAZONAS

Sara Raquel Vaz de Araújo¹, Aline Maria Meiguins de Lima², Edson Paulino Rocha³, Vânia dos Santos Franco⁴

Introdução

A bacia do rio Negro tem suas cabeceiras nas encostas ocidentais (Serra do Junáí, na Colômbia) do Escudo das Guianas (LARAQUE et al., 2009); drena uma área de cerca de 719.000 km². É considerada uma das maiores e principal afluente da margem esquerda do Amazonas. Sua origem associada à terrenos de planaltos produz um comportamento hidrológico marcado inicialmente por um intenso escoamento, que ao se aproximar da região de planície, já em confluência com o rio Branco, sofre modificação pela ampliação da área de escoamento e pelo efeito da confluência com o rio Solimões (INPA, 2012).

Estudos relacionados às precipitações anuais na Amazônia Oriental evidenciaram que estas tendem a decrescer do setor costeiro para o interior, decorrente da maneira como se originam os sistemas de circulação atmosféricos ao penetrarem a região (GRIMM, 2011).

A região amazônica possui precipitação média de aproximadamente 2.300 mm/ano (FISCH et al., 1998). A maior parte desta precipitação anual ocorre entre as estações de verão e outono austral (SOUZA; AMBRIZZI, 2003), tipicamente de dezembro a maio, em associação aos padrões de circulação atmosférica quase-estacionários de grande escala associados à Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (SOUZA et al., 2004). Essa intensificação da precipitação deve-se a atuação direta da ZCIT

¹Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, Programa de Pós-Graduação em Meteorologia. E-mail: sara_srva@yahoo.com.br

²Universidade Federal do Pará, UFPA, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. E-mail: ameiguins@ufpa.br

³Universidade Federal do Pará, UFPA, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. E-mail: eprocha@ufpa.br

⁴Instituto Tecnológico Vale, ITV, ITV Desenvolvimento Sustentável. E-mail: vsanfranco@yahoo.com.br

atingindo sua posição climatológica mais austral em março (SOUZA; NOBRE, 1998).

Os fenômenos interanuais também influenciam no regime de precipitação na Amazônia, o fenômeno El Niño (Oscilação Sul (ENSO), cujo centro está no Oceano Pacífico tropical mas tem alcance mundial) foi reconhecido como um dos maiores padrões que afetam o clima da Amazônia (MARENGO et al., 2008). Segundo Marengo et al. (2001), a maior variação na data de início da estação chuvosa ocorre na Amazônia Central. A data de início da estação chuvosa é mais precoce no sudeste da Amazônia e mais tardia próxima à foz do rio Amazonas.

INPA (2012) explica que o regime fluvial amazônico, em especial do rio Negro, está associado ao comportamento das chuvas caídas na bacia; que depende por sua vez, do comportamento da circulação geral atmosférica dentro da Zona Intertropical Sul Americana, isto é, dos deslocamentos das massas de ar nesta larga faixa climática. A bacia do rio Negro é caracterizada por uma área de máxima precipitação no noroeste, com precipitações mensais sempre maiores que 200 mm. Ainda não é explicada a provável causa deste máximo, Figueroa e Nobre (1990) sugerem que este máximo pode estar associado a Cordilheira dos Andes, que causa convergência de umidade nos baixos níveis nesta região.

O estudo da variabilidade espaço-temporal da precipitação em uma região é fundamental para o planejamento de suas atividades. A identificação de padrões pluviométricos e regiões homogêneas de chuva tem sido uma prática habitual e desenvolvida por diferentes metodologias (FRAGOSO; GOMES, 2008; STATHIS; MYRONIDIS, 2009; GRIMM, 2011). Contudo, vale ressaltar que apesar da importância relevante em obter o conhecimento sobre o regime de precipitação e os sistemas atmosféricos no qual irão modular a precipitação na bacia, o conhecimento do regime hidrológico das bacias amazônicas é limitado pelo número de informações disponíveis a partir de seu monitoramento fluviométrico e pluviométrico (MUNIZ; FILIZOLA Jr., 2012).

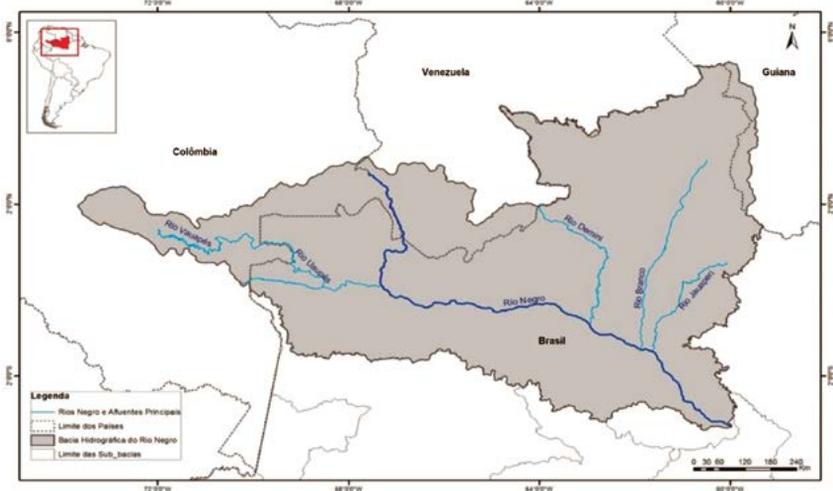
O objetivo deste trabalho foi analisar a contribuição da precipitação pluviométrica para o comportamento hidrológico da bacia do rio Negro e sua contribuição para a bacia do rio Amazonas. A caracteriza-

ção da relação entre a precipitação pluviométrica e a distribuição das vazões ao longo da bacia do rio Negro permitiria identificar, nas sub-bacias componentes, a principal área de contribuição e sua vinculação aos efeitos da variabilidade climática (INPE, 2011). Além de contribuir na identificação das precipitações determinantes das cheias, se estas são uniformes no tempo (com durações que se igualam em tempos de concentração nas bacias) e no espaço (associado às áreas das bacias hidrográficas) (SILVA et al., 2007).

Material e Métodos

A bacia do rio Negro, com uma área de drenagem de aproximadamente 719.000 km², está aproximadamente 82% inserida em território brasileiro; sendo o restante: 10% na Colômbia, 6% na Venezuela e 2% na Guiana. No Brasil, a bacia ocupa parte dos estados de Roraima e Amazonas (Figura 1).

Figura 1. Área de estudo: a bacia do Rio Negro.



Fonte: Araújo et al., 2018.

Para este estudo foram utilizados:

- Dados mensais de precipitação no período de 1979 a 2013, para o estudo da variabilidade climática da precipitação, oriundos do CPC

(Climate Prediction Center¹). O CPC produz mapas e dados de monitoramento de precipitação e fornece várias análises retrospectivas nas escalas de tempo diárias.

- Dados diários e mensais de precipitação, disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) (estação Tunuí no município de São Gabriel da Cachoeira e a estação Água Fria, no município de Uiramuta, ambas no Estado do Amazonas, São João da Baliza e Terra Preta no município de Caracarái - período de 2001 a 2010). Foram feitos os cálculos de acumulado mensal e anual de precipitação (utilizando o Excel), verificando assim a variabilidade espacial e temporal da precipitação ao longo da bacia.

Para as análises hidrológicas foram utilizadas as seguintes estações fluviométricas (ANA): Fazenda São José (1997 a 2013), Posto Aju-ricaba (1983 a 2013), Caracarái (1978 a 2013) e Serrinha (1978 a 2013).

Para as análises de precipitação, foram geradas imagens no *software* GrADS², a partir de dados de precipitação, oriundos do CPC mensais, para uma grade sobre o Brasil com resolução de 0.5° latitude × 0.5° longitude (SILVA et al., 2007).

No referente a distribuição das vazões e cotas foram empregadas como unidades amostrais a divisão em sub-bacias, considerando a base cartográfica da ANA, elaborada a partir do sistema de Ottobacias (Resolução n. 30/2002 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos); a partir desta, foram selecionadas as áreas de contribuição tomadas considerando a localização dos pontos de medição. O método de razão de área de drenagem (CHAVES et al., 2005) é aplicado para o cálculo da vazão mínima de referência, em um ponto de vazão desconhecida (Q_y), dentro da área de influência de um ponto com vazão conhecida (Q_x), ou seja:

$$Q_y = Q_x \cdot \frac{A_y}{A_x} \quad \text{eq 01.}$$

As cotas foram avaliadas a partir da média anual dos valores coletados, considerando os períodos mais e menos chuvosos. As informa-

¹http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/JAWF_Monitoring/Brazil/index.shtml

²O *Grid Analysis and Display System* (GrADS) possui dois modelos de dados para o gerenciamento de dados: em grade e estação (<http://cola.gmu.edu/grads/>).

ções foram tabuladas e processadas empregando o *software* HIDRO¹; os produtos gerados foram analisados por meio da avaliação comparativa entre as variáveis selecionadas e sua relação com os fenômenos de variabilidade climática associados à bacia Amazônica.

$$C_{md} = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i)}{n} \quad \text{eq. 02}$$

Onde C_i equivale ao valor de cota medido e n ao total das observações.

Resultados e Discussão

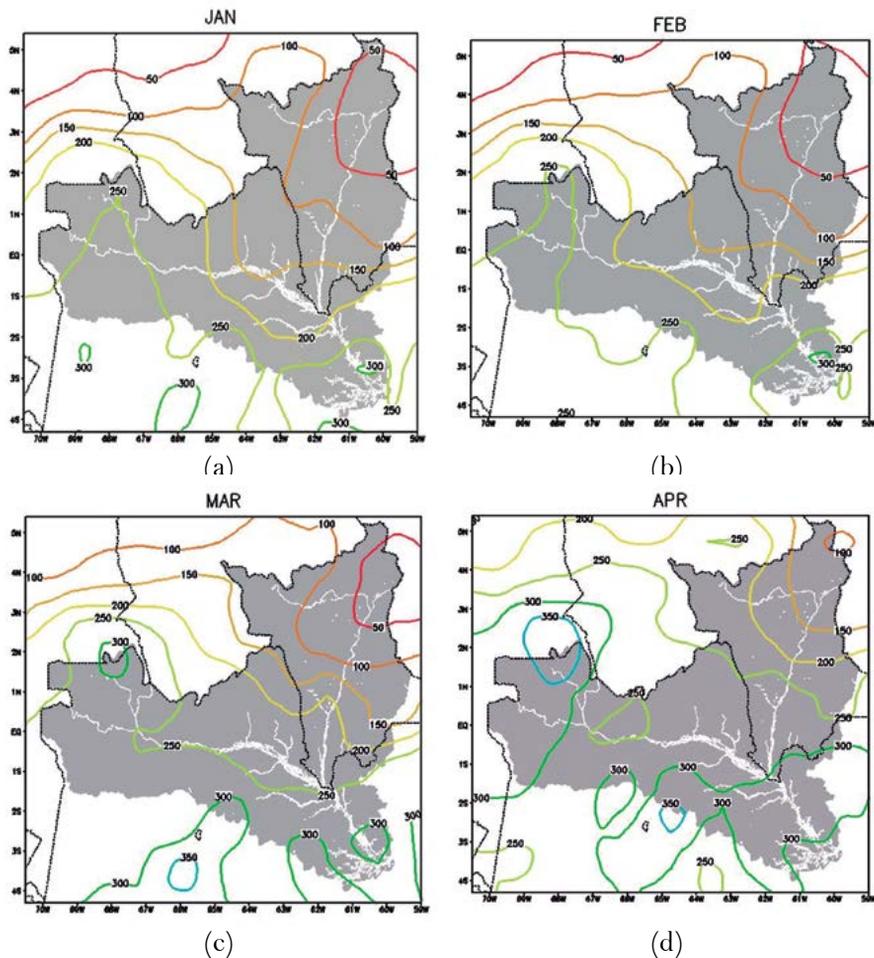
Distribuição mensal da precipitação a partir dos dados do CPC

As Figuras 2 a 4 ilustram a climatologia mensal dos últimos 34 anos (1979 a 2013), para a bacia do rio Negro, mostrando o comportamento espacial e temporal da precipitação. Nos meses de Janeiro e Fevereiro a precipitação oscila em torno de 50 mm a NE da bacia, tendo maiores valores a SE, ou seja, em direção a foz com o rio Amazonas. O mês de Março representa o início do pico da estação chuvosa para a bacia, onde a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) irá modular o regime de chuvas da bacia, em sua posição mais ao sul da América do Sul gerando assim maiores volumes pluviométricos em toda a região amazônica.

Reboita et al. (2010) afirmam que devido sua variação sazonal, a ZCIT alcança sua posição mais austral entre o verão e o outono (fevereiro a abril), período que contribui para as chuvas no norte do Brasil. No mês de abril o padrão se mantém, pois, a ZCIT ainda está atuante sobre a região, havendo neste mês alguns picos de volumes pluviométricos na região central da bacia, e até no alto rio Negro.

¹O Hidro (Sistema de Informações Hidrológicas) é uma aplicação de banco de dados do tipo cliente/servidor. Seus principais objetivos são: permitir o gerenciamento de uma base de dados hidrometeorológicos, armazenada centralizadamente em um banco de dados relacional; permitir a entrada de dados por parte das entidades que operam uma rede hidrometeorológica; cálculo de funções hidrometeorológicas básicas; e visualização de dados (<http://hidroweb.ana.gov.br/>).

Figura 2. Distribuição da variação espacial e temporal da precipitação em (a) Janeiro; (b) Fevereiro; (c) Março; e (d) Abril.



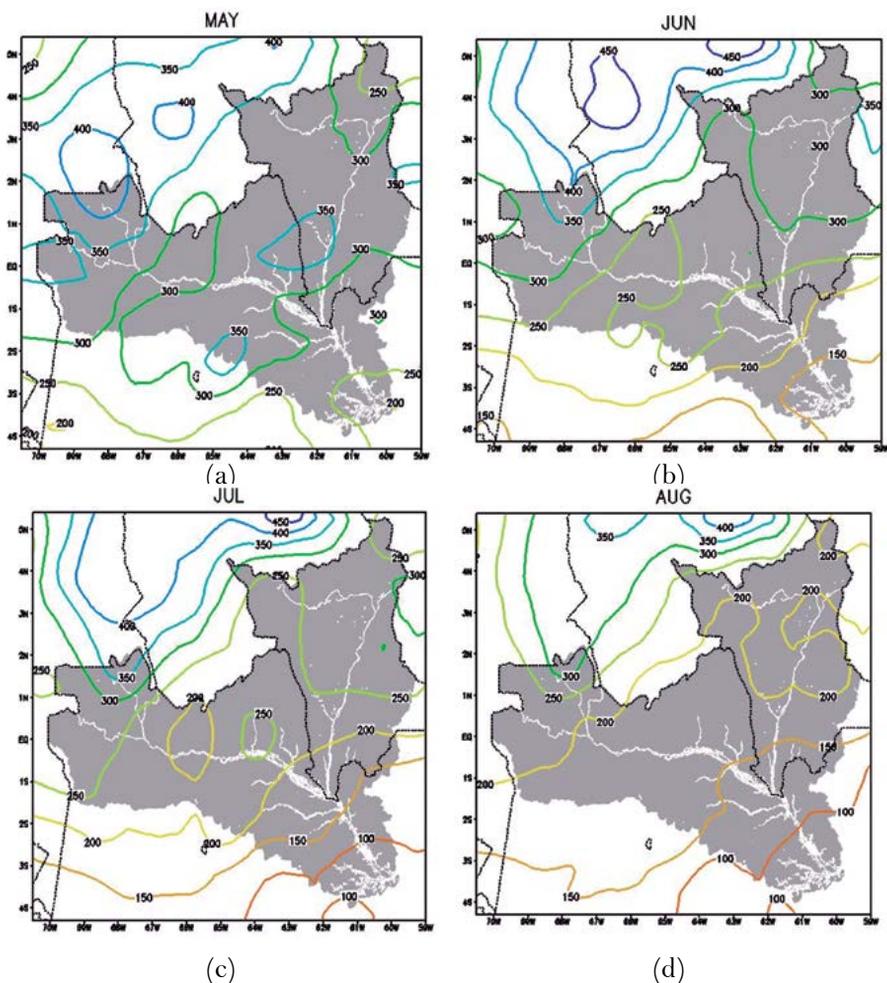
Fonte: Araújo et al., 2018.

Os meses de Maio e Junho ainda representam a estação chuvosa da região, com as nascentes (a NW) do rio Negro recebendo uma contribuição de cerca de 400 mm. Julho e Agosto representam a mudança de comportamento, com a redução destes volumes, porém mantendo a maior quantidade de chuva na borda oeste e noroeste da bacia.

Os meses de Setembro, Outubro e Novembro representam o período

menos chuvoso, onde ocorre a redução no volume de chuva em toda a bacia, oscilando entre 250 e 100 mm. Com isto fica clara a influência da ZCIT, com a redução das chuvas coincidindo com o período do qual o sistema já está na sua posição mais ao norte do hemisfério norte (FEREIRA et al., 2004). O mês de dezembro representa o reinício do ciclo com o aumento do volume de precipitação em toda a bacia, principalmente a oeste e noroeste.

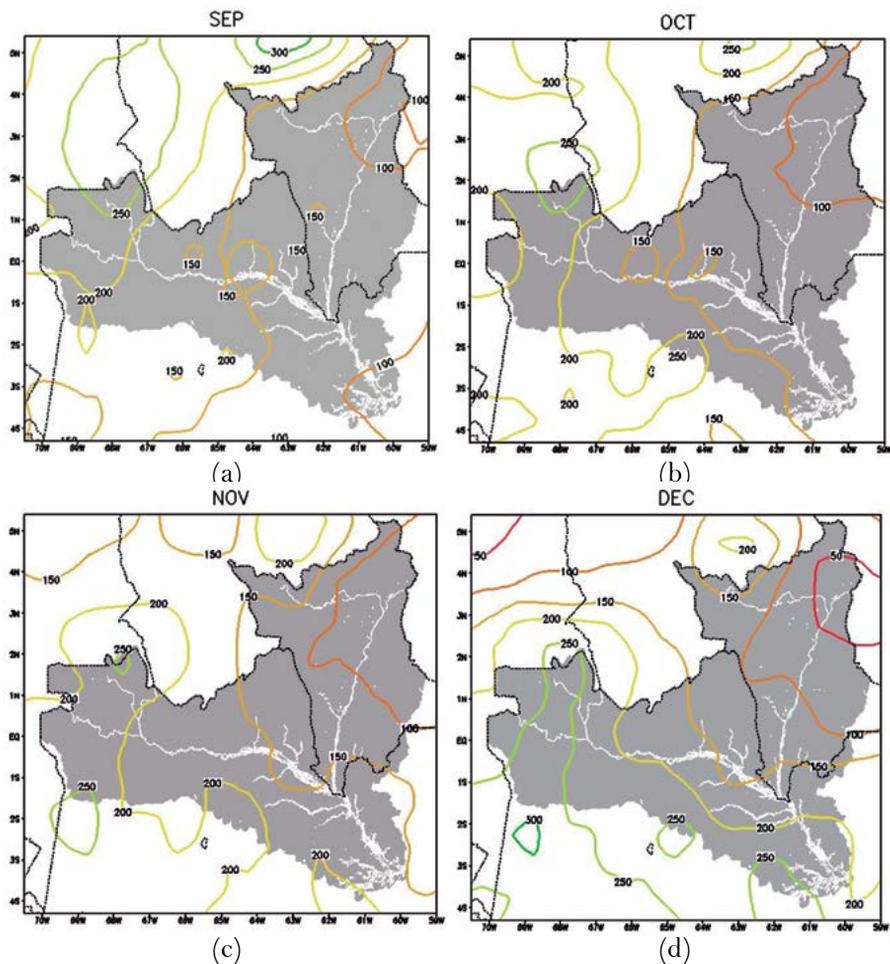
Figura 3. Distribuição da variação espacial e temporal da precipitação em (a) Maio; (b) Junho; (c) Julho; e (d) Agosto.



Fonte: Araújo et al., 2018.

A Figura 5 apresenta a variabilidade sazonal, destacando o trimestre de Março, Abril e Maio (MAM), como o mais chuvoso da região (350 e 250 mm). O trimestre seguinte de Junho, Julho e Agosto (JJA) apresenta um comportamento concordante com a atuação da Linha de Instabilidade (LI), que influencia o direcionamento das chuvas mais adentro do continente (COHEN et al., 1995; AMANAJÁS; BRAGA, 2012).

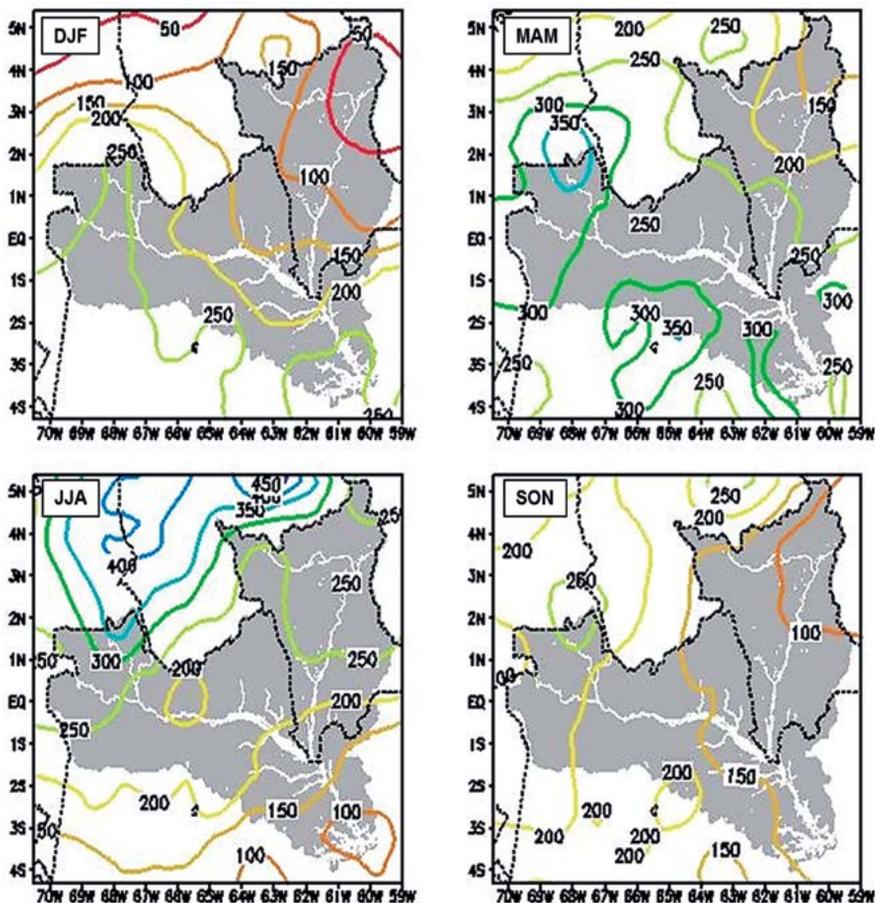
Figura 4. Distribuição da variação espacial e temporal da precipitação em (a) Setembro; (b) Outubro; (c) Novembro; e (d) Dezembro.



Fonte: Araújo et al., 2018.

O período de Setembro, Outubro e Novembro (SON) traz a redução das chuvas região, continuando no trimestre seguinte Dezembro, Janeiro e Fevereiro (DJF) até o reinício do ciclo. O padrão observado é concordante com o quadro apresentado para a precipitação média anual do Brasil, histórico de 1961-2007 (Instituto Nacional de Meteorologia - INMET) com o predomínio dos maiores valores de precipitação a noroeste da região Amazônica e com o extremo norte de Roraima (Alto rio Branco) agregando os menores valores de precipitação.

Figura 5. Variabilidade sazonal da precipitação: Março, Abril e Maio (MAM); Junho, Julho e Agosto (JJA); Setembro, Outubro e Novembro (SON); Dezembro, Janeiro e Fevereiro (DJF).



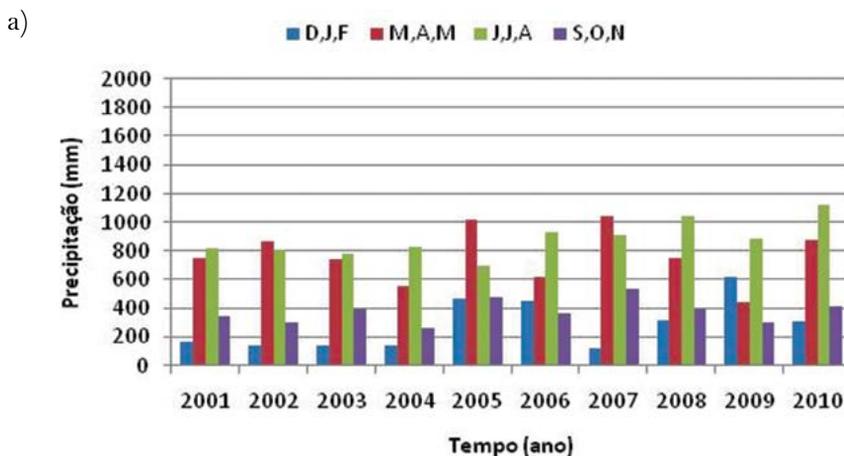
Fonte: Araújo et al., 2018.

Caracterização de eventos extremos na bacia do rio Negro

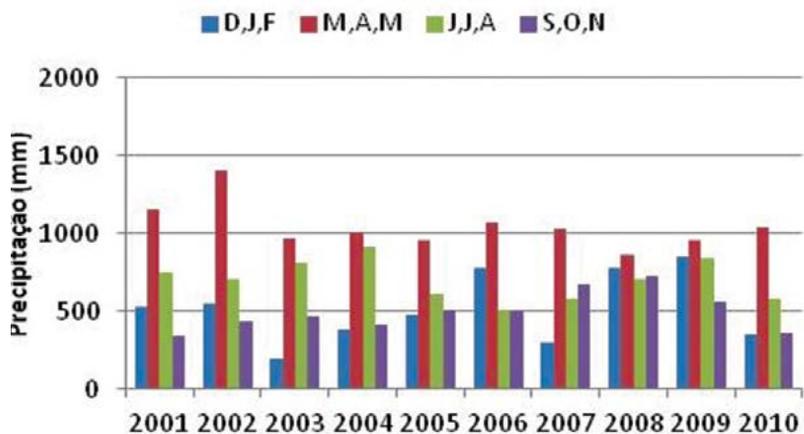
A distribuição da precipitação pluviométrica, para o período 2001-2010 na bacia do rio Negro (segundo as estações de Tunuí, Água Fria, São João da Balizae Terra Preta) é apresentada na Figura 6. No período avaliado (2001-2010) houve registros diferenciais quanto aos extremos identificados na bacia Amazônica como um todo. Os anos de maior precipitação (MAM) foram: Tunuí (alto rio Negro) - 2001, 2002 e 2004; Água Fria (alto rio Branco) - 2004, 2006 e 2010; São João da Baliza - 2008 e 2010; Terra Preta - 2002 e 2006. E os de menor precipitação (SON) ocorreram em: Tunuí (alto rio Negro) - 2005; Água Fria (alto rio Branco) - 2001 e 2002; São João da Baliza - 2005 e 2007; Terra Preta - 2001 e 2002.

Na bacia Amazônica são registrados eventos extremos tanto de seca como de cheia, nos anos de 2005 e 2010 (seca intensa) e 2009 (cheia intensa) (ZENG et al., 2008; LEWIS et al., 2011). De forma geral, os efeitos destes foram identificados nas estações analisadas, principalmente o menos chuvoso.

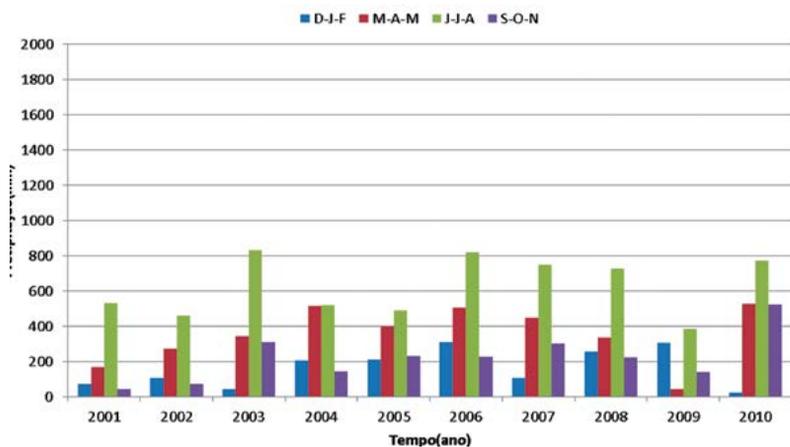
Figura 6. Variação trimestral da Precipitação acumulada nas seguintes estações: (a) São João da Baliza; (b) Terra Preta; (c) Água Fria; (d) Tunuí.



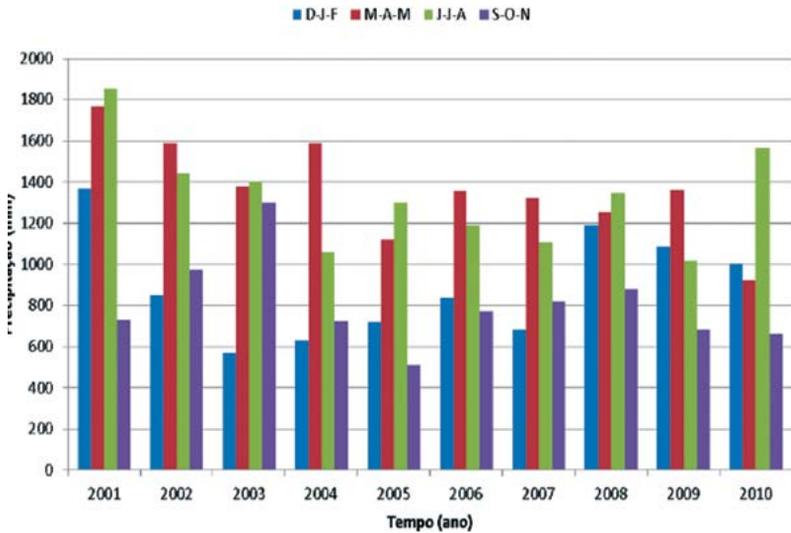
b)



c)



d)

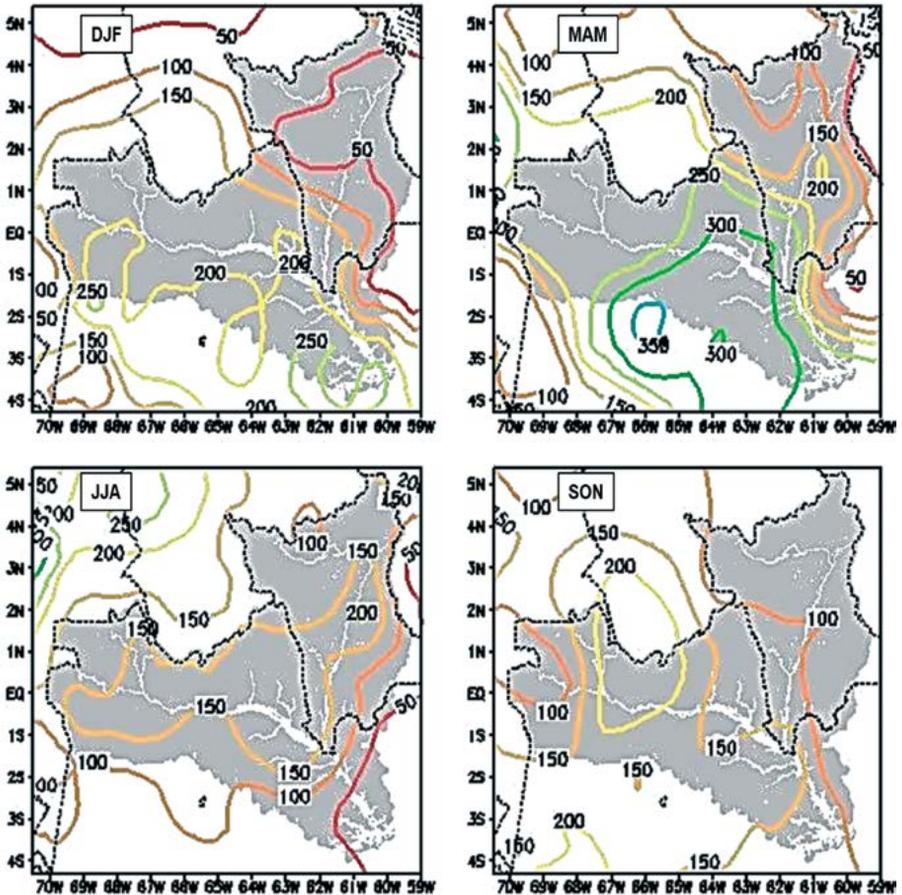


Fonte: Araújo et al., 2018.

O período de seca intensa em 2005 foi melhor registrado em Tunuí (SON); e em Terra Preta (SON e DJF) e Água Fria (DJF) em 2010. A cheia intensa em 2009 teve seus reflexos observados em Terra Preta onde as chuvas mantiveram-se constantes de Dezembro a Agosto.

Considerando a distribuição observada na Figura 7 para o ano de 2005, o trimestre o mais chuvoso (MAM) da região registrou até 400 mm de chuva próximo a cidade de Manaus (foz do rio Negro com o rio Amazonas); com uma sensível redução (de até 50 mm) no período seguinte (JJA).

Figura 7. Distribuição da variação de precipitação, para o ano de 2005: Março, Abril e Maio (MAM); Junho, Julho e Agosto (JJA); Setembro, Outubro e Novembro (SON); Dezembro, Janeiro e Fevereiro (DJF).

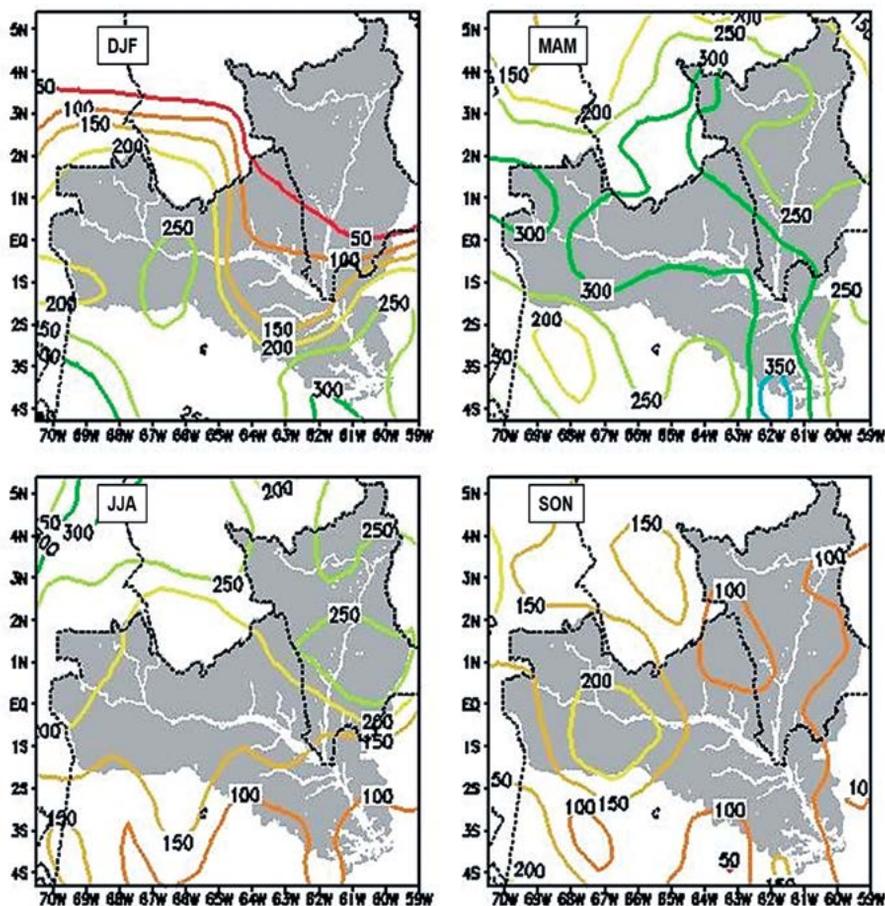


Fonte: Araújo et al., 2018.

Zeng et al. (2008), Marengo et al. (2008) e Cox et al. (2008) indicam que a bacia Amazônica não registrou da mesma forma os efeitos da seca de 2005, destacando um padrão diferenciado daqueles relacionados ao fenômeno El Niño dos anos de 1926, 1983 e 1997/1998; o que pode estar relacionado as temperaturas elevadas no Atlântico Norte tropical, que efetivamente deslocam os ventos alísios, e toda a umidade que carregam, para o norte, distante da Amazônia.

No ano de 2010, ano que novamente foi registrado evento de seca intensa na bacia, não ficou notável a influência da precipitação na ocorrência do evento, havendo apenas uma redução das chuvas próxima a Manaus no trimestre de JJA. A Figura 8 compara os dois eventos, onde é possível observar que os mesmos foram registrados de forma mais significativa na borda sul-sudoeste da bacia Amazônica, na porção norte-nordeste o impacto deste foi menor.

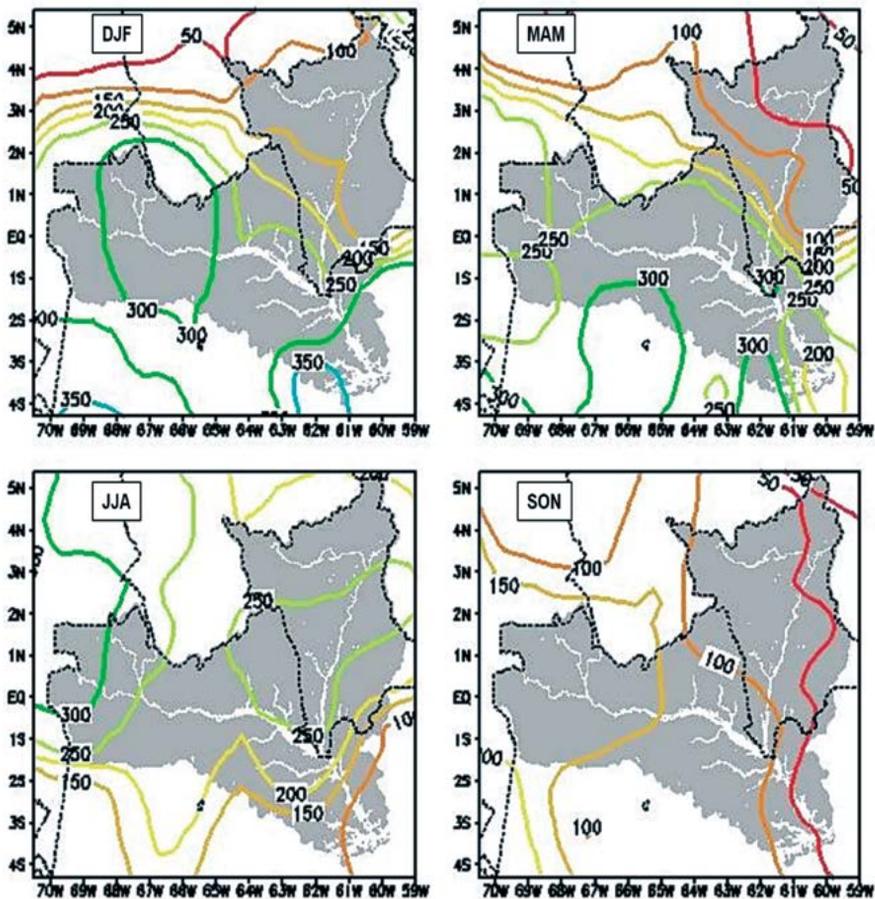
Figura 8. Distribuição da variação de precipitação, para o ano de 2010: Março, Abril e Maio (MAM); Junho, Julho e Agosto (JJA); Setembro, Outubro e Novembro (SON); Dezembro, Janeiro e Fevereiro (DJF).



Fonte: Araújo et al., 2018.

No ano de 2009 (Figura 9), onde foi registrado extremo de cheia na região, o trimestre que é considerado chuvoso (MAM), tem volumes elevados de chuva na foz do rio Negro, próximo a Manaus, sendo este efeito sentido desde DJF.

Figura 9. Distribuição da variação de precipitação, para o ano de 2009: Março, Abril e Maio (MAM); Junho, Julho e Agosto (JJA); Setembro, Outubro e Novembro (SON); Dezembro, Janeiro e Fevereiro (DJF).



Fonte: Araújo et al., 2018.

Segundo Marengo et al. (2008) desde final de 2008 até outubro de 2009 as águas excepcionalmente quentes retiveram por um período mais

longo uma banda de convecção e precipitação (ZCIT), que leva umidade para a bacia Amazônica; dessa forma, o transporte intenso de umidade do Atlântico tropical para a região Amazônica persistiu por mais tempo. A precipitação sobre a Amazônia Central e Ocidental foi quase 100% acima do normal durante o verão e parte do outono austral de 2009, o que elevou extraordinariamente o nível dos rios durante o outono e o inverno.

Segundo INPE (2011) o aumento da temperatura do Atlântico Norte Tropical favoreceu a redução das chuvas na Amazônia (2005 e 2010); e o aumento da temperatura da superfície do mar no oceano Atlântico Sul Tropical teria influenciado a cheia intensa de 2010.

Tomasella et al. (2010) afirmam que a queda nos níveis dos rios e a seca dos lagos das planícies aluviais levam à alta mortalidade de peixes, além de acarretar em problemas as comunidades que vivem nas margens da bacia. Em áreas urbanizadas, ainda observam-se problemas de saúde pública, como a ocorrência de casos de leptospirose e de doenças transmitidas pela água, danos à infraestrutura e às propriedades. Dentre os eventos extremos que ocorreram na Amazônia brasileira e que podem ser associados às variações observadas na bacia do rio Negro como um todo, destaca-se os anos de 2006 e 2008, quando são observados os máximos de vazões para a bacia.

Observa-se que a cheia de 2009 que atingiu níveis máximos (29,75 m no Rio Negro, em Manaus, ultrapassando o recorde anterior de 29,69 m estabelecido em 1953), desalojando milhares de pessoas em toda a região (MARENGO et al., 2010; MARENGO et al., 2012), não é marcante em termos de vazões apenas em nível de cotas. O período de estiagem ocorrido no ano de 2010 (LEWIS et al., 2011), onde o nível do Rio Negro caiu para 13,63 m, em Manaus, um valor ainda menor que o anterior de 13,64 m em 1963, também é melhor evidenciado a partir do comportamento das cotas, sendo menos evidente quando considera-se a redução percentual de vazões.

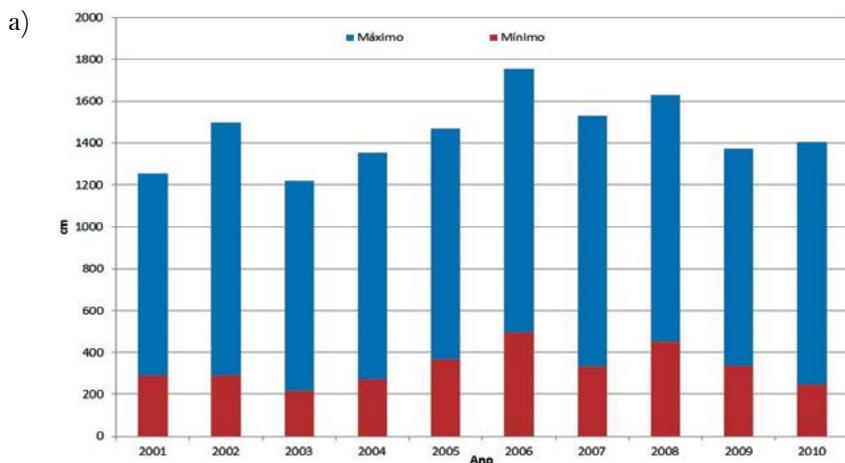
Coe et al. (2007) compararam o resultado do comportamento das cotas das bacias dos rios Amazonas (Estação de Óbidos), Tapajós (estação de Barra de São Manoel), Purus (Estação de Arumã) e Tocantins (Estação de Descarreto), juntamente com dois modelos de simulação de cheias; onde foi observada uma aparente mudança no hidrograma relativa ao pico da cheia; que ocorre entre maio e junho no rio Amazonas em Óbidos e entre março e abril nas demais bacias hidrográficas.

Marengo et al. (2012) e Marengo e Espinoza (2015) afirmam que as enchentes foram o resultado de chuvas extraordinariamente fortes na região norte do Brasil e que estiveram, em geral, associadas às temperaturas mais altas que o normal na superfície do mar no Oceano Atlântico Sul tropical, condições quase opostas às observadas durante a seca de 2005. Essas águas excepcionalmente quentes retiveram por um período mais longo uma banda de convecção e precipitação chamada Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que leva umidade para a Bacia Amazônica. Dessa forma, o transporte intenso de umidade do Atlântico tropical para a Região Amazônica persistiu por mais tempo.

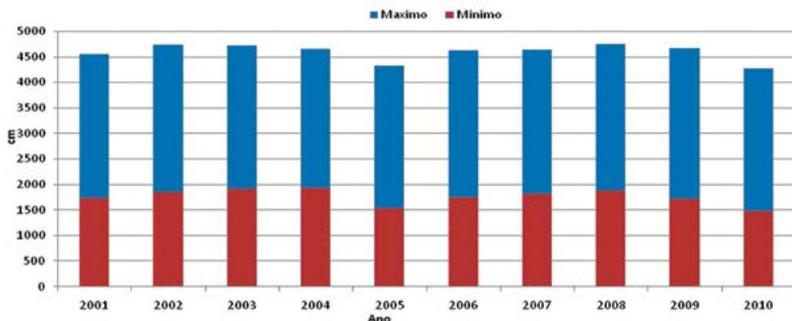
Comportamento cota-vazão

O padrão das cotas, avaliado na foz do rio Branco com o rio Negro (Figura 10), evidência com maior frequência a variabilidade das precipitações, do que o identificado na confluência do rio Negro com o Solimões. Observa-se que a cheia de 2009 atingiu níveis máximos (29,75 m no rio Negro, em Manaus) ultrapassando o recorde anterior de 29,69 m estabelecido em 1953 (MARENGO et al., 2010).

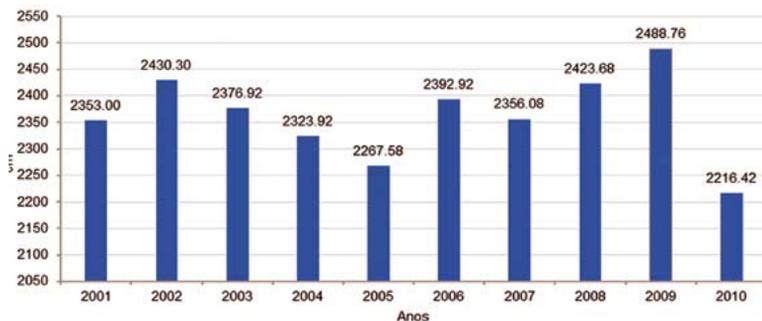
Figura 10. Variação das cotas nas estações próximas a foz: (a) do rio Branco com o rio Negro - Estação de Santa Maria do Boiaçú; (b) do rio Negro com o rio Solimões - Estação de Manaus. (c) Distribuição do regime de Cota para Manaus nos anos de 2005, 2009 e 2010; para avaliação dos períodos de extremos.



b)



c)



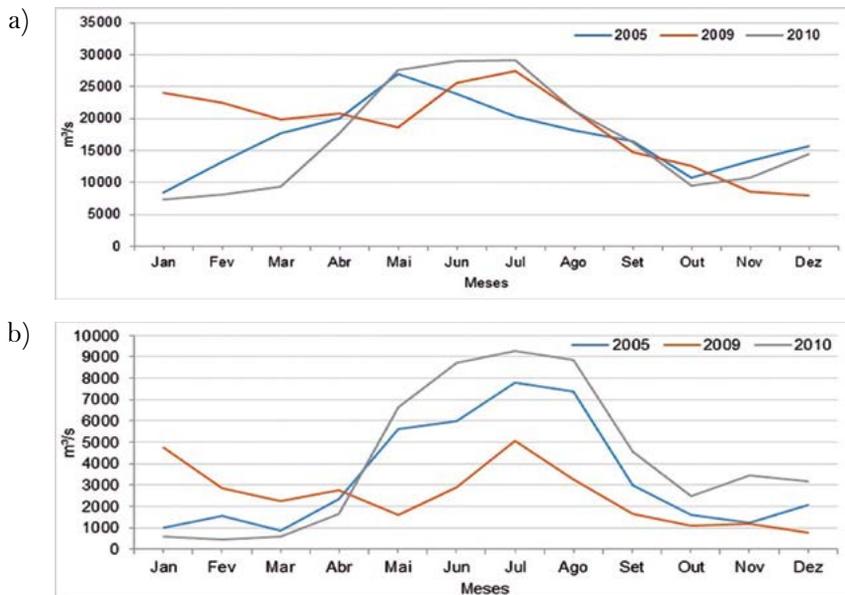
Fonte: Araújo et al., 2018.

Em termos de vazões os períodos de 2005/2010 (seca) e 2009 (cheia) pouco se diferenciam entre o alto rio Negro e o alto rio Branco, que correspondem aos extremos NW e NE da bacia (Figura 11). Comparando-se com os períodos de precipitação, observa-se que o MAM/JJA (mais chuvoso da bacia) é mais refletido em relação as vazões também a NW da bacia.

Quanto à distribuição das vazões (médias anuais) observou-se a partir dos dados medidos nas estações da Fazenda São José, Posto Aju-ricaba, Caracará e Serrinha as vazões de 186,46 m³/s, 500,98 m³/s, 2.954 m³/s e 17.530,22 m³/s, respectivamente.

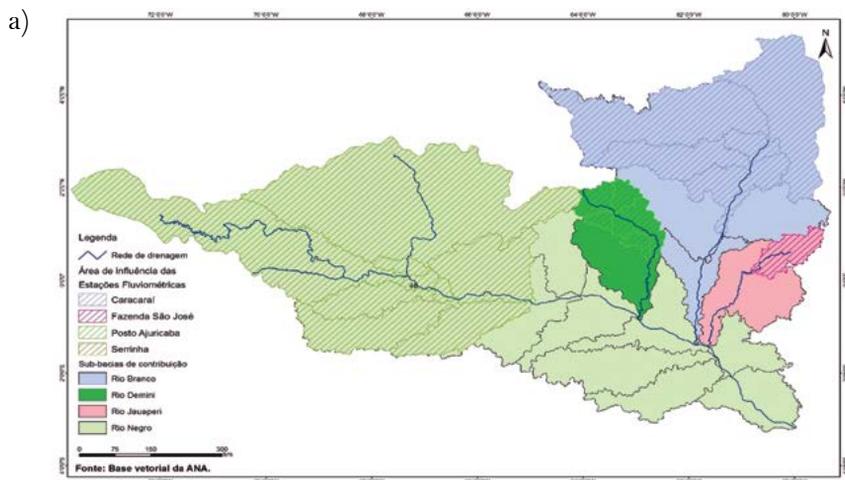
Na estimativa de vazões, foi empregada a área total da bacia do rio Negro (considerando a parte internacional). A Figura 12 apresenta a regionalização por vazão de referência e o zoneamento da região, destacando suas principais sub-bacias e suas contribuições.

Figura 11. Estações fluviométricas, média mensal de vazões: (a) Serrinha (alto rio Negro); (b) Caracará (alto rio Branco).

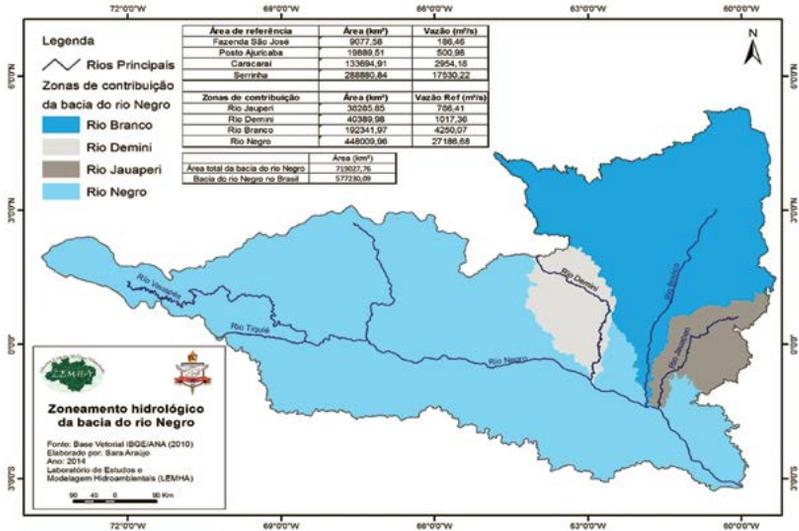


Fonte: Araújo et al., 2018.

Figura 12. (a) Áreas de referência adotadas no cálculo das vazões. (b) Regionalização por vazão de referência e o zoneamento da região.



b)



Fonte: Araújo et al., 2018.

A vazão de referência para o rio Negro na sua foz com o rio Solimões em Manaus calculada foi de $27.186,66 \text{ m}^3/\text{s}$, considerando apenas a vazão de referência calculada a partir da estação de Serrinha. Porém, somando-se as ofertas das demais bacias (Rio Jauaperi, Rio Demini, Rio Branco) o total chega a $33.240,52 \text{ m}^3/\text{s}$. Tais valores são concordantes com os em Brasil (2006) - $28.400 \text{ m}^3/\text{s}$ (que considera apenas o território nacional da bacia) e pelo obtido por Getirana et al. (2010) - $32.823 \text{ m}^3/\text{s}$, que abrange todo o território da bacia.

Conclusão

O comportamento da precipitação ao longo da bacia do rio Negro apresenta uma grande variação espacial com maiores volumes a oeste e noroeste e menores volumes na região nordeste da bacia, e de acordo com a variação temporal, nota-se que a partir de Março até próximo de Agosto, a bacia apresenta os máximos de volumes de chuva, começando a diminuir nos meses seguinte. Quando analisado os trimestres da precipitação, notou-se que o início da estação chuvosa, começa no trimestre de MAM, seguidos de JJA, isto por conta dos sistemas atuantes na região, no qual irão modular o regime de chuvas na região amazô-

nica. Em relação aos eventos de secas e cheias ocorridos entre 2000 e 2010 observou-se que a bacia do rio Negro refletiu de forma diferencial as variações de temperatura do Atlântico Norte Tropical.

Em relação ao comportamento de cota e vazão, ficou mais evidente a influência da precipitação no comportamento das cotas em Manaus (AM), onde há os picos tanto de precipitação como de cota para o ano de 2009, e esta variação de nível é mais notada a montante, pois a jusante existe uma grande influência da confluência com o rio Solimões para formação do rio Amazonas. Os eventos de variabilidade climática de 2005, 2009 e 2010 são mais sentidos em termos de vazões a nordeste (bacia do rio Branco) que a noroeste (alto rio Negro); e a vazão regionalizada chegou a valores de cerca de $33.000 \text{ m}^3/\text{s}$ na foz do rio Negro com o rio Amazonas.

Com tudo, nota-se que ainda é necessário estudos mais detalhados sobre o comportamento hidrológico da mesma, e por quais fatores além da precipitação, este comportamento será influenciado e as consequências dos mesmos, sobre a população do qual reside na região, fazendo assim com que haja um melhor monitoramento, quando houver a ocorrência dos eventos extremos que afetam a bacia.

REFERÊNCIAS

- AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 4, p. 423-434, 2012.
- CHAVES, H. M. L.; ROSA, J. W. C; VADAS, R. G; OLIVEIRA, R. V. T. Regionalização de vazões mínimas em bacias através de interpolação em sistemas de informação geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 3, p. 43-51, 2002.
- COE, M. T.; COSTA, M. H.; HOWARD, E. A. Simulating the surface waters of the Amazon river basin: impacts of new river geomorphic and flow parameterizations. **Hydrological Processes**, p. 1-12, 2007.
- COHEN, J. C. P.; SILVA DIAS, M. A. F; NOBRE C. A. Environmental conditions associated with Amazonian squall lines: A case study. **Monthly Weather Review**, Boston, n. 123, p. 3163-3174, 1995.
- COX, P.; HARRIS, P.; HUNTINGFORD, C.; BETTS, R.; COLLINS, M.; JONES, C.; JUPP, T.; MARENGO, J.; NOBRE, C. Increasing risk of Amazonian Drought due to decreasing aerosol pollution. **Nature**, n. 453, p. 212-216, 2008.
- FERREIRA, N. J.; SANCHES, M.; DIAS, M. A. F. S. Composição da zona de convergência do atlântico sul em períodos de El Niño e La Niña. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 19, n. 1, p. 89-98, 2004.
- FIGUEROA, S. N.; NOBRE, C. A. Precipitation distribution over Central and Western tropical South America. **Climanálise**, n. 5, p. 36-44, 1990.
- FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma Revisão Geral Sobre O Clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998.
- FRAGOSO, M.; GOMES, P. T. Classification of daily abundant rainfall patterns and associated large-scale atmospheric circulation types in Southern Portugal. **International Journal of Climatology**, n. 28, p. 537-544, 2008.

GETIRANA, A. C. V.; BONNET, M. P.; ROTUNNO FILHO, O. C.; COLLISCHONN, W.; GUYOT, J. L.; SEYLER, F.; MANSUR, W. J. Hydrological modelling and water balance of the Negro River basin: evaluation based on in situ and spatial altimetry data. **Hydrological Processes**, v. 24, p. 3219-3236, 2010.

GRIMM, A. M. Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 25, n. 4, p. 537-554, 2011.

INPA. **Desvendando as fronteiras do conhecimento na Região Amazônica do Alto Rio Negro**. Manaus-AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2012, 350p.

INPE. **Riscos das mudanças climáticas no Brasil**: análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia. Brasília-DF: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011, 56p.

LARAQUE, A.; GUYOT, J. L.; FILIZOLA, N. P. Mixing processes in the Amazon River at the confluences of the Negro and Solimões rivers, Manaus, Brazil. **Hydrological Processes**, n. 23, p. 3131-3140, 2009.

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.

MARENGO, J. A.; CHOU, S. C.; KAY, G.; ALVES, L. M.; PESQUERO, J. F.; SOARES, W. R.; SANTOS, D. C.; LYRA, A. A.; SUEIRO, G.; BETTS, R.; CHAGAS, D. J.; GOMES, J. L.; BUSTAMANTE, J. F.; TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River Basins, **Climate Dynamics**, v. 38, p. 1829-1848, 2012.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, 2015.

MARENGO, J. A.; LIEBMANN, B.; KOUSKY, V. E.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; WAINER, I. C. Onset and End of the Rainy Season in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate**, v. 14, n. 5, p. 833-852, 2001.

MARENGO J. A.; NOBRE. C.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M.; OLIVEIRA, G. S.; OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L. M.; BROWN, I. F. The drought of Amazônia in 2005. **Journal of Climate**, n. 21, p. 495-516, 2008.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; SOARES, W.; ALVES, L. M.; NOBRE, C. A. Extreme climatic events in the Amazon basin: climatological and hydrological context of previous floods. **Theoretical and Applied Climatology**, n. 85, p. 1-13, 2010.

MUNIZ, L. S.; FILIZOLA Jr, N. P. Proposta de metodologia de análise dos padrões de cotas fluviométricas da bacia do rio Madeira-Brasil. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 1242-1254, 2012.

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.

SILVA, V. B.; KOUSKY, V. E.; SHI, W.; HIGGINS, R. W. An improved gridded historical daily precipitation analysis for Brazil. **Journal of Hydrometeorology**, v. 8, p. 847-861, 2007.

SOUZA, E. B.; AMBRIZZI, T. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. **Climanálise**, v. 1, p. 1-20, 2003.

SOUZA, E. B.; KAYANO, M. T.; AMBRIZZI, T. The regional precipitation over the eastern Amazon/northeast Brazil modulated by tropical Pacific and Atlantic SST anomalies on weekly timescale. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 19, n. 2, p. 113-122, 2004.

SOUZA, E. B.; NOBRE, P. Uma revisão sobre o Padrão de Dipolo no Oceano Atlântico tropical. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 13, n. 1, p. 31-44, 1998.

STATHIS, D.; MYRONIDIS, D. Principal component analysis of precipitation in Thessaly Region (Central Greece). **Global NEST Journal**, v. 11, n. 4, p. 467-476, 2009.

TOMASELLA, J.; BORMA, 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, 2010.

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, p. 1-9, 2008.

DINÂMICA DA DEGRADAÇÃO FLORESTAL EM OITO MUNICÍPIOS DA REGIÃO NORDESTE DO PARÁ

Ádanna de Souza Andrade¹, Igor da Silva Narvaes², Paula Fernanda Viegas Pinheiro³, Valter Vinícius Pereira Brandão⁴, Thais Gleice Martins Braga⁵, Suezilde da Conceição Amaral Ribeiro⁶

Introdução

A região Amazônica é composta por um mosaico de paisagens, definido tanto pela heterogeneidade dos ecossistemas existentes quanto pela crescente intensificação agropecuária, refletida no uso da terra, na ocupação humana e no desenvolvimento local (BATISTELLA et al., 2008).

Assim, a floresta amazônica tem sido ameaçada por elevados índices de desmatamento ou corte raso. Embora o desmatamento seja a atividade que mais destrói as florestas, outras interferências antrópicas, tais como a exploração seletiva de madeira também tem aumentado em frequência e extensão, ocasionando problemas que vão desde a fragmentação da paisagem até a perda de biodiversidade (ASNER et al., 2005).

A exploração seletiva de madeira ou corte seletivo é o corte de indivíduos arbóreos de diâmetro elevado e de interesse comercial, ocorrida a partir de uma infraestrutura de exploração com ou sem planejamento. Quando esta exploração ocorre sem planejamento, tem-se o corte seletivo convencional (CS.C), o qual é caracterizado pela ausência de padrão e distância entre os pátios de estocagem de madeira, considerado como a extração de indivíduos de interesse comercial sem a definição de plano de manejo (JUNIOR, 2007).

¹Universidade do Estado do Pará, UEPA, Mestranda, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. E-mail: adanna.eng.ambiental@gmail.com

²Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, Pesquisador. E-mail: igor.narvaes@inpe.br

³Universidade Federal Rural da Amazônia, UFRA, Professora assistente. E-mail: engpaulapinheiro@gmail.com

⁴Faculdade Integrada Brasil Amazônia, FIBRA, Especialista. E-mail: viniciuspgeo@gmail.com

⁵Universidade Federal Rural da Amazônia, UFRA, Professora assistente. E-mail: thaisbraga.ambiental@gmail.com

⁶Universidade do Estado do Pará, UEPA, Professora adjunta. E-mail: suziar@yahoo.com.br

O corte seletivo regular (CS.R) se caracteriza pela derrubada e arraste de forma planejada, baseado em um plano de manejo, o qual preconiza a retirada de indivíduos de interesse comercial com diâmetro mínimo de extração. Além disso, tem-se o corte do cipó antes da exploração e a derrubada direcional das árvores, de forma a não comprometer as árvores vizinhas (PANTOJA, 2010).

Por outro lado, a exploração seletiva de madeira de forma insustentável está entre as principais causas da mudança da estrutura florestal. Quando esta intervenção não é realizada de forma planejada, acarreta na redução da capacidade de uma floresta de produzir serviços ecossistêmicos, como armazenamento de carbono e produtos de madeira, devido a mudanças ambientais e antropogênicas severas impostas à estrutura florestal (THOMPSON et al., 2013).

Com a retirada de madeira sem manejo e planejamento, as florestas normalmente são exploradas além do limite preconizado e sem nenhuma técnica que vise minimizar os impactos ambientais ao ecossistema, acarretando o processo de degradação florestal. Essas áreas por se tornarem impróprias para a continuação da exploração madeireira acabam por muitas vezes dando lugar às pastagens ou atividades agrícolas (SILVÉRIO, 2015; ASNER et al., 2012).

Devido a pressão que o bioma Amazônia sofre, principalmente para a expansão da fronteira agrícola, há uma contínua exploração desordenada dos recursos florestais por vezes até o seu completo exaurimento. Baseado nessas questões, há necessidade de se realizar modelagens com base no uso e ocupação da Terra (AGUIAR et al., 2012; LIMA et al., 2012) para se obter as tendências e projeções que estas condicionantes poderão acarretar.

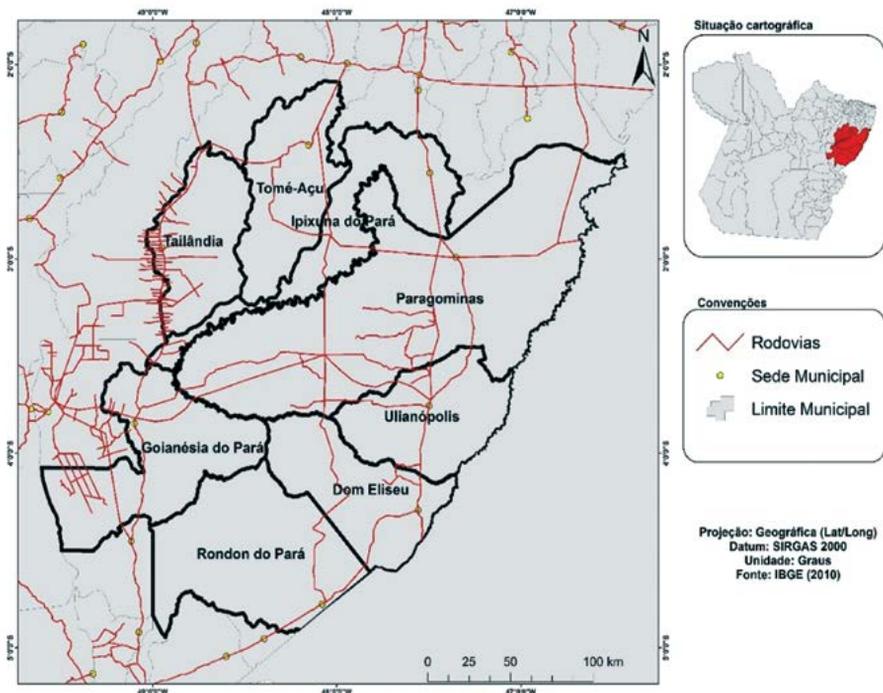
Nesse sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar o processo de conversão florestal, o qual inicia-se com a exploração seletiva de madeira, e nos casos em que a taxa de extração de indivíduos é maior que o preconizado pelo manejo florestal, leva à degradação por intermédio da remoção do sub-bosque até a completa remoção da vegetação, convertida em corte raso, em oito municípios da região nordeste do Pará.

Material e Métodos

A área de estudo compreende um recorte da região nordeste do estado do Pará a qual é delimitada à leste pela BR-010 e à oeste pela PA-475, tendo como limite norte a PA-256 e ao sul pela BR-222, na zona de influência dos Municípios de Tailândia, Tomé-Açu, Ipixuna do Pará, Paragominas, Ulianópolis, Dom Eliseu, Rondon do Pará e Goianésia do Pará. A área está localizada entre as coordenadas geográficas: 2°0'0" S e 49°0'0" W e 5°0'0" S e 47°0'0" W (Figura 1).

É considerada uma região de forte pressão antrópica, devido à presença de estrutura de escoamento de produção (estradas pavimentadas) e do processo de colonização apoiado na região pelo governo desde a década de 1920, com a imigração japonesa. Além disso, a região nordeste do Pará faz parte do arco do desmatamento da Amazônia legal, onde historicamente se concentram os maiores índices de desmatamento da Amazônia brasileira.

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: Os autores, 2017.

Todas as imagens e polígonos referentes à exploração madeireira foram cedidos pela Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espacial (FUNCATE), localizada em São José dos Campos-SP, porém os dados foram validados neste trabalho, onde inconsistências na delimitação das áreas foram corrigidas, quando necessárias. Essas inconsistências abrangiam áreas de exploração superestimadas ou áreas que deixaram de ser classificadas. O software utilizado para o tratamento dos dados foi o Terra Amazon, versão 4.6.1. Os dados vetoriais foram incorporados ao banco de dados, assim como as imagens de satélite (Tabela 1), no sistema de gerenciamento de bancos de dados PostGIS.

Tabela 1. Imagens de satélite utilizadas no trabalho.

Satélite	Sensor	Órbita-Ponto	Data
Landsat 5	TM	223/62	03/07/2010
Landsat 5	TM	223/63	05/09/2010
Landsat 5	TM	222/63	13/08/2010
Landsat 5	TM	223/62	25/07/2011
Landsat 5	TM	223/63	04/06/2011
Landsat 5	TM	224/62	29/07/2011
ResourceSat-1	LISS	324/77	02/08/2012
ResourceSat-1	LISS	324/78	02/08/2012
ResourceSat-1	LISS	325/78	24/09/2012
ResourceSat-1	LISS	326/77	05/09/2012
ResourceSat-1	LISS	326/78	05/09/2012
ResourceSat-1	LISS	326/79	05/09/2012
Landsat 8	OLI	223/62	27/07/2013
Landsat 8	OLI	222/63	04/07/2013
Landsat 8	OLI	223/63	11/07/2013

Fonte: Os autores, 2017.

Foi aplicada a metodologia para detecção de Exploração de madeira utilizada no projeto DETEX do INPE. As imagens foram im-

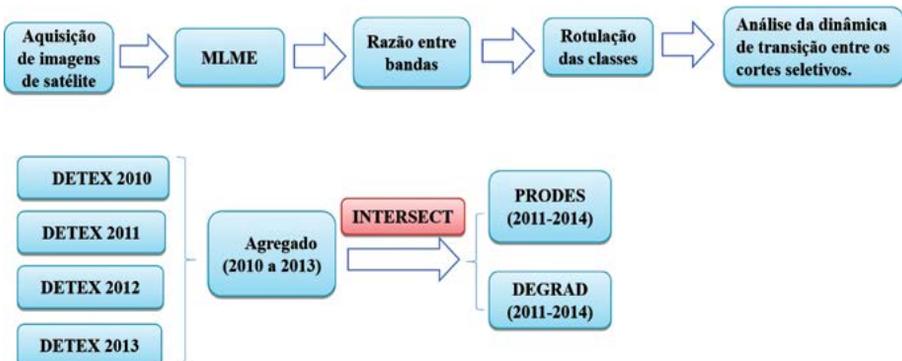
portadas para o software Terra Amazon, versão 4.6.1 e em seguida foi feito o Modelo Linear de Mistura Espectral - MLME (SHIMABUKURO, 1987; SHIMABUKURO e SMITH, 1991). O MLME é utilizado para diferenciar as frações solo, sombra e vegetação que compõe uma imagem, a fim de melhor contrastar as respostas dos alvos de interesse.

Após isso, foi realizada a operação de razão entre bandas (solo e vegetação), com aplicação de ganho e offset, respectivamente de 90 e 50, visando retirar o efeito de borda presente nas imagens, evidenciando mais as áreas de exploração.

Foi feita a rotulação da classe identificada por meio das técnicas de processamento digital de imagem aplicada, por intermédio da vetorização manual, baseado na interpretação visual das imagens objetivando identificar o tipo de exploração existente, a saber: exploração regular e exploração convencional. Essa interpretação foi feita com base em feições típicas de exploração de madeira, como a distribuição de pátios de estocagem e redes de estradas.

Para a análise da dinâmica de transição, foi feita a quantificação das conversões existentes entre os cortes seletivos (regular e convencional) durante o período de análise (2010 a 2013), assim como as conversões para degradação, utilizando dados do INPE (2014b) e de desmatamento do INPE (2014a), disponíveis no sítio eletrônico <<http://www.obt.inpe.br/>>, referentes aos anos de 2011 a 2014 (Figura 2).

Figura 2. Fluxograma da metodologia utilizada.



Fonte: Os autores, 2017.

Resultados e Discussão

A transição entre os tipos de cortes seletivos está descrita na Tabela 2.

Tabela 2. Matriz de transição entre o corte seletivo regular e o corte seletivo convencional, em que: CS.R = Corte Seletivo Regular; CS.C = Corte Seletivo Convencional.

Ano	Transição de Classes		2011		2012		2013		TOTAL (km ²)
			Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	
2010	CS. R	CS. C	9,85	2	2,79	0,57	16,96	3,45	29,6
2011	CS. R	CS. C			13,59	7,24	16,54	8,81	30,13
2012	CS. R	CS. C					4,29	25,7	4,29
TOTAL			9,85	2	16,38	7,81	37,79	37,96	64,02

Fonte: Os autores, 2017.

Assim, os dados da Tabela 2 mostram que do ano de 2010 para o ano de 2011 houve uma conversão de 2% do corte seletivo regular para o corte seletivo convencional, sendo que para o ano de 2012 houve uma redução dessa conversão (0,57%) e posteriormente, no ano de 2013, um aumento (3,45%).

A conversão de corte seletivo regular verificado no ano de 2011 para convencional em 2012 foi de 7,24%, e para o ano de 2013, em comparação com o ano de 2011 essa taxa de conversão aumentou para 8,81%. Já para o ano de 2012, houve um aumento considerável, onde cerca de 26% do corte seletivo regular se tornou convencional no ano de 2013.

Com isso, percebeu-se que a tendência de crescimento desse tipo de conversão demonstra que a efetivação da infraestrutura de exploração no início do período de análise deve estar atrelada a concessões de planos de manejo. No entanto, ao final do período (2013) a falta de fiscalização facilita a garimpagem florestal, onde há o roubo de madeira de interesse comercial e sem planejamento, acarretando em áreas com formato irregular da infraestrutura de exploração. Nesse processo, os

madeireiros exploram espécies de alto valor comercial e retornam às áreas em um curto período de tempo, acarretando em profundos impactos à floresta (SOUZA JUNIOR et al., 1997).

Assim, foram avaliadas a conversão da exploração seletiva para degradação, assim como sua conversão direta para desmatamento. Os resultados estão mostrados nas Tabelas 3 e 4, respectivamente.

Tabela 3. Matriz de transição de corte seletivo evidenciando a converção para degradação (km²), no período de 2011 a 2014.

Classe de corte/Ano	Área (km ²)	Degradação (km ²)				TOTAL (km ²)	TOTAL (%)
		2011	2012	2013	2014		
2010							
CS.C	1.270,68	18,11	6,93	20,63	7,32	52,99	4,17
CS.R	491,41	0,00	2,02	10,39	0,53	12,94	2,63
TOTAL	1.762,09	18,11	8,95	31,02	7,85	65,93	4,17
2011							
CS.C	720,89		13,43	15,1	1,22	29,75	4,12
CS.R	187,79		0,27	2,34	0,28	2,89	1,53
TOTAL	908,68		13,7	17,44	1,5	32,64	5,65
2012							
CS.C	303,09			4,88	0,51	5,39	1,78
CS.R	16,69			0,89	0,023	0,913	5,47
TOTAL	319,78			5,77	0,533	6,303	7,25
2013							
CS.C	920,57				2,22	2,22	0,24
CS.R	91,28				-	-	-
TOTAL	1.011,85				2,22	2,22	0,24
TOTAL	4.002,40	18,11	22,65	51,23	12,6	107,10	17,31

Fonte: Os autores, 2017.

Os dados da Tabela 3 mostram que 17,31% da exploração seletiva de madeira (2010 a 2013), tanto ocorrida de forma convencional quanto regular, foram degradadas até 2014. Estes dados são corroborados pelos dados de Cano Crespo et al. (2014), em seu estudo sobre a degradação florestal e sua relação com o fogo e mudança do uso da

terra, no qual constatou por meio de dados do projeto DEGRAD e comparação com dados de incêndio florestal, que a exploração seletiva de madeira teve maior influência no processo de degradação florestal, no período de 2007 a 2010.

Matricardi et al. (2010) também constataram através de imagens Land sat no período de 1992 a 2004 de alguns municípios do estado do Mato Grosso que o corte seletivo foi responsável em 31% pelos distúrbios florestais em uma área natural, seguido pelo desmatamento (29%).

Os impactos associados a degradação florestal em uma região da Amazônia legal, foram estudados por Monteiro et al. (2004), no qual constataram, que a biomassa viva acima do solo era tanto menor quanto maior fosse a intensidade de exploração e queima da floresta, bem como houve uma redução de 69% da cobertura do dossel e aumento de 39% de resíduos (o que pode aumentar os riscos de ocorrência de queimadas), assim uma redução significativa do estoque de madeira de espécies comerciais em florestas degradadas, em comparação com floresta nativas.

Assim, a degradação florestal traz um declínio contínuo da prestação de serviços ecossistêmicos, como resultado do aumento de impactos humanos à floresta, dentre eles queimada, exploração predatória de madeira e fragmentação florestal, acarretando a perda de biodiversidade, saúde e armazenamento de carbono, capacidade produtiva, regulação do ciclo de água e de proteção do solo (PARROTA et al., 2012).

No período 2010 a 2012, a maior parcela da conversão de corte seletivo para degradação ocorreu para o ano de 2013 (51,23 km²), com uma queda significativa no ano de 2014 (12,6 km²), isso pode estar relacionado com a possível regeneração natural da floresta de áreas abandonadas ou em pousio para uso agropecuário, que pode dificultar a detecção de áreas em estágio de sucessão florestal por métodos de sensoriamento remoto.

Após a exploração, embora as feições fiquem visíveis aos satélites por um período, o dossel se fecha rapidamente, dentro de 1 a 5 anos,

tornando difícil o rastreamento da geografia da extração. Porém, em termos de estoque de carbono e processos ecológicos a regeneração da floresta está longe de ser rápida em áreas de floresta úmida e terra firme da Amazônia brasileira (ASNER et al., 2012; NEPSTAD et al., 1999).

Tabela 4. Matriz de transição de corte seletivo evidenciando a converção para desmatamento (km²) no período de 2011 a 2014.

Classe de corte/ Ano	Área (km ²)	Desmatamento (km ²)				TOTAL (km ²)	TOTAL (%)
		2011	2012	2013	2014		
2010							
CS.C	1.270,68	4,18	3,56	4,8	2,35	14,89	1,17
CS.R	491,41	0,24	0,045	0,24	0,016	0,54	0,11
TOTAL	1.762,09	4,42	3,6	5,04	2,36	15,43	1,28
2011							
CS.C	720,89		0,28	1,8	0,76	2,84	0,39
CS.R	187,79		-	0,076	0,26	0,34	0,18
TOTAL	908,68		0,28	1,87	1,02	3,17	0,57
2012							
CS.C	303,09			1,8	1,23	3,03	1,00
CS.R	16,69			-	-		
TOTAL	319,78			1,8	1,23	3,03	1
2013							
CS.C	920,57				1,22	1,22	0,13
CS.R	91,28				-	-	
TOTAL	1.011,85				1,22	1,22	0,13
TOTAL	4.002,40	4,42	3,88	8,71	5,83	22,85	2,98

Fonte: Os autores, 2017.

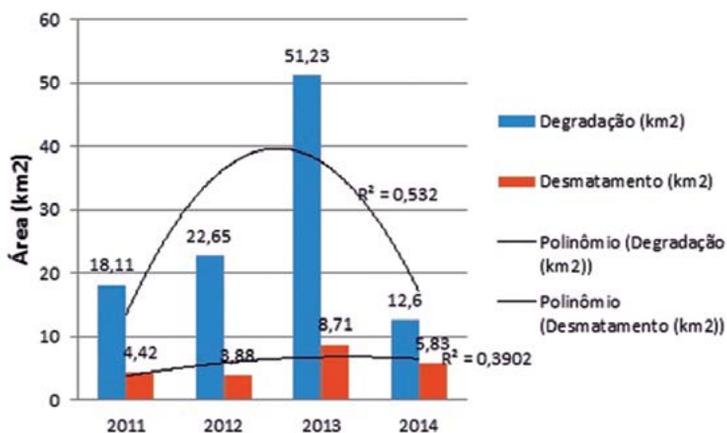
No que diz respeito às áreas de corte seletivo convertidas diretamente para desmatamento (2011 a 2014), estas corresponderam a apenas 2,98%, totalizando 22,85 km² de áreas convertidas.

Segundo dados do Inpe, no período de 2007 a 2013, a área que sofreu degradação florestal foi de 102.923 km², o que correspondeu ao dobro da área desmatada na Amazônia (55.906 km²), o que ratifica os resultados mostrados para a área de estudo (INPE, 2014a, 2014b).

Este menor percentual de conversão de áreas exploradas por corte seletivo para posterior desmatamento pode estar relacionado à própria dinâmica de transição de usos que ocorre na Amazônia, no qual primeiramente as florestas são submetidas ao processo de exploração madeireira, na maioria das vezes de forma convencional, e o passo seguinte é que sejam transformadas em pastagens (ASNER et al., 2012).

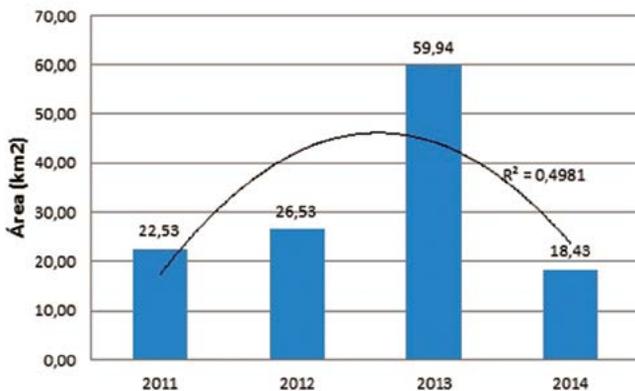
A análise conjunta da dinâmica de transição das áreas de corte seletivo registrou um acentuado aumento para o ano de 2013 (Figura 3), correspondente a 51,23 km² e 8,71 km² de áreas convertidas para degradação ou diretamente para desmatamento, respectivamente, totalizando 59,94 km² de áreas de corte seletivo alteradas para outros tipos de uso somente para o ano de 2013 (Figura 4).

Figura 3. Áreas convertidas para desmatamento e degradação de 2011 a 2014.



Fonte: Os autores, 2017.

Figura 4. Total de área convertida para desmatamento e degradação no período 2011 a 2014.



Fonte: Os autores, 2017.

A partir da análise da Figura 4, verifica-se que do ano de 2011 a 2013 houve um aumento de 166% das áreas desmatadas e degradadas, com uma queda de 69,26% de 2013 para 2014. De acordo com IPAM et al. (2014) o aumento de áreas desmatadas em 2013 coincidiu com fatores que tradicionalmente incentivam o corte de florestas, como o aumento do preço dos produtos agrícolas, no qual o desmatamento é visto como uma forma de “valorizar a terra” e obter ganhos na medida em que seu preço aumente no futuro.

Além disso, grandes obras de infraestrutura (hidrelétricas, asfaltamento de rodovias) e construção de portos, alteram a dinâmica da região e podem ter contribuído em parte para o aumento da derrubada da floresta (SILVA JUNIOR, 2018). Outro fator que pode ter contribuído foi a aprovação do novo código florestal em 2012, que acabou enfraquecendo as regras ambientais, na medida em que permitiu a consolidação de parte significativa das áreas ilegalmente desmatadas no passado, o que criou expectativas de que novos desmatamentos possam ser anistiados no futuro (IPAM et al., 2014).

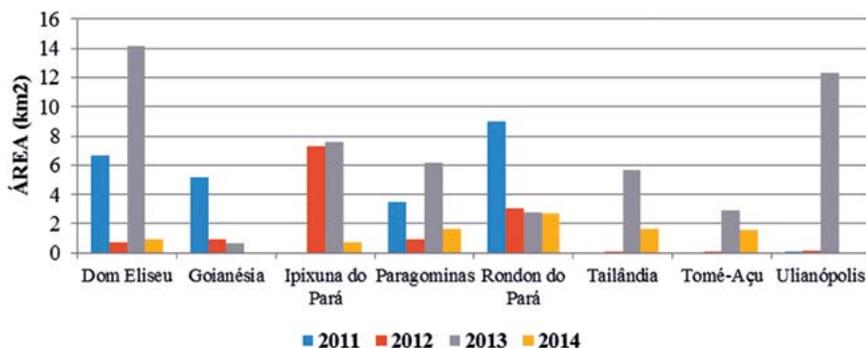
A análise do processo de conversão de corte seletivo (regular e convencional) para degradação por município da região nordeste paraense pode ser visualizada pela Tabela 5 e Figura 5.

Tabela 5. Áreas de conversão de corte seletivo para Degradação por município do nordeste Paraense, no período de 2011 a 2014.

Município	Área (km ²)				
	2011	2012	2013	2014	TOTAL
Dom Eliseu	6,63	0,7	14,15	0,96	21,86
Rondon do Pará	9,03	3,06	2,76	2,67	17,47
Ipixuna do Pará	-	7,33	7,56	0,7	9,38
Ulianópolis	0,06	0,18	12,32	-	12,5
Paragominas	3,47	0,91	6,14	1,62	12,04
Tailândia	-	0,006	5,67	1,64	7,3
Goianésia	5,17	0,92	0,62	0,26	6,18
Tomé-Açu	-	0,002	2,92	1,58	4,5
TOTAL	24,36	13,108	52,14	7,59	91,23

Fonte: Os autores, 2017.

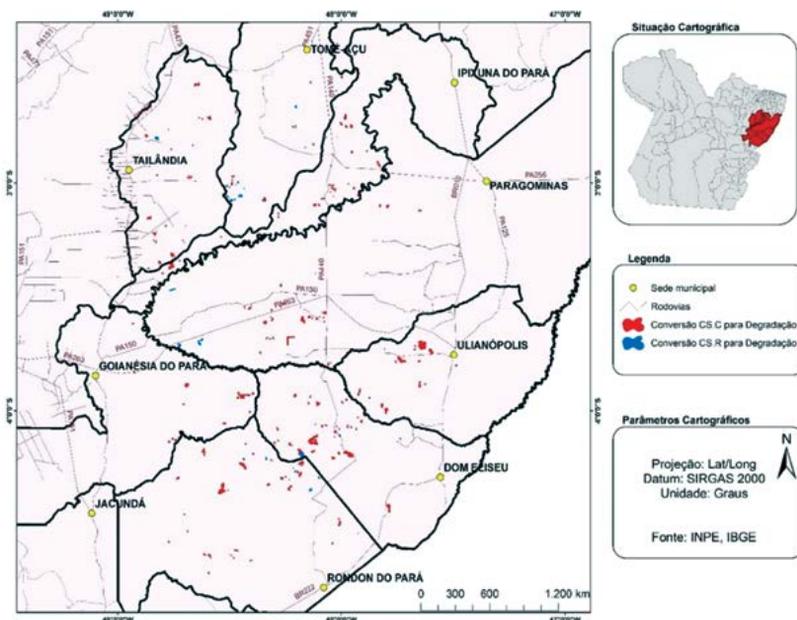
Figura 5. Áreas de conversão para degradação por município do nordeste paraense.



Fonte: Os autores, 2017.

O município de Dom Eliseu teve a maior parcela da conversão de corte seletivo para degradação em anos posteriores (22,44 km²), seguido de Rondon do Pará (17,52 km²), Ipixuna do Pará (15,59 km²), Ulianópolis (12, 56 Km²) e Paragominas (12,14 Km²). A localização geográfica dos polígonos referentes à conversão de corte seletivo para degradação encontra-se na Figura 6.

Figura 6. Polígonos de conversão de Corte Seletivo Convencional (CS.C) e Corte Seletivo Regular (CS.R) para Degradação.



Fonte: Os autores, 2017.

No município de Paragominas, a maior parte da conversão ocorreu a partir de corte seletivo convencional, ou seja, sem plano de manejo. A maioria das áreas estão localizadas próximo às rodovias PA-140, PA-263 e PA 150, na porção oeste do município, onde historicamente predominam as atividades madeireiras (PINTO et al., 2009).

O município de Ulianópolis se destaca por apresentar apenas conversão de corte seletivo convencional, com o quarto maior percentual, 12,56 km² de área convertida para degradação (Tabela 5). Grande parte dos polígonos encontram-se ao longo dos eixos rodoviários, com destaque para a PA 263 e BR 010.

Rondon do Pará obteve a segunda maior taxa de conversão de corte seletivo para degradação (17,52 km²), e a maior parte dos polígonos convertidos são de corte seletivo convencional, o que enfatiza a maior ocorrência de impactos a partir desse tipo de exploração.

No município de Tomé Açu, responsável pelo menor percentual de conversão da exploração seletiva para degradação, uma parcela significativa se deu a partir de exploração seletiva regular, com os polígonos concentrados na porção sul e leste do município. Esse município se destaca pela implantação dos Sistemas Agroflorestais, como uma alternativa de uso da terra para redução do desmatamento e queima (COUTO, 2013).

O município do Ipixuna do Pará apresentou conversão apenas de corte seletivo convencional, com os polígonos localizados nas proximidades das rodovias PA 140 e PA 256, além de apresentar o terceiro maior percentual de conversão, com 15,59 km² de área explorada e posteriormente degradada.

Goianésia apresentou a segunda menor área de conversão de corte seletivo para degradação (6,97 km²), com os polígonos mais afastados das principais rodovias e concentrados na porção leste do município, próximo à fronteira com o município de Dom Eliseu.

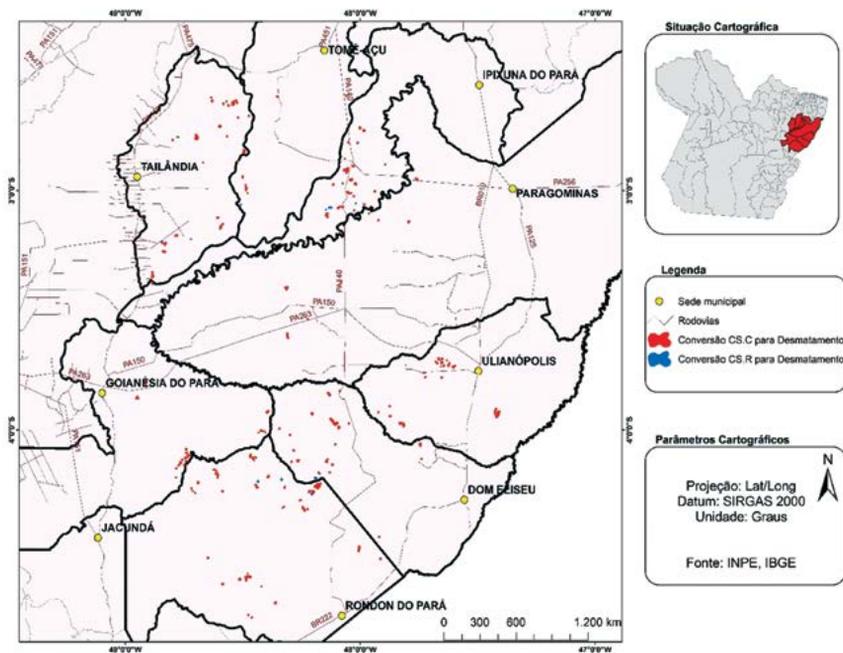
Dom Eliseu é um município que historicamente apresenta elevadas taxas de desmatamento e degradação florestal, apresentando grande parte dos polígonos próximos à rodovia PA 140, o que mostra que as rodovias facilitam o acesso à floresta e conseqüentemente à exploração madeireira. Além disso, a indústria madeireira impulsiona a construção de estradas não oficiais, para que assim cheguem às madeiras de maior valor, diminuindo distâncias e aumentando lucros, ocasionando maior degradação da floresta (PFAFF et al., 2012).

Em Tailândia, seguindo a tendência dos outros municípios, a maior parte da conversão ocorreu a partir da exploração seletiva convencional, totalizando 7,31 km² de área convertida (Tabela 5), com apenas dois polígonos resultantes da exploração regular. De acordo com o Imazon (2014), a área de floresta degradada em Tailândia correspondeu a 59% da área desmatada no período de 2000 a 2013, com o maior valor no ano de 2005, enquanto que em 2011 não foi detectado degradação florestal no município, tal qual identificado nesse trabalho (Tabela 5).

A distribuição espacial das áreas convertidas para desmatamento pode ser visualizada na Figura 7. Essa dinâmica de conversão foi explicada por Asner et al. (2012), quando mostraram que o capital obtido pela exploração madeireira pode muitas vezes ser investido em ativida-

des econômicas, as quais na maioria das vezes exigem o prévio desmatamento, para posterior criação de gado ou agricultura intensiva. Além disso, as estradas não oficiais da atividade madeireira facilitam o acesso humano às florestas, o que pode aumentar as chances do desmatamento.

Figura 7. Polígonos de conversão de corte seletivo para Desmatamento.



Fonte: Os autores, 2017.

Asner et al. (2005) mostrou mais claramente essa estreita relação entre extração de madeira e desmatamento, por meio de imagens de satélite que cobriam cinco estados da Amazônia legal, no período de 1999 a 2004, juntamente com o cruzamento de mapas de extração madeireira e mapas de desmatamento do INPE. Os autores constataram que em mais de 2.000.000 km² da Amazônia, a extração madeireira ocorreu nos limites de 10 km das estradas pavimentadas. Além disso, a probabilidade de desmatamento de uma área afetada pela exploração foi quatro vezes superior do que áreas de florestas não perturbadas pela exploração.

Roma e Andrade (2013) enfatizam que a exploração ilegal de ma-

deira contribui para aumentar os índices de desmatamento, tanto pela exploração direta do recurso quanto por fatores secundários, como a abertura de novas frentes de ocupação do solo ocasionadas pela abertura de estradas, e o aumento do índice de incêndios florestais causados pela abertura de clareiras e grande quantidade de matéria orgânica que são abandonados na área após a retirada de madeira.

A Figura 7 mostra que grande parte dos polígonos referentes ao desmatamento encontram-se próximo às rodovias, fato este enfatizado por Mello (2016) e Ferreira et al. (2005), no qual há uma variação exponencial entre a proporção do desmatamento e a distância de estradas na Amazônia legal, ou seja, uma grande parte do desmatamento acontece próximos às estradas. Essas estradas têm sua construção impulsionada principalmente pela indústria madeireira, já que possibilita o acesso a uma maior quantidade de espécies, aumentando assim a degradação florestal e consequentemente os níveis de desmatamento.

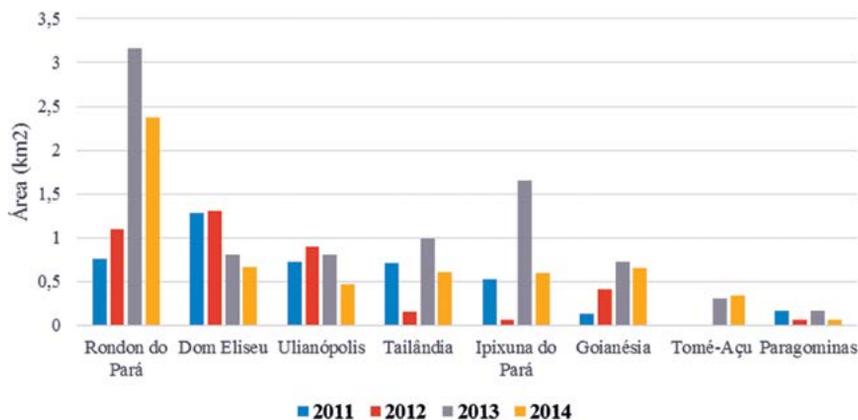
A conversão de corte seletivo (2010 a 2013) para desmatamento em cada município nos anos subsequentes são mostrados na Tabela 6 e Figura 8.

Tabela 6. Áreas de conversão de corte seletivo para desmatamento por município do nordeste paraense, no período de 2011 a 2014.

Município	ÁREA (km ²)				TOTAL
	2011	2012	2013	2014	
Rondon do Pará	0,76	1,09	3,16	2,37	7,38
Dom Eliseu	1,28	1,3	0,8	0,66	4,04
Ulianópolis	0,72	0,9	0,8	0,47	2,89
Tailândia	0,71	0,15	0,99	0,61	2,46
Ipixuna do Pará	0,53	0,06	1,65	0,6	2,84
Goianésia	0,13	0,41	0,72	0,65	1,91
Tomé-Açu	-	-	0,31	0,34	0,65
Paragominas	0,17	0,06	0,17	0,06	0,46
TOTAL	4,3	3,97	8,6	5,76	22,63

Fonte: Os autores, 2017.

Figura 8. Áreas de conversão para desmatamento por município do nordeste paraense.



Fonte: Os autores, 2017.

A análise dos municípios mostrou que o município com a maior parcela de conversão de exploração para desmatamento foi Rondon do Pará, com 7,38 km² de área convertida em anos posteriores à exploração florestal, seguido do município de Dom Eliseu (4,04 km²) e Ulianópolis (2,89 km²), justificados pela lista dos municípios de maiores índices de desmatamento fornecido pelo Ministério do Meio Ambiente, que coloca o município de Rondon do Pará como um dos que mais desmatam na Amazônia (MMA, 2017).

Os valores de conversão encontrados para os municípios de Ulianópolis, Rondon do Pará e Dom Eliseu, estão de acordo com o grau de intervenção antrópica ocasionado ao longo dos anos, pois de acordo com os dados de desmatamento fornecidos pelo PRODES (2016), estes já possuem 68,80%, 67,01% e 65,77% respectivamente, de sua área total já desmatada.

Comparando-se a posição dos municípios no que se refere à degradação e ao desmatamento, pode-se perceber que dois dos principais municípios com maiores áreas de conversão para degradação florestal (Dom Eliseu e Rondon) também foram os principais municípios com as maiores áreas convertidas para desmatamento.

Isso indica que o processo de conversão é gradual, onde primeiramente ocorre a retirada da madeira, em sua maior parte de forma

convencional, ou seja, sem um plano de manejo, o que acarreta a degradação florestal e que posteriormente acabam por serem desmatadas (GERWING e VIDAL, 2002; ASNER et al., 2012), em sua maior parte para darem lugar às pastagens, o que é comum na região de estudo (SILVA, 2004); MERRY et al., 2006).

O município de Tomé Açu obteve o menor índice de conversão para degradação e o segundo menor para desmatamento (Tabela 5 e 6, respectivamente). No mapa de localização das conversões para degradação (Figura 6), fica evidente que a maior parte dos polígonos se deu a partir da exploração seletiva regular, totalizando 2,53 km², correspondente a 56,22% das ocorrências, podendo-se inferir o insucesso dos planos de manejo ou a ineficiência da fiscalização dos mesmos pelos órgãos competentes.

Paragominas foi o município com menor área convertida para desmatamento (Tabela 6, Figura 8), o que pode ser resultado das políticas de combate ao desmatamento nesse município, resultando na saída de Paragominas da lista de maiores desmatadores da Amazônia em 2010, além da implementação do projeto Municípios Verdes em 2011.

Conclusão

A partir das análises realizadas, foi constatado que o padrão de conversão entre os tipos de cortes seletivos se deu do regular para o convencional, devido à forma e características da exploração nos dois métodos, onde 47,77% do corte seletivo regular foram convertidos para corte seletivo convencional, o que mostra a ineficiência dos planos de manejo e a necessidade de maior fiscalização das áreas.

Quanto à conversão da exploração seletiva para degradação, os resultados mostraram que 17,31% da exploração seletiva de madeira (2010 a 2013), tanto ocorrida de forma convencional quanto regular, foram degradadas até 2014. Os municípios com maiores áreas convertidas para degradação foram Dom Eliseu (22,44 km²), Rondon do Pará (17,52 km²) e Ipixuna do Pará (5,59 km²).

No que tange à conversão de corte seletivo para desmatamento, 2,98% da exploração ocorrida de forma convencional e regular foram convertidas para desmatamento. A análise total dos municípios mos-

trou que o município com a maior parcela de conversão de exploração para desmatamento foi Rondon do Pará, com 7,38 km² de área convertida em anos posteriores à exploração florestal, seguido do município de Dom Eliseu (4,04 km²) e Ulianópolis (2,89 km²).

Assim, deve-se enfatizar a necessidade de maior fiscalização no cumprimento dos planos de manejo florestal a fim de inibir futuras degradações ou até mesmo desmatamento. Os resultados obtidos a partir desse estudo podem subsidiar a formulação de políticas públicas visando promover melhor gestão territorial e uso sustentável dos recursos, principalmente nos municípios identificados como prioritários.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, A.P.D.; OMETTO, J.P.; NOBRE, C.; LAPOLA, D.M.; ALMEIDA, C.; VIEIRA, I.C.; SOARES, J.V.; ALVALA, R.; SAATCHI, S.; VALERIANO, D.; CASTILLA-RUBIO, J.C. Modeling the spatial and temporal heterogeneity of deforestation-driven carbon emissions: the INPE-EM framework applied to the Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v.18, n.11, p. 3346-3366, 2012.

ASNER, G.P.; KELLER, M.; LENTINI, M.; MERRY, F.; JUNIOR, C.S. Extração Seletiva de Madeira e Sua Relação com Desmatamento. **Amazônia and Global Change**, p. 24-42, 2012.

ASNER, P.G.; KNAPP, D.E.; BROADBENT, N.E.; OLIVEIRA, P.J.C.; KELLER, M.; SILVA, J.N. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, p. 480 - 482, 2005.

BATISTELLA, M.; MORAN, E.F.; ALVES, D. S. **Amazônia: natureza e sociedade em transformação**. São Paulo: Edusp, 2008. 304 p.

CANO CRESPO, A.; OLIVEIRA, P.J.C.; CARDOSO, M.; THONICKE, K. Tropical forest degradation in the Brazilian Amazon: relation to fire and land-use change. **Advances in forest fire research**. Coimbra, 2014. Disponível em: <<https://digitalis.uc.pt/handle/10316.2/34172>>. Acesso em: 12 set. 2017.

COUTO, M.C.M.de. **Beneficiamento e comercialização dos produtos dos sistemas agroflorestais na Amazônia, comunidade Santa Luzia, Tomé-Açu, Pará.** 138p. Dissertação (Mestrado em Agriculturas Familiares e Desenvolvimento Sustentável), Universidade Federal do Pará (Núcleo de Ciências Agrárias e desenvolvimento rural), Belém, 2013.

FERREIRA, V.F.; VETICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estud. av.*, v.19, n.53, p. 157-166, 2005.

GERWING, J.J.; VIDAL, E. **Degradação de Florestas pela Exploração Madeireira e Fogo na Amazônia Oriental Brasileira.** Imazon, Belém, PA, Série Amazônia, v. 20, p. 1-27, 2002. Disponível em: <http://works.bepress.com/jeffrey_gerwing/21/>. Acesso em: 23 jun. 2017.

INPE. **Projeto PRODES.** 2014a. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 23 jun. 2017.

INPE. **Projeto DEGRAD.** 2014b. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/degrad/>>. Acesso em: 23 jun. 2017.

Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Instituto Socioambiental (ISA), Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). **O aumento do desmatamento na Amazônia em 2013: um ponto fora da curva ou fora do controle?** Brasília, 2014. Disponível em: <https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/aumento_no_desmatamento_na_amazonia_em_2013_vs_final.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2017.

Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). **Desmatamento e Degradação Florestal em Ulianópolis-Pará (2010 a 2013).** 2014. Disponível em: <http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/outros/06_Folder_Ulianopolis_web.pdf> Acesso em: 05 dez. 2017.

JUNIOR, C.M.S. **Avanços do sensoriamento remoto para o monitoramento da exploração madeireira na Amazônia.** In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, 2007, Florianópolis. Anais... Florianópolis: INPE, 2007. p. 6987-6994.

LIMA, A.; SILVA, T.S.F.; DE ARAGÃO, L.E.O.C.; DE FEITAS, R.M.; ADAMI, M.; FORMAGGIO, A.R.; SHIMABUKURO, Y.E. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. **Applied Geography**, v. 34, p. 239-246, 2012.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; PEDLOWSKI, M. A.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, L. C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 1117-1129, 2010.

MERRY, F.; AMACHER, G.; NEPSTAD, D.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; BAUCH, S. Industrial development on logging frontiers in the Brazilian Amazon. **Int. J. Sustain. Dev.** v. 9, p. 277-296, 2006.

MELLO, N.G.R. **Análise dos fatores responsáveis pela redução do desmatamento entre os anos de 2005 e 2013.** 121p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade de São Paulo (Instituto de Energia e Ambiente), São Paulo, 2016.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Lista de Municípios Prioritários da Amazônia. Disponível em: <http://combateadesmatamento.mma.gov.br/imagens/conteudo/lista_municipios_prioritarios_AML_2017.pdf > Acesso em: 12 de junho de 2017. 2017.

MONTEIRO, A.L.S.; JUNIOR, C.M.S.de.; BARRETO, P.G.; PANTOJA, F.L.S.de.; GERWING, J.J. Impactos da exploração madeireira e do fogo em florestas de transição da Amazônia legal. **Revista Scientia Forestalis**. n. 65, p.11-21, jun. 2004.

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

PANTOJA, N. V. **Técnicas de processamento de imagens digitais para detecção de feições associadas ao corte seletivo de madeira na amazônia.** 90 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos campos, 2010.

PARROTA, J. A.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. **Understanding Relationships between Biodiversity, Carbon, Forests and People: The Key to Achieving REDD+ Objectives.** A Global Assessment Report. Prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. IUFRO World Series, Volume 31. Vienna. 161 p, 2012.

PFAFF, A.; BARBIERI, A.; LUDEWIGS, T.; MERRY, F.; PERZ, S.; REIS, E. Impactos de Estradas na Amazônia Brasileira. **Amazonia and Global Change**, p. 101-16, 2012.

PINTO, A.; AMARAL, P.; JUNIOR, C.S.; VERÍSSIMO, A.; SALOMÃO, R.; GOMES, G.; BALIEIRO, C. **Diagnóstico Socioeconômico e Florestal do Município de Paragominas.** Relatório Técnico. Belém/PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia - Imazon. 65 p, 2009.

ROMA, J.C.; ANDRADE, A.L.C. **Economia, concessões florestais e a exploração sustentável de madeira.** IPEA. Boletim regional, urbano e ambiental. Jul- dez. 2013.

SILVA JUNIOR, O. **Empreendimentos de geração hidroelétrica na Amazônia: impactos ambientais em áreas de uso restrito e instrumentos de gestão.** Tese de Doutorado. 150 p. Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2018.

SILVA, P.G. **Detecção de mudanças em áreas de florestas tropicais sob exploração madeireira através da técnica análise do vetor de mudança.** 122p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2004.

SILVÉRIO, D.V. **Alterações na estrutura e funcionamento de florestas transicionais da amazônia associadas à degradação florestal e transições no uso da terra.** 112p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília (Instituto de Ciências Biológicas), Brasília, 2015.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991.

SHIMABUKURO, Y.E. **Shade images derived from linear mixing models of multispectral measurements of forested areas.** Colorado: Colorado State University, 1987. 274 p.

SOUZA JUNIOR, C.; VERÍSSIMO, A.; STONE, S.; UHL, C. **Zoneamento da atividade madeireira na Amazônia: um estudo de caso para o Estado do Pará.** Série Amazônia, No 8, Imazon, Belém, 26p, 1997.

THOMPSON, I.D.; GUARIGUATA, M.R.; OKABE, K.; BAHAMONDEZ C.; NASI, R.; HEYMELL, V.; SABOGAL, C. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology and Society.** v. 18, n. 2, 2013.

BIODIVERSIDADE E MINERAÇÃO NA AMAZÔNIA: USO DA BIOLIXIVIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE EXTRAÇÃO

Dryelle de Nazaré Oliveira do Nascimento¹, Adriano Reis Lucheta², Hélio Raymundo Ferreira Filho³, Joner Oliveira Alves⁴

Recursos minerais na Amazônia

A Amazônia é o maior bioma brasileiro, abrigando cerca de 2.500 espécies de árvores (um terço de toda a madeira tropical do mundo) e 30 mil espécies de plantas (30% das espécies de plantas da América do Sul) (BRASIL, 2017), além de extensa diversidade animal e microbiana. A Amazônia Legal, se estende por aproximadamente 5 milhões de km², compreendendo 9 estados brasileiros das regiões: Norte (Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins); Centro-Oeste (Mato Grosso) e Nordeste (Maranhão), representando quase 60% do território brasileiro (IBGE, 2017).

Além da vasta biodiversidade, a Amazônia abriga uma das maiores reservas minerais do mundo. Os recursos minerais da Amazônia Oriental brasileira (Amapá, Maranhão, Pará, Tocantins e Mato Grosso) começaram a ser explorados a partir da década de 1940, com a descoberta de depósitos de óxidos de manganês na região da Serra do Navio (AP), culminando na abertura de minas na década de 1950, visando suprir a crescente demanda de aço no período pós-guerra (SANTOS, 2002). Na década de 1970, foi instalada a primeira empresa dedicada à extração de caulim, a Caulim da Amazônia (CADAM), com uma mina situada no atual município de Laranjal do Jari (AP), margem esquerda do Rio Jari. Ainda nesta década, se iniciou a extração e comercialização da bauxita, pela Mineração Rio do Norte (MRN), que efetuou, em 1979, o primeiro embarque deste minério para o Canadá (MONTEIRO, 2005).

¹Universidade do Estado do Pará, UEPA, Bolsista do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. E-mail: dryelleoliveira@yahoo.com

²Instituto SENAI de Inovação em Tecnologias Mineraias, ISI-TM, Pesquisador. E-mail: adriano.isi@senaipa.org.br

³Universidade do Estado do Pará, UEPA, Professor do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. E-mail: helio.ferreira@uepa.br

⁴Instituto SENAI de Inovação em Tecnologias Mineraias, ISI-TM, Diretor Executivo. E-mail: joner.isi@senaipa.org.br

Na década seguinte, quase um milhão de garimpeiros estiveram envolvidos na denominada “corrida do ouro”, com a descoberta de depósitos de ouro na região da Serra Pelada, no sudeste do Pará (SANTOS, 2002). Este período também foi marcado pelo início da exploração, pela antiga Companhia Vale do Rio Doce, das jazidas de ferro de Carajás, que na época foram estimadas em 18 bilhões de toneladas de minério, cujo destino era quase que em sua totalidade a exportação para países como: Japão, Alemanha e Itália (SANTOS, 2002).

Atualmente, minérios de manganês, cobre e níquel são extraídos da região de Carajás. Em Ourilândia do Norte, ocorre o beneficiamento de níquel, com depósitos destes minérios estendendo-se até os municípios de São Félix do Xingu e Parauapebas. Nos municípios de Juruti, Paragominas e Oriximiná ocorre a extração da bauxita e, em Barcarena, o beneficiamento do alumínio (MARLEBA, 2012).

As exportações dos minérios de ferro, cobre e manganês correspondem a 89% das comercializações de minérios da Amazônia Legal para o exterior (IBRAM, 2008). Quanto ao setor de transformações, destacam-se as exportações de ferro-gusa, alumínio e alumina, que somadas representam 88% das exportações da Amazônia Legal para este segmento, sendo a China, Japão e Alemanha os principais destinos (IBRAM, 2008).

A última estimativa das reservas brasileiras de minérios de cobre, em 2012, foi de 17,3 milhões de t de cobre contido, sendo o estado do Pará detentor de 85% do total (IBRAM, 2012). Em 2015, a produção bruta de minério de cobre no país foi de 80.176.949 t, com teor médio de 0,64%, sendo os principais estados produtores: Pará (71%), Goiás (24,9%) e Bahia (3,5%) (DNPM, 2016). No estado do Pará, a extração de minério de cobre apresentou um crescimento de 50,6% em 2016, passando de 533.000 t em 2015, para 802.000 t no ano seguinte (DNPM, 2017). A maior parte das reservas paraenses de cobre está situada na Província Mineral de Carajás, que se localiza na porção sudeste do Cráton Amazônico, formada, ao norte, pelo Cinturão de Cisalhamento Itacaiúnas, e ao sul, pelo terreno granito-greenstone arqueano, denominado bloco Rio Maria (CPRM, 2010). A província hospeda ao menos quatro importantes depósitos de óxidos de ferro-cobre-ouro (OFCO), denominados: Salobo,

Sossego, Cristalino e Igarapé Bahia-Alemão, além de outros depósitos menores (CPRM, 2010). Os depósitos localizados no distrito cuprífero de Carajás possuem teor médio de 0,80% e somam 1.568.067.455 t, o que corresponde a 12.589.105 t de cobre contido (RODRIGUES et al., 2009). As maiores reservas de cobre do Brasil estão nos depósitos de Salobo, que possui 1.242.845.000 t de minério, com teor médio de 0,72% e no depósito de Sossego, detentor de 320.757.401 t de minério e teor médio de 1,14% de cobre (RODRIGUES et al., 2009).

Impactos ambientais e mineração

A legislação brasileira, segundo a Resolução N° 001, de 23 de janeiro de 1986 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 1986), no Art. 1º, define impacto ambiental como sendo:

(...) qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II – as atividades sociais e econômicas;

III – a biota;

IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;

V – a qualidade dos recursos ambientais.

A mesma Resolução também determina as atividades que dependem de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), dentre as quais está inclusa a mineração.

O Ministério Público de Minas Gerais (MPMG, 2012) elenca os principais impactos ambientais resultantes deste tipo de empreendimento, sendo estes:

- Alterações acústicas no ambiente ou alteração do ambiente sonoro e geração de vibrações;
- Alterações na qualidade do ar e paisagem;
- Alterações na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, bem como, na quantidade das águas;

- Impactos sobre a flora, fauna, ambientes aquáticos e cavernas;
- Impactos sobre a fauna subterrânea, sítios históricos, arqueológicos e paleontológicos;
- Aumento da imigração;
- Alterações na cultura de populações tradicionais;
- Pressão sobre serviços públicos e infraestrutura;
- Conflitos por terra e vizinhança;
- Impactos sobre a economia local.

Milanez (2017) destaca como principais impactos socioambientais que a atividade mineral não controlada pode gerar: as mudanças na paisagem, emissões atmosféricas, consumo e contaminação de recursos hídricos e impactos sobre as comunidades. Com relação às mudanças da paisagem, o autor afirma que, por ser a atividade mineral céu aberto a principal forma de extração mineral no Brasil, é inevitável a retirada da vegetação e do solo para escavação, detonação e remoção do material para as unidades de beneficiamento, eliminando-se as funções ecológicas antes existentes no local.

Caso não haja controle da atividade mineral, os recursos hídricos podem ser prejudicados pelo aumento da turbidez e incidência de poluentes carreados das áreas de mineração, podendo atingir as águas subterrâneas; por alterações no regime hidrológico dos cursos d'água e aquíferos e rebaixamento do lençol freático, ocasionados pelo emprego do recurso hídrico na lavra e beneficiamento do minério; e pela instabilidade de margens com conseqüente supressão de matas ciliares, geradas pelo rebaixamento das calhas dos rios pelas lavras dos seus leitos (MECHI & SANCHES, 2010).

Biolixiviação como alternativa de extração

Conceito e Vantagens da Biolixiviação

O desenvolvimento de processos economicamente viáveis para o reaproveitamento de minérios com baixas concentrações de metais de interesse e rejeitos de mineração, são essenciais para o atendimento da crescente demanda global por metais e minimização dos impactos ambientais, como a formação de drenagem ácida de mina (WATLING, 2006, NANCUCHEO et al., 2017).

O processo de biolixiviação é um deles e consiste na conversão de um componente metálico insolúvel em uma forma solúvel em água. Sulfetos metálicos são oxidados a íons metálicos e sulfatos através da atividade direta ou indireta de bactérias acidófilas oxidantes de ferro (II) e/ou compostos reduzidos de enxofre (SCHIPPERS, 2007).

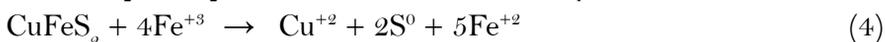
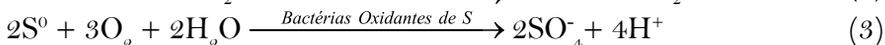
Dentre as principais vantagens deste processo, destacam-se: a eficiente recuperação de metais de minérios de baixo teor e resíduos destes materiais; o moderado capital de investimento com baixos custos de operação; e a simplicidade dos processos de operação (WATLING, 2006).

A oxidação dos minerais pode ser realizada por uma única espécie ou por consórcios microbianos (JOHNSON, 2014). Estes micro-organismos se destacam pela capacidade de crescimento em pH extremamente ácido ($\text{pH} < 3,0$) e tolerância a altas concentrações de metais, podendo ser classificados quanto à sua temperatura ótima de crescimento como: mesófilos (20 a 40°C), termófilos moderados (40 a 55°C) e termófilos extremos (55 a 80°C) (SCHIPPERS, 2007). As espécies bacterianas utilizadas em processos de biolixiviação mais estudadas são as Proteobacterias do gênero *Acidithiobacillus*: *A. ferrooxidans* e *A. thiooxidans*. Estas espécies são Gram-negativas, móveis, apresentando forma de bastonetes entre $1,0$ a $2,0$ μm de comprimento por $0,5$ a $0,6$ μm de diâmetro, não esporulantes, mesófilas e obrigatoriamente acidófilas ($\text{pH} < 4,0$) (SCHIPPERS, 2007). Apresentam metabolismo quimiolitotrófico, utilizando principalmente o íon ferroso e compostos reduzidos de enxofre (ex. sulfetos, tiosulfato, enxofre elementar) como fonte de elétrons e energia, e fixando o CO_2 atmosférico pelo Ciclo de Benson-Calvin como fonte de carbono (SCHIPPERS, 2007).

Outros exemplos de micro-organismos associados aos processos de biolixiviação são as espécies bacterianas: *Acidithiobacillus caldus*, *Leptospirillum ferrooxidans*, *L. ferriphilum*, *Sulfobacillus* sp., e as arqueias dos gêneros: *Acidianus*, *Ferroplasma*, *Metallosphaera* e *Sulfolobus*, entre outros (JOHNSON, 2014, HEDRICH et al., 2016).

Mecanismos de Biolixiviação

O processo de biolixiviação da calcopirita (CuFeS_2), o mineral de cobre mais abundante na natureza, envolve etapas químicas (Equações 1 e 4) e biológicas (Equações 2 e 3) (SCHIPPERS, 2007):



A calcopirita é lixiviada tanto pela solubilização ácida pela presença do íon H^+ (Eq. 1), bem como, pela oxidação através do íon férrico (Fe^{+3}) (Eq. 4), apesar da presença do oxigênio como acceptor final de elétrons nos processos de biolixiviação (SCHIPPERS, 2007, PRADHAN et al., 2008). Micro-organismos oxidantes de Fe, como por exemplo a bactéria *A. ferrooxidans*, oxidam os íons ferrosos (Fe^{+2}) (Eq. 2) para a obtenção de energia, regenerando os íons férricos e mantendo a continuidade do processo. Já os micro-organismos oxidantes de enxofre (S), como as bactérias: *A. ferrooxidans* e a *A. thiooxidans*, oxidam o enxofre elementar (S^0) produzindo o componente ácido (H^+) (Eq. 3) do processo (SCHIPPERS, 2007, PRADHAN et al., 2008). Além da solubilização da calcopirita, a geração de ácido mantém a solubilidade do Fe na solução.

Os mecanismos por trás dos processos de biolixiviação já foram amplamente discutidos na literatura e são descritos em citações mais antigas em três tipos: mecanismo de contato direto, mecanismo de contato indireto e mecanismo indireto (CRUNDWELL et al., 2003). Entretanto, o mecanismo proposto de contato direto, onde os elétrons presentes nos sulfetos metálicos seriam transferidos diretamente para as células microbianas aderidas à superfície através de ação enzimática, nunca foi comprovada, deixando dúvidas sua real existência (VERA et al., 2013). Uma nova classificação dos métodos de biolixiviação vem sendo utilizada, adotando os termos: “lixiviação por contato” (*contact leaching*) e “lixiviação sem contato” (*non-contact leaching*), e um terceiro novo termo, “lixiviação cooperativa” (*cooperative leaching*) (VERA et

al., 2013). No mecanismo de lixiviação “por contato”, as bactérias que estão na superfície do mineral oxidam os íons ferrosos a íons férricos dentro de um biofilme composto por substâncias exopoliméricas (EPS), que por sua vez, oxidam quimicamente os sulfetos (WATLING, 2006). No mecanismo “sem contato”, os micro-organismos planctônicos, isto é, em solução e não aderidos à superfície do mineral, possuem a função de sintetizar os produtos necessários (Fe^{3+} e H^+) para o ataque do minério. Já o termo “lixiviação cooperativa” descreve a dissolução de intermediários de enxofre, coloides de enxofre e fragmentos de minerais por células planctônicas (VERA et al., 2013).

As vias do tiosulfato e do polissulfeto, propostas por Schippers & Sand (1999), são as tentativas mais coerentes para a explicação do processo de oxidação do sulfeto metálico (ROHWERDER & SAND, 2007, VERA et al., 2013).

A via do tiosulfato, ocorre em sulfetos metálicos como pirita (FeS_2), molibdenita (MoS_2) e tungstenita (WS_2), e é baseada exclusivamente no ataque oxidativo de íons Fe^{+3} tendo o tiosulfato como principal composto intermediário contendo enxofre. A via do polissulfeto, de ocorrência na esfalerita (ZnS), galena (PbS), calcopirita (CuFeS_2), arsenopirita (FeAsS) e hauerita (MnS_2), possibilita a dissolução dos sulfetos metálicos por meio do ataque de Fe^{+3} e/ou de prótons, sendo o polissulfeto o principal composto intermediário contendo o enxofre (SCHIPPERS & SAND, 1999, VERA et al., 2013).

O fator preponderante para a seleção do tipo de mecanismo é a solubilidade do sulfeto metálico em ácido, determinada pela configuração eletrônica deste. Sulfetos metálicos com bandas de valência derivadas apenas de orbitais de átomos de metais, não podem sofrer o ataque de prótons. Os sulfetos metálicos que possuem bandas de valência derivadas de orbitais de átomos de sulfetos e metais, podem ser solubilizadas em meio ácido (ROHWERDER & SAND, 2007).

O sucesso dos processos de biolixiviação em pilhas, método mais empregado industrialmente, é diretamente influenciado por características como: a composição do minério e tamanho das partículas; temperatura da pilha, taxa da aeração, controle do potencial redox, pH, e formação de compostos secundários passivadores (PRADHAN et al., 2008).

O tamanho da partícula é determinante para a exposição do minério ao ataque ácido/oxidativo e a adesão dos micro-organismos. Abilash e colaboradores (2011) testaram o efeito do tamanho das partículas em experimentos de biolixiviação de calcopirita de baixo teor, em frascos sob agitação inoculados com *A. ferrooxidans*, obtendo a melhor extração para partículas de minério com tamanho entre 50-76 μm (38,31%), quando comparada com partículas de minério de tamanho de 76-150 μm (29,68%). Os autores também observaram o maior valor para o potencial redox (654 mV) quando utilizaram as menores partículas, provavelmente em resposta ao aumento da superfície de contato da calcopirita para o ataque bacteriano.

Os processos de biolixiviação geralmente ocorrem em temperaturas relativamente baixas, entre 20 a 80°C (JOHNSON, 2014). Entretanto, reações exotérmicas, como a oxidação da pirita e pirrotita, podem elevar muito a temperatura interna das pilhas, podendo ocasionar a autoignição na presença de um combustível (GHORBANI et al., 2016). Temperaturas acima de 55° favorecem o processo de biolixiviação da calcopirita (WATLING, 2006). A presença de micro-organismos modernamente termofílicos e termofílicos é bastante comum em operações de biomineração (JOHNSON, 2014).

Por se tratar de um processo empregando micro-organismos aeróbios, a aeração é essencial para o fornecimento de O₂ e CO₂ para o sistema, evitando a formação de zonas de anaerobiose. Em pilhas de biolixiviação, um bom sistema de aeração pode acelerar as reações de bio-oxidação e melhorar a uniformidade, tornando mais eficiente o processo de bio-extração (PRADHAN et al., 2008).

Durante o processo de oxidação da calcopirita, pode ocorrer a formação de fases sólidas secundárias na superfície do mineral, causando a passivação do minério e diminuindo a eficiência da biolixiviação (MUKHERJEE et al., 2016). A jarosita é geralmente a fase mineral mais abundante resultante da biolixiviação da calcopirita, e a sua formação está diretamente relacionada ao pH do processo (NAZARI et al., 2014). Jyn-Yan e colaboradores (2009), ao analisarem a formação de jarosita em meio de cultura 9K inoculado com a bactéria *A. ferrooxidans*, sob diferentes condições de pH (1.58, 1.63, 1.69, 1.73, 1.79 e 1,99),

observaram que a menor formação deste precipitado ocorreu em entre os valores de pH entre 1,6 e 1,7, e conforme aumentou-se o pH, maior foi a formação da jarosita.

Biolixiviação na Mineração

Antes da implementação de grandes projetos de biolixiviação em pilhas de minérios, se faz necessário uma avaliação em menor escala a fim de se determinar os melhores parâmetros para o processo, tais como: tamanho das partículas, taxa de aeração, vazão da irrigação, temperatura adequada para os micro-organismos, entre outros (PRADHAN, et al., 2008, GHORBANI et al., 2016). Tal avaliação, em escala laboratorial, pode ser obtida em experimentos utilizando a agitação do minério em frascos e reatores ou depositado em colunas estáticas com irrigação de solução lixiviadora.

Ensaios de biolixiviação em frascos sob agitação, inoculados com a bactéria *A. ferrooxidans*, foram realizados com minérios provenientes da região de Carajás - PA (RIBEIRO NETO et al., 2007; ALVES, 2010; GARCIA, 2013; MAGALHÃES, 2016, NASCIMENTO et al., 2018). Magalhães (2016) avaliou a eficiência da descarbonatação em amostras de calcopirita da região de Carajás, antes e durante o processo de biolixiviação em frascos sob agitação, obtendo 47% de extração de Cu em ambas situações ao término de 28 dias, apesar de observar uma extração mais lenta quando a calcopirita foi descarbonatada durante o processo. A presença de carbonatos no minério neutraliza a acidez gerada durante o processo e sua remoção é fundamental para a manutenção do pH ótimo (2,0 a 3,0) para o crescimento microbiano. Nessas situações, o pH deve ser monitorado diariamente e ajustado externamente (ex. adição de ácido sulfúrico), quando necessário, para a manutenção das condições ótimas de extração e atividade microbiana.

Quando os testes em frascos agitados se apresentam promissores, a etapa seguinte é a realização de ensaios em colunas estáticas; que por sua vez, apresentando bons resultados, avançam para ensaios em pilhas de minério com objetivo de simular as configurações de um leito estático (ARENA, 2010). Outro tipo de ensaio a ser realizado são os testes em reatores biológicos agitados, que buscam simular as con-

figurações de um leito dinâmico (NASCIMENTO, 2018). A principal vantagem dos ensaios em reatores na forma de tanques agitados é a possibilidade de controle total sobre as condições do tanque, podendo atingir maiores taxas de lixiviação quando comparados aos ensaios em colunas.

Do ponto de vista ambiental, a biolixiviação apresenta vantagens ao ser comparada com o processo pirometalúrgico convencional, devido ao baixo consumo de energia e impacto ambiental. A principal vantagem da biolixiviação é permitir a exploração econômica de minérios com baixos teores de metais, inviáveis para o processo pirometalúrgico, geralmente já estocados nas minas, diminuindo a necessidade de abertura de novas lavras (WATLING, 2006, GHORBANI et al., 2016).

A biolixiviação pode reduzir o impacto da atividade mineral, uma vez que os ácidos e agentes oxidantes empregados no processo são sintetizados pelos próprios micro-organismos, com redução do gasto energético e ausência de emissões de dióxido de enxofre, um poluente atmosférico emitido no processo pirometalúrgico (MARTIM & SANTOS, 2013). A eficiência no uso da água também é uma vantagem em comparação a outros processos empregados pela indústria, como a flotação, entretanto perdas consideráveis por evaporação podem ser um problema dependendo da localização das pilhas de biolixiviação (GHORBANI, et al., 2016).

O Chile é o país com maior sucesso na pesquisa e adoção da biolixiviação, tendo instalado a primeira planta comercial para a exploração de sulfetos metálicos exclusivamente por biolixiviação do mundo (GENTINA & ACEVEDO, 2016). Muitas minas chilenas estão instaladas nas proximidades do deserto do Atacama. Estima-se que atualmente 10% de todo o cobre extraído no Chile venha de processos de biolixiviação. O processo de biolixiviação também é apontado como uma alternativa para exploração sustentável de cobre na Zâmbia, país africano que concentra um quinto de toda a reserva mundial de minérios com baixos teores de cobre (cinturão de cobre da África Central) (NGULUBE et al., 2016).

No Brasil, a biolixiviação ainda não é empregada em escala industrial, sendo predominante o uso do processo pirometalúrgico. Contudo,

desenvolvimentos em escala laboratorial com minérios brasileiros tem demonstrado resultados que indicam a viabilidade deste processo. Como exemplo, o Instituto SENAI de Inovação em Tecnologias Mineraias (Belém-PA) estabeleceu um protótipo de biolixiviação, com emprego da bactéria *Acidithiobacillus ferrooxidans*, em colunas e reatores para tratamento de amostras de sulfeto mineral e minérios intemperizados contendo cobre provenientes da região de Carajás-PA. Neste protótipo, as maiores taxas de extração de cobre foram obtidas pela biolixiviação dos minérios intemperizados em reatores, cerca de 20%. Por ser um processo com relativo baixo custo de instalação e operação, a biolixiviação pode ser uma alternativa, principalmente, para minérios de baixo teor, estéreis e rejeitos da mineração que são acumulados ao longo da atividade. A região de Carajás-PA possui um elevado volume destes materiais, além de apresentar condições climáticas tropicais de altas temperaturas e umidade altamente favoráveis para os micro-organismos utilizados nos processos de biolixiviação, podendo potencialmente atingir consideráveis taxas de recuperação de metais (NASCIMENTO et al., 2018).

REFERÊNCIAS

- ABILASH, K. D. M.; KUMAR, V.; PANDEY, B. D.; TAMRAKAR, P. K. Bioleaching - An alternative uranium ore processing technology for India. **Energy Procedia**, v. 7, p. 158-162, 2011.
- ALVES, R. C. **Indução de *Acidithiobacillus ferrooxidans* e seleção de linhagens mutantes para utilização na biohidrometalurgia**. 2010. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) Universidade Estadual Paulista, Araraquara. 2010.
- ARENA, F. A. **Estudos físico-químicos e de lixiviação de calcopirita (CuFeS_2) por *Acidithiobacillus ferrooxidans***. 2010. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Estadual Paulista, Araraquara. 2010.
- BRASIL. **Resolução n. 001, de 23 de janeiro de 1986**. Conselho Nacional de Meio Ambiente: CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 17 fev. 1986. Seção 1, p. 2548.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**: MMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia>>. Acesso em: 02 ago. 2017.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. CPRM. **Modelos de depósitos de cobre no Brasil e sua resposta ao intemperismo**. Brasília: CPRM, 2010. 190p.

CRUNDWELL, F. K. How do bacteria interact with minerals? **Hydrometallurgy**, v. 71, p. 75-81, 2003.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. DNPM. **Anuário Mineral Brasileiro**: Principais Substâncias Metálicas. 2016. Brasília: DNPM, 2016. 31p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. DNPM. **Informe Mineral do Estado do Pará**: Ano base 2016. Belém: DNPM, Superintendência no Pará, 2017. 10p.

GARCIA, I. G. **Consórcios microbianos associados a ambientes de minas: obtenção, avaliação fisiológica e molecular**. 2013. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Universidade Estadual Paulista, Araraquara. 2013.

GENTINA, J. C.; ACEVEDO, F. Copper bioleaching in Chile. **Minerals**, v. 6, p. 1-9, 2016.

GHORBANI, Y.; FRANZIDIS, J-P.; PETERSEN, J. Heap leaching technology – current state, innovations and future directions: A review. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, v. 37, p. 73-119, 2016.

HEDRICH, S.; GUÉZENNEC, A.; CHARRON, M.; SCHIPPERS, A.; JOULIAN, C. Quantitative monitoring of microbial species during bioleaching of a copper concentrate. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 1-11, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/amazonialegal.shtm?c=2>>. Acessado em: 02 ago. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Indústria da Mineração**. Ano III, n. 20. Brasília: IBRAM, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Informações e análise da economia mineral brasileira**. 7 ed. Brasília: IBRAM, 2012. p. 35.

JOHNSON, B. D. Biomining – biotechnologies for extracting and recovering metals from ores and waste materials. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 30, p. 24-31, 2014.

JYN-YAN, L.; XIU-XIANG, T.; PEI, C. Study of formation of jarosites mediated by *Thiobacillus ferrooxidans* in 9K medium. **Procedia Earth and Planetary Science**, v. 1, p. 706-712, 2009.

MAGALHÃES, V. M. de A. **Remoção de carbonatos para otimizar biolixiviação de rejeito calcopirítico empregando consórcio de microrganismos**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2016.

MARLEBA, J.; MILANEZ, J. WANDRELEY, L. J. **Novo marco legal da mineração no Brasil: Para quê? Para quem?** Rio de Janeiro: Editora Fase, 2012. 160p.

MARTIM, H. C.; SANTOS, V. M. L. dos. Avaliação dos impactos ambientais de uma empresa de mineração de cobre utilizando redes de interação. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 17, p. 3246-3257, 2013.

MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos Ambientais no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 24, p. 24-29, 2010.

MILANEZ, B. **Mineração, ambiente e sociedade: impactos complexos e simplificação da legislação**. Boletim regional, urbano e ambiental. IPEA, n.16, 2017.

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

MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS. MPMG. **Guia Técnico para atuação do Ministério Público no licenciamento ambiental e atividades de mineração.** Revista do Ministério Público de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2012, 62p.

MUKHERJEE, C.; JONES, F. S.; BIGHAM, J. M.; TUOUVIEN, O. H. Synthesis of argentojarosite with simulated bioleaching solutions produced by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. **Material Science and Engineering C.**, v. 66, p. 164-169, 2016.

NANCUCHEO, I.; BINTENCOUR, T. J. A. P.; SAHOO, P. K.; ALVES, J. O.; SIQUEIRA, J. O.; OLIVEIRA, G. C. Recent developments for remediating acidic mine waters using sulfidogenic bacteria. **Biomed Research International**, v. 2017, p. 1-17, 2017.

NASCIMENTO, D. N. O.; PALMIERI, M. C.; CARMO, A. L. V.; NOGUEIRA, E. P.; LUCHETA, A. R.; PADUA, R. V.; FERREIRA FILHO, H. R.; ALVES, J. O. Biolixiviação de minérios de cobre em reatores com *Acidithiobacillus ferrooxidans*. Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração. No prelo. 2018.

NAZARI, B.; JORJANI, E. Formation of jarosite and its effect on important ions for *Acidithiobacillus ferrooxidans* oxidation. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 24, p. 1152-1160, 2014.

NGULUBE, R.; WANJIYA, M; NYIRENDA, K. **An overview of sustainable copper recovery method via bioleaching.** Proceedings of the 86th IIER Internacional Conference, Joanesburg, 2016.

PRADHAN, N.; NATHASARMA, K. C.; SRINIVASA RAO, K.; SUKLA, L. B.; MISHRA, B. K. Heap bioleaching of chalcopirrite: a review. **Minerals Engineering**, v. 21, p. 355-365, 2008.

RIBEIRO NETO, W. A. **Biolixiviação de minério de cobre da mina de Sossego, PA-Companhia Vale do Rio Doce.** 2007. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Araraquara. 2007.

RODRIGUES, A. F. S.; FONSECA, D. S.; HEIDER, M. **Mineração de Metais Não-Ferrosos** (Capítulo 4; 4.3 - Cobre). In: RODRIGUES, A.

F. S.; FERRAZ, C. P. (Org.). *Economia Mineral do Brasil*. Brasília-DF: Cidade Gráfica e Editora Ltda., 2009. v. 01, p. 216-235.

ROHWERDER, T.; SAND, W. **Mechanisms and biochemical fundamentals of bacterial metal sulfide oxidation**. In: DONATI, E.R. SAND, W. (Org.). *Microbial processing of metal sulfides*. Springer, 2007.

SANTOS, B. A. Recursos minerais da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 16, p. 123-152, 2002.

SCHIPPERS, A. **Microorganisms involved in bioleaching and nucleic acid-based molecular methods for their identification and quantification**. In: DONATI, E.R. SAND, W. (Org.). *Microbial processing of metal sulfides*. Springer, 2007.

SCHIPPERS, A.; SAND, W. Bacterial leaching of metal sulphides proceeds by two indirect mechanisms via thiosulfate or via polysulfides and sulfur. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, p. 319-321, 1999.

VERA, M.; SCHIPPERS, A; SAND, W. Progress in bioleaching: fundamentals and mechanisms of bacterial metal sulfide oxidation - Part A. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 97, p. 7529-7541, 2013.

WATLING, H. R. The bioleaching of sulphide minerals with emphasis on copper sulphides-A review. **Hydrometallurgy**, v. 84, p. 81-108, 2006.

ANÁLISE MULTITEMPORAL DE IMAGENS DE SENSORES REMOTOS: EXPANSÃO DA DENDEICULTURA NO MUNICÍPIO DE TAILÂNDIA – PARÁ (1985 – 2015)

Sabrina Borges Alcântara Lopes¹, Gundisalvo Piratoba Morales², Leonardo Sousa dos Santos³, Alessandro Silva do Rosário⁴

Introdução

Os processos de ocupação da região amazônica podem ser melhor compreendidos através de estudos de monitoramento da vegetação e de mudanças no uso da terra (WATRIN; SANTOS; FILHO, 1996). Para tanto, Sader et al. (1990) observam uma otimização das análises envolvidas para estudos ambientais com a combinação de sistemas de sensoriamento remoto orbital e estruturas auxiliares, como sistemas de informação geográfica (SIG), e outras.

A análise de imagens multitemporais auxilia o reconhecimento de padrões caracterizados por um comportamento temporal típico (CRUSCO, 2006). Contudo, a utilização de técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto possibilitam o desenvolvimento de questões com maior praticidade e oferecem a junção de conhecimentos de várias áreas da ciência (NOVO, 1992).

Nos últimos dez anos, a palma de óleo, (*Elaeis guineenses* Jacq.) ganhou maior visibilidade e incentivos na região nordeste da Amazônia com o zoneamento do cultivo e com o aumento de demanda mundial pelo óleo (HOMMA, 2016). Estabeleceu-se uma política nacional dos biocombustíveis como estratégia governamental para enfrentar a crise energética mundial e atender aos acordos internacionais assumidos pelo Brasil (LAMEIRA et al., 2015).

¹Mestre em Ciências Ambientais, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Estado do Pará (UEPA). E-mail: sabrina-borges1404@gmail.com

²Doutor em Geologia e Geoquímica, área de concentração Geoquímica Ambiental, pela Universidade Federal do Pará (UFPA). E-mail: gundymorales@gmail.com

³Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEO), Universidade Federal do Pará (UFPA). E-mail: leonardodrgeo@gmail.com

⁴Programa Nacional de Pós-Doutorado (PNPD/CAPES), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), Universidade do Estado do Pará (UEPA). E-mail: asrosario.florestal@gmail.com

O crescimento da Dendeicultura no Estado do Pará se deu a partir da década de 1970, quando foram iniciadas grandes ações no âmbito da agricultura no Norte do Brasil, com destaque para a implantação do Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, tendo em vista consolidar o biodiesel na matriz energética brasileira, bem como, a instalação dos “Pólos de Produção de Biodiesel”, visando favorecer a inclusão dos agricultores familiares na produção regional e, conseqüentemente, do Brasil (CARVALHO et al., 2014).

Por esse motivo, o dendê se destacou e recebeu grandes investimentos, tendo o Pará como um dos principais beneficiados por meio do lançamento do Zoneamento Agroecológico do Dendê e do Programa de Produção de Palma de Óleo (GLASS, 2013).

O agronegócio do dendê teve uma razoável expansão e transformou o Pará, no maior plantador/ produtor nacional, uma vez que a região Amazônica dispõe de condições edafoclimáticas favoráveis ao desenvolvimento dessa palmeira (HOMMA, 2011). A partir da década de 1980, foram lançados programas que incentivaram a substituição de óleos diesel por vegetal. O dendê como oleaginosa para produção de biocombustível se tornou, em 1986, a principal cultura do agronegócio no estado (INSTITUTO OBSERVATÓRIO SOCIAL, 2014).

A atual dinâmica socioespacial do nordeste paraense é marcada pela expansão da dendeicultura associada às ações políticas estatais e empresariais que permitiram a formação de territórios da palma (NAHUM; SANTOS, 2015). Dessa forma, a cultura do dendê passou a ser promovida também por outras empresas nacionais e multinacionais, a fim de se estabelecerem na região.

Em uma reflexão acerca da dendeicultura na microrregião de Tomé-Açu, Nahum e Malcher (2015, p. 205) afirmam que tais acontecimentos inauguram:

“um novo período geográfico de expansão do cultivo de dendê na Amazônia, cujas condições políticas, científicas, tecnológicas e territoriais, foram construídas desde a segunda metade do século XX,

por meio de ações de Estado e investimentos em ciência aplicada à pesquisa das relações entre condições edafoclimáticas e dendeicultura na Amazônia.”

O Município de Tailândia foi criado a partir da abertura das Rodovias PA-150 e PA-427, o que estimulou a colonização da região, ocasionando o desmatamento indiscriminado, para o plantio de culturas de subsistência e formação de pastagens (EMBRAPA, 2005).

Em torno disso, o município de Tailândia está engendrado nas ateias de políticas de cunho desenvolvimentista visando o monocultivo de dendê, a qual se caracteriza no símbolo, principalmente, da empresa AGROPALMA e de pequenos produtores camponeses.

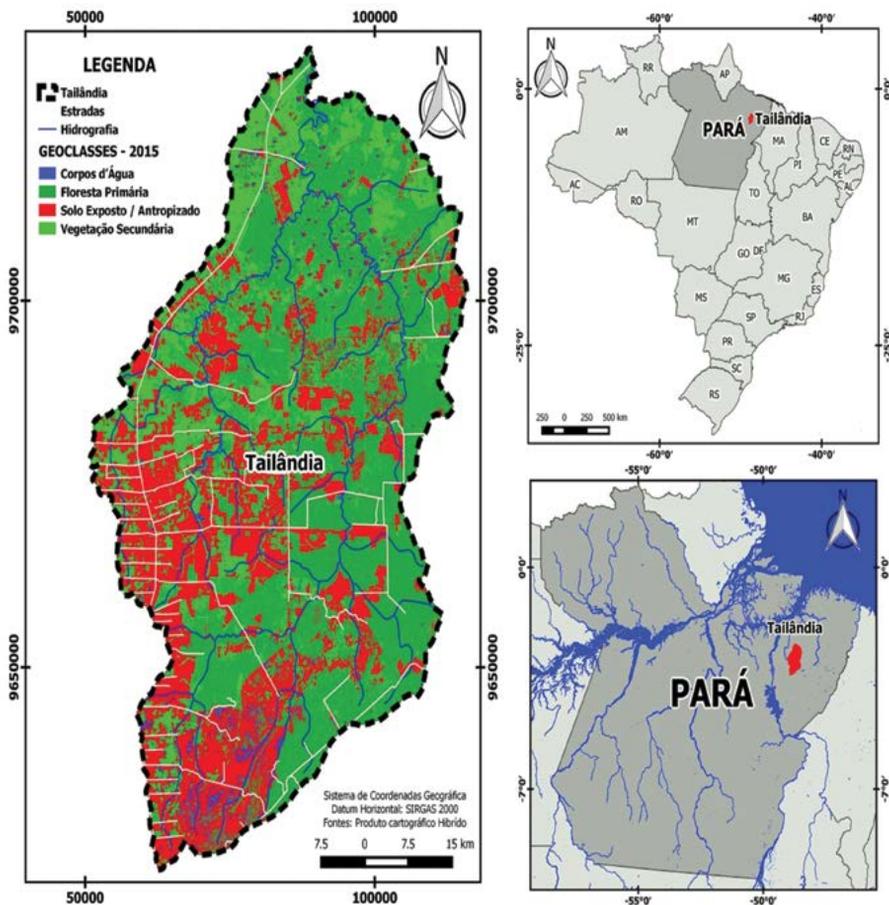
Igawa, Dias e Souza (2015), em um estudo multitemporal entre 1991 a 2006, observaram que houve uma grande expansão da plantação de dendê no município de Tailândia com um significativo aumento na área destinada à produção. Tais autores perceberam, também, que, em decorrência desse fato, ocorreu o crescimento na quantidade produzida desse produto. Segundo Glass (2013), isso ocorreu devido ao incentivo à produção de dendê por meio das grandes ações/programas supracitados, os quais visaram a produção de biocombustível como alternativa à matriz energética brasileira.

Neste sentido, o objetivo deste estudo foi realizar uma análise multitemporal da ocupação e uso e cobertura da terra na microrregião de Tailândia, durante o período de 1985 – 2015.

Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no município de Tailândia, localizado na mesorregião do nordeste do Estado do Pará, com espaço territorial de 4.475,5 km² e uma população de 90.500 habitantes (IBGE, 2013). Está localizado a 256km da capital Belém pela BR-316 e PA-150. No que se refere à delimitação geográfica, esse município possui os seguintes limites: ao norte, estabelece limites com Acará; Tomé-Açu; a oeste, com Mojú e ao sul, com Aurora do Pará.

Figura 1. Localização da área de estudo: município de Tailândia, PA.



Fonte: IBGE, 2017.

Metodologia

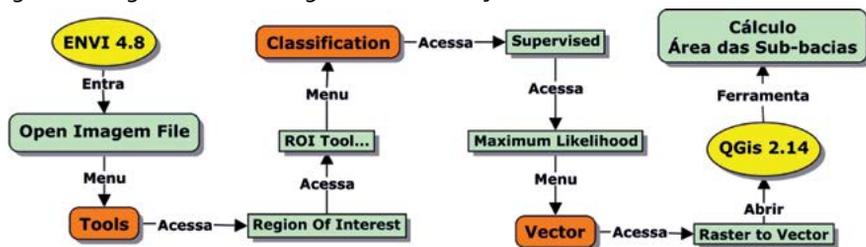
Para a análise de Uso e Cobertura da Terra (UCT) das Sub-Bacias hidrográficas do município de Tailândia, utilizaram-se cenas geradas pelos sensores *Thematic Mapper (TM)*, a bordo do satélite Landsat-5, e *Operational Land Imager (OLI)*, a bordo do satélite Landsat 8, na órbita 223, ponto 61, com datas de passagens em: 27/07/1985, às 12h52min; 04/08/1995, às 12h49min; 15/09/2005,

às 13h10min e 01/09/2015, todas com resolução espacial de 30 metros. As imagens referentes aos anos de 1985, 1995 e 2005 são produtos obtidos a partir do satélite Landsat 5, enquanto a imagem referente ao ano de 2015 é resultado da cobertura exercida pelo satélite Landsat 8. As imagens selecionadas foram obtidas, gratuitamente, do banco de dados do Serviço de Levantamento Geológico Americano (USGS - *United States Geological Survey*), disponível no sítio eletrônico <<http://landsat.usgs.gov/>>.

Através do *software* ENVI 4.8 fez-se a junção das bandas e pré-processamento das imagens, através da correção atmosférica, por meio da conversão dos números digitais (NDs) à radiância aparente e posteriormente em reflectância da superfície, utilizando os dados de calibração radiométrica disponíveis nos metadados das imagens orbitais.

Para classificação das imagens orbitais foi realizado treinamento para o reconhecimento das Regiões de Interesse (ROI) nas imagens orbitais através de 4 geoclasses, sendo elas: Floresta Primária (FP), Corpos d'Água (AG), Vegetação Secundária (VS) e Solo Exposto e/ou Antropizado (SEA). Os critérios usados na identificação e determinação das geoclasses temáticas foram os seguintes: forma, que está relacionada à geometria do objeto; tamanho, que varia conforme a resolução espacial da imagem; tonalidade e textura dos objetos imageados. O classificador usado foi o Máxima Verosimilhança.

Figura 2. Diagrama metodológico da classificação de Uso e Cobertura da Terra (UCT).



Fonte: Os autores, 2017.

Para calcular as áreas de coberturas de terras e gerar mapas foi utilizado o Sistema de Informação Geográfica QGIS 2.10 *Pisa*, *software* livre licenciado pela *General Public License* (GNU). Como última etapa, realizou-se uma análise da tendência em relação ao tempo (1984 – 2017) após a classificação das imagens e a transformação das informações matriciais em vetoriais obtendo-se como produto da classificação as imagens temáticas para a quantificação de cada geoclasse, com seus respectivos atributos de valores do Uso e Cobertura da Terra (UCT) das Sub-Bacias Hidrográficas (SBH) do Município de Tailândia. Nesta fase estabeleceu-se uma escala de importância, partindo do pressuposto de que um dos principais problemas enfrentados na Amazônia diz respeito à derruba e queima de floresta densa e/ou vegetação secundária. Assim a presença de cobertura vegetal é um parâmetro de indicação de degradação Muito Baixa, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Descrição das classes uso e cobertura da terra e sua correspondência com a degradação.

Classes de Uso e Cobertura da terra (UCT)	Classes de Degradação (CD)	Sigla
Floresta Primária	Muito Baixa	MB
Vegetação Secundária	Baixa	B
Solo Exposto e/ou Antropizado	Grave	G

Fonte: Os autores, 2017.

Resultados e Discussão

A análise das imagens orbitais das sub-bacias do município de Tailândia, estado do Pará, revelou o predomínio de três tipos de geoclasses para a área de estudo, a conhecer: Floresta Primária (FP), Solo Exposto e Antropizado (SEA) e Vegetação Secundária (VS).

No ano de 1985, foram mapeados 3.843,66 km² de Floresta Primária (FP) no município de Tailândia. Após 30 anos, as áreas de FP foram reduzidas para 2.104,45 km², devido a exploração madeireira e/ou queimadas, o que corresponde a perda de 39% da cobertura original.

O maior pico de desmatamento ocorreu entre os anos de 2005 a 2015 (698,76 km²), enquanto que a menor área desmatada foi detectada entre 1985 a 1995 (381,96 km²).

Em relação ao Solo Exposto e Antropizado (SEA), registrou-se um aumento de 27% para os mesmos 30 anos observados, com pico de 15% entre 2005 a 2015, representando 688,55 km² de SEA, enquanto que entre os anos de 1995 a 2005 foi detectado um aumento de 10% de SEA em Tailândia.

Quanto à Vegetação Secundária (VS), observou-se que houve um processo de recuperação da vegetação em 30 anos, que corresponde a 12% da área em estudo, principalmente entre os anos de 2005 a 2015, devido ao intenso processo de desenvolvimento da monocultura do dendê naquela região, com ênfase às áreas degradadas. Outros resultados do mapeamento das geoclasses são apresentados na Tabela 2.

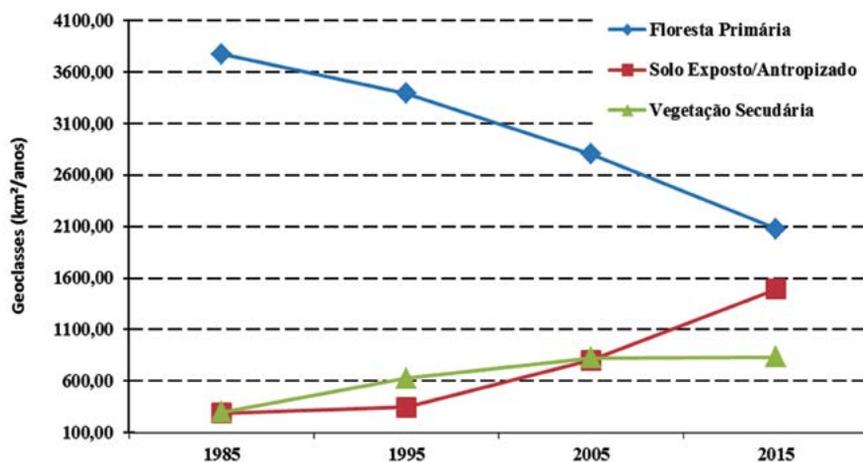
Tabela 2. Estimativa de área das geoclasses, exceto corpos d'água (AG), obtidas para o período de 1985 a 2015 no município de Tailândia-PA, em que: FP = Floresta Primária, VS = Vegetação Secundária, SEA = Solo Exposto e/ou Antropizado.

Ano	Geoclasses					
	FP (km ²)	FP (%)	SEA (km ²)	SEA (%)	VS (km ²)	VS (%)
1985	3.843,66	86,71	290,23	6,55	299,07	6,75
1995	3.461,70	78,09	343,80	7,76	627,46	14,15
2005	2.803,21	63,24	804,70	18,15	825,05	5,00
2015	2.104,45	47,47	1.493,25	33,69	835,26	18,84

Fonte: Os autores, 2017.

A Figura 3, retrata a série histórica do mapeamento das geoclasses em 30 anos, bem como permite afirmar que não ocorreu oscilações anuais expressivas nas curvas analisadas, porém, uma curva descendente na geoclasse de FP e uma ascendente no SEA, evidenciam que há uma drástica diminuição de supressão de áreas de FP. Além disso, também há evidências de uma tendência no aumento de áreas do SEA, chegando a 657,99 km².

Figura 3. Panorama das geoclasses no período de 1985 a 2015, no município de Tailândia-PA.

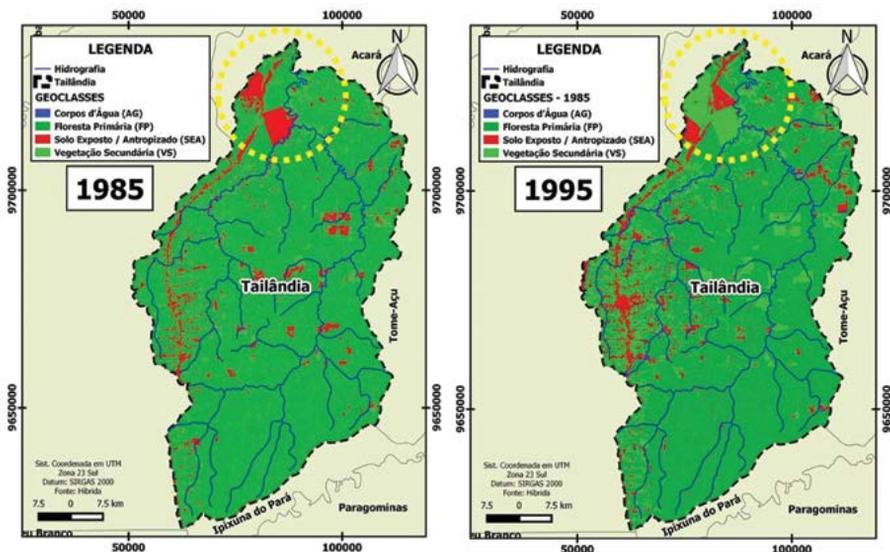


Fonte: Os autores, 2017.

Avaliando exclusivamente a geoclasse de SEA, observa-se na Figura 4, que no ano de 1985, há a predominância da área de FP (cor verde escuro), com pouca indicação de Solo Exposto e Antropizado (SEA). Todavia, após 10 anos identificou-se um aumento visual da VS, correspondente a 8%, localizado ao norte do município, sinalizado pelo círculo em amarelo na Figura 4.

Neste sentido, podemos afirmar que a primeira década é marcada pelo aumento expressivo da área de plantio da monocultura do dendê, onde a cobertura florestal sofre constantes modificações, sendo mais intensa na região de ação antrópica, pois, segundo o Art. 4º do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma no Brasil (2010), fica vedada a expansão do plantio de palma de óleo, em todo o território nacional, sobre áreas de vegetação nativa (NAHUM; SANTOS, 2013).

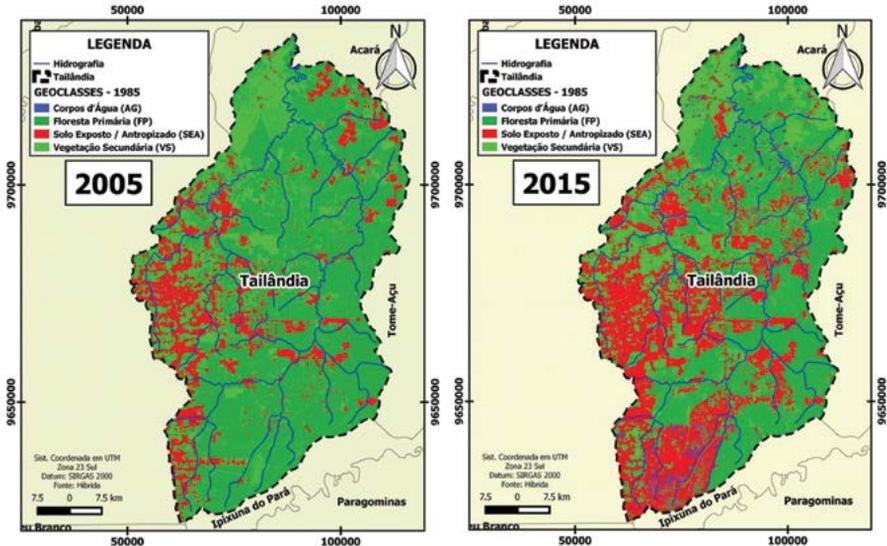
Figura 4. Analogia de áreas obtidas de imagens Landsat para as geoclasses no município de Tailândia-PA: anos de 1985 e 1995.



Fonte: Os autores, 2017.

Segundo a Figura 5, entre os anos de 2005 a 2015, o município de Tailândia apresenta uma área significativa de SEA, com diminuição da FP em cerca de mais de 15% e algumas áreas de VS, sobretudo, a sudoeste do município de Tailândia. Ao longo de dez anos, é possível visualizar que a mancha de SEA atinge quase todas as áreas do município, com aumento aproximado de 15% durante esse período (observando o aumento da área em vermelho). Entretanto, ocorreu um aumento de mais de 13% de VS, entre os anos de 2005 a 2015 ao norte, onde a dendeicultura encontra-se em expansão.

Figura 5. Analogia de áreas obtidas de imagens Landsat para as geoclasses no município de Tailândia-PA: anos de 2005 e 2015.



Fonte: Os autores, 2017.

O crescimento da monocultura do dendê pode ser justificado a partir do momento em que houve a necessidade de se determinar o potencial real para a cultura na região amazônica, considerando apenas o uso de áreas desmatadas e o cultivo de dendezeiro como programa de compensação ecológica, promovendo o aproveitamento de áreas aptas e já alteradas (HOMMA, 2016).

O ano de 1985 é marcado pela Implantação da Companhia Agroindustrial do Pará (Agropar), pertencente ao Grupo Agropalma. Iniciam-se então, as atividades da Agroindustrial Palmasa S.A. numa área de 63,80 km², que representa 1,42% do município de Tailândia (EMBRAPA, 2016). De acordo com o documento “Cronologia do dendezeiro na Amazônia” (2016), nesse mesmo ano ocorre a Implantação da Companhia Agroindustrial do Pará (Agropar), pertencente ao Grupo Agropalma, bem como o início de suas atividades. Após dez anos, nota-se um crescimento de 2,27% dessa monocultura, sendo que, em 1986, o óleo de dendê no comércio mundial custava 3,5 vezes mais que o óleo de soja (SMITH et al., 1992), justificando a expansão da dendeicultura nesse período.

Durante o lançamento do Programa de Produção Sustentável da Palma de Óleo no Brasil, no ano de 2005, a área plantada com dendeeiro era de 165,72 km², o que corresponde a 4,42% da área em análise. Em 2015, o território do dendê em Tailândia passa de 4% para mais de 10% da área total do município, o que corresponde a 286,57 km² em uma década, ou seja, um acréscimo de 28 km² por ano de plantio de dendê na região, conforme Tabela 3.

Tabela 3. Estimativa de área da dendeeicultura para o período de 1985 a 2015, no município de Tailândia-PA.

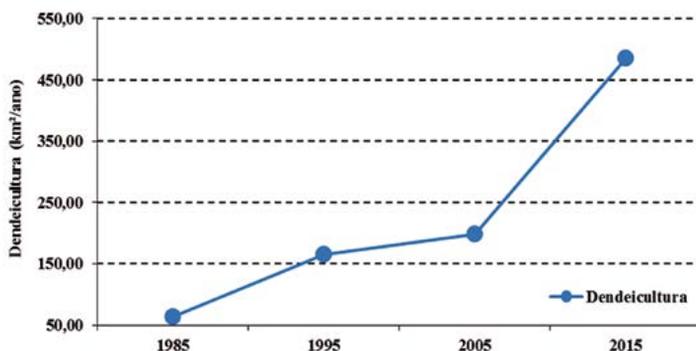
Ano	Tailândia (km ²)	Dendê (km ²)	%
1985	4.475,5	63,80	1,42
1995		165,72	3,69
2005		198,56	4,42
2015		485,13	10,81

Fonte: Os autores, 2017.

Segundo Homma (2016), o mercado insatisfeito com a relação de demanda/oferta de óleo de palma sugere a necessidade de plantio de no mínimo o dobro da atual área plantada.

Desse modo, vale ressaltar que, o incremento de áreas para o plantio de dendê no município de Tailândia, durante os anos de 1985 a 2015, relaciona-se ao avanço da dendeeicultura na região (Figura 6).

Figura 6. Evolução da dendeeicultura no período de 1985 a 2015, no município de Tailândia-PA.

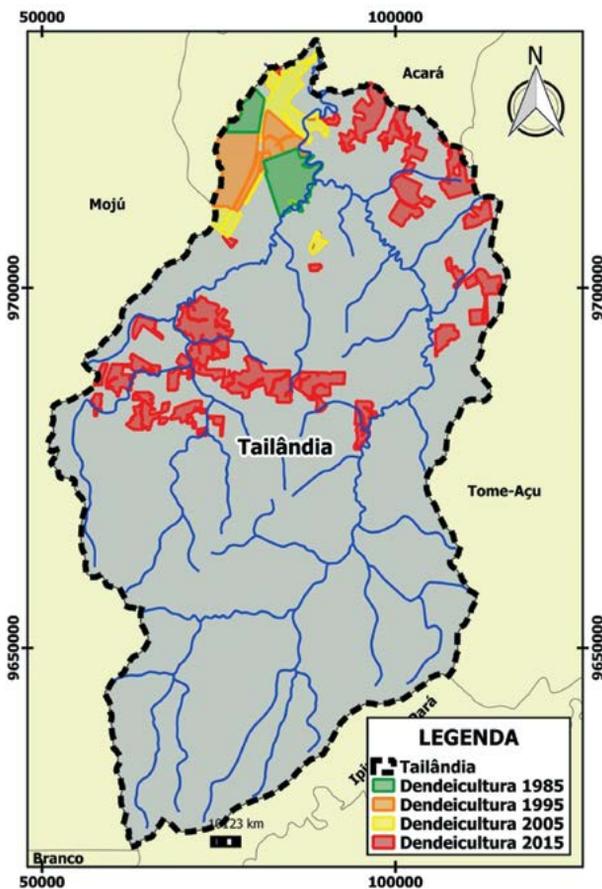


Fonte: Os autores, 2017.

A mudança advinda da lógica do dendê cria cenários que possibilitam uma interpretação particular, ao permitir uma abordagem dinâmica, através da elaboração de cenários gráficos, espaciais e temporais (MONTEIRO, 2007).

Neste contexto, distingue-se o avanço do plantio do dendê através de mapeamentos espaço-temporal, a partir de retrospectivas de cenários do zoneamento do território do dendê. Assim, o mapa permite observar as localizações, as extensões, os padrões espaço-temporal de distribuição do território do dendê no município de Tailândia (Figura 7).

Figura 7. Mapa da dendeicultura de 1985 a 2015, no município de Tailândia-PA.



Fonte: Os autores, 2017.

A expansão do dendê reflete a histórica concentração de terra, que se tornou assunto esquecido, sufocado pelo discurso do desenvolvimento territorial rural, da geração de emprego e renda, da inclusão social, da recuperação de áreas degradadas pela pecuária, de modo que, na contabilidade das vantagens comparativas a concentração de terra aparece como um mal necessário e menor.

Conclusão

As informações geradas a partir das imagens temáticas das Sub-Bacias Hidrográficas (SBH) do município de Tailândia, obtidas durante 30 anos (1985 - 2015), caracterizam variadas formas de uso e cobertura da terra.

O mapeamento das geoclasses sugere que a Floresta Primária (FP) foi a tipologia mais afetada durante os 30 anos analisados quanto ao uso e cobertura do solo. Por outro lado, a Vegetação Secundária (VS) apresentou um crescimento substancial em suas dimensões de área. Contudo, tal crescimento está diretamente relacionado com o avanço das áreas de plantio e cultivo do dendê, na região de estudo.

A dendeicultura é, atualmente, a principal atividade econômica do município de Tailândia, bem como, produz alterações importantes na paisagem desse território, haja vista que as áreas de plantio e cultivo do dendê ocorrem sobre a geoclasse Solo Exposto e Antropizado (SEA), a qual corresponde a degradação “grave”. Portanto, incentivar o avanço desta monocultura sobre áreas de solos sob tais condições, mostra-se como a alternativa mais viável e acertada, conforme preconiza o Art. 4º do Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma no Brasil.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA)**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 02 abr. 2017.

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. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

CRUSCO, N. A. **Sensoriamento Remoto para Análise Multitemporal da Dinâmica de Áreas Agrícolas**. 2006. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 105p., 2006.

GLASS, V. “**Expansão do dendê na Amazônia brasileira: elementos para uma análise dos impactos sobre a agricultura familiar no nordeste do Pará**”. Repórter Brasil - Organização de Comunicação e Projetos Sociais, p. 6, 2013.

HOMMA, A. K. O.; SILVA, F. L.; PENA, H. W. A. **O Cultivo do Dendezeiro na Amazônia: promessa de um novo ciclo econômico na região**. Embrapa Amazônia Oriental, Separatas, 24 p. 2011.

HOMMA, A. K. O. **Cronologia do Cultivo do Dendezeiro na Amazônia**. Embrapa Amazônia Oriental, Folhetos, 32 p. 2016.

IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/2VZAX>>. Acesso em: 02 abr. 2017.

IGAWA, T.K.; DIAS, F.G.; SOUSA, T.G. **Análise da expansão da dendeicultura no município de Tailândia: Um estudo de caso dos anos de 1991 a 2006**, 1801 p. 2015.

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

LOPES, L. H. M. Uso e cobertura do solo no município de Tailândia-PA utilizando o TM/Landsat e técnica de classificação não-supervisionada. **ENGEVISTA**, v. 10, n. 2, p. 126-132, 2008.

MONTEIRO, J. M. G. **Plantio de Oleaginosas por Agricultores Familiares do Semi-Árido Nordestino para Produção de Biodiesel como uma Estratégia de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas**. 2007. 302 p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

NAHUM, J. S. **Dendeicultura e dinâmicas territoriais do espaço agrário na Amazônia paraense**. Clube de Autores, Editora Açai, v. 1, 186 p., 2015.

NAHUM, J.S. & SANTOS, C.B. Impactos socioambientais da dendeicultura em comunidades tradicionais na Amazônia paraense. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, Ed. Esp. Geografia Agrária, p. 63-80, 2013.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4ª ed. São Paulo, Edgard Blucher, 308 p., 1992.

SADER, S. A.; STONE, T. A.; JOYCE, A. T. Remote sensing of tropical forests: an overview of research and applications using non-photographic sensors. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 56, n. 10, p. 1343-1351, 1990.

SOUZA, E. B. de; ROCHA, E. J. P. **Climatologia, variabilidade e tendências do clima atual na Amazônia e em cenários futuros de mudanças climáticas**. In: VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; SANTOS JR. R. A. O. (org.). Ambiente e sociedade na Amazônia: uma abordagem interdisciplinar. 1 ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2014, p. 295-314.

WATRIN, O.S.; SANTOS, J.R.; FILHO, M.V. **Análise da Dinâmica na Paisagem do Nordeste Paraense Através de Técnicas de Geoprocessamento**. In: ANAIS VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1996, Salvador. Resumos Expandidos... São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996, p. 427-433.

VARIABILIDADE ESPACIAL DO CONFORTO TÉRMICO EM PONTOS DISTINTOS DO MUNICÍPIO DE MARABÁ-PA

Natália Lopes Medeiros¹, Antônio Pereira Junior², Edmir dos Santos Jesus³, Nilzele de Vilhena Gomes Jesus⁴

Introdução

No decorrer da história da humanidade sempre houve a interação sociedade-clima, independentemente da forma que ocorreu positiva ou não. Quando se configurou de forma positiva, tivemos a consolidação de inúmeras civilizações pelo planeta e na segunda hipótese, a história amarga inúmeros casos de desgraças, fome, crises, colapsos da humanidade, restando só a adaptação ao meio ou a migração em massa para outras regiões devido as condições climáticas que foram expostas (MONTEIRO; MENDONÇA, 2001).

Atualmente, os debates sobre os problemas socioambientais têm levado em consideração o clima como um dos elementos fundamentais na interação homem- natureza, atentando para os e impactos ambientais ligados à atmosfera (MONTEIRO; MENDONÇA, 2001).

As condições de tempo e clima de uma região têm grande influência sobre as atividades humanas, assim como as atividades antrópicas contribuem para as alterações no meio ambiente. Áreas com solos impermeabilizados cada vez maiores e a construção de edificações de grande porte, fruto da urbanização das cidades, causam variações nas características climáticas locais, possibilitando o surgimento de microrregiões

¹Discente do Curso de Engenharia Florestal. Universidade do Estado do Pará (UEPA). Av. Hiléia, 379 - Amapá, Marabá-PA, 68502-100, Campus de Marabá. E-mail: natalialopesmedeiros@hotmail.com

²Biólogo. M.Sc. Universidade do Estado do Pará (UEPA). Centro de Ciências Naturais e Tecnologia (CCNT). Bairro Angelim, Paragominas. E-mail: jrecobio@yahoo.com.br

³Meteorologista. Dr. em Ciências Climáticas. Universidade do Estado do Pará (UEPA). Centro de Ciências Naturais e Tecnologia (CCNT). Trav. Dr. Enéas Pinheiro, 2626, Bairro Marco, Belém. E-mail: edmir.jesus@gmail.com

⁴Meteorologista. Dra. em Meteorologia. Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia (CENSIPAM). Av. Júlio César, 7060 - Val de Cans, Belém-PA, 66617-420. E-mail: nilzele@gmail.com

termicamente desconfortáveis denominadas ilhas de calor (MAITELLI, 1991; GOLDRICH, 1992; JÁUREGUI, 1992). As alterações provocadas pelo processo de urbanização modificam significativamente as características ecológicas do meio urbano, principalmente, nas cidades onde o crescimento se processa de maneira desordenada e sem um planejamento adequado (GARTLAND, 2010; SANTOS et al., 2012).

Apesar de se discutir sobre as variações do clima urbano, verifica-se que grande parte destas vem sendo desenvolvidas em cidades de latitudes médias, sendo ainda reduzidas as pesquisas em latitudes altas e baixas (OKE, 1982, SANTOS et al., 2012).

Algumas cidades localizadas na Amazônia, nas últimas décadas, vêm apresentando um grande crescimento urbano, caracterizado pela verticalização e expansão horizontal indiscriminada, onde as superfícies naturais são substituídas por construções e outros tipos de superfícies artificiais (SANTOS et al., 2012). Considerando-se a reduzida quantidade de estudos desenvolvidos sobre este tema na Amazônia, justifica-se o desenvolvimento desta investigação, cujo objetivo foi descrever a variação horária da temperatura do ar, umidade relativa do ar e conforto térmico em três pontos distintos do município de Marabá, no sudeste paraense.

O entendimento da variabilidade dos elementos meteorológicos, por exemplo, poderá auxiliar no efetivo planejamento urbano, que por sua vez, implicará na conseqüente melhoria da qualidade de vida das populações afetadas pelos processos artificiais termo-higrométricos, modificadores destes ambientes. Por isso, o objetivo deste estudo foi quantificar a variabilidade espacial do conforto térmico em três pontos distintos do município de Marabá no estado do Pará.

Material e Métodos

Área de estudo

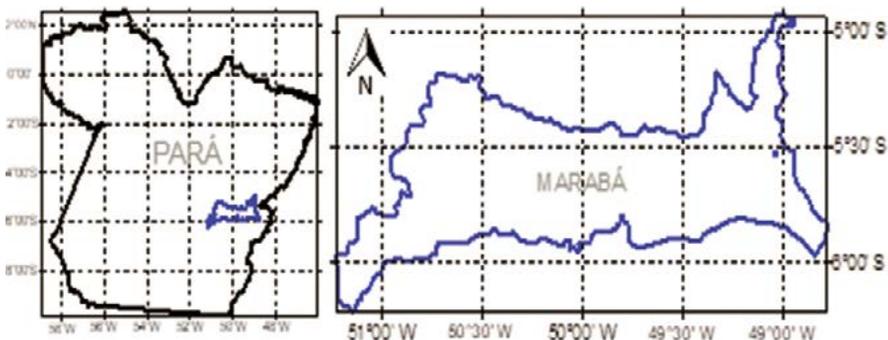
Localizado na mesorregião do Sudeste Paraense, o município de Marabá no Estado do Pará é a sede da Região Metropolitana de Marabá e localiza-se cerca de 500 quilômetros ao sul da capital do Estado (Figura 1). Sua localização geográfica tem, por referência, o ponto de encontro entre dois grandes rios, Tocantins e Itacaiúnas. A sede municipal apresenta as seguintes coordenadas geográficas: 05°21'54"S de

latitude, 49°07'24" W de longitude e 84 m de altitude. Ocupando uma área de 15.092,268 km², conta atualmente com 262.085 habitantes, sendo o décimo município mais populoso da Amazônia (IBGE, 2010).

Segundo a classificação de Köppen o clima de Marabá é tropical semiúmido (Aw), com temperatura média anual de 26,0°C e volume médio de precipitação elevado, próximo aos 2.200 mm anuais, sendo os meses mais chuvosos março (421 mm) e fevereiro (405 mm), enquanto os meses de menor pluviosidade são agosto e julho, com média mensal de apenas 15 mm e 24 mm, respectivamente. A umidade relativa do ar é elevada durante todo o ano, com médias entre 75% a 90%. A velocidade média do vento é de 1,4 m.s⁻¹, com predomínio da direção Nordeste (RAMOS et al., 2009).

Os dados utilizados neste estudo foram coletados em três pontos distintos: Bairro de Nova Marabá (05° 19' 44" S; 49° 05' 40" W; 98 m), Belo Horizonte (5°21'59.6"S; 49°06'36.2"W; 125 m) e no Aeroporto de Marabá (SBMA; 5,35°S; 49,15°W, 102 m). O Bairro de Nova Marabá encontra-se dentro do aglomerado urbano do município e está a 1,3 km do Rio Tocantins. O bairro Belo Horizonte, embora esteja localizado também na área urbana, tem mais áreas arborizadas em relação à Nova Marabá, além de estar à 850m ao Sul do Rio Itacaiúnas. Por outro lado, o aeroporto de Marabá (SBMA) está localizado numa área afastada do núcleo urbano da cidade, apresentando vastas áreas de florestas em sua circunvizinhança (Figura 1).

Figura 1. Localização geográfica da região metropolitana destacando os três pontos analisados (Nova Marabá, Belo Horizonte e Aeroporto) no município de Marabá-PA, Brasil.





Dados coletados

Para realização deste estudo foram feitas leituras em um psicrômetro, o qual possui um par de termômetros, em que um mede a temperatura do ar (T_{ar}) e o outro a temperatura do bulbo úmido (T_u) em abrigos meteorológicos à superfície, obtidas nos pontos instalados, no intervalo de tempo horário, iniciado às 13:00 HL do dia 06 e finalizado às 12:00 HL do dia 08 de abril de 2016, totalizando 48 horas de observação. A umidade relativa do ar destes dois pontos (em Nova Marabá e Belo Horizonte) foi estimada através da equação (1):

$$UR = \frac{e}{e_s} \times 100 \quad (1)$$

Em que: UR – Umidade relativa do ar (%)

e - Pressão de Vapor (mb)

e_s - Pressão de Saturação de Vapor (mb)

A pressão de vapor foi calculada através do método analítico (VIANELLO; ALVES, 1991), como mostra a Equação 2:

$$e = e_{su} - A \times P \times (T_{ar} - T_u) \quad (2)$$

Em que: e - Pressão de vapor (mb)

A- Constante psicrométrica para o psicrômetro não aspirado, $8,0 \cdot 10^{-4} (\text{°C}^{-1})$

P - Pressão atmosférica (mb)

e_{su} - Pressão de saturação de vapor (mb) à temperatura do bulbo úmido, sendo que a seu fio calculada através da equação 3.

$$e_{su} = 6,1078 \times 10^{\left(\frac{7,5 \times Tu}{237,3 + Tu}\right)} \quad (3)$$

Em que: Tar - Temperatura do ar (°C)

Tu - Temperatura do bulbo úmido (°C)

E a pressão de saturação de vapor (mb) foi calculada através da equação 4.

$$e_s = 6,1078 \times 10^{\left(\frac{7,5 \times Tar}{237,3 + Tar}\right)} \quad (4)$$

Dos pontos analisados, o SBMA era o qual possuía a medição da pressão atmosférica, por isso optou-se utilizar o mesmo valor de pressão para os demais pontos analisados, haja vista que a mesma é uma variável que apresenta pouca variação espacial na região tropical. Vale ressaltar que, foram utilizados também os dados de temperatura do ar e umidade relativa, medidos na estação meteorológica situada no aeroporto, disponíveis na Rede Meteorológica do Comando da Aeronáutica (REDEMETS), no endereço eletrônico <http://www.redemet.aer.mil.br>.

Após o procedimento foi comparada a distribuição horária da Tar e UR nos três pontos distintos de Marabá, para verificar as diferenças termo-higrométricas existentes. Também foram averiguadas as condições de conforto térmico utilizando o Índice de Temperatura-Umididade (ITU) ou índice de desconforto, que expressa o grau de desconforto sentido por um ser humano em atividade, sem considerar as condições de ventilação e radiação (THOM, 1959). O ITU é dado pela Equação 5.

$$ITU = [Tar - (1 - 0,01 \times UR) \times (Tar - 14,5)] \quad (5)$$

Em que: ITU - Índice de Temperatura-Umididade ou Índice de desconforto (°C)

Tar - Temperatura do ar (°C)

UR - Umidade relativa do ar (%)

Os valores de ITU, obtidos através da Equação 5 foram relacionados com as faixas de desconforto proposta por Thom (1959). O autor definiu que ITU maior que 29°C (ITU > 29°C) representa a categoria “*estresse*”, ITU menor ou igual a 29°C e maior que 27°C (29°C ≥ ITU > 27°C) indica um ambiente “*muito desconfortável*”, ITU menor ou igual a 27°C e maior que 24°C (27°C ≥ ITU > 24°C) é categorizado como “*desconfortável*” e ITU menor ou igual a 24°C e maior que 21°C (24°C ≥ ITU > 21°C) é característico de um ambiente “*pouco desconfortável*”.

Além do ITU, para analisar a variabilidade espacial do conforto térmico em Marabá foi utilizado o Índice de Calor (IC), derivado do *índice humidex* desenvolvido por Winterling em 1978 e adaptado por Steadman (1979). O IC foi elaborado a partir de medidas subjetivas de quanto calor se sente para dados valores de temperatura e umidade relativa do ar, nas situações em que as temperaturas estão elevadas, estando a pessoa à sombra em condições de vento fraco. Este índice foi testado para a cidade de Belém por Silva Junior et al. (2011), tendo o mesmo apresentado uma boa correlação com a percepção térmica dos indivíduos entrevistados.

O IC foi calculado através da Equação 6, sendo aplicadas algumas correções, quando necessárias. Quando UR é inferior a 13 % e a Tar encontra-se entre 26,66 °C e 44,44 °C, subtrai-se o valor encontrado na Equação 7 do valor da Equação 6. Porém, se UR for superior a 85 % e a Tar estiver entre 26,66 °C e 30,55 °C, o valor encontrado na Equação 8 é somado ao valor da Equação 6. Quando a Tar e UR não se enquadrarem nas duas opções de ajuste é porque não existe a necessidade de fazê-los. Os níveis de alerta e suas consequências à saúde humana estão ilustrados na Tabela 1.

$$IC = -42,379 + 2,04901523 \times Tar + 10,14333127 \times UR - 0,22475541 \times Tar \times UR - 6,83783 \times 10^{-3} \times Tar^2 - 5,481717 \times 10^{-2} \times UR^2 + 1,22874 \times 10^{-3} \times Tar^2 \times UR + 8,5282 \times 10^{-4} \times Tar \times UR^2 - 1,99 \times 10^{-6} \times UR^2 \quad (6)$$

$$AJUSTE = [(13 - UR) / 4] \times \sqrt{\left\{ \left[17 - |(Tar - 95)| \right] / 17 \right\}} \quad (7)$$

$$AJUSTE = [(UR - 85) / 10] \times [(87 - Tar) / 5] \quad (8)$$

Em que: IC - Índice de Calor (°F)

Tar - Temperatura do ar (°F)

UR - Umidade relativa do ar (%)

Tabela 1. Níveis de alerta e suas consequências à saúde humana, baseado nos limiares do Índice de Calor.

NÍVEL DE ALERTA	ÍNDICE DE CALOR (IC)	SINTOMAS
<i>Perigo extremo</i>	IC > 54,0°C	Insolação; risco de acidente vascular cerebral (AVC) iminente.
<i>Perigo</i>	41,1°C < IC < 54,0°C	Câimbras, insolação, esgotamento físico. Possibilidade de danos cerebrais (AVC) para exposições prolongadas com atividades físicas.
<i>Cautela extrema</i>	32,1°C < IC < 41,0°C	Possibilidade de câimbras, de esgotamento físico e insolação para exposições prolongadas e atividades físicas.
<i>Cautela</i>	27,1°C < IC < 32,0°C	Possível fadiga em casos de exposições prolongadas e prática de atividades físicas.
<i>Não há alerta</i>	IC < 27°C	Não há problemas

Fonte: Adaptado de National Weather Service, Weather Forecast Office (NOAA), apud Costa et al, 2013.

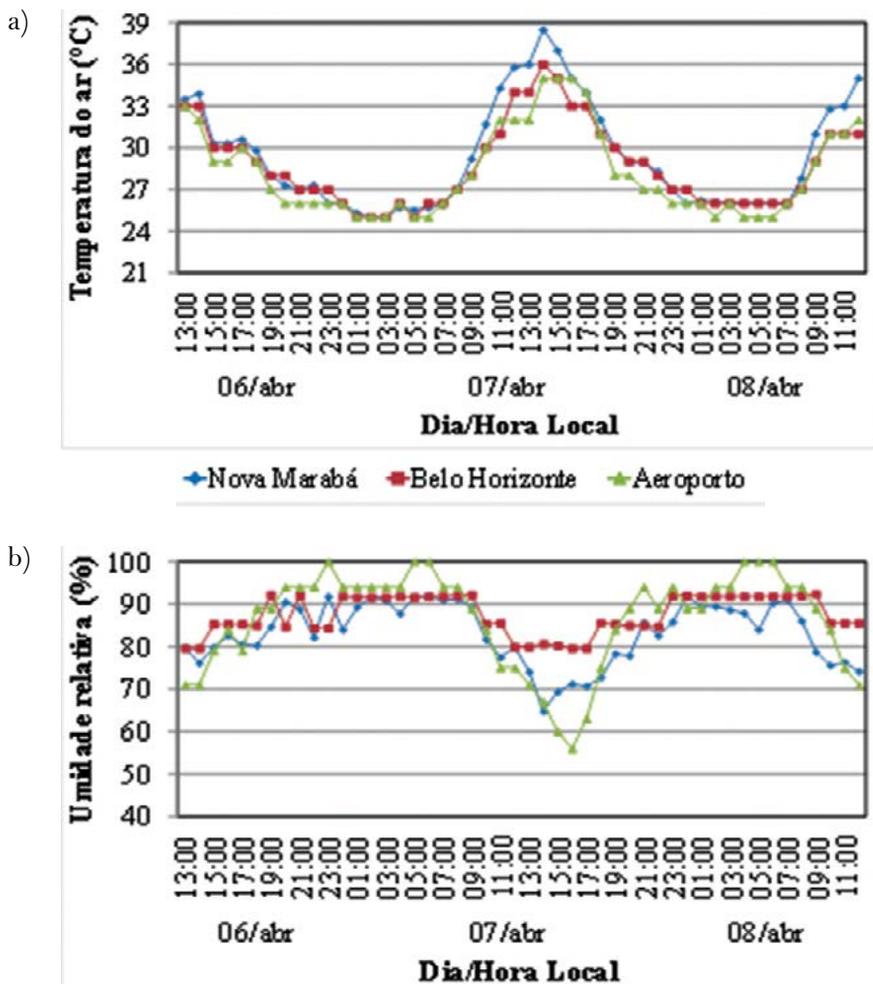
Resultados e Discussão

A Figura 2 mostra a evolução da temperatura do ar e da umidade relativa do ar das 13:00 HL do dia 06 à 12:00 HL do dia 08 de abril de 2016. Notou-se que a distribuição horária da temperatura

do ar nos três pontos analisados apresentaram curvas semelhantes. Os maiores valores diurnos de temperatura foram registrados no começo da tarde, com máximo em Nova Marabá de $38,5^{\circ}\text{C}$ às 14:00 HL do dia 07. Este pico foi observado na área mais urbanizada (menos arborizada), enquanto que no Aeroporto e em Belo Horizonte, a temperatura do ar neste mesmo horário foi de $35,0^{\circ}\text{C}$ e $36,0^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Por outro lado, as temperaturas mais amenas de todo o período analisado foram observadas na área mais arborizada, ou seja, no aeroporto. A amplitude térmica diária (diferença entre o maior e o menor valor diário de temperatura) foi maior no Bairro Nova Marabá, seguido do aeroporto. Já em Belo Horizonte a amplitude térmica foi menor, devido a maior disponibilidade de vapor d'água no ar em função da proximidade do rio e da maior proximidade do rio (Figura 2a).

Os menores valores de UR, na maior parte do período analisado, foram registrados no ponto que possui mais elementos de urbanização, em Nova Marabá. O SBMA, que é o ponto com mais vegetação em relação aos demais, apresentou os maiores valores de UR durante o período analisado, alcançado os 100%, valor que indica a saturação do ar. Entretanto, durante à tarde (período que foram observadas as maiores temperaturas diurnas, conforme visto na Figura 2a), o menor valor de UR ocorreu em SBMA, com 56% às 16:00 HL do dia 07, enquanto em Nova Marabá o mínimo valor neste dia (65%) ocorreu às 14:00 HL e em Belo Horizonte o menor valor de UR foi de aproximadamente 80% durante a maior parte do período vespertino (Figura 2b). Por isso, sugere-se que além do fator urbanização, a variação da direção e velocidade do vento (não medido em Nova Marabá e Belo Horizonte) também tenha interferido no aumento e diminuição da umidade relativa do ar nos pontos analisados.

Figura 2. Variação horária da (a) Temperatura do ar (°C) e da (b) Umidade relativa do ar (%) entre as 13:00 hora local (HL) do dia 06 às 12:00 HL do dia 08 de abril de 2016 nos bairros de Nova Marabá, Belo Horizonte e no Aeroporto do município de Marabá.



É notável que a variação de Tar e UR dos pontos analisados sofreu grande influência da vegetação e da morfologia urbana, onde o primeiro é responsável pela atenuação e absorção de parte dos raios solares, além de produzir o sombreamento, e o segundo influência na circulação do vento, na evaporação, além do sombreamento

causado pelas edificações e a proximidade dos rios. Essa variabilidade ocorre principalmente devido às características do uso da cobertura do solo. Na área menos urbanizada, onde há menos edificações, o vento flui com mais facilidade, existem mais áreas com vegetação e menos impermeabilização do solo, o que facilita a evapotranspiração. À medida que se desloca para a área mais urbanizada, essas características vão se invertendo, onde existem mais edificações, menos quantidade de vegetação, maior impermeabilização do solo e obstáculos para reduzir a circulação dos ventos, conforme descrito por Oke (1987).

A distribuição horária de ITU indica que a maior parte das medições nos três pontos analisados está dentro das faixas “*muito desconfortável*” e “*desconfortável*” (Figura 3). A categoria “*estresse*” foi identificada em dois pontos: Nova Marabá e Belo Horizonte. No SBMA, o ponto mais arborizado em relação aos demais, embora a ITU tenha oscilado com valores dentro das faixas “*muito desconfortável*” e “*desconfortável*”, não apresentou durante os períodos analisado, a categoria “*estresse*”, sendo o ponto menos desconfortável, em relação aos demais aqui estudados. Sugere-se que este resultado esteja relacionado novamente com a maior presença de vegetação, consequentemente, menor presença de área urbanizada aos arredores, quando comparada com Nova Marabá e Belo Horizonte.

A Figura 4 apresenta a distribuição horária do IC em Nova Marabá, Belo Horizonte e SBMA, das 13:00 HL do dia 06 às 12:00 HL do dia 08 de abril de 2016. Os maiores valores de IC ocorreram entre o final da manhã e o começo da tarde nos três pontos analisados, sendo identificados valores na categoria “*Cautela Extrema*”. Em Nova Marabá foi verificado o maior valor de IC, de 35,0°C, ficando dentro desta faixa de maior desconforto das 11:00 HL às 16:00 HL do dia 07. Em Belo Horizonte o período de “*Cautela Extrema*” foi no horário das 14:00 às 15:00HL e no SBMA, das 14:00 às 16:00 HL, ambos no dia 07. Portanto, novamente o bairro de Nova Marabá teve o maior índice e período de desconforto térmico, provavelmente por ser a área mais urbanizada e com menos arborização, quando comparada com Belo Horizonte e o SBMA.

Vale ressaltar que estes extremos de IC podem representar riscos à saúde dos habitantes de Nova Marabá, com possibilidade de ocorrência de câimbras, de esgotamento físico e insolação para exposições prolongadas e atividades físicas. Durante o período noturno e madrugada (entre 23:00HL e 08:00 HL) os três pontos analisados apresentaram o IC dentro da faixa mais confortável para a saúde humana, associado ao resfriamento radiativo da superfície.

Conclusões

Foi observada a grande influência da estrutura urbana na variabilidade do conforto térmico em Marabá-PA. Na maior parte das medições, foram registrados maiores (menores) valores de Tar e menores (maiores) de UR no ponto mais (menos) urbanizado, Nova Marabá (SBMA), em relação aos demais pontos estudados.

Com base nas análises realizadas com o ITU e IC, o bairro de Nova Marabá foi o mais desconfortável, quando comparado a Belo Horizonte e o SBMA, durante o período analisado. Este resultado é devido à menor quantidade de áreas vegetadas e a grande quantidade de áreas pavimentadas e edificadas, os quais contribuíram para o aumento da temperatura e redução da umidade do ar.

Sugere-se que novos estudos em períodos sazonais distintos (período chuvoso, seco e transição), com maiores séries temporais e em maior número de pontos de medições para aperfeiçoar os resultados aqui obtidos, obtendo um melhor detalhamento da variabilidade termo-higrométrica e do conforto térmico em Marabá.

REFERÊNCIAS

- COSTA, A. C. L.; SILVA JÚNIOR, J. A.; SANTOS, CUNHA, A. C.; FEITOSA, J. R. P.; PORTELA, B. T. T.; SILVA, G. G. C.; COSTA, R. F. Índices de conforto térmico e suas variações sazonais em cidades de diferentes dimensões na Região Amazônica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 03, p. 478-487, 2013.
- GARTLAND, L. **Ilhas de Calor: como mitigar zonas de calor em áreas urbanas**. São Paulo-SP, Ed. Oficina de Textos, 2010. 248p.
- GOLDREICH, Y. Urban climate studies in Johannesburg, a sub-Tropical city located on a ridge - A review. **Atmospheric Environment**, v. 26B, n. 3, p. 407-420, 1992.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Populacional 2010**. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_do/PA2010.pdf> Censo Populacional 2010. Acesso em: 11 de dezembro de 2010.
- JAUREGUÍ, O. E. Aspects of heat-island development in Guadalajara, Mexico. **Atmospheric Environment**, v. 26B, n. 3, p. 391-396. 1992.
- MAITELLI, G. T.; ZAMPARONI, C. A. P. G.; LOMBARDO, M. A. Ilha de calor em Cuiabá-MT: Uma abordagem de clima urbano. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE MEIO AMBIENTE, 1991, Londrina. **Anais...**, 1991. 1 CD-ROM.
- MONTEIRO, C. A. F., MENDONÇA, F. **Clima urbano**. 1ª Ed. São Paulo. Editora Contexto, 2001. 192p.
- OKE, T. R. The energetic basis of the urban heat island. **Quarterly Journal Royal Meteorological Society**, v. 108, p. 1-24, 1982.
- OKE, T. R. **Boundary Layer Climates**. 2ª Edição, 460 pp. 1987
- RAMOS, A. M.; SANTOS, L. A.; FORTES, L. T. G. (Ed.). **Normais climatológicas do Brasil, 1961-1990**, 2009.
- SANTOS, K. P. C; CUNHA, A. C; COSTA, A. C. L; e SOUZA, E. B. Índices de tendências climáticas associadas à “ilha de calor” em Macapá (1968-2010). **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 19, n. 3, p. 325-336, 2012.

SILVA JÚNIOR, J. A.; COSTA, A. C. L; PEZZUTI J. C. B.; COSTA, R. F., CARVALHO, S. P.; SOUSA, A. J. S. Estudo do Conforto Térmico e o Fenômeno da Ilha de Calor na Cidade de Belém-PA durante o ano de 2010. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CLIMATOLOGIA, 2011, João Pessoa. **Anais...**, 2011. 1 CD-ROM.

STEADMAN, R. G. The Assessment of Sultriness. Part I: A temperature-Humidity Index Based on Human Physiology and Clothing Science. **Journal of Applied Meteorology**, v. 18, p. 861-873, 1979.

THOM, E.C. The discomfort index. **Weatherwise**, v.12, p.57-60, 1959.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. Meteorologia Básica e Aplicações. 2ª Ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. Imprensa universitária, 2000. p. 499.

MODELAGEM HIDRODINÂMICA DO ALTO-MÉDIO RIO TAPAJÓS COMO FERRAMENTA DE APOIO À GESTÃO HÍDRICA

Eliézer Cláudio Ribeiro Silva¹, Fiamma Buchinger Alves², Marcelo José Raiol Souza³, Mayke Feitosa Progênio⁴

Introdução

A água é o elemento essencial para as atividades da humanidade, bem como para o meio ambiente. A conservação da mesma torna-se cada vez mais vital, visto que ela tem múltiplos usos, como para os aproveitamentos hidrelétricos, abastecimento humano e industrial, piscicultura, hidrovia, depuração de efluentes líquidos, entre outros.

A utilização de corpos d'água em seus usos múltiplos pode ser prejudicada por causa das alterações que contribuem para a degradação de corpos hídricos. As alterações nos corpos hídricos têm se agravado por causa da proximidade aos grandes centros urbanos dos rios e lagos e também pela implantação de empreendimentos para geração de energia (GALVÃO; BERMANN, 2015), além das práticas agrícolas e de criação de animais em áreas no entorno. As mesmas, aliadas aos eventos naturais extremos, intensificam os impactos sobre os corpos d'águas.

O entendimento sobre os processos hidrológicos é importante para o gerenciamento dos recursos hídricos, bem como para projetos de obras hidráulicas e estudos ambientais (MARINHO FILHO et al., 2012). As modificações sofridas nos recursos hídricos demandam uma nova abordagem à água, passando a ser dotada de valor econômico e considerada finita, bem como requisitando novos modelos de gestão da mesma, para que se atenda aos diversos usos atuais e futuros. Essa nova

¹Universidade do Estado do Pará (UEPA). Email: eliezer_claudio@hotmail.com

²Universidade do Estado do Pará (UEPA). Email: fbuchinger@hotmail.com

³Universidade do Estado do Pará (UEPA). Professor Adjunto III do Departamento de Tecnologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Naturais e Tecnologia. Email: mraiol@yahoo.com.br

⁴Universidade Federal do Pará (UFPA). Email: maykefeitosa@gmail.com

abordagem de gestão dos recursos hídricos deve considerar a bacia hidrográfica como unidade fundamental de planejamento e se utilizar de novas tecnologias disponíveis para alcançar seu objetivo.

Os modelos são ferramentas importantes para a tomada de decisões no gerenciamento de bacias hidrográficas. Eles podem ser utilizados em estudos ambientais para entender os impactos das ações antrópicas e prever alterações futuras nas bacias hidrográficas, pois é capaz de representar de forma simplificada a realidade, propiciando assim o entendimento da dinâmica dos processos que o envolvem, bem como prevendo situações que simulam cenários futuros (HOLANDA, 2010).

A atual tendência de construção de grandes usinas hidrelétricas no Brasil tem voltada as atenções para os estudos hidrológicos das grandes bacias, sobretudo na região amazônica. Fearnside (2015) afirma que as construções de hidrelétricas, como as 43 grandes barragens previstas para a Bacia do Tapajós, são as maiores causadoras de impactos sobre os recursos hídricos, que vão desde inundações de terras indígenas, unidades de conservação e corredeiras aos impedimentos de navegação e bloqueio de passagem de barcaças. Além disso, os eventos hidrológicos extremos na Amazônia têm se tornado mais recorrentes, deixando moradores de locais remotos cada vez mais sujeitos à escassez de água, alimentos e sem acesso a transporte, serviços de saúde ou de ensino.

Dada a importância do rio Tapajós para a região e para o país, faz-se necessário a compreensão dos processos dinâmicos que envolvem o mesmo, analisando sua sazonalidade, pulsos de inundação e simulando eventos extremos. Dessa forma, pretende-se auxiliar a gestão hídrica quanto ao uso múltiplo da água, atendendo, assim, às demandas da região, sob a ótica da sustentabilidade. A dialética existente entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental precisam estar integradas; logo, a modelagem hidrodinâmica insere-se como uma ferramenta que pode auxiliar na representação do “Estado da Arte” do rio Tapajós.

Esse estudo tem por objetivo analisar os eventos extremos máximos de vazões do rio Tapajós, por meio da modelagem hidrodinâmica, buscando-se auxiliar o planejamento e gerenciamento desse recurso hídrico. Também se busca calibrar um modelo hidrodinâmico unidi-

mensional para a verificação de cenários ambientais, avaliando-se a variabilidade nos níveis de águas.

Revisão de Literatura

Eventos hidrológicos críticos

Os eventos hidrológicos críticos ou extremos são fenômenos climáticos que podem causar desastres naturais, como inundações, secas e deslizamentos de encostas (ANA, 2010). Os eventos hidrológicos extremos de vazões máximas estão associados às chuvas intensas e as precipitações de pequenas intensidades de longa duração (WATANABE, 2013), e devido à propagação da onda de cheia de montante (PAZ, 2010).

Os eventos hidrológicos críticos na região Amazônica têm se intensificado, onde os maiores eventos já registrados na história do monitoramento hidrológico regional ocorreram desde o ano 2000 (FILIZOLA, 2012). Um dos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) é a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. Portanto, os estudos desses eventos são cada vez mais necessários para a compreensão dos mesmos e dos impactos que podem causar.

Esses estudos são realizados para o entendimento de regimes fluviais, dando subsídios a prevenção e a defesa. Diversos projetos de engenharia utilizam-se do tempo de retorno para as vazões máximas. Naghettini e Pinto (2007) definem Tempo de Retorno (TR) como sendo o tempo médio necessário para que um evento seja igualado ou superado, em um ano qualquer, e o mesmo é igual ao inverso da probabilidade (p) de que tal evento de referência ocorra (ou seja, $TR = 1/p$). Para cálculo de TRs para além do período de dados da série histórica de vazões, é necessário realizar a extrapolação da série histórica, por exemplo, por meio de distribuições de frequência.

Distribuição de frequência

Eventos hidrológicos podem ser estimados a partir de estatísticas de amostras do passado e tem como resultado a probabilidade de um valor de precipitação ou vazão igualado ou superado (MONTE;

GOLDENFUM; VALÉRIO, 2015). Conforme os autores, o uso das distribuições de probabilidade de extremos para estimar eventos pode servir para melhorar o rigor de intervenções com efeitos hidrológicos.

Para Wolff (2013), as distribuições mais indicadas utilizadas nos estudos de valores extremos são a de Gumbel (tipo I), Fréchet (tipo II) e Weibull (tipo III), bem como a distribuição de frequência de Valor Extremo Generalizado (GEV, acrônimo em inglês). A distribuição GEV agrega três tipos de distribuição de valores extremos (Gumbel, Fréchet e Weibull) e possui três parâmetros: forma (k), escala (σ) e posição (μ). O parâmetro de forma representa onde a maioria dos dados está concentrada; o parâmetro de escala descreve quão espalhado a distribuição é, na medida em que o valor do parâmetro cresce, a função se torna mais espalhada; e o parâmetro de posição descreve a posição da distribuição em uma dada direção do eixo horizontal (MILLINGTON; DAS; SIMONOVIC, 2011).

Os testes de aderência verificam se uma distribuição teórica de probabilidade se ajusta de forma correta ou não aos dados amostrais, comparam as frequências amostrais com as frequências teóricas esperadas pelo modelo probabilístico que se está julgando válido para descrever os dados observados (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Um dos testes de aderência mais utilizados é o Kolmogorov-Smirnov (KS). Este tipo de teste é do tipo não paramétrico, pois independe dos parâmetros da distribuição, ou uma estimativa destes, para o cálculo de sua estatística (ALVES et al., 2013).

Sistema, modelo e simulação

Um sistema, segundo Dooge (1973), é qualquer estrutura, dispositivo, sistema ou procedimento, real ou abstrato, que inter-relaciona, em uma referência de tempo determinado, uma entrada, causa ou estímulo de matéria, energia ou informação, e uma saída, efeito ou resposta de informação, energia ou matéria.

O modelo é uma forma de representar o comportamento de um sistema. Tucci (2005) classifica os modelos em físicos, analógicos e matemáticos. O modelo físico representa o sistema por um protótipo em escala menor, os analógicos valem-se da analogia das equações que re-

gem diferentes fenômenos e os modelos matemáticos representam a natureza por meio de equações matemáticas.

A simulação é o processo de utilização do modelo, a qual é composta das etapas de estimativa ou ajuste, verificação e previsão (TUCCI, 2005). O autor ainda explica que na primeira etapa devem ser determinados os parâmetros, na segunda se verifica a validade do ajuste realizado e na última etapa é a simulação do sistema com os parâmetros ajustados para quantificação das respostas as diferentes entradas.

Modelo de gestão em recursos hídricos

Devido aos complexos sistemas que envolvem a natureza e os limites da percepção humana, a construção de um modelo para representar um sistema real apresenta falhas. Entretanto, ainda assim, os modelos são ferramentas de vital importância para a ciência (SOUSA, 2010). A importância do uso de modelos nos estudos e gestão dos recursos hídricos podem ser justificada sob dois aspectos: interpolações e extrapolação de dados (devido à escassez dos dados ambientais) e dinâmica dos processos (para a compreensão e previsão do sistema estudado).

O gerenciamento de recursos hídricos é um campo de ação multidisciplinar, no qual é necessário utilizar metodologias que melhor quantifiquem os processos, permitindo analisar alternativas que auxiliem na tomada de decisão (TUCCI, 2005). O autor classifica os modelos utilizados no gerenciamento em: modelo de comportamento, modelos de otimização e modelos de planejamento.

Modelo hidrodinâmico

Os modelos para a previsão do movimento de água, em aspectos quantitativos são denominados de modelos hidrodinâmicos. A modelagem hidrodinâmica realiza estudos para a compreensão de comportamento de corpos hídricos, permitindo analisar cenários, alternativas, prever fenômenos, prevenção de cheias e estiagens, avaliação de sua resposta frente a intervenções humanas, dispersão de poluentes, transporte de sedimentos e entre outros (SANTOS, 2015).

Quando o escoamento do rio ocorre predominantemente na calha, o modelo 1D (unidimensional) pode atender aos objetivos, en-

quanto que quando ocorre o extravasamento do rio para planícies de inundação, de ordem de dezenas de vezes superior a largura do canal, é necessário a utilização do modelo 2D (unidimensional) (PAZ, 2010).

No trabalho de Coutinho (2015) foi realizado uma avaliação dos modelos HEC-RAS 4.1 (1D) e HEC-RAS 5.0 (2D), onde foi constatado que não houve diferenças significativas entre eles na definição de manchas de inundação do estudo, tendo como vantagem a simplicidade de construção do modelo topológico, que facilita a convergência da simulação, no primeiro modelo, e as possibilidades de detalhamento das informações, no segundo.

O escoamento em canais livres

O escoamento da água pode ser estudado em duas situações: em superfície livre e em condutos forçados. O escoamento com superfície livre é a principal característica hidráulica do escoamento em rios e canais, tendo duas propriedades fundamentais: estar contato com a pressão atmosférica e susceptibilidade determinante aos efeitos da gravidade (SILVA; MASCARENHAS; MIGUEZ, 2007).

A classificação do regime de escoamento em superfícies livres é realizada conforme o comportamento das variáveis, sendo que a mais significativa é a variação delas no tempo, que dá origem ao regime de escoamento permanente ou não-permanente. Conforme Chow (1959) o escoamento em canal aberto é considerado permanente se as suas variáveis não mudam com o tempo e se o inverso acontecer, o escoamento é considerado não permanente.

Silva et al. (2007) afirma que quando se pretende simular a vazão máxima de um evento para a caracterização de um rio, o escoamento em regime permanente é adequado para tal propósito. Para Silva, Mascarenhas e Miguez (2007), as principais aplicações para cálculo do escoamento em regime não permanente são: ondas de cheia, ondas de maré em estuários, ondas geradas pela operação de usinas hidrelétricas, eclusas de navegação e rupturas de barragens.

As equações fundamentais do escoamento em rios e canais são as equações de Saint-Venant, as quais são obtidas a partir dos princípios da conservação da massa e quantidade de movimento, na sua versão

unidimensional. As equações completas de Saint-Venant são a equação da continuidade (1) e equação dinâmica (2).

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = ql \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\frac{Q^2}{A} \right)}{\partial x} + g \cdot A \frac{\partial h}{\partial x} = g \cdot A (S_0 - S_f) \quad (2)$$

Em que: Q é a vazão; x é a distância da seção transversal; A é a área da seção transversal; t é o tempo; ql é a contribuição lateral por unidade de largura; h é a altura da seção transversal; S_0 é a declividade do fundo; S_f é a declividade da linha de energia devido à resistência; e g é a aceleração da gravidade.

Quando a simulação é realizada em regime de escoamento permanente, há a anulação de todas as derivadas parciais em relação ao tempo nas equações de Saint-Venant (SILVA; MASCARENHAS; MIGUEZ, 2007). Estas equações não possuem solução analítica, sendo necessário o emprego de métodos para a solução numérica-computacional.

O HEC-RAS

O HEC-RAS 4.1 (Hydrologic Engineering Center - River Analysis System) é um software desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidráulica do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos para análises hidráulicas, muito utilizado em modelagem hidrodinâmica de rios e canais (USACE, 2010). Composto por três módulos (hidrodinâmico, transporte de sedimentos e qualidade da água), o modelo simula o escoamento em canais livres possibilitando o cálculo e a análise hidráulica de escoamento unidimensional em regime permanente e não permanente.

O módulo hidrodinâmico do HEC-RAS resolve as equações completas de Saint-Venant (1) e (2) para propagar a vazão em trechos de rio. O cálculo das perdas de carga é realizado por meio da fórmula de rugosidade de Manning, descrita por Chow (1959), a

qual representa a resistência ao escoamento. A equação 3 representa a fórmula de Manning.

$$S_f = \frac{|Q| \cdot Q \cdot n^2}{R^{\frac{4}{3}} A^2} \quad (3)$$

Em que: η é o coeficiente de rugosidade de Manning; Q é a vazão; R é o raio hidráulico; e A é a área da seção transversal.

No modelo, a equação da energia de Bernoulli (4) é utilizada para calcular os níveis de água no regime permanente.

$$H_2 + Z_2 + \frac{a_2^2 \cdot V_2^2}{2g} = H_1 + Z_1 + \frac{a_1^2 \cdot V_1^2}{2g} + h_e \quad (4)$$

Em que: H é a profundidade de água, Z é a elevação do fundo do canal com relação a um Datum, V é a velocidade média na seção, a é o coeficiente de Coriolis, g é a aceleração da gravidade e h_e é a perda de energia.

Para a resolução das equações de Saint-Venant, são adotadas algumas premissas (TUCCI, 2005): o fluxo é unidimensional; as funções são contínuas em relação ao tempo e ao espaço; o fluido é incompressível e homogêneo; a pressão é hidrostática; é possível utilizar equações para perda de carga; a inclinação inferior do canal é pequena e o leito do canal é fixo.

O modelo HEC-RAS é um software consagrado mundialmente e muito utilizado em diversos estudos de casos no Brasil. Exemplos de seus usos podem ser vistos em Santos (2015), Martins (2015), Loitzenbauer e Mendes (2016) e entre outros.

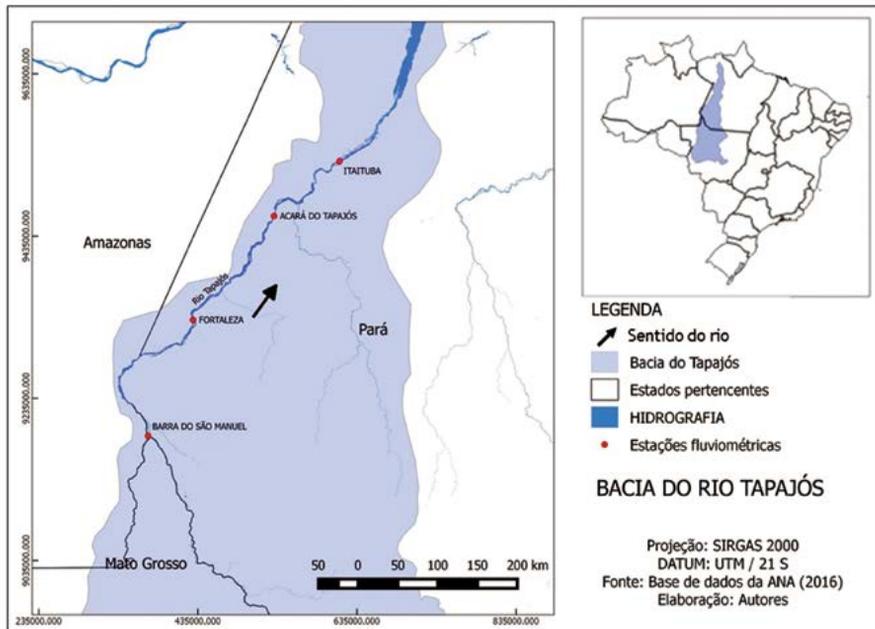
Material e Métodos

Área de estudo

O rio Tapajós é afluente da margem direita do rio Amazonas e faz parte de uma bacia federal (Bacia do Tapajós), drenando áreas de quatro Estados (Pará, Amazonas, Mato Grosso e Rondônia). Formado pela união dos rios Juruena e Teles Pires ou São Manuel e percorre

uma extensão da ordem de 795 km até desaguar no rio Amazonas à altura da cidade de Santarém, situando-se no quadrilátero formado pelas coordenadas geográficas $2^{\circ}15'$ e $7^{\circ}30'$ (latitude) e $54^{\circ}45'$ e $58^{\circ}34'$ (longitude), conforme o mapa de localização (Figura 1).

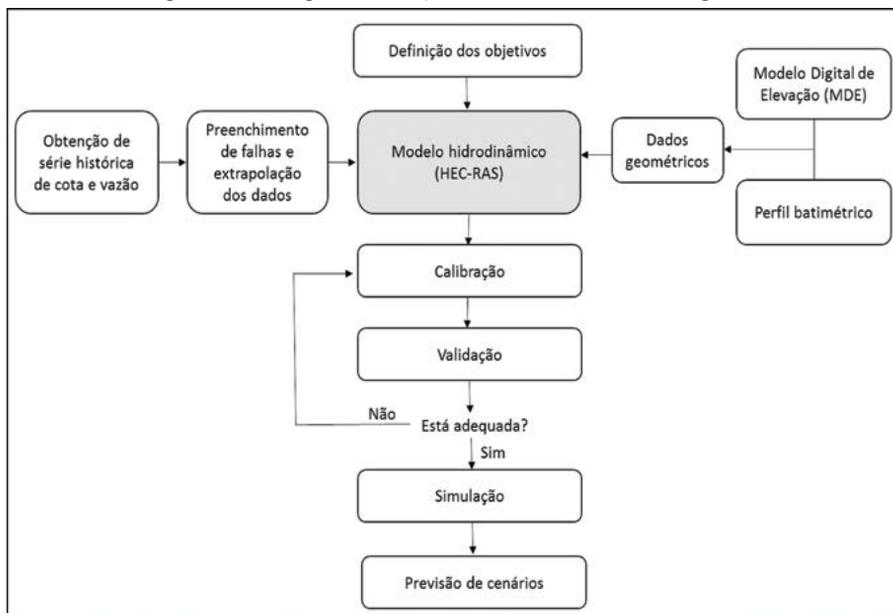
Figura 1. Mapa de localização geográfica do rio Tapajós.



Fonte: ANA e IBGE (2016).

O estudo será realizado em um trecho de 539,517 km desse rio, que vai desde a estação Barra do São Manoel e estação Itaituba. A Figura 2 apresenta o fluxograma dos procedimentos metodológicos aplicados para a aplicação do modelo hidrodinâmico, que serão descritos detalhadamente nos próximos tópicos.

Figura 2. Fluxograma dos procedimentos metodológicos.



Fonte: Autores.

Dados Fluviométricos

Os dados utilizados para a modelagem hidrodinâmica foram: cota, vazão, perfil transversal, traçado do canal e áreas de inundação. Os três primeiros foram obtidos por meio do sistema HidroWeb/ANA¹, no qual os dados de cota e vazão são disponibilizados em período diário. Apenas quatro estações fluviométricas continham simultaneamente dados de vazão, cota e perfil transversal (Figura 1), sendo estas então selecionadas para compor o modelo e apresentadas na Tabela 1.

¹Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br>

Tabela 1. Estações fluviométricas utilizadas na análise e série histórica das cotas e vazões.

Código	Estação	Localização geográfica (Datum WGS84 / UTM 22S)		Área de drenagem (km ²)	Período dos dados
		Sul	Oeste		
17430000	Barra do São Manuel	7°20'23"	58°9'19'	333.000	1976-1990 / 1994-2014
17500000	Fortaleza	6°2'43"	57°38'34"	363.000	1983-2009
17650002	Acará do Tapajós	4°53'11"	56°43'23"	390.000	1996-2008
17730000	Itaituba	4°16'32"	55°58'56"	458.000	1974-2013

Fonte: HidroWeb/ANA, 2016.

O perfil transversal de um rio é a representação vertical de uma determinada seção traçada perpendicularmente ao sentido do escoamento entre as duas margens do canal (perfil batimétrico). Foram utilizados quatro perfis transversais na modelagem, correspondentes às estações citadas na Tabela 1.

Preenchimento de falhas

Devido aos dados brutos de vazão apresentarem falhas em suas séries históricas, foi necessário realizar o preenchimento das mesmas. Para tal, utilizou-se o método da Regressão Linear Simples, devido à sua simplicidade e eficácia. As regressões foram realizadas no software Excel 2016. As correlações devem obedecer ao coeficiente de correlação (r) maior ou igual a 0,9 e quando ocorrerem valores menores, é necessário que se realize regressões diferentes para períodos de estiagem e cheia. A equação que representa esse método é demonstrada na Equação 5:

$$Y = b + aX \quad (5)$$

Em que: Y é o valor conhecido da estação base, X é o valor da estação com falhas, a e b são coeficientes obtidos por meio da correlação e inclinação da reta entre os dados da estação base e da estação com falhas.

O único período no qual não foi realizado o preenchimento foi de 1991 a 1993 na estação Barra do São Manoel, devido nesse período não ter tido nenhuma medição registrada.

Distribuição de frequência, Teste de aderência e Tempos de Retorno

Para a definição de cenários, é necessário estabelecer a função da distribuição de frequência que melhor se ajusta às amostras utilizadas, após o preenchimento das falhas. Logo, utilizou-se o *software* EasyFit 5.6 (MATHWAVE, 2015), no qual foram testadas a distribuição de frequência de Valor Extremo Generalizado (GEV) e a distribuição de Gumbel. Ambas foram testadas pelo teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S), a um nível de significância (α) de 5% e se escolheu a que melhor se ajustou aos dados das estações.

Após a escolha da distribuição, foram feitas as extrapolações dos dados fluviométricos, permitindo assim o estabelecimento de Tempos de Retorno (TRs). Neste trabalho foram utilizados os TRs de 10, 25, 50 e 100 anos para as vazões das quatro estações fluviométricas e apenas para as cotas da estação de Itaituba, sendo utilizadas como condição de contorno.

Modelo Digital de Elevação

As imagens do radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) representam um Modelo Digital de Elevação (MDE), as quais foram obtidas no ano de 2000 pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e outras agências, entre 60° de latitude norte e 54° de latitude sul (GROHMANN; RICCOMINI; STEINER, 2008). Os dados SRTM podem ser obtidos gratuitamente pelo *Earth Explorer*⁴ do Serviço Geológico dos Estados Unidos.

Segundo Wolff (2013), os dados SRTM têm diversas aplicações usos em estudos ambientais, como: modelagem hidrológica, monitoramento ambiental, manejo de bacias hidrográficas, entre outros. O uso de dados SRTM para representar as planícies de inundações podem ser observados nos trabalhos de Monte et al. (2016) e Quiroga et al. (2016).

⁴Disponível em: <http://www.earthexplorer.usgs.gov>

No que tange o traçado do canal e as áreas de inundação, necessários ao modelo utilizado neste estudo, os mesmos foram obtidos a partir de dados SRTM, com resolução espacial de 30 metros, devido ser a melhor resolução disponível. Foram adquiridas 11 cenas que interceptavam toda a extensão do rio Tapajós, sendo elas: s03_w055_1arc_v3, s03_w056_1arc_v3, s04_w055_1arc_v3, s04_w056_1arc_v3, s05_w056_1arc_v3, s05_w057_1arc_v3, s06_w057_1arc_v3, s06_w058_1arc_v3, s07_w058_1arc_v3, s07_w059_1arc_v3 e s08_w059_1arc_v3, com formato “tif”.

As cenas foram inseridas no software ArcGIS ArcMap 10.3, no qual foi gerado um mosaico, tornando-as uma única imagem e, em seguida, gerou-se curvas de nível com espaçamento de 30x30 metros, em formato “shp”. Essas curvas foram exportadas para o software AutoCAD Civil 3D 2017, onde foram gerados os dados de traçado do canal e margens de inundação. O MDE gerado também serviu para ajustar a elevação dos perfis transversais da ANA em relação ao nível do mar (LOITZENBAUER; MENDES, 2016), transformando as medições de cota da régua linimétrica em cota altimétrica.

O modelo hidrodinâmico

O modelo matemático utilizado para realizar a simulação hidrodinâmica do rio Tapajós foi o software HEC-RAS versão 4.1 (USACE, 2010), em regime de escoamento permanente. Os dados de entrada necessários são: geometria e escoamento. Os dados de geometria foram obtidos a partir de dados do sistema Hidroweb/ANA (2016) e dados SRTM, conforme explicados anteriormente. Devido à um número limitado de seções transversais disponibilizadas pela ANA, foi feita a interpolação entre as seções a cada 500 metros.

Os dados de escoamento em regime permanente foram representados por meio do Nível de Água Conhecido (*Known W. S*) sob condições de contorno de jusante (regime subcrítico) e com base na série histórica de cotas da ANA (2016). As estações batimétricas utilizadas foram obtidas a partir de dados de perfil transversal do HidroWeb/ANA.

Ainda referente ao escoamento, também são necessários os dados do coeficiente de rugosidade de Manning (n), conforme Chow (1959), e de contração (0,1) e expansão (0,3). Para a calibração do modelo, foi feito o ajuste por tentativa, no qual os parâmetros que melhor representem os valores observados são obtidos por tentativas (TUCCI, 2005). Os parâmetros ajustados foram os coeficientes de rugosidade (n) para cada estação à montante. A validação dos parâmetros calibrados foi feita para um período de dados que não fez parte da calibração, verificando-se se estes parâmetros são adequados.

Os resultados para a etapa de validação foram avaliados segundo o coeficiente de determinação R^2 ou de Nash-Sutcliffe, que avaliam o desempenho dos resultados simulados (FIGUEIREDO; BLANCO, 2014), descrito Equação 6. O coeficiente de Nash-Sutcliffe varia de $-\infty$ a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, significa que houve um ajuste ótimo entre os dados simulados e calculados. Por último fez-se a simulação dos cenários ambientais para os TR10, TR25, TR50 e TR100, analisando-se os resultados.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (Y_t - Y_s)^2}{\sum_{t=1}^n (Y_t - Y_m)^2} \quad (6)$$

Em que: n é o número de observações; Y_t é a observação no instante t ; Y_s é a observação simulada; e Y_m é a média das n observações.

Resultados e Discussões

Análise de frequências

A distribuição de frequências que melhor se ajustou aos dados de vazão foi a distribuição GEV, conforme o teste Kolmogorov-Smirnov. Portanto, esta foi a distribuição utilizada para extrapolar os dados de vazão e cota, o que permitiu a estimação dos Tempos de Retorno. Ressalta-se que somente para a estação de Itaituba foram extrapoladas as cotas, visto que esta estação foi utilizada como condição de contorno de jusante. Os coeficientes da distribuição GEV para cada estação, bem como as vazões estimadas para os TRs, podem ser observados na Tabela 2.

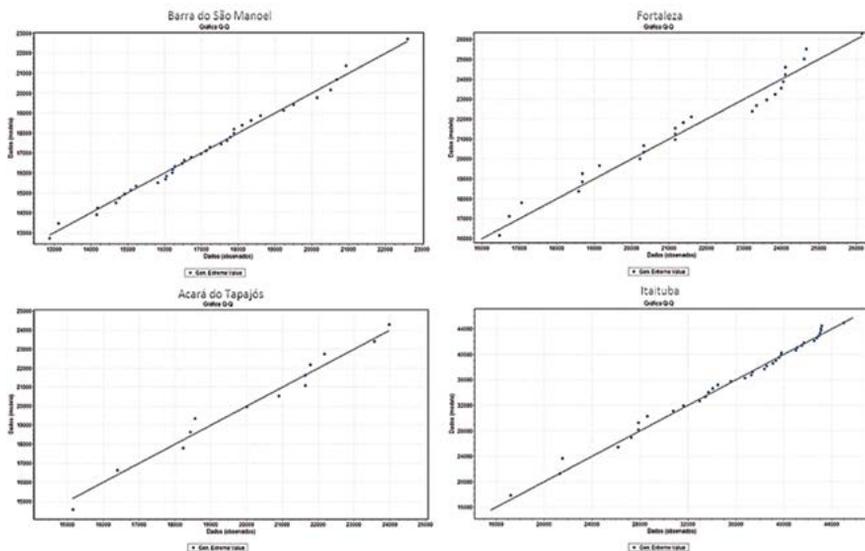
Tabela 2. Resultados das vazões calculadas pela GEV para os Tempos de Retornos.

Estações	Parâmetros (GEV)			Tempo de Retorno (anos)	Vazão (m ³ /s)
	k	σ	μ		
Barra do São Manuel	-0,15209	2095,1	16131	10	20124
				25	21437
				50	22297
				100	23063
Fortaleza	-0,45677	3164,8	20477	10	24927
				25	25798
				50	26240
				100	26558
Acará do Tapajós	-0,51989	3041,1	19525	10	23558
				25	24265
				50	24605
				100	24839
Itaituba	-0,78122	8617,7	34753	10	43882
				25	44877
				50	45260
				100	45480

Fonte: Autores.

Os resultados da distribuição, verificados pelos testes de aderência, foram adequados ao propósito deste estudo, como pode ser observado na Figura 3. A mesma apresenta os resultados por meio de gráficos Quantil-Quantil, possibilitando a verificação da validade de uma distribuição para um conjunto de dados e calculando o valor teoricamente esperado para cada ponto de dados com base na distribuição.

Figura 3. Gráficos Quantil-Quantil de aderência dos dados à distribuição GEV, por estação fluviométrica.



Fonte: Autores.

Observa-se que houve um bom ajuste da distribuição GEV aos valores máximos das vazões do rio Tapajós nas estações analisadas. Isso comprova que essa distribuição é adequada para ser utilizada na extrapolação de dados de vazão em rios amazônicos, apresentando resultados muito adequados estatisticamente.

Calibração e validação do modelo

O processo de calibração foi realizado para o dia 09/03/1988, o qual foi selecionado por ser o menor valor das vazões máximas anuais entre todas as estações, considerando o mesmo intervalo de dados em todas as estações fluviométricas. O ajuste do coeficiente de rugosidade Manning (n) procurou seguir os padrões para rios naturais estabelecidos por Chow (1959), que vai de 0,035 a 0,100. Destaca-se que foram realizadas mais de 160 rodadas de ajuste dos parâmetros.

A etapa de validação foi realizada para o dia 07/03/2004 por ser o dia que apresentou a maior das vazões máximas anuais entre as estações. Assim, podendo ser verificado se o modelo calibrado para um evento de me-

nor magnitude pode ser adequado para calcular os valores de um evento de maior magnitude, dentro da série histórica disponível. Ressalta-se que tanto a etapa de calibração quanto a de validação foram realizadas para o mês de maior vazão (março), que é o mês no qual ocorrem os eventos extremos de vazão. A Tabela 3 apresenta os resultados da validação do modelo e os coeficientes de rugosidades calibrados para as margens e canal principal.

Tabela 3. Resultados da validação do modelo o evento do dia 07/03/2004.

Parâmetro	Barra do São Manoel (17430000)	Fortaleza (177500000)	Acará do Tapajós (176500002)	Itaituba* (17730000)
Q (m³/s)	19728	26094	23567	42392,5
Cota obs. (m)	112,63	83,26	60,40	18,74
Cota sim. (m)	112,41	83,17	60,57	18,74
Δ Cota (m)	-0,22	-0,09	0,17	0
R²	0,9999	0,9982	0,9999	-
n Canal	0,057	0,041	0,09	0,060
n Margens	0,062	0,046	0,095	0,065

Fonte: Autores.

Nota: (*) Condição de contorno de jusante, por isso as cotas obs. e sim. são iguais.

Ressalta-se que os dados de cota e vazão da estação de Itaituba foram utilizados como condição de contorno de jusante, ou seja, os valores de nível de água conhecido e respectiva vazão foram inseridos no modelo para que se pudessem simular os valores das outras estações à montante. Por isso a Tabela 3 não apresenta os resultados da validação para Itaituba.

Nessa etapa, o modelo subestimou as cotas observadas para a estação Barra do São Manuel e Fortaleza (em 0,22 e 0,09 m, respectivamente) e superestimou a cota para a estação de Acará do Tapajós (em 0,17 m), mas apresentaram coeficientes de R² muito próximos de 1, o que demonstra um excelente desempenho do modelo. No trabalho de Loitzenbauer e Mendes (2016), houve diferenças de níveis de água observados e simulados entre 0,01 a 0,62m, tidos como satisfatórios para a simulação em regime não permanente dos rios Mampituba, Aranguá, Tubarão e Tijucas no estado de Santa Catarina.

Silva e Alves (2016), em um estudo das análises das vazões do rio Tapajós, destacou que a estação Itaituba apresenta uma brusca diminuição na tendência das vazões médias e ressaltou a necessidade de estudos de hidrogeologia para compreender melhor a relação entre as águas subterrâneas e superficiais nesta região, bem como os usos consultivos. Isso pode explicar o fato de que na estação de Acará do Tapajós se teve maior dificuldade para a calibração, já que o modelo propaga as vazões e níveis de água a partir de jusante (estação de Itaituba) para montante (estação de Barra do São Manuel).

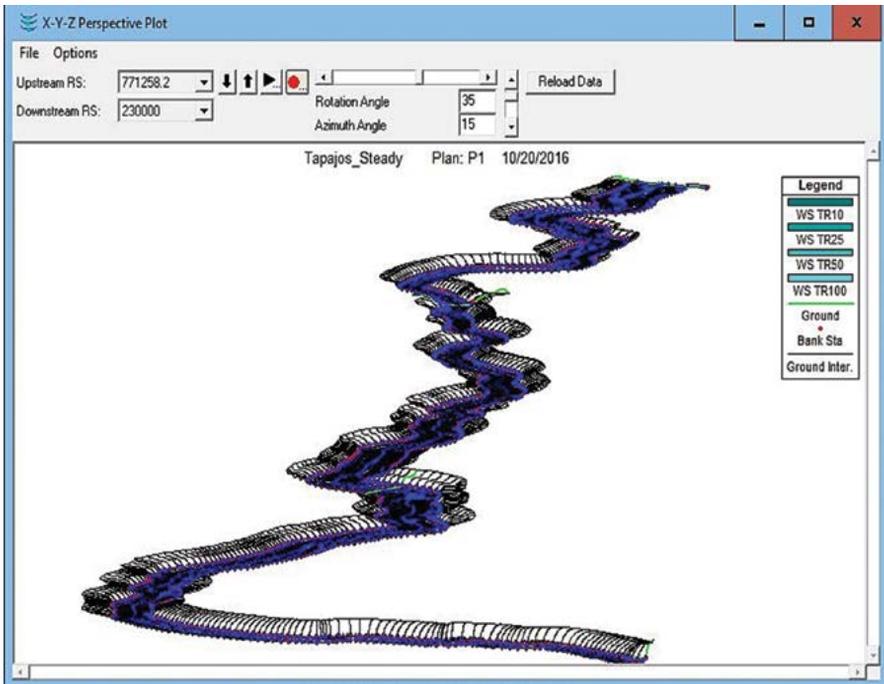
Os valores do coeficiente η para o alto e médio rio Tapajós estão dentro dos padrões para canais naturais de Chow (1959), entre 0,041 a 0,095, sendo que apenas a estação Acará do Tapajós apresentou um valor elevado (0,09 e 0,095) em relação às outras. Isso pode ser justificado devido às incertezas quanto aos perfis transversais disponibilizados pelo Hidroweb/ANA, os quais não têm referência ao nível do mar. Logo, o acoplamento desses perfis baseou-se nos valores das margens do MDE com base em dados SRTM, que é limitado devido à baixa resolução.

Pode-se notar que o modelo calibrado para uma vazão menor, foi validado com excelência para um evento com uma vazão maior. Dessa forma, o modelo teve uma boa calibração e está apto a realizar simulações com diversos Tempos de Retorno, tendo seus resultados confiáveis e corroborando para a sua utilização como apoio a tomada de decisão.

Simulação do modelo

Após a calibração e a validação do modelo, prosseguiu-se a modelagem com a simulação dos Tempos de Retornos para as vazões calculados por meio da distribuição GEV. Os resultados da simulação gerados por meio do HEC-RAS podem ser visualizados em forma de gráficos e tabelas. A Figura 4 apresenta o alto-médio rio Tapajós, com as seções reais e interpoladas, totalizando 1082 seções, sendo quatro seções reais e 1078 interpoladas, percorrendo a uma extensão de 539.517 km.

Figura 4. Perspectiva 3D das seções reais e interpoladas do alto-médio rio Tapajós.



Fonte: Autores.

Devido à grande escala abordada no presente estudo, a extensão das áreas inundáveis das vazões simuladas para cada TR não ficou evidente na Figura 4. Logo, os resultados da simulação para os TRs no HEC-RAS são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados da simulação das cotas para as vazões estimadas pelos Tempos de Retorno.

Estações	Tempo de Retorno (anos)	Probabilidade de ocorrência	Vazão (m ³ /s)	Cota sim. (m)	Área molhada (m ²)
Barra do São Manuel	10	10%	20124	111,04	14421,92
	25	4%	21437	111,58	14949,31
	50	2%	22297	111,92	15288,75
	100	1%	23063	112,22	15588,88
Fortaleza	10	10%	24927	82,87	21131,21
	25	4%	25798	83,09	21683,65
	50	2%	26240	83,21	21963,47
	100	1%	26558	83,29	22164,66
Acará do Tapajós	10	10%	23558	60,56	16169,41
	25	4%	24265	60,85	16644,68
	50	2%	24605	60,98	16869,26
	100	1%	24839	61,07	17024,15
Itaituba	10	10%	43882	19,75*	32929,93
	25	4%	44877	19,93*	33447,77
	50	2%	45260	20,01*	33693,08
	100	1%	45480	20,15*	34109,05

Fonte: Autores.

Nota: (*) Níveis de água calculados pela distribuição GEV para a condição de contorno de jusante.

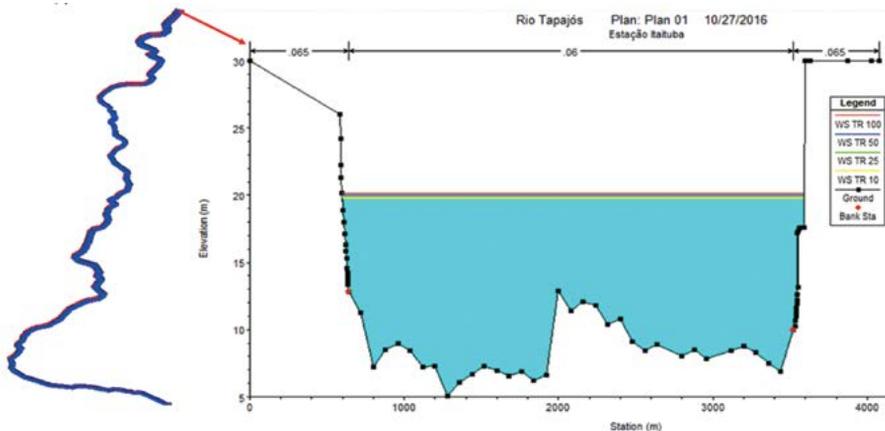
A estação Barra do São Manuel, por estar localizada no Alto rio Tapajós, apresenta altitudes maiores que as outras estações, com cotas simuladas entre 111,04 e 112,22 metros, o que representa uma diferença de 1,18 metros entre os perfis de linha d'água dos TR10 a TR100 e de 1.166,97 m² entre as áreas molhadas dos mesmos TRs. Ainda no Alto rio Tapajós, a estação de Fortaleza apresentou os valores simulados com cota de 83,29 m, para o TR100, e 82,87 m para o TR10, apresentando variação de 0,42 m (ou 42 cm) e de 1.033,45 m² entre as áreas molhadas.

Já no médio rio Tapajós, os valores simulados para a estação do Acará do Tapajós ficaram entre 60,56 e 61,07 m para o TR10 e TR100,

respectivamente, representando uma diferença de 0,51 m (ou 51 cm) e de 854,74 m² para as áreas molhadas. A diferença entre as cotas simuladas pela GEV para a estação de Itaituba, entre os TR10 e TR100, foi de 0,40 m e de 1.179,12 m² para as áreas molhadas.

Os resultados demonstram que esta última estação apresentou a menor variação de cota (0,40 m) e a maior variação da área molhada. Isso pode ser explicado devido a mesma apresentar a maior largura entre as margens (Figura 5), equivalente a 2.880 metros, fazendo com que um pequeno aumento na cota gere um grande aumento na área molhada. A Figura 6 também demonstra a topobatimetria e os perfis de linha d'água calculados para a estação de Itaituba, como exemplo. Na estação do Acará do Tapajós, a variação de 0,51 m entre a cota maior e menor, resultou em uma área molhada de 854,74 m², devido esta estação ter apenas 771,52 metros de largura.

Figura 5. Visualização do perfil topobatimétrico da estação Itaituba com os perfis de linha d'água simulados para as vazões dos TRs.

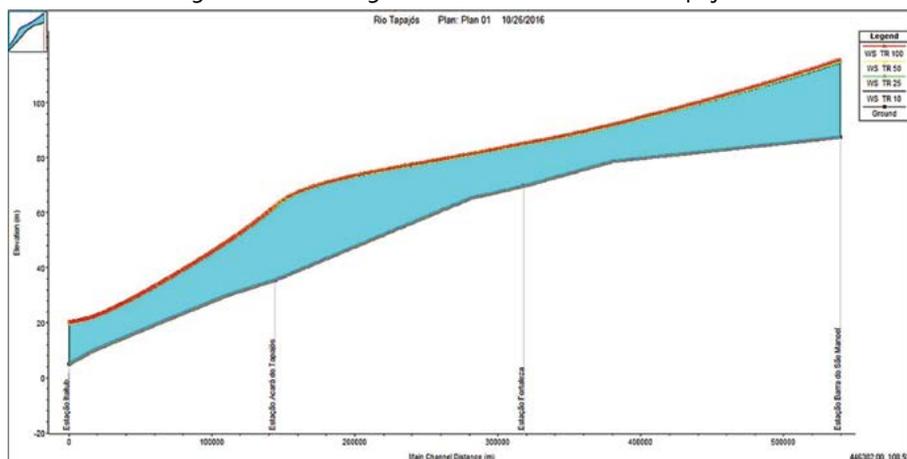


Fonte: Autores.

A Figura 6 apresenta o perfil longitudinal do alto-médio rio Tapajós, na qual é perceptível uma brusca redução em relação ao nível da lâmina d'água entre as estações Acará do Tapajós e Itaituba, devido a alta declividade do fundo do canal (0,00021 m/m) entre essas estações, enquanto que a média dos outros trechos é 0,00013 m/m.

Em decorrência da elevada declividade, a velocidade também é alta, chegando a média de 1,49m/s na estação Acará, ao passo que a velocidade média da primeira estação (Barra do São Manoel) corresponde a 1,44 m/s, na estação Fortaleza de 1,19m/s e, na estação Itaituba, 1,34m/s. O conhecimento dessas velocidades é útil em se tratando de questões relacionadas à navegabilidade, bem como para a outorga de usos da água (captação de água e diluição de efluentes) (TEODORO et al., 2013).

Figura 6. Perfil longitudinal do alto-médio rio Tapajós.



Fonte: Autores.

Os resultados da modelagem permitem obter informações para trechos em que não há monitoramento, como, por exemplo, entre as estações conhecidas, diminuindo o custo para obtenção desses dados. Como o modelo incorpora variáveis do curso d'água estudado, como vazão, cota, topografia, batimetria entre outros, é possível desenvolver medidas de controle e previsão, planos emergenciais, gerenciamento de risco e entre outros.

Os resultados também dão auxílio para a implementação dos sistemas de informações sobre recursos hídricos e na elaboração de Planos de Recursos Hídricos, específico para a Região do Tapajós, amparando as agências reguladoras e os gestores na tomada de decisões, de forma técnica e criteriosa. Desse modo, busca-se um melhor desenvolvimento da região, com grandes promessas de empreendimentos, respeitando a capacidade hídrica dos rios na Bacia do Tapajós.

Uma das aplicações mais utilizadas do modelo é a elaboração de mapas de inundação para cenários de Tempos de Retornos definidos e simulação de eventos históricos passados. Dessa forma, pode-se definir zonas prioritárias de intervenção com medidas estruturais e não-estruturais, dentro no planejamento da macro e microdrenagem urbana, como no trabalho de Agrawal e Regulwar (2016) no rio Dudhana (Índia).

Conclusão

Este estudo mostrou o uso potencial do modelo HEC-RAS para analisar os eventos extremos máximos de vazões, em um estudo de caso no rio Tapajós, permitindo fazer uma avaliação preliminar de processos mais complexos, a partir da modelagem hidrodinâmica. A calibração e validação do modelo hidrodinâmico apresentaram um ajuste excelente entre os dados simulados e observados. Mesmo assim, é necessário que se faça trabalhos de campo para melhorar a acurácia do modelo, principalmente quanto aos coeficientes de rugosidade e dados de geometria.

A distribuição de Valor Extremo Generalizado demonstrou um bom desempenho na estimação das vazões para os respectivos Tempos de Retorno, sendo indicada a sua aplicação para estes fins na Bacia do rio Tapajós. Mesmo apresentando limitações, o modelo representa uma ferramenta importante dentro do campo da gestão hídrica, pois possibilita a previsão das alterações em um recurso hídrico, com base em cenários ambientais definidos pelo usuário.

À luz dos resultados fornecidos pela modelagem hidrodinâmica, os gestores dos recursos hídricos podem desenvolver estratégias no planejamento e na gestão da Bacia do rio Tapajós, favorecendo a mitigação de prováveis desastres através da abordagem técnica proposta. Salienta-se que a modelagem ambiental é uma simplificação dos processos naturais complexos e, por isso, a mesma deve ser utilizada com cautela, devido suas limitações.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Os efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos: desafios para a gestão.** Brasília, 2010.

AGRAWAL, R.; REGULWAR, D. G. Flood Analysis Of Dhudhana River In Upper Godavari Basin Using HEC-RAS. **International Journal of Engineering Research**, Karad, v.5, n.1, p.88-191. 2016.

ALVES, A. V. P.; SANTOS, G. B. DA S.; MENEZES FILHO, F. C. M. de; SANCHES, L. Análise dos métodos de estimativa para os parâmetros das distribuições de Gumbel e GEV em eventos de precipitações máximas na cidade de Cuiabá-MT. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, Goiânia, v.6, n.1, p.32-43. 2013.

CHOW, V. T. **Open channel hydraulics**. 1. ed. Nova York: McGraw-Hill, 1959.

COUTINHO, M. M. **Avaliação do desempenho da modelagem hidráulica unidimensional e bidimensional na simulação em Colatina/ES**. 2015. 26 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

DOOGE, J. C. I. **Linear Theory of Hydrologic Systems**. 1. ed. Virginia: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, 1973.

FEARNSIDE, P. M. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós basin plans. **Ambio**, [S.l.], v.44, p.426-439. 2015.

FIGUEIREDO, N. M.; BLANCO, C. J. C. Simulação de Vazões e Níveis de Água Médios Mensais para o Rio Tapajós Usando Modelos ARIMA. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.19, n.3, p.111-126. 2014.

FILIZOLA, N. **Desafios à gestão dos recursos hídricos na Amazônia brasileira**. Manaus: Museu da Amazônia, 2012.

GROHMANN, C. L.; RICCOMINI, C.; STEINER, S. dos S. Aplicações dos modelos de elevação SRTM em geomorfologia. **Revista Geográfica Acadêmica**, Piracicaba, v.2, n.2, p.73-83. 2008.

GALVÃO, L.; BERMANN, C. Crise hídrica e energia: conflito no uso múltiplo das águas. **Revista Estudos Avançados**, São Paulo, v.28, n.84, p.43-68. 2015.

HOLANDA, P DA S. **Modelagem hidrodinâmica e estudo morfológico do lago Água Preta: um dos mananciais da grande Belém**. 2010. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Pará, Belém.

LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. A. B. Integração da gestão de recursos hídricos e da zona costeira em Santa Catarina: a zona de influência costeira nas bacias dos rios Mampituba, Araranguá, Tubarão e Tijucas, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre v.21, n.2, p.466-477. 2016.

MARINHO FILHO, G. M.; ANDRADE, R. DA S.; ZUKOWSKI JUNIOR, J. C.; MAGALHÃES FILHO, L. N. L. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. **Revista de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v.6, n.2, p.35-47. 2012.

MARTINS, V. C. D. **Avaliação de sistemas de prevenção e contenção de inundações em bacia de drenagem urbana**. 2015, 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade federal do Pará, Belém.

MATHWAVE TECHNOLOGIES. **Easyfit help**. Software versão 5.6. 2015.

MILLINGTON, N.; DAS, S.; SIMONOVIC, S. P. **The Comparison of GEV, Log-Pearson Type 3 and Gumbel Distributions in the Upper Thames River Watershed under Global Climate Models**. Canda: Western University, 2011.

MONTE, B. E. O.; COSTA, D. D.; CHAVES, M. B.; MAGALHÃES, L. de O.; UVO, C. B. Modelagem hidrológica e hidráulica aplicada ao mapeamento de áreas inundáveis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.21, n.1, p.152-167. 2016.

MONTE, B. E. O.; GOLDENFUN, J. A.; VALÉRIO, E. L. S. Eventos extremos de vazão por frequência na bacia hidrográfica do Taquari-antes. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 21, 2015, Brasília. **Anais...** Brasília: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E.J.A. **Hidrologia estatística**. 1. ed. Belo Horizonte: CPRM, 2007.

PAZ, A. R. **Simulação hidrológica de rios com grandes planícies de inundação**. 2010, 261 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

QUIROGA, V. M.; KURE, S.; UDO, K.; MANO, A. Application of 2D numerical simulation for the analysis of the February 2014 Bolivian Amazonia flood: Application of the new HEC-RAS version 5. **Revista Iberoamericana del Agua**, [S.l.], v.3, n.1, p.25-33. 2016.

SANTOS, K. A. DOS; **Utilização de modelo hidrodinâmico para mapeamento de áreas inundáveis**. 2015, 91 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia do Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

SILVA, E. A.; TUCCI, C. E. M. Relação entre as vazões máximas diária. e instantânea. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.3, n.1, p.133-151. 1998.

SILVA, E. C. R.; ALVES, F. B. Análise das vazões médias do rio Tapajós como apoio ao planejamento hídrico. In: Congresso Amazônico de Meio Ambiente e Energia Renováveis, 2., 2016, Belém. **Anais...** Belém: UFRA, 2016.

SILVA, R. C. V.; MASCARENHAS, F. C. B. MIGUEZ, M. G. **Hidráulica Fluvial**. 2. ed. Rio de Janeiro: COPE/UFRJ, 2007.

SOUSA, M. M. **Comparação entre ferramentas de modelagem unidimensional e quasi-bidimensional, permanente e não-permanente, em planejamento e projetos de engenharia hidráulica**. 2010, 171 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso do rio Taquarazinho (MS). **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.18, n.3, p.275-288. 2013.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

USACE - U. S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. **HEC-RAS, River Analysis System Hydraulic Reference Manual. Hydrologic Engineering Center (HEC)**, Version 4.1. Davis, 2010.

WATANABE, F. M. **Análise do método de Gumbel para cálculo de vazões de dimensionamento de vertedouros**. 2013, 87 f. Monografia (Engenharia Elétrica) - Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

WOLFF, W. **Avaliação e nova proposta de regionalização hidrológica para o Estado de São Paulo**. 2013, 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MUDANÇAS DO REGIME DE CORPOS HÍDRICOS PERENES PARA INTERMITENTES NA REGIÃO AMAZÔNICA: ESTUDO DE CASO DO IGARAPÉ CHICO MENDES, ILHA DE MOSQUEIRO, PARÁ, BRASIL

*Sabrina Borges Alcântara Lopes¹, Gundisalvo Piratoba Morales², Eloise de
Sousa Cordeiro³, Charles de Moraes Pantoja Júnior⁴*

Introdução

A água é um recurso de fundamental importância à manutenção da vida, e sua participação está presente em vários aspectos, de natureza biológica ou geológica (ANA, 2013). Nesse sentido, é necessário considerar a grande problemática do desgaste e uso excessivo de água, uma vez que, o aumento expressivo da população, e de suas necessidades de água, traz a preocupação acerca de uma possível falta do recurso, acarretando ações com vistas ao uso racional dos recursos hídricos (BRANCO, 2006).

O Brasil é um país privilegiado quanto ao volume de recursos hídricos, pois abriga 13,7% da água doce do mundo, sendo que 73% da água doce disponível no país encontram-se na bacia amazônica (MMA, 2014). Porém, o avanço da fronteira agrícola, mineira e o desmatamento têm causado alterações na dinâmica de rios e igarapés causando a poluição e destruição destes (REBOUÇAS *et al.*, 2003).

Na Amazônia, é crescente a perspectiva de exploração da água subterrânea, por apresentar vantagens práticas e econômicas (AZEVEDO, 2006). No entanto, fatores como assoreamento, desmatamento, crescimento urbano desordenado, construção de moradias, dentre outros, podem comprometer a qualidade da água subterrânea (MESQUITA, 2012, p. 23).

¹Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Estado do Pará (UEPA). E-mail: sabrinaborges1404@gmail.com

²Doutor em Geologia e Geoquímica, área de concentração Geoquímica Ambiental, pela Universidade Federal do Pará (UFPA). E-mail: gundymorales@gmail.com

³Mestranda em Engenharia Química na Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: eloise.ufpa@hotmail.com

⁴Mestrando em Ensino de Física na Universidade Federal do Pará. E-mail: charles-pantojafisica@yahoo.com.br

O assoreamento dos corpos d'água é um fenômeno existente há tanto tempo quanto a realidade dos mares e rios no planeta. Tal processo depositou milhões de metros cúbicos de sedimentos no fundo dos oceanos e, quando acelerado, o assoreamento acarreta prejuízos a toda à vida nativa (MASSAD, 2003).

Segundo Miguel e Santos (2007), o fator “assoreamento” é a obstrução, por sedimentos, terra, areia ou outro detrito de um estuário, rio, ou canal. A redução do fluxo nos aquíferos do mundo é uma das formas gerada pelo assoreamento, causando a morte das nascentes. Esta, por sua vez, provoca a diminuição de profundidade gradual dos rios, vindo de processos erosivos, gerados principalmente pelas águas da chuva, além de processos químicos, antrópicos e físicos, que desagregam solos e rochas formando sedimentos que serão transportados (PENTEADO, 1983).

Em relação aos desmatamentos extensivos, entender a história do mesmo na Amazônia é essencial para prever o futuro desse processo sob diferentes cenários e identificar medidas eficazes para seu controle, evitando os piores impactos (FEARNSIDE, 2010). Os desmatamentos, quando promovidos para dar lugar a áreas plantadas e a ocupação do solo, os mesmos impedem grandes áreas de terrenos a cumprirem seu papel de absorvedor de águas, e aumentam a potencialidade do transporte de materiais, devido ao escoamento superficial e também às grandes emissões gasosas (BRANCO, 2000).

Finalmente, considera-se também que, a construção de moradias e ocupação urbana desordenada ocasiona inúmeras alterações espaciais e ambientais e, conseqüentemente, mudanças na dinâmica dos recursos hídricos. Para Felipe e Magalhães (2007), compreender como o meio é transformado, interpretando os processos que deflagram os impactos, é essencial para a gestão atual e futura dos ditos, recursos ambientais.

O igarapé Chico Mendes que atravessa a comunidade de moradores Chico Mendes fica localizado às margens da PA-450, na ilha de Mosqueiro, no estado do Pará. O igarapé em questão que tinha comportamento de corpo hídrico perene experimentou mudanças radicais no ano de 2015 chegando a mudar seu regime de perene para intermitente. Nos meses de setembro, outubro, novembro e dezembro de 2015, o cor-

po hídrico seco vem causando alterações na área drenada e, pelo mesmo motivo, vem causando graves impactos nos meios biológico e antrópico.

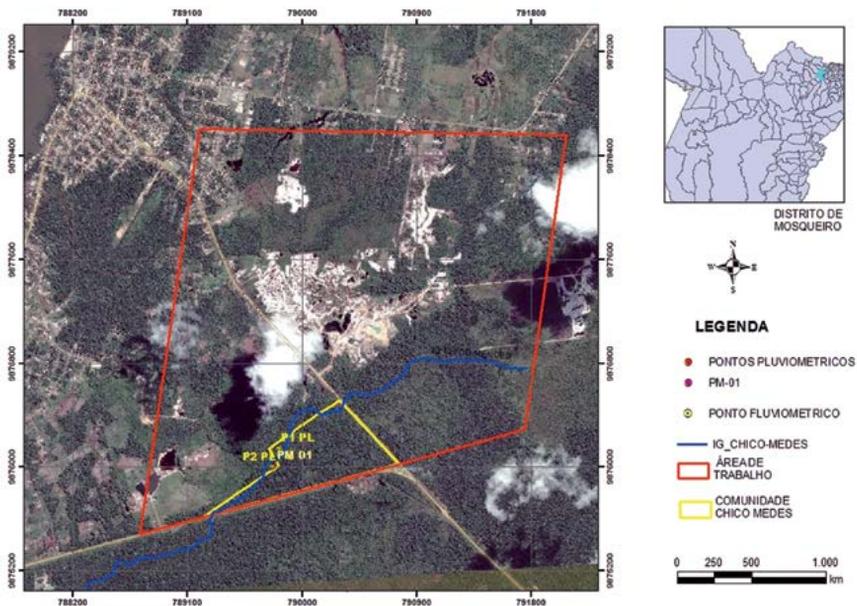
O presente estudo objetivou determinar qualitativa e quantitativamente a variação das características físico-químicas das águas superficiais e subterrâneas, vazão e profundidade do lençol freático em relação à sazonalidade na área de abrangência da comunidade Chico Mendes – Estudo de caso Igarapé Chico Mendes.

Material e Métodos

Área de Estudo

O Igarapé Chico Mendes está localizado às margens da PA-450, Ilha de Mosqueiro, estado do Pará, conforme mostra a Figura 1.

Figura 1. Mapa de localização do Igarapé Chico Mendes.



Fonte: Google, 2016.

Os parâmetros físico-químicos das águas superficiais foram analisados em três pontos do Igarapé Chico Mendes que receberam

as siglas P1, P2 e P3, essas coletas foram realizadas no mês de setembro de 2016.

O método utilizado foi baseado em visita de campo, onde está localizado o Igarapé Chico Mendes, no distrito de Mosqueiro. O tipo de abordagem foi quantitativa e qualitativa.

A pesquisa quantitativa é caracterizada por uma abordagem que realiza análise e comparação de objetos e fatos. Enquanto que a pesquisa qualitativa não se preocupa com representatividade numérica, mas sim com o aprofundamento da compreensão de seu objeto (DIEZ e HORN, 2013).

Análise e coleta de dados

Foi realizada a primeira atividade de campo, no dia 7 e 24 de setembro e ainda no dia 27 de novembro de 2016 onde foi possível delimitar a área de estudo e determinar os pontos de coleta das amostras de água do Igarapé. Para a definição das características físico-químicas das águas superficiais através de sonda multiparamétrica e análises laboratoriais (Figura 2).

Figura 2. Sonda multiparamétrica Professional Plus YSI®.



Fonte: Instituto Evando Chagas/SAMAM/Toxicologia – Físico-química.

Os principais parâmetros geoquímicos e físico-químicos analisados, através de coleta de amostras de água in situ, foram: temperatura (T), condutividade (CND), pH, sólidos totais dissolvidos (STD),

turbidez e cor. Enquanto que as análises geoquímicas foram realizadas em laboratório, na presença de fotômetro de chama para sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}) e potássio (K^+) presença de cloretos (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}) e alcalinidade através de titulação.

Para a medida de pluviosidade na região, foi realizada a construção e instalação de um pluviômetro através da utilização de duas garrafas pet (2,5 l) cortadas ao fundo, e para medir o nível do igarapé foi feita a instalação de régua linométrica. Por fim, foram realizadas 3 medidas de vazão, através da utilização de corpo flutuante.

Filtragem

As amostras foram filtradas com membrana celulose de filtração de 0,45 μm , branca e lisa, marca MERCK MILLIPORE S/A (Figura 3) com a bomba de filtração (Figura 4), para retirar qualquer partícula ou bactéria, para que a análise de cromatografia gasosa ocorra com êxito.

Figura 3. Membrana celulose de filtração.



Fonte: Cordeiro, 2016.

Figura 4. Bomba de filtração.



Fonte: Cordeiro, 2016.

Resultados e Discussão

Os resultados das águas superficiais referente ao ponto 1 (P1), ponto 2 (P2) e ponto 3 (P3) encontram-se na Tabela 1 abaixo.

Tabela 1. Valores dos parâmetros físico-químicos obtidos através da análise das águas superficiais em três pontos do Igarapé Chico Mendes.

Local	Parâmetro	Unidade	LQ	CONAMA 2914/2011	RESULTADOS		
					P1	P2	P3
Igarapé Chico Mendes	T	°C	0-100°C	NR	25,3	27,5	26,7
	pH	UPH	0,1	6,0 - 9,0	4,17	3,53	3,49
	Alcalinidade	mg/L	5	NR	18,82	11,76	11,76
	NaHCO ₃	mg/L	5	NR	< 5	< 5	< 5
	Cl ⁻	mg/L	0,5	< 250 mg/L	9,77	0,58	0,58
	Cor Aparente	mgPtCo/L	5	< 15mgPtCo/L	153	< 5	< 5
	CND	uS/cm	1,5	NR	54	27	23
	D	mg/L	0,165	< 500 mg/L	4,21	4,21	4,21
	NO ₃ ⁻	mg/L	1	< 10 mg/L	< 1	0,93	< 1
	STD	mg/L	20	< 1000 mg/L	27	< 20	< 20
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0,5	< 250 mg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Turbidez	UNT	1	< 5 UNT	8,13	< 1	< 1
	Mg ²⁺	mg/L	0,025	NR	0,96	1,09	0,98
	Na ⁺	mg/L	0,025	< 200 mg/L	1,95	0,41	0,62
	K ⁺	mg/L	0,025	NR	0,4	0,2	0,3
Ca ²⁺	mg/L	0,1	NR	0,26	< 0,1	0,18	

Fonte: Autores, 2017.

Nota: LQ = Limite de quantificação.

A temperatura está relacionada à sazonalidade e com a hora de coleta, nesse estudo foi possível observar que todos os pontos foram verificados temperaturas, ambiente, isso significa que a vida aquática não está sendo influenciada pela temperatura. Houve pequenas variações no P1 (25,3°C), P2 (27,5°C) e P3 (26,7°C). Essas variações que ocorrem na temperatura fazem parte do regime climático normal de todo recurso hídrico de águas naturais e por isso é comum que ocorra variações sazonais e diurnas (CETESB, 2009).

O pH da água doce deve estar na faixa (entre 6,0 a 9,0), mas os valores encontrados nas análises foram de P1 (4,17), P2 (3,53) e P3

(3,49) estão fora dos padrões de qualidade das águas estabelecido pelo CONAMA. Existem estudos científicos os quais afirmam que, nos rios da Amazônia, principalmente em ambientes naturais ou em nascentes é normal que a água tenha o caráter levemente ácido, e mesmo assim não apresentaram nenhum dano ao ecossistema aquático, essa é a tendência dos rios da maioria dos rios brasileiros. Alguns estudos nos rios do Amazonas e de São Paulo, mostram que a tendência dos rios brasileiros é de apresentar pH ligeiramente ácido, sem causar danos ao ambiente aquático (BUENO et al., 2005; HORBE et al., 2005).

A quantidade de cloretos em água serve para indicar o nível de poluição por esgotos domésticos nas águas, mas os valores foram de P1 (9,77 mg.L⁻¹), P2 (0,58 mg.L⁻¹) e P3 (0,58 mg.L⁻¹) registrados estão dentro dos limites exigidos pela resolução CONAMA que é de 250 mg.L⁻¹ (VASCONCELOS, 2011).

A cor aparente apresenta-se acima do permitido pelo CONAMA no P1 (153 mg.L⁻¹), isso mostra a presença de substâncias dissolvidas e substâncias em suspensão que será confirmado posteriormente no P1 de turbidez.

Foram detectados valores elevados de CND no P1, o que pode estar indicando a presença de minerais na água deste igarapé, tendo em vista que o P1 com a maior CND (54 µS.cm⁻¹). Segundo Farias (2006), a importância do estudo da condutividade elétrica se dá pelo fato de ser um indicador da concentração de minerais na água.

O nitrato (NO₃⁻) encontra-se elevado no P2, levando em consideração que no mês de setembro ocorre o período sazonal seco, o valor no P2 (0,93 mg.L⁻¹) pode estar associado a menor precipitação pluviométrica na região.

O STD apreseta valor elevado no P1 (27 mg.L⁻¹), nascente do Igarapé Chico Mendes, indicando que há presença de sais neste ponto, os quais são componentes não iônicos e compostos orgânicos dissolvidos (VON SPERLING, 1995).

A turbidez do P1 (8,13UNT) encontra-se acima do limite permitido pelo CONAMA que é o valor (<5UNT), isso pode indicar a presenças de matérias sólidas em suspensão, orgânica ou até mesmo

inorgânica, a origem dessas matérias também pode derivar do solo suspenso em água.

A presença de magnésio (Mg^{2+}) nos três pontos P1 (0,96 $mg.L^{-1}$), P1 (1,09 $mg.L^{-1}$) e P3 (0,98 $mg.L^{-1}$) é um bom indicador, pois o magnésio é importante no processo anaeróbico e aeróbico dos organismos aquáticos e participa do crescimento dos mesmos (CONCEIÇÃO, 2009).

O potássio (K^+) por sua alta eletropositividade é encontrado na forma catiônica a partir de sais solúveis em água. Nos pontos P1 (0,4 $mg.L^{-1}$), P2 (0,2 $mg.L^{-1}$) e P3 (0,3 $mg.L^{-1}$) foi verificado a presença de K^+ .

Os pontos P1(0,26 $mg.L^{-1}$) e P3 (0,18 $mg.L^{-1}$) apresentaram valores significativos, mas isso não altera a qualidade da água, pois o cálcio é um cátion encontrado com facilidade e em grandes concentrações nas águas doces e se encontra livre na natureza. O cálcio é envolvido em várias reações químicas e está presente em depósitos de organismos aquáticos como, por exemplo, em conchas e esqueletos (CONCEIÇÃO, 2009)

Com relação ao Nível estático do lençol freático, durante as datas mencionadas, foram verificadas pequenas e significativas mudanças (Tabela 2) que demonstram a diminuição do volume de água no local. Essa mudança ocorre gradativamente mediante a redução do índice pluviométrico na região.

Tabela 2. Medições do nível do lençol freático.

Data	Nível estático do Lençol
07/09/2016	1,96 m
24/09/2016	2,06 m
27/11/2016	2,45 m

Fonte: Autores, 2017.

Considerações finais

O presente estudo determinou qualitativa e quantitativamente a variação das características físico-químicas e geoquímicas das águas superficiais e subterrâneas, vazão e profundidade do lençol

freático nos períodos de setembro e novembro de 2016 do presente ano, em relação à sazonalidade na área de abrangência da comunidade Chico Mendes.

Através do comportamento do igarapé, foi possível perceber a mudança do regime do corpo hídrico que, passou de perene a intermitente nos últimos cinco anos, o que é possível relacionar essa mudança à diminuição da quantidade de chuvas durante esse período. Neste sentido, pode-se ainda relacionar a variação nível estático (profundidade do lençol freático ou nível da água) na área do ponto de medida da vazão do igarapé Chico Mendes, com a pouca precipitação de chuvas no local, pois se percebeu a diminuição do nível de água gradativamente.

A questão do assoreamento, desmatamento e ocupação urbana desordenados são fatores que influenciam a mudança de corpos hídricos perenes para intermitentes na região Amazônica devido ao bloqueio das nascentes que alimentam os rios, bem como as características físico-químicas dos mesmos que podem alterar a qualidade de vida de organismos aquáticos e ainda modificar o modo de vida da população ribeirinha, provocando alterações no ambiente.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**, 2013.

AZEVEDO, R. P. Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidade de várzea na Amazônia central. **Acta Amazônica**, v.36, n. 3, p. 313-320, 2006.

BRANCO, S. M. Meio Ambiente em Debate. 31^a.ed. São Paulo, Editora Moderna Ltda., p. 20-28, 2000.

BRANCO, O. E. A. **Avaliação da disponibilidade hídrica: Conceitos e aplicabilidade**. 2006.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal - SP. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 25, n. 3, p.742-748, dez. 2005. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/engagri/v25n3/28070>>. Acesso em: 17 jan. 2017.

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: SIGNIFICADO AMBIENTAL E SANITÁRIO DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E DOS SEDIMENTOS E METODOLOGIA**. 2009.

CONCEIÇÃO, F. T. Hidrogeoquímica do aquífero guarani na área urbana de Ribeirão Preto (SP). **Geociênc.**, São Paulo, [online]. 2009, vol.28, n.1, pp. 79-89.

CORDEIRO, E. S. **FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO RIO AURÁ, ESTADO DO PARÁ, BRASIL**. Universidade Federal do Pará. INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS: FAQUI. BELÉM: UFPA. (2016)

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. Campina Grande, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - UFCG -Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2006.

FEARNSIDE, P.M. **Conseqüências do desmatamento da Amazônia.** Scientific American Brasil Especial Biodiversidade, v. 3, p. 54-59, 2010. ISBN: 978-85-99535-80-6.

FELIPPE, M. A.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. **Conseqüências da Ocupação Urbana na dinâmica das nascentes em Belo Horizonte-MG.** 2007.

MASSAD, Façal – **Obras de Terra:** curso básico de geotecnia. São Paulo: Oficina de Textos, p. 61 - 81, 2003.

MESQUITA, K. F. C. **Qualidade da água de consumo na Ilha de Mosqueiro/PA.** 2012.

PENTEADO, M. **Fundamentos de Geomorfologia.** Rio de Janeiro, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1983.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. 2003. **Águas Doces no Brasil** - Capital Ecológico, Uso e Conservação. *Ministério do Meio Ambiente, 2014. Disponível em:* <http://www.sabesp.com.br/pura/dicas_testes/econom_casa.htm>. *Acesso em: 04 jun. 2016.*

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. **Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil.** 2011. 2010. 41 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté, Taubaté, 2010. Disponível em: <<http://www.ambiagua.net/seer/index.php/ambiagua/article/download/504/903>> Acesso em: 20 dez. 2016.

VON S. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1995, v. 1, 240p.

A CONTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E O PADRÃO DE DESFLORESTAMENTO E DEGRADAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NO SUDOESTE PARAENSE

Arlesson Antonio de Almeida Souza, Marcos Adami, Igor da Silva Narvaes, Altem Nascimento Pontes

Introdução

A Amazônia Legal passou por diversos ciclos econômicos de ocupação territorial ao longo de sua história, especialmente, a partir de 1964, com o início da ditadura militar brasileira. Para o governo, o período foi caracterizado pela necessidade de ocupar e integrar o território amazônico ao restante do Brasil, em razão da ameaça iminente do ideário comunista (LUI & MOLINA, 2009; SILVA, 2013).

Com o slogan de “integrar para não entregar”, o governo militar realizou a ocupação do espaço amazônico priorizando o modelo de transporte rodoviário, em detrimento de outros modais (BECKER, 2001; PIMENTEL, 2014; MEIRELLES FILHO, 2014). Através do Plano Nacional de Integração (PIN) foram construídas a BR-230 (Transamazônica); a BR-174 (Manaus-Boa Vista); a BR-210 (Perimetral Norte) e a BR-163 (SILVA, 2015; BECKER, 2005).

Concomitantemente à construção das rodovias, houve o estímulo para a colonização ao longo de suas margens, em uma faixa de 100 km, com migrantes provenientes de inúmeras regiões do território brasileiro. As políticas implementadas obtiveram resultados diversificados, como a intensificação da perda da cobertura florestal, o crescimento e o surgimento desordenado de cidades, conflitos territoriais, dentre outros. (BECKER, 2005; REGO & FREITAS, 2015).

Desta forma, as estradas passaram a desempenhar um papel fundamental para a exploração dos recursos naturais, especialmente quando as práticas se encontravam ligadas às atividades agropecuárias e minerais (FEARNSIDE, 2015). Atualmente, a implantação de estradas na Amazônia ainda representa um vetor importante que impulsiona o processo de ocupação do espaço e, conseqüentemente, a perda da cobertura florestal. Estudos apontam que os desflorestamentos estão

concentrados nos primeiros 5 km ao longo das estradas e vicinais (LAMEIRA *et al.*, 2010; XAUD & EPIPHANIO, 2015).

Mesmo em um cenário de redução de desflorestamento na Amazônia Legal, as taxas de perda de cobertura florestal permanecem elevadas. Segundo os dados do Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), a Amazônia perdeu no ano de 2015, aproximadamente 6.207 km² de floresta. Esse número representa um aumento de 24% na taxa de desflorestamento quando comparado com o ano de 2014, no qual houve uma perda de 5.012 km² de floresta (INPE, 2016).

No ano de 2015, o estado do Pará, que é uma das unidades da federação com as maiores taxas de desflorestamento, totalizou uma perda florestal de 2.153 km², que quando comparado ao ano de 2014, em que foram desflorestados 1.887 km² de floresta, obteve um acréscimo de 266 km² em seus números. Os 14 municípios que integram a mesorregião do Sudoeste Paraense apresentaram um número elevado de desflorestamento de 1.121,50 km² em 2015, representando 50% do valor total de desflorestamento no estado do Pará nesse ano (INPE, 2016). Assim, esta região é considerada um *hotspot* no estado, por apresentar como efeitos a perturbação e modificação de ecossistema envolvido (THOMPSON *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2013).

Diferentemente de períodos anteriores, os quais o desflorestamento era efetuado em regiões de grandes dimensões de forma contínua, acarretando em uma maior fragmentação da floresta (SKOLE & TUKER, 1993), atualmente, o processo de derrubada da floresta apresenta outras características como a predominância de pequenos polígonos de desflorestamento (MELLO & ARTAXO, 2016; KALAMANDEEN *et al.*, 2018). Essa dinâmica levou o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) à criação de um novo sistema de monitoramento da floresta amazônica, o Sistema de Detecção de Desmatamento e Alterações na Cobertura Florestal em Tempo Quase Real (DETER-B). Este sistema utiliza as imagens do sensor WFI, do Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS-4) e o sensor AWiFS, do satélite *Indian Remote Sensing Satellite* (IRS), com resolução espacial de 64 m e 56 m, respectivamente. Este aumento na resolução espacial, quando comparado com o DETER que utilizava as imagens MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) com 250 m de resolução espacial, permite a

detecção de áreas em processo de perda de cobertura florestal a partir de uma área de 0,03 km² (DINIZ *et al.* 2015; INPE, 2016).

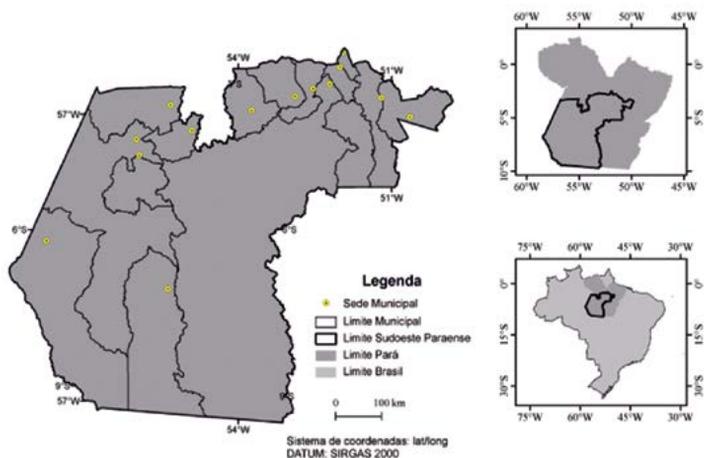
Diante do exposto, o presente trabalho buscou analisar a relação entre as classes do desflorestamento e da degradação florestal e a distância das estradas na mesorregião do Sudoeste Paraense, ao longo dos anos de 2012 a 2015, utilizando os dados do sistema de monitoramento de florestas DETER-B.

Área de estudo

A mesorregião do Sudoeste Paraense apresenta uma área de 415.788,70 km². É constituída por 14 municípios: Altamira, Anapu, Aveiro, Itaituba, Uruará, Brasil Novo, Rurópolis, Pacajá, Medicilândia, Novo Progresso, Trairão, Jacareacanga, Vitória do Xingu e Senador José Porfírio (Figura 1). Nesta mesorregião vivem, aproximadamente, 480 mil habitantes, sendo que 60% residem em áreas urbanas (IBGE, 2011).

O relevo da área de estudo é formado por um planalto dissecado, com vertentes modeladas e topos cobertos por uma crosta ferruginosa com dois tipos de aplainamentos: o pediplano pliocênico com topos de morros mais elevados e o pediplano pleistocênico, presente na formação barreiras e em outras litologias (BRASIL, 1975). O clima é quente e úmido com precipitação anual variando entre 1.750 mm a 2.750 mm (MONTEIRO, 2011).

Figura 1 - Localização da área de estudo.



Na área são encontradas duas tipologias florestais: a Floresta Ombrófila Aberta e a Floresta Ombrófila Densa. A primeira caracteriza-se por ser de grande porte, com distribuição dispersa na paisagem e predominância das fisionomias latifoliadas e mistas. A segunda aparece revestindo as planícies sedimentares, os terraços, os platôs, e as áreas com relevo dissecado e aplainados (BRASIL, 1975).

Sob essas tipologias florestais são desenvolvidas atividades da pecuária, extração madeireira, agricultura e mineração. No entanto, a pecuária e extração madeireira são as principais atividades econômicas que promovem a degradação florestal na região, quando comparadas com as atividades de agricultura e da mineração (CARVALHO & DOMINGUES, 2016; GOMES & ANDRADE, 2011).

Os padrões atuais de desflorestamento e degradação florestal na região segue o estabelecido em Pinheiro *et al.* (2016), o qual verificou uma trajetória rápida de desflorestamento e degradação florestal seguindo dois padrões distintos, o primeiro com forte persistência de degradação ao longo do tempo e o segundo com conversão rápida da floresta para áreas altamente degradadas ou desflorestadas.

Metodologia

No DETER-B são mapeadas três classes de nível 1 de alerta de desflorestamento e alteração da cobertura florestal: desflorestamento, degradação e exploração madeireira. Para cada classe existem subclasses, que são designadas de nível 2. Na classe de desflorestamento estão presentes as subclasses desflorestamento com solo exposto e desflorestamento com vegetação e mineração. Na classe Degradação encontram-se as subclasses Cicatriz de Incêndio Florestal e Degradação. E, por fim, na classe Exploração Madeireira estão as subclasses Corte Seletivo Desordenado e Corte Seletivo Geométrico (INPE, 2016).

Para esse sistema, as subclasses de desflorestamento representam a supressão total da cobertura florestal por meio do corte raso da vegetação. As subclasses de degradação representam diferentes níveis de intervenção antrópica na floresta, que causam a perda do dossel florestal e a exposição do solo, contudo, a degradação não induz mudanças na cobertura do solo (INPE, 2016).

As subclasses de exploração madeireira representam as práticas de corte seletivo de madeira, que dependendo da maneira como a atividade é realizada, pode ser desordenada ou geométrica. A exploração madeireira desordenada consiste na retirada de espécies de valor comercial sem planejamento prévio da atividade, onde os pátios de estocagem, estradas e ramais são dispostos de forma aleatória no espaço. Diferentemente da exploração madeireira geométrica, onde as estradas e pátios de estocagem possuem distribuição regular no espaço, evidenciando um planejamento prévio da atividade (INPE, 2016).

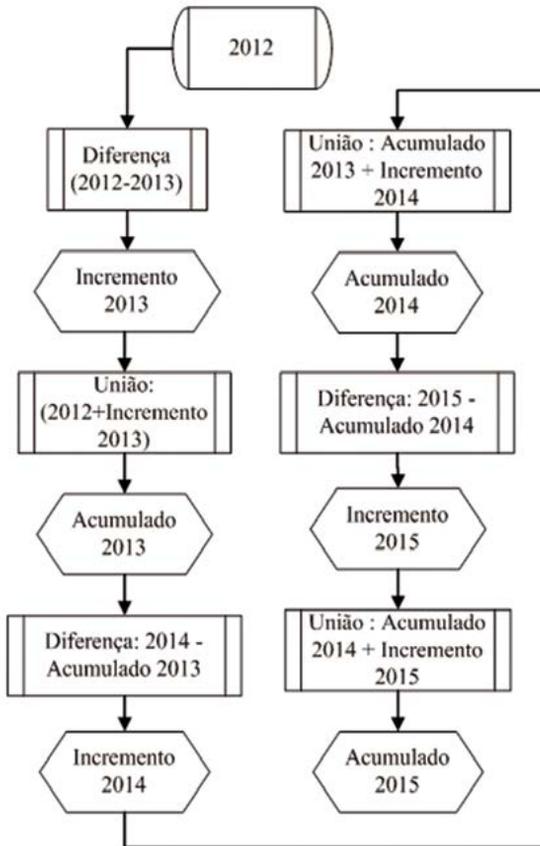
Para a realização da pesquisa foram utilizados os dados do sistema DETER-B, dos anos 2012 a 2015. Os dados foram adicionados a um banco de dados *PostgreSQL*, versão 9.4, estruturado a partir do programa *TerraAmazon*, versão 4.6.1, que utiliza a biblioteca da *Terra-lib* (FUNCATE, 2013).

Ao longo do período analisado o projeto alterou a semântica de algumas subclasses e, por tanto, foi necessário realizar o agrupamento das subclasses para permitir a análise de todo o período de estudo. Dessa forma, as subclasses desflorestamento com solo exposto, desflorestamento com vegetação e mineração foram agrupadas na classe desflorestamento. Já as subclasses degradação, cicatriz de incêndio florestal, corte seletivo desordenado e corte seletivo geométrico foram agrupadas para uma única classe chamada de degradação. Desta maneira, neste trabalho foram adotadas duas classes: desflorestamento e degradação, mapeadas em áreas consideradas no ano anterior como floresta no PRODES.

Entretanto, no DETER-B uma determinada área é observada mais vezes do que pelo PRODES, em razão da resolução temporal das imagens AWiFS e WFI (DINIZ *et al.*, 2015), permitindo a detecção de muitos polígonos pelo DETER-B que não são identificados pelo PRODES, por se tratar de um levantamento anual de apenas um mosaico de imagens com a menor cobertura de nuvens possível, o que pode ocasionar a sobreposição de dados do DETER-B, quando comparados anualmente.

Por este motivo, foram realizadas operações de diferença e união entre as detecções de cada ano (Figura 2).

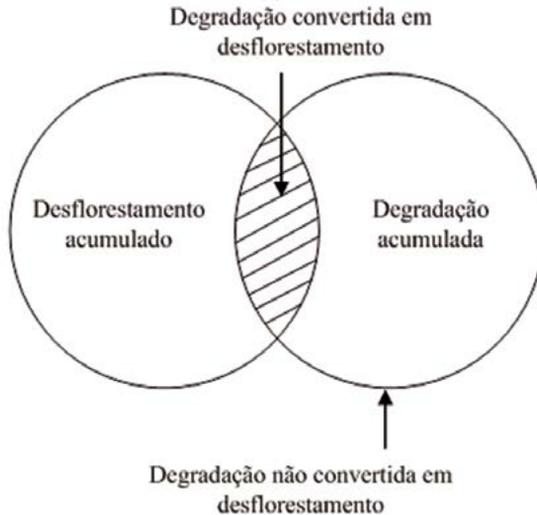
Figura 2 - Metodologia empregada na análise.



De posse dos dados agrupados realizou-se a quantificação do desflorestamento e da degradação, por ano, dos 14 municípios da mesorregião Sudoeste do Pará. O sistema de Projeção utilizado foi Cônica Equivalente de Albers, com o Sistema Geodésico de Referência *South American Datum 1969 (SAD-69)*.

Os dados dos incrementos da classe de degradação obtida apresentam áreas que em determinado momento converteram-se em desflorestamento. Nesse sentido, para aquisição dos dados convertidos foi realizada a operação espacial de *Interseção* dos *layers* contendo o agregado final de ambas as classes, sendo somente consideradas áreas degradadas, as áreas que não foram convertidas para corte raso (Figura 3).

Figura 3 - Metodologia do cálculo de conversões entre as classes de desflorestamento e degradação. Fonte: Os autores, 2017.



Posteriormente, os polígonos foram classificados de acordo com a faixa de tamanho das áreas desflorestadas: 1) áreas menores e/ou iguais a 0,25 km²; 2) áreas maiores do que 0,25 km² e menores e/ou iguais a 0,50 km²; 3) áreas maiores do que 0,50 km² e menores e/ou iguais do que 1 km²; 4) áreas maiores do que 1 km². Para esta avaliação foi gerado o *box plot* de cada faixa de tamanho, para a avaliação estatística do resultado.

Por fim, foram utilizados dados vetoriais contendo as estradas (BRANDÃO JUNIOR *et al.*, 2007) da região com o intuito de analisar a relação entre as áreas desmatadas e degradadas e a distância em relação às estradas. Desta forma, a proximidade das estradas foi analisada seguindo um *range* de distância constante no padrão de ocorrências encontrado na literatura especializada para a região amazônica (BARBER, *et al.*, 2014; LAMEIRA *et al.*, 2010; XAUD & EIPHANIO, 2015). Para isso, foi calculada a distância entre cada um dos polígonos estudados e a estrada mais próxima. Ademais, para a realização do *Buffer* foi utilizado o programa *Quantum Gis*, versão 2.14, que permitiu também avaliar a relação entre o tamanho médio das áreas desmatadas e a distância das estradas.

Resultados e Discussão

O desflorestamento é o processo de supressão total da cobertura florestal, onde o solo fica coberto por resíduos de madeira morta ou por vegetação rasteira. A retirada da cobertura florestal é feita sem o emprego das técnicas de manejo e em intervalos curtos, ocasionando a exaustão dos recursos florestais (THOMPSON *et al.*, 2013). Já a degradação florestal consiste no declínio sucessivo dos serviços ecossistêmicos da floresta, em razão da intervenção antrópica no ambiente. Pode ser definida, também, como a perda da capacidade da floresta em fornecer produtos e serviços florestais. Nela, estão envolvidos diversos aspectos, como a capacidade produtiva, a capacidade de proteção, a biodiversidade, a saúde e a capacidade de armazenamento de carbono (MATRICARDI *et al.*, 2010)

Desflorestamento

Nos quatros anos analisados, a supressão total da floresta foi de 3.231,22 km². Desse total, 1.191,92 km² foram desflorestados no ano de 2012 e dizem respeito a 0,77% da área total da região de estudo (Tabela 1).

Tabela 1 – Área (km²) da classe de desflorestamento

Município	2012 km ²	2013 km ²	2014 km ²	2015 km ²	Total km ²
Altamira	392,49	190,98	312,59	192,06	1.088,11
Anapu	23,73	43,19	24,95	23,29	115,16
Aveiro	47,21	17,71	19,01	16,97	100,91
Brasil Novo	13,71	23,39	9,76	15,59	62,46
Itaituba	180,84	120,49	102,84	72,32	476,55
Jacareacanga	36,45	16,20	32,57	26,23	111,44
Medicilândia	28,19	31,81	26,88	24,14	111,02
Novo Progresso	157,03	59,57	85,44	90,31	392,34
Pacajá	57,64	4,47	14,79	75,73	188,62
Rurópolis	66,88	19,81	20,33	28,75	135,76

Senador Jose Porfírio	27,27	16,98	15,76	15,04	75,05
Trairão	75,60	15,63	38,76	32,34	162,32
Uruará	78,06	25,31	15,03	49,29	167,69
Vitória do Xingu	6,83	14,38	7,08	15,52	43,82
Total	1.191,92	635,93	725,28	677,59	3.231,22

É interessante ressaltar que os municípios de Altamira, Anapu, Novo Progresso, Pacajá e Senador José Porfírio figuram ainda na lista, divulgada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), dos municípios que mais desmatam a Amazônia brasileira, sofrendo diversas sanções e penalidades, como multas, embargos e perda de créditos financeiros (MARUSSIA & CAMPANILI, 2013).

No período analisado, os valores de desflorestamento mostram que o município de Altamira foi o que mais perdeu cobertura florestal, totalizando 1.088,11 km² de área desmatada. Vale destacar que, 392,49 km² são oriundos de 2012, ano em que iniciaram as obras para a construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Levando em consideração a área total do município (160.581,62 km²), o valor desmatado correspondeu a 0,68% do seu território.

Os municípios de Novo Progresso e Itaituba também perderam uma considerável parcela da cobertura florestal. O primeiro suprimiu 392,34 km² de floresta, enquanto que o segundo perdeu 476,550 km². A relação entre o total de desflorestamento e a área do município apontou um percentual de 1,02% para Novo Progresso e 0,76% para Itaituba. Os percentuais mostram que Novo Progresso e Itaituba perderam mais cobertura florestal, levando em consideração as suas áreas municipais do que o município de Altamira (0,68%).

Os números elevados de perda da cobertura florestal em Novo Progresso devem-se às práticas de corte raso e queima da floresta, principalmente, ao longo da BR-163 e vicinais (COY & KLINGLER, 2014; SOARES *et al.*, 2013). As principais atividades desenvolvidas sob estas áreas desflorestadas são a pecuária e a agricultura, que ocupam 4.135,20 km² e 10,95 km² da área total desflorestada do município,

respectivamente (TERRACLASS, 2014), também verificado no estudo de Jusys (2016), onde a dinamização da pecuária pressiona as florestas tropicais em razão do aumento da demanda de carne bovina e dos derivados do leite, resultando na supressão da floresta.

No município de Anapu foram mapeados 115,16 km² de desflorestamento, que representam 0,96% de seu município (11.987,68 km²), um valor superior ao alcançado pelo município de Aveiro (0,59%), que apresenta uma área territorial maior (17.199,56 km²), apesar de ter obtido um valor de 100,91 km², próximo ao do município de Anapu.

Itaituba merece um destaque especial em razão da extensa área destinada à atividade mineradora do ouro: 254,51 km². Além de 2.952,70 km² de floresta convertida em pecuária e 126,30 km² de mosaico de usos e ocupações indistinguíveis face ao padrão irregular de organização apresentado (TERRACLASS, 2014). Apesar de ser o segundo maior município da mesorregião (62.507,65 km²), apresentou alto percentual de desflorestamento no seu território (0,76%).

O município de Brasil Novo é o único da mesorregião do Sudoeste Paraense que se encontra entre os chamados Municípios Verdes, que cumpriram todas as metas exigidas e foram retirados da lista dos municípios que mais desmatam, recebendo o título de Município Verde (PMV, 2016). Todavia, segundo os dados do TerraClass (2014), cerca de 29,2% de sua área total destina-se à atividade de pasto (1.858,25 km²).

Jacareacanga desenvolve atividade de pasto, agricultura e mineração, porém é classificado como um município de baixo risco de desflorestamento e com poucas chances de entrar na lista dos principais desmatadores do MMA (PMV, 2016; TERRACLASS, 2014). No entanto, os 111,44 km² de desflorestamento detectados no curto período de 2012 a 2015 correspondem a 0,2 % de sua extensa unidade territorial (53.734,60 km²). A situação do município de Medicilândia é ainda mais grave, à medida que apresentou um número aproximado de 111,02 km², embora possua uma área 6 vezes menor (8.328,83 km²) que Jacareacanga, o que justifica seu enquadramento entre os municípios na iminência de comporem o ranking de responsáveis pela perda da cobertura florestal amazônica.

Os municípios de Pacajá e Senador José Porfírio também integram a lista, sofrendo diversos embargos e sanções. Apresentam 28% e 18%, respectivamente, de suas áreas de floresta convertidas em pasto (TERRACLASS, 2014). Quando analisado o total de desflorestamento mapeado entre os anos de 2012 e 2015 em relação à área total do município, Pacajá reúne uma área de 188,62 km², ou seja, aproximadamente, 1,6% de sua unidade territorial (11.932,01 km²) e Senador José Porfírio, somente nestes quatro anos analisados, desmatou um total de 75,05 km², ou seja, 0,5% de sua área total (14.526,53 km²). O que justifica o enquadramento destes municípios como prioritários para ações de prevenção e controle do desflorestamento na Amazônia Legal.

Rurópolis, Trairão e Uruará são marcados pelas atividades de agropecuária e mineração, especialmente, em razão da proximidade com a região de mineração de ouro de Itaituba (TerraClass, 2014). Apesar de não fazerem parte da lista, apresentaram valores elevados no total de desflorestamento, levando em consideração suas áreas municipais, já que seus municípios são pouco extensos: 1,93% para Rurópolis, 1,35% para Trairão e 1,5% para Uruará.

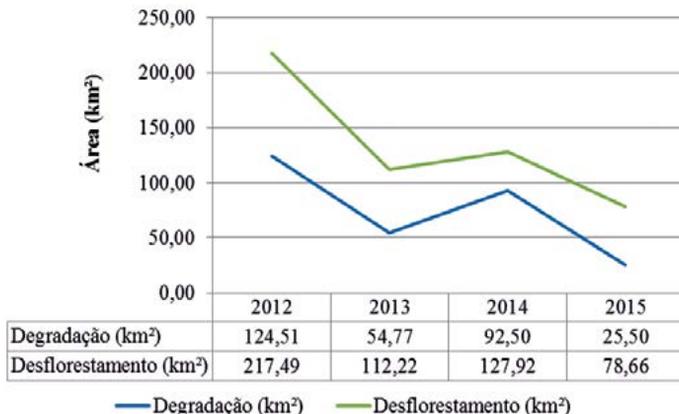
Por fim, o município de Vitória do Xingu, apesar de ter apresentado a menor área de desflorestamento na faixa temporal (43,82 km²), converteu 1,41% de sua floresta em desflorestamento neste pequeno intervalo de tempo, destacando-se as atividades de pasto, que já comprometeram quase 40% de sua área total (3.112,14 km²) e mineração.

Em geral, para os municípios analisados os dados convergem com o encontrado para esta mesorregião, correspondente ao sudoeste paraense para o ano de 2014, com predominância de conversão de áreas de florestas, o qual o Pará perdeu 27.289,01 km² de sua cobertura florestal para a atividade de pasto, seguido dos mosaicos de ocupação (677,87 km²) que, em geral, correspondem a pequenas culturas familiares mescladas com a prática de pasto, não discrimináveis nas imagens de satélite de média resolução utilizadas no projeto (ALMEIDA *et al.*, 2016; TERRACLASS, 2014).

O papel das unidades de conservação na contenção de atividades antrópicas é relatado em diversos estudos (TEIXEIRA *et al.*, 2017; FRAXE *et al.*, 2017). Porém, para esta análise foram encontrados

536,29 Km² de desflorestamento no interior de unidades de conservação, o que correspondeu a expressivos 21,21% do total para os anos de 2012 a 2015 (Figura 4).

Figura 4 - Desflorestamento e degradação por ano no interior das UCS.



A dinâmica do desflorestamento no interior das UCS apresentou o mesmo padrão do desflorestamento para a totalidade da área analisada, desta forma, estas unidades de conservação demonstraram ser ineficazes na contenção das alterações antrópicas na cobertura florestal. Os principais vetores desta dinâmica são de acordo com Coy & Klingler (2014) as obras da usina hidrelétrica de Belo Monte e as atividades de pecuária e queima da floresta ao longo da BR-163 impactaram negativamente a mesorregião.

Degradação

A degradação para o sudoeste paraense mostrou que o município de Altamira foi o que apresentou mais áreas neste estágio, com 881,72 km². Em seguida, aparece Novo Progresso, com 558,41 km², e o município de Uruará, com 279,50 km² (Tabela 2).

Entretanto, a relação entre área degradada pelo tamanho dos municípios apontou que Uruará, Pacajá, Novo Progresso e Medicilândia degradaram 2,57%, 1,53%, 1,45% e 1,05%, respectivamente, da área total dos seus territórios, colocando-os entre os 5 municípios que mais degradaram a mesorregião no período do estudo.

De 2012 a 2015, o total de áreas em processo de degradação foi de 2.528,69 km² para toda a mesorregião, que corresponde a 0,6%. Desse total, o ano de 2012 apresentou maior área com 1.273,75 km².

Tabela 2 – Área (km²) de degradação

Município	2012 km ²	2013 km ²	2014 km ²	2015 km ²	Total km ²
Altamira	413,07	165,83	202,81	100,02	881,72
Anapu	8,94	3,24	3,98	9,71	25,87
Aveiro	47,85	5,02	11,95	44,83	109,64
Brasil Novo	0,78	0,06	2,63	10,19	13,66
Itaituba	72,82	40,73	56,55	18,78	188,87
Jacareacanga	70,93	4,26	12,47	9,25	96,90
Medicilândia	15,61	10,57	42,96	17,90	87,04
Novo Progresso	281,87	94,84	120,78	60,92	558,41
Pacajá	156,20	2,63	1,18	22,22	182,24
Rurópolis	11,52	3,69	0,63	2,21	18,05
Senador José Porfírio	0,38	0,74	0	4,25	5,38
Trairão	62,98	2,72	4,98	7,34	78,02
Uruará	130,81	40,01	84,13	24,55	279,50
Vitória do Xingu	0	1,22	0	2,19	3,40
Total	1.273,75	375,56	545,04	334,34	2.528,69

Vale destacar, no entanto, que os 2.528,69 km² de Degradação não sofreram conversão para a classe de desflorestamento. O que pode ser explicado pelo fato dessas áreas em estágios de degradação florestal levarem, em média, quatro anos para sofrerem desflorestamento, permitindo, assim, a recuperação parcial da floresta desmatada. Além disso, outros aspectos podem contribuir para esse cenário, como a intensificação das ações de fiscalização, visando coibir as práticas de desflorestamento ilegal, como também, o desenvolvimento das atividades de plano de manejo (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Contudo, 245,48 km² de área degradada foram convertidos para desflorestamento. Considerando que o total de degradação mapeada pelo DETER-B foi de 2.528,69 km² não convertidos durante os quatro anos analisados, somados aos 245,48 km² convertidos, o total de degradação foi de 2.774,17 km², logo os 245,48 km² representam um percentual de conversão de 8,85%.

Pinheiro *et al.* (2016), realizou um estudo ao longo de 28 anos (1984 a 2011) no município de Novo Progresso, no estado do Pará, onde foram mapeadas 10.800 km² de floresta no período. Desse total, 43% (4.644 km²) sofreram mudanças decorrentes de ações antrópicas, sendo que 2.182,68 km² foram decorrentes do desflorestamento da floresta em até um ano, o que os autores denominaram de trajetória rápida de desflorestamento. O restante de floresta, 2.332 km², ou seja, cerca de 50%, sofreu degradação florestal, a partir de duas trajetórias: degradação com trajetória de persistência ou degradação com trajetória para o desflorestamento. Dos 2.332 km² de degradação florestal, 19% (443,08 km²), passaram por desflorestamento rápido e 31% (722,92 km²) permaneceram em estágio de degradação florestal.

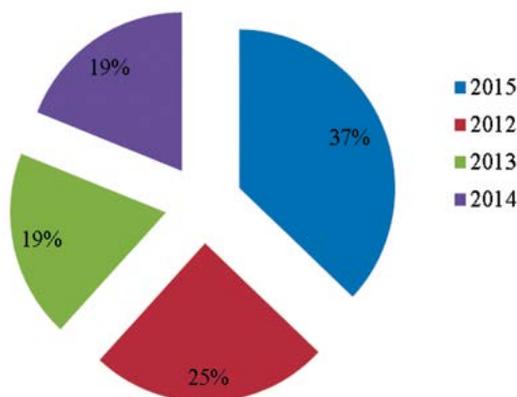
O estudo apontou um percentual de conversão para desflorestamento de 19%, enquanto o presente trabalho aponta um percentual de conversão de 8,85% em áreas degradadas. Contudo, é importante destacar que o estudo supracitado abrangeu um recorte temporal de 28 anos, marcado por momentos históricos e econômicos diferenciados de ocupação na Amazônia, enquanto este trabalho o intervalo temporal foi de 4 anos. Desta forma, mesmo que a trajetória de conversão tenha sido menor, esta dinâmica causa declínio sucessivo dos serviços ecossistêmicos da floresta e a perda da capacidade da floresta em fornecer produtos e serviços florestais, além da capacidade de armazenamento de carbono (THOMPSON *et al.*, 2013; MATRICARDI *et al.*, 2010).

Além disso, como dito anteriormente, o contexto atual de desflorestamento é diferenciado, predominando áreas de desflorestamento inferiores a 0,25 km² e a 0,0625 Km², respectivamente (ROSA *et al.*, 2012; RICHARDS *et al.*, 2016), o que pode indicar em parte uma tendência de diferença entre os percentuais de conversão para os últimos anos.

A análise anual das conversões de degradação para desflorestamento mostrou que o ano de 2015 obteve o maior percentual com 37%, seguido pelo ano de 2012, com 25%. Os anos de 2013 e 2014 obtiveram cada um 19% das conversões (Figura 4).

Figura 4 - Percentual anual de conversão da degradação em desflorestamento.

Fonte: Os autores, 2017.



Os 25% convertidos em 2012 foram áreas que passaram por processo de degradação e, no mesmo ano, perderam totalmente a cobertura florestal. Desta forma, o padrão de conversão das áreas de floresta degradadas inicialmente mostrou tendência de queda e aumento expressivo no último ano de análise, o qual seguiu a tendência de aumento expressivo da taxa de desflorestamento para este ano (INPE, 2016). Neste tipo de tendência de conversão há a perda do equilíbrio da floresta (GERWING e VIDAL, 2002; ASNER *et al.*, 2006).

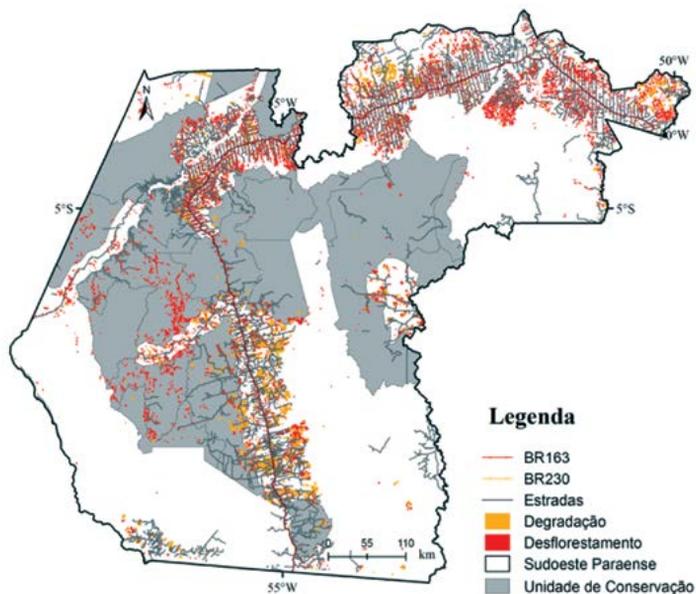
A contenção de atividades de degradação pelas UCs na região também não se mostrou eficaz, pois 297,27 Km², correspondente a 11,75% da área total degradada foram detectadas em seu interior (Figura 5), seguindo o mesmo padrão encontrado para a totalidade da área analisada nesta mesorregião.

Desflorestamento e degradação e a proximidade em relação às estradas

As áreas de Degradação e desflorestamento no Sudoeste Paraense estão concentradas nas proximidades das estradas, principalmente na

BR-163 e na BR-230 (Figura 5), possibilitando a exploração da floresta nas áreas mais remotas da mesorregião, já que de acordo com Fearnside (2006) apenas o anúncio de projetos rodoviários planejados, tais como a reconstrução da rodovia BR-163, implicam na abertura de áreas grandes de floresta para a entrada de agentes de desflorestamento.

Figura 5 – Desflorestamento e degradação ao longo das estradas. Fonte: Os autores, 2017.



A presença cada vez maior de estradas e vicinais tem papel importante para o avanço das atividades agrícolas. Há tempos são identificadas áreas de cortes rasos e queimadas no entorno da captação da obra de asfaltamento da BR-163, na Transamazônica (SOARES-FILHO *et al.*, 2005) e no projeto da barragem da Usina Hidrelétrica Belo Monte, o que reafirma as relações entre o desflorestamento, a expansão agrícola, os projetos de infraestrutura e a especulação de terras (COY & KLINGLER, 2014).

A quantidade de polígonos de desflorestamento ficou concentrada nos primeiros 2.500 m, mas ocorreram variações na quantidade de detecções à medida que a distância dos polígonos para as estradas

aumentava (Tabela 3). Tal tendência é evidenciada em pesquisas realizadas nesta região, com os desflorestamentos concentrados próximos as estradas (PINHEIRO *et al.*, 2016,) principalmente quando da pavimentação destas rodovias, a qual são indutores também da exploração florestal, fogo em florestas, aumento da incidência de doenças respiratórias e o deslocamento de áreas de pequenos fazendeiros (NEPSTAD *et al.*, 2001).

O maior número de detecções de áreas desflorestadas concentraram-se até 2.500 m das estradas, totalizando 2.177,14 km² correspondendo a 67,4% do total da área desflorestada para o período, com uma maior concentração de detecções mais próximas da rodovia e posterior tendência de queda, seguido de um aumento exponencial entre 1000 e 2500m.

Já nas regiões mais distantes da estrada houve uma diminuição gradual nas detecções, todavia para as maiores distâncias ficou evidente um padrão de desflorestamento concentrado em mais detecções e de menores dimensões, quando comparado com as encontradas para a faixa de 2.500 a 5000m.

Tabela 3 - Número de detecções de desflorestamento em relação à distância das estradas

Distância	Número de polígonos	Área (km ²)
≤ 250 m	3.116	724,19
> 250 m ≤ 500 m	1.912	252,83
> 500 m ≤ 1.000 m	3.399	433,50
> 1.000 m ≤ 2.500 m	5.554	766,62
> 2.500 m ≤ 5.000 m	2.884	478,01
> 5.000 m	4.301	576,07
Total	21.166	3.231,22

Para a degradação, as detecções também foram maiores nos primeiros 2.500 m de distância dos polígonos para as estradas, mas com variações em sua quantidade conforme o aumento da distância (Tabela 4).

Na faixa de distância menor ou igual a 250 m foram detectados 739 polígonos que representaram uma área de 843,38 km² de degradação da cobertura florestal, o qual correspondem a 33,4% da área total degradada. Para Kissinger *et al.* (2012), a proximidade dos *drives* de mudança são considerados separadamente para desflorestamento e degradação, onde para o desflorestamento as atividades de agricultura comercial e de subsistência, mineração, extensão da infraestrutura viária e expansão urbana estão intimamente ligadas, enquanto que para a degradação os seus indutores estão mais ligados a exploração florestal, fogo sem controle em floresta, pecuária em floresta e a coleta de madeira para combustível e produção de carvão vegetal, embora em Hosonuma *et al.* (2012) a extração de madeira comercial e atividades de exploração madeireira representem mais de 70% do total degradado em florestas tropicais. Todavia, de acordo com os resultados encontrados é possível afirmar que as atividades indutoras do desflorestamento estão intimamente ligadas a degradação florestal para a área em questão.

Tabela 4 - Número de detecções de degradação em relação à distância das estradas

Distância	Número de polígonos	Área (km ²)
≤ 250 m	739	843,38
> 250 m ≤ 500 m	329	150,80
> 500 m ≤ 1.000 m	619	276,97
> 1.000 m ≤ 2.500 m	1.036	504,90
> 2.500 m ≤ 5.000 m	603	354,44
> 5.000 m	467	398,20
Total	3.793	2.528,69

Os resultados mostraram que as classes de desflorestamento e degradação estão concentradas nos primeiros 2.500 m de distância em relação às estradas. Para o desflorestamento, o número de polígonos detectados até essa distância foi de 13.981, que representou 66,05% do total de polígonos identificados. Já para a classe de degradação, o total de polígonos mapeados até essa distância foi 2.723, que correspondeu a 71,19% do total de polígonos.

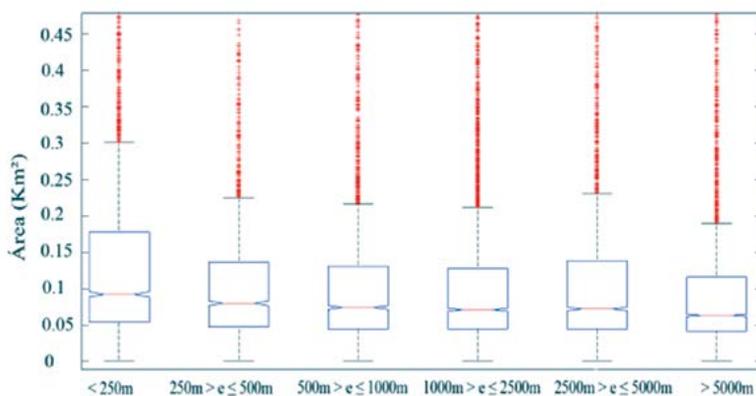
A relação positiva entre a proximidade da estrada e as atividades de desflorestamento e degradação é também comprovada no estudo de Lameira *et al.* (2010), que com a implantação da estrada Transiri, que corta os municípios de São Félix do Xingu e Altamira, no estado do Pará, onde o desflorestamento ficou concentrado nos primeiros 5 km, em municípios que integram o sudoeste paraense.

Já Borges & Ferreira (2010) mostraram que o desflorestamento nas proximidades das rodovias Transamazônica (BR-230), da Cuiabá-Santarém (BR-163) e da PA-279 ficou concentrado nos primeiros 50 km.

No sudoeste de Rondônia, as conversões da floresta para desflorestamento ficaram concentradas nos primeiros 1.500 m da BR-210 e vicinais no período de 1997 a 2010 (XAUD & EPIPHANIO, 2015). De maneira geral, cerca de 90% dos desflorestamentos na Amazônia estão concentrados nos primeiros 5 km das estradas e vicinais (BRANDÃO JÚNIOR *et al.*, 2007; BARBER *et al.*, 2014) e são sobretudo influenciados pela densidade da população, severidade da estação seca e presença de rodovias na região (LAURANCE *et al.*, 2002).

O tamanho médio dos polígonos de desflorestamento mapeados na mesorregião e a relação com as estradas é um aspecto que dever considerado, pois mostra as facetas de como tal é realizado atualmente (Figura 6).

Figura 6 - Relação entre a distância e tamanho das detecções de desflorestamento.

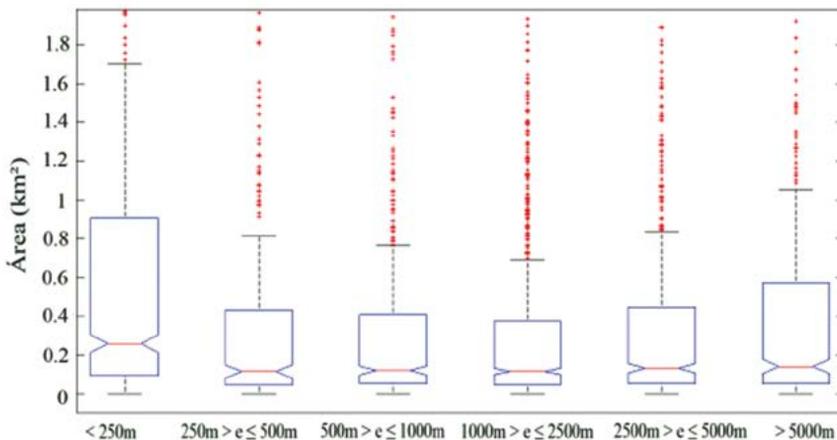


Na distância menor que 250 m, as áreas de desflorestamento são maiores do que nas outras faixas, diferindo estatisticamente

das demais faixas de distância, pelos maiores valores da mediana. Entretanto, para as demais faixas de distâncias, o tamanho médio das detecções de desflorestamento são estatisticamente iguais. Ainda, foi verificada a diminuição gradual da dimensão das áreas desflorestadas, ao se comparar a faixa de distância de 250 a 500m, até a distância de 5.000m, e uma diminuição mais proeminente após esta distância das estradas.

Para a classe de degradação o comportamento é semelhante, pois as áreas degradadas são maiores quanto mais próximos estão das estradas (Figura 7), para a distância menor do que 250m. Para distâncias superiores a 250m os polígonos são estatisticamente iguais, embora a partir de 5.000m haja uma tendência de aumento no tamanho das áreas degradadas.

Figura 7 - Relação entre a distância e tamanho das detecções de degradação.



Os resultados da relação entre o tamanho médio dos polígonos e distância das estradas no Sudoeste paraense assemelham-se ao estudo de Xaud & Epphanio (2015), que mostraram que os polígonos de desflorestamento são maiores quanto maior a proximidade das estradas (Tabela 5). No entanto, vale destacar que o tamanho médio das áreas de desflorestadas e degradadas mapeados estão concentrados em até 1 km² (Figuras 8 e 9), e um pequeno número de detecções para as classes de tamanho superior.

Figura 8 – Área e frequência de ocorrência das detecções de desflorestamento.

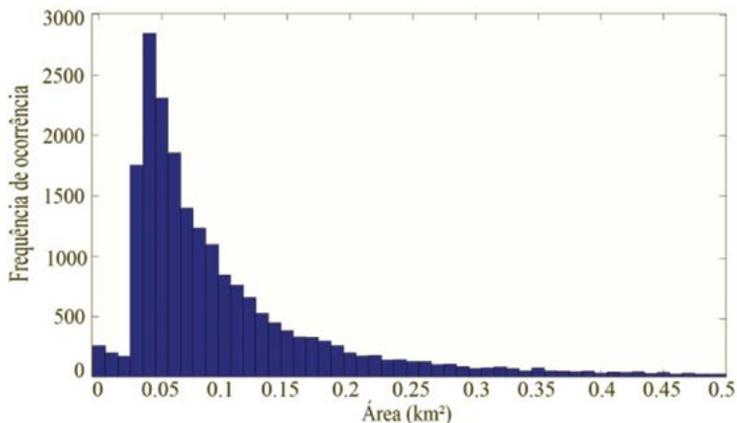


Fig. 9 - Área e frequência de ocorrência das detecções de degradação.

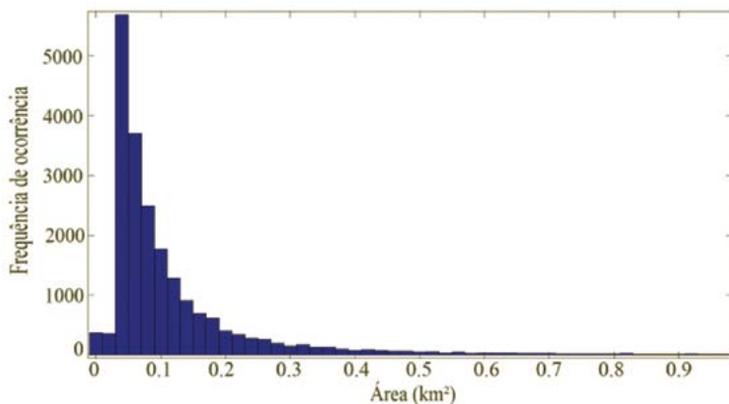


Tabela 5 – Estratificação das detecções de desflorestamento e degradação por faixa de tamanho

Tamanho (km ²)	Desfl. (nº de pol.)	Área (km ²)	Degrad. (nº de pol.)	Área (km ²)
≤ 0,25	18.886	1.545,28	2.383	205,24
> 0,25 ≤ 0,50	1.489	508,43	459	164,76
> 0,50 ≤ 1	509	343,58	381	269,85
> 1	282	833,93	570	1.888,84
Total	21.166	3.231,22	3.793	2.528,69

Quanto à frequência de ocorrência das áreas desflorestadas, o somatório do número de detecções menores e/ou iguais a $0,25 \text{ km}^2$ (18.886) foi de $1.545,28 \text{ km}^2$, o qual correspondeu a 47,8% do total desflorestado na região, seguido de uma tendência pronunciada de diminuição na detecção de áreas de maior dimensão.

Já para as áreas degradadas, a tendência encontrada é oposta as áreas desmatadas, onde embora em menor número (570 polígonos), estes corresponderam a 1888,84 km^2 de áreas degradadas com tamanho superior a 1 Km^2 , o que perfaz 74,7% do total em área para a região.

Conclusão

A maior frequência de ocorrência das detecções menores ou iguais a $0,25 \text{ km}^2$ mostra a importância da capacidade e eficiência de detecção do sistema do DETER-B para o monitoramento da floresta amazônica, o qual é capaz de mapear o padrão de desflorestamento evidenciado desde o ano de 2004, aumentando a eficácia dos programas de monitoramento da Amazônia, como o DETER e o PRODES.

O papel das unidades de conservação na mesorregião do Sudoeste paraense não mostrou ser eficaz, uma vez que uma quantidade expressiva de áreas alteradas foi encontrada nestas áreas.

As estradas tiveram um papel determinante na maior ocorrência de áreas desflorestadas e degradadas, bem como com relação a maior dimensão das detecções quanto mais próximas destas.

Recomenda-se que o asfaltamento da BR-163 deve ser acompanhado de maior atividade de fiscalização das áreas do entorno, uma vez que a pressão pelos recursos naturais é sempre decorrente da melhora da infraestrutura viária, como vem sendo demonstrado em pesquisas na região amazônica.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. A.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTIRIERI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A. R. 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.

ASNER, G. P; KNNAP, D. E.; BROADBENT, E. N; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M; SILVA, J. N. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v.310, p. 480 – 482, 2005.

BARBER, C. P.; COCHRANE, M. A; SOUZA JR; C. M; LAURANCE, W. F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**. n.177, p. 203 -209.

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

BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p.135-159, 2001.

BORGES, C. A. R. F; FERREIRA, L. V. Os diferentes tipos de ordenamento territorial, uso e ocupação nas rodovias do estado do Pará, uma análise do processo de desflorestamento. In: ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS, 16.,2010, Porto Alegre. **Anais do XVI Encontro nacional dos geógrafos**. Florianópolis: AGB, 2010. p.1 – 9.

BRANDÃO JÚNIOR, A. O; SOUZA JUNIOR, C. M; RIBEIRO, J. G. F; SALES, M. H. R. Desmatamento e estradas não-oficiais da Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13.,2007, Florianópolis. **Anais do XIII Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**. Florianópolis: INPE, 2007. p.2.357 – 2.364.

BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL: levantamento de recursos naturais. Folha n. 21, Tapajós. Rio de Janeiro, 1975.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal brasileira entre 2006 e 2030. **Nova Economia**, v.26.n.2, p.585-621, 2016.

CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2011. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatística/populacao/censo2010/características_da_populacao/resultados_do_universo.pdf. Acesso em: 10 mar. 2016.

COY, M; KINGLER, M. Frentes pioneiras em transformação: o eixo da BR-163 e os desafios socioambientais. **Revista Território & Fronteiras**, v.7, n.1, p. 1-26, 2014.

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. G.; 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**, v.7, n.8, p. 3619-3628, 2015.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**. v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. Manaus: **Editora do INPA**, v.1, p.1-296, 2015.

FRAXE, T. J. P.; REZENDE, M. G. G.; MACEDO, C. A.; WITKOSKI, A. Áreas protegidas no Amazonas: conservação e sustentabilidade como preceitos ambientais indissociáveis. **Revista Amazônia de Ensino de Ciências**, v. 10, n.21, p. 63 – 71, 2017.

Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais (FUNCATE). TerraAmazon 4.6.1. Disponível em: <<http://terraamazon.org/images/DocumentacaoTerraAmazon/TerraAmazon User Guide Operator.pdf>>. Acesso em: 02 nov.2014.

GERWING, J; VIDAL, E. Degradação de Florestas pela Exploração Madeireira e Fogo na Amazônia. **Série Amazônia**, v.20, 2002.

GOMES, S. C; ANDRADE, L. C. Análise espacial do crescimento econômico dos municípios paraenses no período 2002-2006. In: CIRCUITO DE DEBATES ACADÊMICOS, 1.,2011, Brasília. **Anais do I circuito de debates acadêmicos**. Brasília: IPEA, 2011.p.1-19.

HOSONUMA, N; HEROLD, M; SY, V; DE FRIES, R; BROCKHAUS, M; VERCHOT, L; ANGELSEN, A; ROMIJIN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 4, p. 044009, 2012.

IBGE. Produção agrícola municipal 2015. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2016. Disponível em:< <http://cidades.ibge.gov.br/v3>>. Acesso em: 10 ago.2016.

INPE. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites. Sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e QUEIMADAS. Disponível em: <[http:// www.obt.inpe.br/prodes/RelatorioProdes2008.pdf](http://www.obt.inpe.br/prodes/RelatorioProdes2008.pdf)> Acesso em: 10 set. 2016.

INPE. Metodologia do sistema DETER – B sistema de detecção do desmatamento e alterações na cobertura florestal em tempo quase real: Mapeamento de Alertas com Imagens dos Sensores AWiFS Resourcesat-2 e WFI-Cbers-4. Belém: Centro Regional da Amazônia. 2016, 18p. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/arquivos/METODOLOGIA_DETER-AWiFS_WFI_FINAL.pdf>. Acesso em: 08 Jun. 2016.

INPE. **Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. 2016. Disponível em:< http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm> Acesso em: 20 abr.2016.

JUSYS, T. Fundamental causes and spatial heterogeneity of deforestation in Legal Amazon. **Applied Geography**, n.75, p. 188-199, 2016.

KALAMANDEEN, M; GLOOR, E; MITCHARD, E; QUICEY, D; ZIV, GUY; SPRACKLEN, D; SPRACKLEN, B; ADAMI, M; ARAGÃO, L. E. O. C; GALBRAITH, D. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, n. 1600, P. 1-10, 2018.

KISSINGER, G. M.; HEROLD, Martin; DE SY, Veronique. **Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers.** Lexeme Consulting, 2012.

LAMEIRA, W.J.M; ALMEIDA A. S; Vieira, I. C. G. Síntese de ocupação em estradas não oficiais na Amazônia brasileira. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.01, n 62, P. 261–267, 2010.

LAURANCE, W. F., ALBERNAZ, A. K. M., SCHROTH, G., FEARNside, P. M., BERGEN, S., VENTICINQUE, E. M.; DA COSTA, C. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, v.29, p.737–748, 2002.

LUI, G.H; MOLINA, S.M.G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. **Amazônica**, v.1, p. 200 -228, 2009.

MATRICARDI, E. A. T; SKOLE, D. L; PEDLOWSKY, M. A; CHOMENTOWSKY, W; FERNANDES, L. C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, n. 114, p.1117–1129, 2010.

MEIRELLES FILHO, J.C.S. É possível superar a herança da ditadura brasileira (1964-1985) e controlar o desmatamento na Amazônia? Não, enquanto a pecuária bovina prosseguir como principal vetor de desmatamento. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. v. 19, n.1, p. 219-241, 2014.

MELLO, N. R. G.; ARTAXO, P. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**. n.66, p. 108 – 129, 2016.

MONTEIRO, G. F. **Avaliação do desflorestamento e sua relação com a dinâmica de ocupação agropecuária no estado do Pará.** 2011. 94f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2011.

MARUSSIA, W.; CAMPANILI, M. (coords.). **Programa Municípios Verdes: lições aprendidas e desafios para 2013/2014.** Belém, PA: Pará. Governo do Estado. Programa Municípios Verdes, 2013.

NEPSTAD, D; CARVALHO, G; BARROS, A. C; ALENCAR, A; CAPOBIANCO, J. P; BISHOP, J; MOUTINHO, P; LEFEBVRE, P; SILVA JR, U. L; PRINS, E. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest ecology and management**, v. 154, n. 3, p. 395-407, 2001.

PIMENTEL, N. R. M. A ocupação da Amazônia e o desencantamento do seu espaço natural. Revista **Veredas Amazônicas**, n.1, p. 42-54, 2014.

PINHEIRO, T. F; ESCADA, M. S. I; VALERIANO, D. M; HOSTERT, P; GOLLNOW, F; MULLER, U. Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: the BR-163 region in Southwestern Pará, Brazil. **Earth Interactions**, n.17, v.20, p.1-26, 2016.

PMV. Programa Municípios Verdes. 2016. Disponível em: http://www.municipiosverdes.pa.gov.br/relatorios/rr_adesao_termos. Acesso em: 10 mar. 2016.

QUANTUM GIS. Version: 2.14. Disponível em:<<http://www.qgis.org/en/site/forusers/download.html>>. Acesso em: 13 mar. 2016.

REGO, N; FREITAS, R. M. Amazônia, representação e mídia. **Revistafsa**, v.12, n.1, p. 107-120, 2015.

RICHARDS, P. Are brazil's deforesters avoiding detection? *Society Conservation Biology*, n.3, p. 1-7.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 26, p. 932-937, 2012.

SILVA, M; NASCIMENTO, P.G; COUTINHO, A.C. A transformação do espaço amazônico e seus reflexos na condição atual da cobertura e uso da terra. **Novos Cadernos NAEA**, v. 16, n.1, p. 229-248, 2013.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R.; A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P; MCGRATH, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos avançados**. v.19, n. 54, p. 137-152, Ago. 2005.

SOARES, F. R.; ASTA, A. P.; AMARAL, A. Evolução especial da população, núcleos de ocupação e desmatamento no município de Novo Progresso - PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n.66, p. 115-125. 2014.

TEIXEIRA, H. T; NETO, J. A. F; MOURA, M. A; FIGUEIREDO, N. A. As unidades de conservação de uso sustentável no bioma amazônico: dilemas e perspectivas para o desenvolvimento sustentável. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, n. 46, p. 71 – 89, 2017.

TERRACLASS. **Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal**. 2014. Disponível em:< http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2014.php>. Acesso em: 05 jan.2017.

THOMPSON, I. D. GUARIGUATA, M. R., OKABE, K., BAHAMONDEZ, C., NASI, R., HEYMELL, V., SABOGAL, C. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology and Society**. V.2, n.18, p.1-23, 2013.

XAUD, M. R; EPIPHANIO, J. C. N. Análise da dinâmica das conversões de uso e cobertura da terra na região sudeste de Roraima – Amazônia. **Agroambiente**, v.9, n.4, p.465 – 475, 2015.

